



UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES

“Efecto de la urbanización en la ecología del epilíton en ecosistemas lóticos fueguinos”

Efecto de factores de cambio antropogénico en la ecología del epilíton en
ecosistemas lóticos fueguinos

Tesis presentada para optar el título de Doctora de la Universidad de Buenos Aires en el
área de Ciencias Biológicas.

Lic. María Granitto

Directora de tesis: Dra. Patricia Laura Rodríguez

Consejera de estudios: Dra. Nora Maidana

Lugar de trabajo: Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC-CONICET),
Ushuaia Tierra del Fuego

Buenos Aires, 2023

ÍNDICE

Agradecimientos	4
Dedicatoria	5
RESUMEN.....	6
ABSTRACT.....	7
INTRODUCCIÓN GENERAL.....	8
Ecosistemas fluviales	9
Impacto antrópico.....	12
<i>Urbanización</i>	13
<i>Eutrofización cultural</i>	15
<i>Introducción de especies invasoras</i>	16
Perifiton.....	17
<i>Características generales</i>	17
<i>Perifiton como bioindicador</i>	19
Contexto ambiental de la ciudad de Ushuaia.	20
<i>Antecedentes del contexto ambiental-urbanístico</i>	21
OBJETIVOS E HIPÓTESIS	23
Objetivo general	24
Objetivos específicos	24
Hipótesis y predicciones de trabajo:.....	24
METODOLOGÍA GENERAL.....	26
Área de estudio.....	27
Diseño de muestreo	30
Muestreo de campo y procedimientos analíticos	35
<i>VARIABLES FÍSICAS, QUÍMICAS E HIDROLÓGICAS</i>	35
<i>Bacterias coliformes</i>	38
<i>Epifiton</i>	40
CAPÍTULO I.....	44
Caracterización ambiental de las cuencas hidrográficas de la ciudad de Ushuaia.	44
Introducción	45
Metodología específica	46
<i>Características morfométricas</i>	47
<i>Análisis de datos</i>	50
Resultados	51

<i>Parámetros morfométricos, hidrológicos y calidad de ribera</i>	51
<i>Variables físicas, químicas y biológicas</i>	55
Discusión.....	66
CAPÍTULO II	72
Epilíton en cuencas urbanas de la ciudad de Ushuaia	72
Introducción	73
Metodología específica	75
<i>Análisis de datos</i>	75
Resultados	78
<i>Fracciones de masa</i>	78
<i>Estequiometría ecológica</i>	88
<i>Comunidad algal del epilíton</i>	90
<i>Análisis GAM</i>	104
Discusión.....	106
CAPÍTULO III.....	112
Índice de Calidad de agua Fueguino (ICAF).....	112
Introducción	113
Metodología específica	114
<i>Diseño experimental</i>	114
<i>Análisis de datos</i>	117
Resultados	118
<i>Variabilidad espacial</i>	118
<i>Variabilidad temporal</i>	120
Discusión.....	122
CAPÍTULO IV	126
Impacto del castor (<i>Castor canadensis</i>) en la composición de la comunidad algal epilítica de arroyos fueguinos	126
Introducción	127
Metodología específica	129
<i>Diseño experimental</i>	129
<i>Análisis de datos</i>	135
Resultados y discusión	135
DISCUSIÓN GENERAL.....	145
BIBLIOGRAFÍA.....	152
ANEXOS.....	180
Anexo I.....	181

Anexo II	183
<i>Trabajos publicados</i>	183

Agradecimientos

Esta tesis representa sin duda la culminación de un logro académico importante, pero a la vez simboliza una decisión muy importante en mi estilo de vida, al mudarme a Tierra del Fuego. Por lo tanto, en este apartado quisiera agradecer a cada una de las personas que me apoyaron y acompañaron en este proceso. En primer lugar, a mi familia, particularmente a mis padres quienes se han esforzado para brindarme los valores y herramientas necesarias para que desarrolle mi capacidad crítica en la vida. Mis hermanos (Agustín, Manuel y Joaquín), gracias por cada visita recurrente lo cual generó que formen parte de mi vida fueguina. Especialmente a Manuel, quien me acompañó al campo y me ayudó en el laboratorio estando de visita (¡Mi gran compinche en la investigación!). En segundo lugar, agradezco enormemente a Patricia, mi directora por haber confiado en mí sin ninguna referencia previa. ¡Gracias Patri por transmitirme tu conocimiento y amor por la ciencia, pero ante todo por tu generosidad como persona! En tercer lugar, quiero agradecer a mi familia fueguina por toda su contención y cariño que hicieron posible que hoy haya llegado hasta acá: Maru y Anna, fieles vecinas de gamela, siempre listas para sumar un plato más de comida o tomar un tecito, pero sobre todas las cosas hermosas amigas que esta etapa me ha brindado. A Cathy, Emi y Alma, gracias por dejarme entrar en su familia, por su hospitalidad y cariño de tía que puedo ejercer con Almita al igual que con Inés (gracias Lu y Uli!). A Nacho, Clarita, Sami, Juli K, Juan, Lule, María. B, Ani, Ama, Coni y Vicky amigos/colegas del instituto de quienes estoy muy agradecida haber conocido y compartir a diario. En particular, quiero agradecer a Nati por su amistad y apoyo inconmensurable en esta etapa de quien he aprendido mucho en lo emocional y me ha ayudado a ser mejor persona. A las amigas/hermanas de siempre, que han demostrado que la distancia no es excusa para sentirse cerca: Gorda, Cate, Caro y a las amigas/os fueguinos más actuales: Flor. M, Flor.G, Vir, Juli M, Tincho, Pato, Tomo y Lucas. A las chicas de ecología terrestre (Gabita, Vero, Romi, Sole) por cada préstamo de material de laboratorio y buena predisposición. Particularmente a Sole, que si bien no figura en ésta tesis como co-directora fue de gran ayuda para la realización de este trabajo en distintos aspectos. A cada colaborador en el trabajo de campo, gabinete y laboratorio: Victoria García, Florencia Veira, Ana Gorman, Alex Di Caro, Lino Condori, Mary Shawaker, alumnas de la UNTdF, ¡particularmente a Julio y Ramiro!. A la Secretaría de Recursos Hídricos de la Provincia de Tierra del Fuego y Parques Nacionales por proveer de información necesaria para llevar a cabo este trabajo. Al personal técnico de la DPOSS (Pablo, Leo, Saúl, Santiago y Roxana) por su buena predisposición en evacuar dudas y préstamo de equipamiento. A CADIC y a las diversas personas que allí trabajan por hacer del instituto un hogar y lugar de trabajo acogedor para desarrollarme durante todos estos años. Finalmente, al jurado por aceptar y contribuir en la finalización de este trabajo.

ANPCyT BID PICT 2015 1152 y BID PICT 2017 0164, PIDUNTdF-A Convocatoria 2016, PUE 2016 CADIC, Proyecto GEF GCP/ARG/023/ GFF.

Dedicatoria

Esta tesis está dedicada a mi familia, en especial a mi mamá, abuela Marta y bisabuelo Carlos de quien creo haber heredado mi cariño por la ciencia.

a Marcela, Marta y Carlos.

Si buscas resultados distintos, no hagas siempre lo mismo.

Albert Einstein.

RESUMEN

Las cuencas hidrográficas de Tierra del Fuego son reconocidas como áreas prístinas, sin embargo están sujetas a distintos impactos; la urbanización es uno de los más conspicuos. En la presente tesis se evaluó el estado ambiental de ecosistemas lóticos fueguinos empleando la comunidad epilítica. Esta comunidad es ideal como bioindicador por su ubicuidad y hábito sésil. Se estudiaron 3 cuencas de la ciudad de Ushuaia entre 2018 y 2022 durante el periodo libre de hielo. Las fracciones de masa, estequiometría, y la comunidad algal (abundancia, biovolumen y composición) del epilíton respondieron al impacto de la urbanización. Además, se desarrolló un Índice de Calidad de Agua Fueguino donde se incluyó la clorofila-a del epilíton. Adicionalmente, se evaluó la actividad del castor norteamericano en la composición del epilíton ya que resulta un impacto frecuente en la región. Este estudio se realizó durante 2016-2017 en sitios con actividad presente y pasada de castor. Se observaron diferencias en la composición epilítica algal y mayor cantidad de materia orgánica asociada a la actividad del castor. Los resultados expuestos en esta tesis aportan información valiosa para comprender el rol de la comunidad epilítica en ecosistemas lóticos de áreas prístinas que están siendo alterados por la actividad antrópica ya sea de manera directa por la urbanización e indirecta debido a la introducción de una especie exótica invasora.

Palabras clave: Epilíton, urbanización, ecosistemas lóticos, algas, estequiometría, clorofila, índice de calidad de aguas, castor, Ushuaia, Tierra del Fuego.

ABSTRACT

Effect of urbanization in the epilithon ecology in Fuegian lotic ecosystems.

Watersheds of Tierra del Fuego are recognized as pristine areas, although they are subject to different impacts; being urbanization among them. In this Thesis, the environmental quality of Fuegian lotic ecosystems was evaluated using the epilithic community as an environmental indicator. This community was selected because of its ubiquity and sessile habit. The impact of urbanization was assessed by studying different aspects of the epilithic community and limnological variables in 3 watersheds of Ushuaia City between 2018 and 2022 during the ice-free period. The mass fractions, stoichiometry, and algal community (abundance, biovolume, and composition) of epilithon responded to the impact of urbanization. In addition, a Fuegian Water Quality Index was developed and applied; this index included epilithon chlorophyll-a as a variable in its formulation. Additionally, North American beaver activity on epilithon composition was evaluated as it is a frequent impact in the region. This study was conducted during 2016-2017 at sites with current and past beaver activity. Differences between sites were observed in the algal epilithic composition and a higher load of organic matter associated with the activity. Results presented in this Thesis provide valuable information to understand the role of the epilithic community in lotic ecosystems of pristine areas that are being altered by anthropogenic activity, either directly due to urbanization or indirectly due to the introduction of an invasive exotic species.

Key words: Epilithon, urbanization, lotic ecosystems, algae, stoichiometry, chlorophyll-a, water quality index, beaver, Ushuaia, Tierra del Fuego.

INTRODUCCIÓN GENERAL

Ecossistemas fluviales

En un planeta modelado por agua, los ecosistemas fluviales representan una fracción ínfima (0,001%) del total del agua presente en los distintos compartimentos del ciclo hidrológico. A pesar de su pequeña representatividad, cumplen un rol fundamental, conectando los sistemas terrestres con la atmósfera y los océanos. Estas interacciones ocurren de manera longitudinal, lateral y vertical con el entorno en diferentes escalas espacio-temporales (Vannote et al. 1980, Junk et. al. 1989). La conexión longitudinal ocurre de manera unidireccional desde las nacientes, hasta la desembocadura. El río y sus márgenes se conectan de forma lateral conformando la planicie aluvial. La ribera fluvial constituye una zona de extremo valor ambiental como consecuencia de los múltiples procesos ecológicos que allí se desarrollan (Giorgi & Vilches 2021). La dimensión vertical se da entre el agua superficial, el agua subterránea y la atmósfera, a través de la precipitación, evapotranspiración o evasión de CO₂, por ejemplo. Por lo tanto, los arroyos y ríos son ecosistemas dinámicos, con importaciones y exportaciones continuas de materia orgánica, nutrientes, energía, agua y gases (Karr & Dudley 1981, Hotchkiss et al. 2015).

Los sistemas lóticos y las unidades de paisaje que drenan forman jerarquías anidadas (Allan & Castillo 2007). La corriente más pequeña que fluye permanente o temporalmente se la denomina de primer orden, de la conjunción de dos corrientes del mismo orden, se obtiene una de mayor orden (Strahler 1957). El concepto de número de orden en los ecosistemas fluviales es una medida aproximada de su tamaño y suele estar relacionada al área drenada, al caudal de agua transportada y el tamaño del cauce.

Como todos los ecosistemas, los ambientes lóticos pueden ser caracterizados en función de su estructura y funcionamiento. La estructura comprende las características del medio abiótico que forman el escenario donde se desarrolla el ecosistema y los organismos que allí habitan, mientras que el funcionamiento está asociado a procesos determinados por el medio abiótico y biótico. En el caso de los ecosistemas fluviales, la estructura está relacionada a la forma y dimensión del cauce, calidad química del agua, diversidad de hábitats (meandros, pozones, etc.) y las comunidades biológicas presentes. El funcionamiento está relacionado a procesos de transporte y retención de sedimentos, nutrientes, materia orgánica, y la fotosíntesis por parte de los productores primarios (Elosegi & Sabater 2009) y respiración por parte de organismos autótrofos y heterótrofos.

Por otra parte, existen diversas condiciones que afectan al funcionamiento y estructura de los ríos, fuera del sistema fluvial propiamente dicho. Factores como el clima, la topografía, la geología, el tipo de vegetación y distintos impactos antrópicos repercuten en las características de los sistemas lóticos (Gómez 2010).

Debido a que existe una gran variabilidad entre los ecosistemas fluviales, se han desarrollado diversos marcos conceptuales que buscan comprender el funcionamiento de ríos y arroyos desde una perspectiva ecológica (Allan & Castillo 2007). Gran parte de estas teorías descriptas son complementarias, mientras que otras son aplicables a determinados ecosistemas fluviales.

La teoría del Continuo del Río (RCC del inglés “*River Continuum Concept*”) explica el funcionamiento de los ecosistemas lóticos en sentido longitudinal. El desarrollo de este modelo conceptual está basado en la dinámica de cursos de agua de bosques de zonas templadas (Vannote et al. 1980). Puntualmente, expone que las comunidades bióticas, responden a un gradiente continuo en las condiciones físicas, desde las cabeceras hasta la desembocadura. Este gradiente se define en términos de flujo de energía. Así, los tramos de órdenes bajos (hacia las cabeceras) están fuertemente influenciados por la vegetación ripariana que reduce la producción autótrófica, producto del sombreado y actúa a su vez como suministro de materia orgánica alóctona. A medida que el número de orden del arroyo incrementa, disminuye progresivamente el aporte de materia orgánica terrestre, mientras que va en aumento la producción primaria autóctona y la materia orgánica transportada aguas abajo. A lo largo del continuo del río, los organismos consumidores (particularmente los macroinvertebrados) y productores primarios responden a los cambios en el medio físico y en la producción primaria (Vannote et al. 1980). Esta teoría ha sido de gran utilidad para comprender patrones ecológicos en ecosistemas lóticos. Sin embargo, una revisión reciente realizada por Doretto et al. (2020) expone algunas limitaciones descriptas por el RCC. Por ejemplo, la teoría del RCC se enfoca principalmente en la dinámica del cauce principal sin contextualizar en la dinámica de red fluvial, subestimando los tipos y fuentes de discontinuidades que pueden ocurrir a lo largo del gradiente longitudinal (Doretto et al. 2020).

Otro modelo que parte de considerar el río como un continuo, es el Concepto de Espiral de Nutrientes que describe cómo los nutrientes son asimilados, retenidos y transformados (reciclados) en los sistemas fluviales. Esta teoría permite describir y cuantificar la variación espacial/temporal de transporte y utilización de las sustancias

disueltas por parte de la biota bentónica en sistemas lóticos (Newbold et al. 1981, Newcomer et al. 2016). Además, propone que la velocidad de la corriente y el estado trófico del río influyen la longitud de la espiral. Este trayecto, hace referencia a la distancia recorrida por un átomo de nutriente durante un ciclo completo y es utilizado como un indicador de la eficacia de retención de nutrientes por el sistema. El reciclado de nutrientes (“*spiralling*” en inglés) es un proceso importante ya que, en los cursos de agua, la disponibilidad de nutrientes con frecuencia limita la tasa de crecimiento de los productores primarios, microorganismos heterótrofos y la tasa de descomposición de la materia orgánica (Rosemond et al. 1993).

Por otra parte, Ward & Stanford (1983) propusieron un modelo que tiene en cuenta la regulación de los caudales de los ríos a través de presas (represas y embalses) y/o interrupciones naturales por ecosistemas lénticos (Stanford & Ward 2001). Por tal motivo, propusieron una modificación al RCC conocida como el Concepto de las Discontinuidad Seriadas (SDC del inglés “*Serial Discontinuity concept*”). Las discontinuidades en el río pueden restablecer el continuo, creando un desplazamiento longitudinal o una desviación de una condición de referencia de una variable dada, definida como “distancia de discontinuidad”. Si bien en el modelo original Ward & Stanford (1983) tenía una perspectiva unidimensional que percibía las presas como interrupciones de los gradientes longitudinales (Ellis & Jones 2013), luego el modelo incluyó llanuras aluviales, abarcando también la dimensión lateral (Ward & Stanford 1995, Stanford & Ward 2001).

En relación con la dimensión lateral, cobra importancia la teoría del Pulso de inundación (Junk et al. 1989), la cual se generó para grandes ríos tropicales de elevada conectividad con la llanura de inundación y crecidas estacionales. En estos ríos el pulso de inundación es el principal modelador del paisaje y la biota suele presentar adaptaciones morfológicas, fisiológicas y etológicas que les permite sobrevivir y reproducirse en estos sistemas. Junk et al. (1989) definen la planicie de inundación como la zona de transición acuático-terrestre (ATTZ, por sus siglas en inglés “*aquatic/terrestrial transition zone*”), ya que ésta alterna entre ambos ambientes y considera que la misma debe ser analizada en conjunto con el río como un sistema “río–llanura de inundación”. El efecto del pulso de inundación, producto de las inundaciones periódicas, modula los cambios anuales en las variables bióticas y abióticas, promueve el intercambio de materia orgánica y contribuye en gran medida a sustentar la alta productividad biológica de las zonas

inundables. Al mismo tiempo, favorece que los organismos desarrollen adaptaciones y estrategias para el uso eficiente de los recursos dentro de la llanura de inundación (Junk et al. 1989, Tockner et al. 2000, Thorp et al. 2006).

Otro marco conceptual aplicado en ecosistemas lóticos, es la Teoría de Dinámica de Parches (Pringle et al. 1988, Winemiller et al. 2010). Aquí, los autores, explican que la heterogeneidad espacial en el lecho de ríos y arroyos determina diferentes hábitats con consecuentes cambios en la biota. Es decir, esta teoría identifica a los ríos como un mosaico de parches cuyas características particulares afectan a los procesos que ocurren en el río en relación con las comunidades bióticas. La hipótesis es que la diversidad de parches provee más recursos y puede conferir estabilidad a las comunidades. Según Pringle & Bowers (1984), Pringle (1985), la comunidad del perifiton responde a la dinámica de nutrientes en parches y muestran evidencia que la disimilitud de los regímenes de nutrientes entre parches en los arroyos puede promover la diversidad de especies de perifiton (Pringle 1985).

Por último, investigaciones más actuales proponen teorías relacionadas con factores climáticos. Dodds et al. (2015) presentan el Concepto del Gradiente Fluvial ("*Stream Biome Gradient Concept*" en inglés) donde se analiza a macro-escala el funcionamiento de los sistemas fluviales haciendo énfasis en los gradientes de precipitación y temperatura. Por otra parte, el Concepto de Pulso-Derivación (Pulse Shunt Concept, PSC del inglés "*Pulse Shunt Concept*") vincula la estructura y la función de la red de drenaje con la variación temporal de eventos hidrológicos (precipitación y deshielo). La ocurrencia de eventos extremos poco frecuentes pero cuyo incremento se espera por efecto del cambio climático, implica una disminución de los tiempos de residencia del agua, aumento en la velocidad de la corriente y en la exportación de materia orgánica disuelta (MOD) de origen terrestre aguas abajo en los ecosistemas lóticos (Raymond et al. 2016).

Impacto antrópico

Los servicios de los ecosistemas han sido definidos como las contribuciones directas o indirectas de los ecosistemas al bienestar humano (De Groot et al. 2010). Según la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MEA 2005), existen impulsores antrópicos de cambio ambiental que alteran la provision de dichos servicios. Se entiende por impulsores de cambios directos a aquellos factores naturales o inducidos por el ser humano que actúan inequívocamente sobre los ecosistemas, como los cambios de usos

del suelo, sobreexplotación e introducción de especies, contaminación, el cambio climático, etc. De lo contrario, un impulsor indirecto opera de manera difusa, alterando uno o más impulsores directos; como por ejemplo factores demográficos, económicos, sociopolíticos, científicos, tecnológicos, culturales, de estilo de vida y religiosos (MEA 2005). En esta tesis se desarrollan dos impactos antrópicos directos. Por un lado, la urbanización como un caso especial de cambio del uso de la tierra que genera contaminación y puede producir eutrofización cultural. Por otro lado, la introducción de especies invasoras haciendo énfasis en el castor canadensis.

Urbanización

Históricamente los ecosistemas acuáticos han sido intervenidos para satisfacer las necesidades humanas; numerosas civilizaciones, ciudades e incluso regiones se han organizado a lo largo de cursos fluviales. Los cursos de agua son susceptibles a los cambios que ocurren en la cuenca de drenaje. En este sentido, el cambio en el uso del suelo es considerado a nivel global una de las principales alteraciones, que a su vez modifican la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas (Vitousek et al. 1997a, Foley et al. 2005, Hegazy & Kaloop 2015). La urbanización es un tipo de uso de suelo persistente y de rápido crecimiento que provoca importantes cambios en el proceso ecológico de los arroyos (Paul & Meyer 2008). El incremento exponencial de la población, conlleva a una mayor presión sobre los ecosistemas con su consiguiente deterioro (Harrison & Stiassny 1999).

La calidad del agua de los ecosistemas loticos urbanos ha sido ampliamente estudiada en diferentes partes del mundo (Characklis & Wiesner 1997, Hatt et al. 2004, Bahar et al. 2008, Kaushal & Belt 2012, Vidal et al. 2020). Una característica dominante de la urbanización es la baja permeabilidad de la cuenca a las precipitaciones, lo que lleva a una disminución de la infiltración y a un aumento de la escorrentía superficial (Paul & Meyer 2001). Según Arnold & Gibbons (1996) en una cuenca boscosa, a medida que incrementa la superficie impermeable, se altera el balance hidrológico (Fig. 1). Los autores describen que al pasar de una superficie boscosa a un 10-20% de superficie impermeable, la escorrentía se duplica; mientras que entre el 75 y el 100% de impermeabilidad, la escorrentía superficial aumenta más de cinco veces respecto a las cuencas forestadas (Fig. 1). El incremento de la escorrentía superficial, debido a una mayor cobertura de superficie impermeable, así como los cambios en la conformación

del paisaje, contribuyen a mayores cargas de nutrientes en los ecosistemas lóticos (Walsh et al. 2005, Schiff & Benoit 2007, Fernandes et al. 2019) y puede alterar su biota (Miserendino et al. 2008).

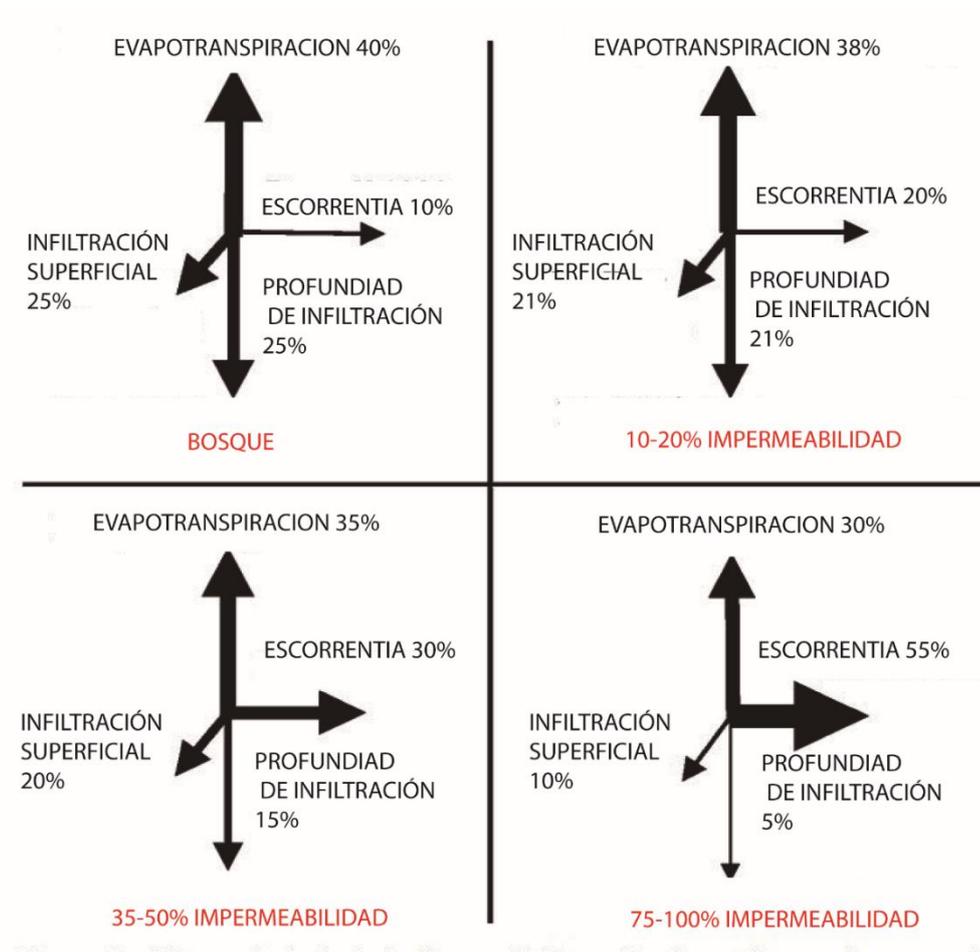


Fig.1: Cambios en los flujos de agua asociados al aumento de la superficie impermeable en cuencas impactadas por la urbanización. (Fuente: Arnold & Gibbons 1996- traducido al español).

Por lo general, los estudios sobre ecología urbana involucran el desarrollo de la ciudad sobre ecosistemas nativos y la dinámica de los ambientes urbanos como ecosistemas en sí mismos (Grimm et al. 2000). De hecho, existen varios estudios que mencionan el término "síndrome del arroyo urbano", para describir la degradación ecológica que presentan los cursos de agua urbanos (Walsh et al. 2005, Askarizadeh et al. 2015, Vietz et al. 2016). Los síntomas más frecuentes asociados a este síndrome están relacionados al deterioro de la química del agua (incremento en la concentración de

nutrientes, sustancias tóxicas y temperatura) y la alteración en la morfología y estructura del cauce. El ancho y la profundidad de los cursos fluviales responden a los cambios a largo plazo en el suministro de sedimentos y el régimen de flujo hídrico. También se destacan síntomas hidrológicos como hidrogramas más estrechos (“*flashier*” en inglés) debido al incremento en la escorrentía superficial en áreas con mayor impermeabilidad y cambios en la composición biológica como por ejemplo reducción de la riqueza de especies y mayor dominancia de las especies tolerantes (Meyer et al. 2005). Además, pueden ocurrir otros síntomas, no tan frecuentes en todas las áreas urbanas, como por ejemplo la reducción del caudal basal y el incremento de sólidos en suspensión (Walsh et al. 2005). Dado que los ríos urbanos prevalecen en todas partes del mundo, su deterioro ha generado una gran preocupación respecto a la reducción de bienes y servicios fundamentales como la disponibilidad de agua potable y la pérdida de biodiversidad, entre otros (Booth et al. 2016).

Eutrofización cultural

Se denomina eutrofización al proceso por el cual un ambiente acuático pasa de un estado trófico determinado a uno superior debido al incremento de la concentración de nutrientes (principalmente nitrógeno (N) y fósforo (P)) que pueden ser incorporados por los productores primarios, con el consiguiente incremento de su biomasa (Conzonno 2009). Este proceso, se lo conoce como eutrofización cultural cuando los aportes son de origen antrópico a partir de fuentes puntuales (vuelcos concretos) o difusas (producto de la escorrentía superficial y sub-superficial) es decir cuando está vinculado al fenómeno de contaminación y ocurre en cortos periodos de tiempo (Le Moal et al. 2019). Las algas son, en general, la base de la trama trófica de los ecosistemas acuáticos continentales y reflejan la composición de nutrientes del agua ya que responden rápidamente a variaciones en las concentraciones de compuestos ricos en P y N (Whitton & Kelly 1995). La eutrofización cultural puede afectar el suministro de nutrientes en los ecosistemas acuáticos haciendo variar la limitación en un nutriente por la de otro (Conley et al. 2009). Por ejemplo, la deposición de N_2 atmosférico en el hemisferio norte causada por el uso de fertilizantes y la quema de combustibles fósiles ha incrementado la relación N:P en los ecosistemas acuáticos (Bergström et al. 2005). Adicionalmente, afecta los servicios ecosistémicos de los cursos de agua, alterando la biodiversidad de los organismos acuáticos, su valor recreativo/cultural, su uso como suministro de agua potable y

potencialmente su rol como fuente o sumidero de CO₂ para la atmósfera (Smith et al. 1999).

Introducción de especies invasoras

Las actividades humanas impulsadas por objetivos económicos, culturales, intelectuales, estéticos y espirituales han generado el transporte de organismos a través de barreras geográficas que durante mucho tiempo mantuvieron separadas las regiones bióticas (Chapin et al. 2000). La introducción de especies puede ser intencional, como por ejemplo la incorporación de nuevas variedades en agricultura, o de manera indirecta o accidental como por ejemplo el caso del mejillón dorado, *Limnoperna fortunei* transportado desde el sudeste asiático a Sudamérica en el agua de lastre de los barcos (Darrigran & Ezcurra de Drago 2000). La introducción de especies también puede ocurrir sin intervención del hombre por parte de animales con hábitos migratorios. Por otro lado, las especies invasoras son aquellas que una vez introducidas logran establecerse en el ambiente, vencen filtros abióticos y bióticos, se reproducen de forma regular, sostienen poblaciones viables y se esparcen hacia nuevas áreas de distribución (Elton 1958). Estas, una vez introducidas puede generar cambios en la biodiversidad y ecología del sistema al que arribó con efectos beneficiosos como perjudiciales (Colautti & MacIsaac 2004). La invasión de especies exóticas constituye un efecto y al mismo tiempo un de las principales dimensiones del cambio global (Vitousek et al. 1997b, Sala et al. 2000).

El castor norteamericano (*Castor canadensis*) en Tierra del Fuego es una especie introducida e invasora, el cual es considerado uno de los ejemplos más sorprendentes dentro de las especies ingenieras de ecosistemas ya que transforman fuertemente los ecosistemas lóticos y aledaños (Jones et al. 1997, Anderson et al. 2009). Durante su actividad vital, los castores modifican el ambiente según sus necesidades: construyen diques para elevar y controlar el nivel del agua, cortan árboles y vegetación aledaña, cavan madrigueras y profundizan lechos (Rozhkova-Timina et al. 2018). El impacto del castor a través de la construcción de diques produce alteraciones sobre la hidrología y la morfología de los arroyos. Un estudio realizado en zonas rurales del hemisferio norte ha demostrado que los diques construidos actúan como trampa de sedimento, disminuyendo la concentración de nutrientes y sólidos en suspensión en la columna de agua (Bason et al. 2017). La obstrucción del flujo normal genera que el agua se acumule, disminuya la

velocidad y forme diques donde se depositan sedimentos y materia orgánica, tanto de fuentes alóctonas como autóctonas (Naiman et al. 1986).

En Tierra del Fuego, se ha llevado a cabo una serie de estudios para comprender el impacto del castor en los ecosistemas locales (Lizarralde 1993, Coronato et al. 2003, Martínez Pastur et al. 2006). Particularmente, han sido estudiados los efectos sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos (Anderson & Rosemond 2007, Anderson & Rosemond 2010, Anderson et al. 2014) y sobre las fracciones de masa y metabolismo del perifiton (García & Rodríguez 2018, García et al. 2022).

Perifiton

Características generales

Distintas definiciones se han elaborado para referirse al perifiton: Wetzel (1983) lo definió como una compleja comunidad de microbiota constituida por algas, bacterias, hongos, animales y detritos orgánicos e inorgánicos que habita en los cuerpos de agua, adherida a un sustrato natural o artificial, tanto vivo como muerto. Recientemente, otra definición utilizada describe al perifiton, como un microsistema constituido por una matriz compleja de mucopolisacárido con microorganismos autótrofos y heterótrofos que poseen la capacidad natural de responder y recuperarse al estrés (Wetzel 2005, Sabater et al. 2007). Otra terminología que se utiliza para referirse a esta comunidad es “biofilm”. Esta denominación se emplea principalmente en relación a la comunidad bacteriana del perifiton, con una acepción más biotecnológica en trabajos que involucran el tratamiento de efluentes empleando la comunidad adherida en cualquier superficie (Sládečková 1994). De acuerdo con (Hynes 1970), se han definido términos para denominar a las distintas comunidades perifíticas, según el tipo de sustrato al cual se adhieren y crecen (epifiton (plantas o algas), episammon (arena), epiliton (rocas), epipelon (sedimento fino), epixilon (madera)).

Según Wetzel (2005), existen tres aspectos importantes a considerar del perifiton en los ecosistemas acuáticos. El primero es la composición de la comunidad perifítica que en la mayor parte de los cuerpos de agua superficiales está constituida por una combinación de algas/cianobacterias autotróficas y una fracción heterotrófica integrada por hongos, virus, bacterias y protistas. En condiciones de completa oscuridad, las comunidades pueden ser totalmente heterótrofas y utilizar recursos del sustrato orgánico. En segundo lugar, el intercambio gaseoso e iónico entre la comunidad y el medio acuoso

circundante se produce a velocidades más lentas que en el agua. En este sentido, el metabolismo, crecimiento y productividad de la comunidad dependen en gran parte del reciclado interno y de la conservación de los recursos capturados externamente, resultando así en una alta eficiencia de utilización y retención de los mismos. Por último, la mayor parte de la materia orgánica producida por los productores primarios es reciclada dentro de la misma comunidad. El destino de la materia orgánica viva o muerta que no es utilizada o respirada resulta complejo. Por lo tanto, la proporción de la energía química y de los nutrientes contenidos en la comunidad perifítica que pasa a los niveles tróficos superiores depende en gran parte del sustrato de soporte (Wetzel 2005). En este sentido, el sustrato (tipo y origen) cobra un rol importante como factor controlador de la comunidad. La interacción con el sustrato parece ser más importante cuando la disponibilidad de nutrientes en la columna de agua es menor (Eminson & Moss 1980).

Las algas perifíticas poseen un amplio rango de estructuras morfológicas para adaptarse a diversos hábitats y sustratos. Algunas de las características morfológicas más comunes para adherirse a los sustratos son talos con extremos pegajosos, cápsulas pegajosas, almohadillas o filamentos, ventosas, pedúnculos de fijación, etcétera (Azim & Asaeda 2005). Un tipo particular de perifiton son las algas bentónicas que crecen adheridas a las rocas en de ríos y arroyos (epilíton). A menudo esta misma comunidad es referida como bentos por tratarse de sustratos que se encuentran en el lecho de los cursos fluviales (Biggs 1996). La respuesta por parte de las algas epilíticas para habitar y crecer en ríos y arroyos está asociada a un conjunto de interacciones complejas que ocurren en distintas escalas del paisaje. Biggs (1996) propuso un modelo conceptual de dos niveles donde describe los múltiples factores e interacciones que regulan la acumulación y pérdida de biomasa algal en ríos y arroyos (Fig. 2). Las principales variables ambientales que tienen mayor influencia directa en la acumulación de biomasa son los nutrientes y la disponibilidad de luz, mientras que las principales causas de pérdida de producción son las perturbaciones, especialmente la variación en el nivel hidrológico. Además, en relación al sustrato, existen trabajos que vinculan diferencias en la colonización de algas bentónicas entre sustratos con diferencias en el tipo y origen del sustrato rocoso (Tuchman & Blinn 1979; Bonaventura et al. 2006). Las características ambientales o del paisaje a mayor escala (macro-ecológicas) incluyen el clima, la topografía, el uso de la tierra, la geología y los impactos humanos (Fig. 2).

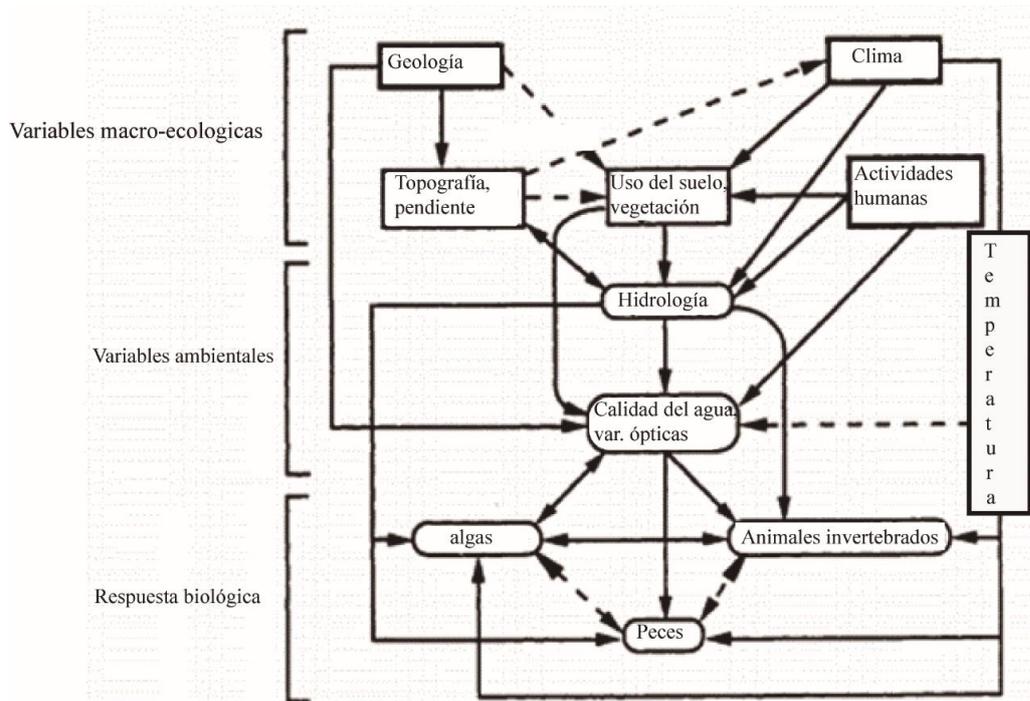


Fig. 2: Diagrama que muestra cómo las características del paisaje se vinculan para controlar las variables fundamentales de los arroyos, que a su vez controlan las respuestas biológicas y las interacciones importantes para las algas del perifiton. Las relaciones causa-efectos fuertes se muestran como flechas sólidas y las interacciones más débiles como flechas discontinuas. Las flechas dobles indican relaciones de retroalimentación (Fuente: Biggs 1996 - traducido al español).

Perifiton como bioindicador

En estudios de calidad de agua, las mediciones físicas, químicas y bacteriológicas representan la base del monitoreo, ya que proporcionan un amplio espectro de información para una gestión adecuada del agua. Sin embargo, la inclusión del uso de las comunidades biológicas en dichas evaluaciones ofrece algunas ventajas (Metcalf 1989). Las comunidades biológicas reflejan la combinación actual y pasada de las condiciones de la cuenca, representando un monitoreo continuo ya que los organismos permanecen en el cuerpo de agua y son sensibles a los cambios de una amplia gama de factores ambientales (Karr et al. 1986, Domínguez & Giorgi 2020). El perifiton como indicador de la calidad del agua en los ecosistemas lóticos es ideal por su ubicuidad y el hecho de que no pueden evitar la contaminación dado su hábito sésil (Biggs 1996). Particularmente, las algas perifíticas poseen varios atributos que las convierten en organismos ideales para utilizar en el monitoreo de calidad de agua:

- ✓ Al ser los productores primarios ocupan una posición fundamental en la cadena trófica de los ecosistemas lóticos (Lowe & Pan 1996).
- ✓ Poseen ciclos de vida muy cortos, algunas especies tienen una división celular mayor a dos veces por día, lo cual permite respuestas rápidas a cambios en las condiciones ambientales (Eppley 1977).
- ✓ Es una comunidad relativamente fácil y económica de muestrear. Su identificación, al microscopio no resulta extremadamente difícil (Lowe & Pan 1996).

Puntualmente, el análisis del perifiton en ríos y arroyos puede centrarse en características taxonómicas o no taxonómicas (Hill et al. 2000). En relación con la taxonomía, existen distintas métricas de integridad biótica: Índices de diversidad (por ejemplo, Shannon-Wiener, riqueza de especies, género, especies indicadoras tolerantes, entre otros) (Stevenson & Bahls 1999). Las medidas estructurales como el peso seco, peso seco libre de cenizas y clorofila-*a* por unidad de área también pueden ser útiles para detectar efectos no indicados por el análisis taxonómico o bien dar a conocer características funcionales de la comunidad (Pizarro & Alemanni 2005). Por ejemplo, la naturaleza autotrófica o heterotrófica del perifiton, mediante el uso de diferentes índices existentes (Lakatos 1989, Lowe & Pan 1996, APHA 2017)

Contexto ambiental de la ciudad de Ushuaia.

La ciudad de Ushuaia, ubicada en la provincia de Tierra del Fuego, Argentina, ha experimentado importantes transformaciones en su paisaje natural (Orzanco 1999). En los últimos 40 años, la población aumentó 7 veces (Tagliaferro et al. 2022) a una tasa de crecimiento superior con relación al resto de ciudades de la región patagónica (Gessaga & Frías 2010). El principal motivo de este incremento poblacional ha sido la promulgación de la Ley Nacional N° 19.640 de Promoción Industrial y Beneficios Aduaneros, que motivó la inmigración desde las provincias del centro y norte de Argentina. El desarrollo ocurrió de manera explosiva y poco planificada, lo cual provocó cambios sustanciales en el uso del suelo, principalmente por la necesidad de espacio para el asentamiento urbano e industrial. El sistema urbano-ambiental de la ciudad posee una dinámica compleja debido a las fuertes pendientes del terreno, la existencia de turbales y

de sustratos rocosos y/o impermeables (Diodato 2018). Además, la expansión urbana no estuvo acompañada por la infraestructura necesaria para la provisión de servicios básicos como agua potable y tratamiento de líquidos cloacales a una fracción importante de la población, lo cual se ve reflejado en la calidad ambiental de los cursos de agua y el ecosistema costero de la ciudad.

La sociedad a través de diferentes agrupaciones (Asociaciones Civiles, Comisiones Asesoras, ONGs, profesionales del turismo, etc.) han solicitado a las Instituciones Municipales y Provinciales una solución inmediata para detener la contaminación en la costa de la ciudad de Ushuaia y los cursos de agua. Este reclamo tuvo respuesta en el año 2011, mediante un fallo judicial, que instó a los Gobiernos Provincial (Dirección Provincial de Obras y Servicios Sanitarios, DPOSS) y Municipal a brindar una solución. El fallo exigió la implementación de un plan de remediación ambiental asociado a una serie de mejoras en la infraestructura, monitoreos de la calidad del agua y la construcción de una planta de pretratamiento de aguas residuales y otra de tratamiento primario en la zona este de la ciudad (aún en construcción).

Antecedentes del contexto ambiental-urbanístico

La mayor parte de los estudios de contaminación se han llevado a cabo en la zona costera del Canal Beagle y datan de la década de los 90. Amin et al. (1996a, 1996b) detectaron la presencia de metales pesados en los tejidos blandos de mejillones (*Mytulus edulis chilensis*) y en sedimento costero dentro de la ciudad. Otros trabajos más recientes (Amin et al. 2011, Comoglio et al. 2011, Duarte et al. 2012) demuestran la existencia de metales pesados en zonas costeras del Canal Beagle. Un estudio sobre la presencia de hidrocarburos alifáticos en sedimentos intermareales determinó que las áreas portuarias dentro de Bahía Ushuaia son las más contaminadas en Tierra del Fuego (Esteves et al. 2006) ya que, al ser un área semicerrada, los hidrocarburos tienden a acumularse fácilmente. De hecho, posteriormente, encontraron que el nivel de estos compuestos había aumentado 10 veces (Commendatore et al. 2012).

Por otro lado, los trabajos llevados a cabo en los cursos de agua de la ciudad de Ushuaia son más escasos y contemporáneos (Diodato 2013, Zagarola et al. 2017, Diodato et al. 2020, Albizzi et al. 2021). Se ha observado mayores concentraciones de nutrientes y bacterias fecales en los sitios que están impactados por descargas cloacales y/o industriales, en contraste a los sitios no impactados (Diodato 2013). Un estudio publicado

recientemente detectó cambios en los sedimentos que actúan como receptores de las cargas alóctonas de materia orgánica (Diodato et al. 2020). Por su parte, Zagarola et al. (2017) demostraron que la urbanización afectó negativamente la condición ecológica de 4 cuencas urbanas (río Pipo, arroyo Buena Esperanza, río Arroyo Grande y río Olivia) disminuyendo la biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos e incrementando la dominancia de organismos colectores-recolectores en el lecho de los arroyos. Además, los sitios urbanos presentaron valores más bajos en tres índices diversidad de macroinvertebrados bentónicos (Zagarola et al. 2017). Estos resultados sugieren que el análisis de las comunidades bentónicas es una herramienta valiosa para estudiar la condición ecológica de las cuencas hídricas de Ushuaia. Sin embargo, no existen antecedentes hasta el momento de estudios que utilicen la comunidad epilítica como indicador de calidad de aguas en el área de estudio.

OBJETIVOS E HIPÓTESIS

Considerando la problemática ambiental que presenta la zona de estudio y la relativamente escasa información al respecto, en esta tesis titulada como: “Efecto de la urbanización en la ecología del epilíton en ecosistemas lóticos fueguinos” se proponen los siguientes objetivos.

Objetivo general

Evaluar el estado ambiental de ecosistemas lóticos fueguinos de tres arroyos/ríos de Ushuaia afectados por la urbanización empleando la comunidad epilítica como indicador ambiental. Adicionalmente se propuso estudiar la estructura de la comunidad epilítica en arroyos con actividad presente y pasada de castor.

Objetivos específicos

En sitios afectados por la urbanización:

- 1) Determinar los parámetros hidrológicos, bacteriológicos, físicos y químicos en los arroyos seleccionados.
- 2) Analizar las fracciones de masa del epilíton (peso seco, cenizas, peso seco libre de cenizas y clorofila a), estequiometría (C:N:P) y la composición taxonómica epilítica algal en el río Pipo, arroyo Buena Esperanza y río Arroyo Grande; los cuales atraviesan el ejido urbano de la ciudad de Ushuaia.
- 3) Discutir ventajas y desventajas del uso de las distintas variables epilíticas estudiadas (composición, biomasa, estequiometría) como indicadores de impacto ambiental.
- 4) Generar y aplicar un índice de calidad de agua que incluya a la comunidad epilítica y sirva como herramienta de monitoreo ambiental.

En sitios impactados por castor:

- 5) Analizar la composición taxonómica epilítica algal a nivel de género y/o especie cuando sea posible en sitios con impacto actual y pasado de castor.

Hipótesis y predicciones de trabajo:

Hipótesis 1: Los sitios urbanizados presentan mayores concentraciones de nutrientes y número de bacterias coliformes que los sitios no impactados por la urbanización.

Predicción: La concentración de nutrientes y número de bacterias coliformes fecales será mayor en sitios urbanizados en comparación a los no impactados.

Hipótesis 2: Los sitios impactados por la urbanización albergan comunidades menos heterotróficas que los sitios prístinos en relación a las variables de masa del epilíton.

Predicción: El Índice Autotrófico (PSLC/ CI-a) será más bajo en sitios urbanizados en comparación a los sitios no urbanizados.

Hipótesis 3: La estequiometría (C:N:P) del epilíton se modifica aguas abajo de la urbanización.

Predicción: Las concentraciones de nutrientes incorporados en la biomasa epilítica aumentará de manera tal que las relaciones molares C:N, C:P y N:P aguas abajo de los sitios impactados serán menores.

Hipótesis 4: Las fracciones de masa del epilíton y la abundancia y composición taxonómica epilítica algal se ven afectadas por la urbanización.

Predicción: Sitios urbanizados con mayor concentración de nutrientes tendrán mayor biomasa epilítica y abundancia algal, y son menos diversos en comparación a sitios prístinos.

Hipótesis 5: La composición taxonómica algal epilítica responde a la presencia de los castores.

Predicción: Sitios con actividad tendrán menor riqueza de taxones en comparación a los sitios sin actividad.

METODOLOGÍA GENERAL

Área de estudio

El área de estudio está ubicada al suroeste de la región argentina de la isla Tierra de Fuego y está compuesto por un paisaje de grandes cadenas montañosas y valles con modelado glaciar. El clima de la zona se caracteriza por una temperatura media anual de 5,9 ° C y precipitaciones anuales de ca. 580 mm en Ushuaia, con ca. 20% en forma de nieve (Servicio informático Ambiental y Geográfico de CADIC, SIAG), las cuales incrementan hacia las cumbres interiores por efecto orográfico. Por debajo de los 600 msnm (± 100) y de acuerdo con la humedad de la zona predomina la vegetación boscosa con tres especies: dos caducifolias, *Nothofagus antarctica* (ñire) y *N. pumilio* (lenga) y la perenifolia *N. betuloides* (guindo). En los valles también existen turbales cuya composición es dominada por el musgo *Sphagnum magellanicum* (Moore 1983). En los sectores altos (por sobre el límite del bosque) se desarrolla la vegetación “Alto Andina” caracterizada por pajonales (*Cortaderia pilosa*), vegas (*Deuceixia*, *Deschampsia* y *Poa*) o estepas: *Poa obvallata*, *Festuca weberbaueri*, *F. monticola* (Cabrera 1971), aunque también puede encontrarse suelo desnudo y hojarasca

En la provincia de Tierra del Fuego, según Iturraspe & Urciuolo (2000) existen 4 regiones hídricas: las cuencas de Estepa al norte, las de Transición al centro, las de Turbales al sudeste y las de Cordillera al sur de la isla (Fig. 3). Las cuencas aquí estudiadas corresponden a la ecorregión Cordillera y poseen una red de drenaje densa con ríos de corto recorrido, pendientes fuertes y caudal moderado. El escurrimiento está regulado en gran medida por el derretimiento estacional de la nieve acumulada y por los aportes glaciares y lacustres. Las crecidas se extienden hasta diciembre debido a la persistencia de la nieve estacional con picos de caudal acoplados a las precipitaciones. El sustrato rocoso de las cuencas hídricas bajo estudio corresponde a la formación Yaghán, la cual está compuesta en términos generales a rocas básicas y metamórficas. Dicha formación, está representada por una sucesión rítmica de fangolitas, grauvacas y piroclásticas (Gonzalez Guillot et al. 2016).

En esta tesis, se evaluó en distintas áreas el efecto de la actividad del castor (Fig. 4b) y el impacto de la urbanización (Fig. 4c) obviando áreas de concurrencia conjunta de ambos impactos para evitar confusión de factores a la hora de analizar los resultados.

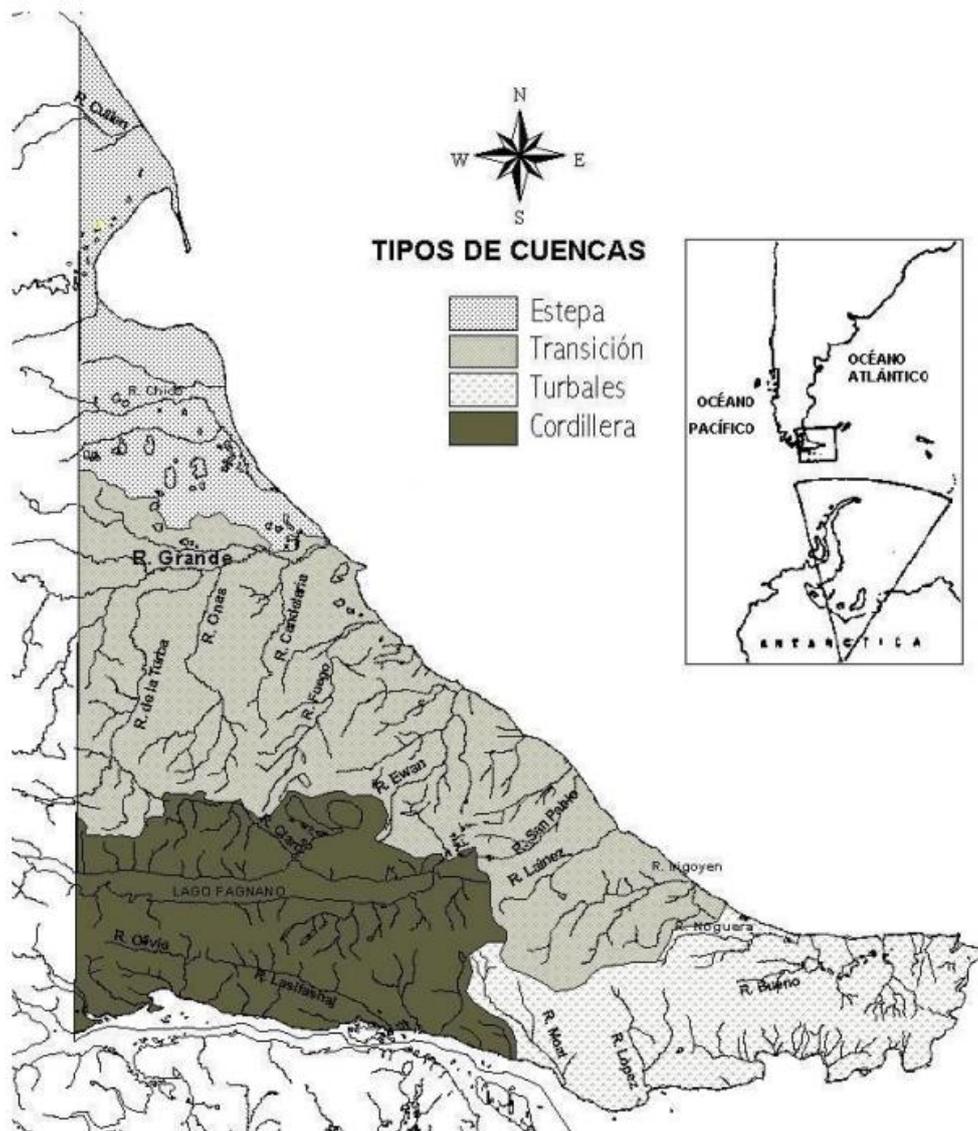


Fig. 3: Tipos de cuencas Hídricas de Tierra del Fuego. Fuente: Iturraspe & Urciuolo (2000).

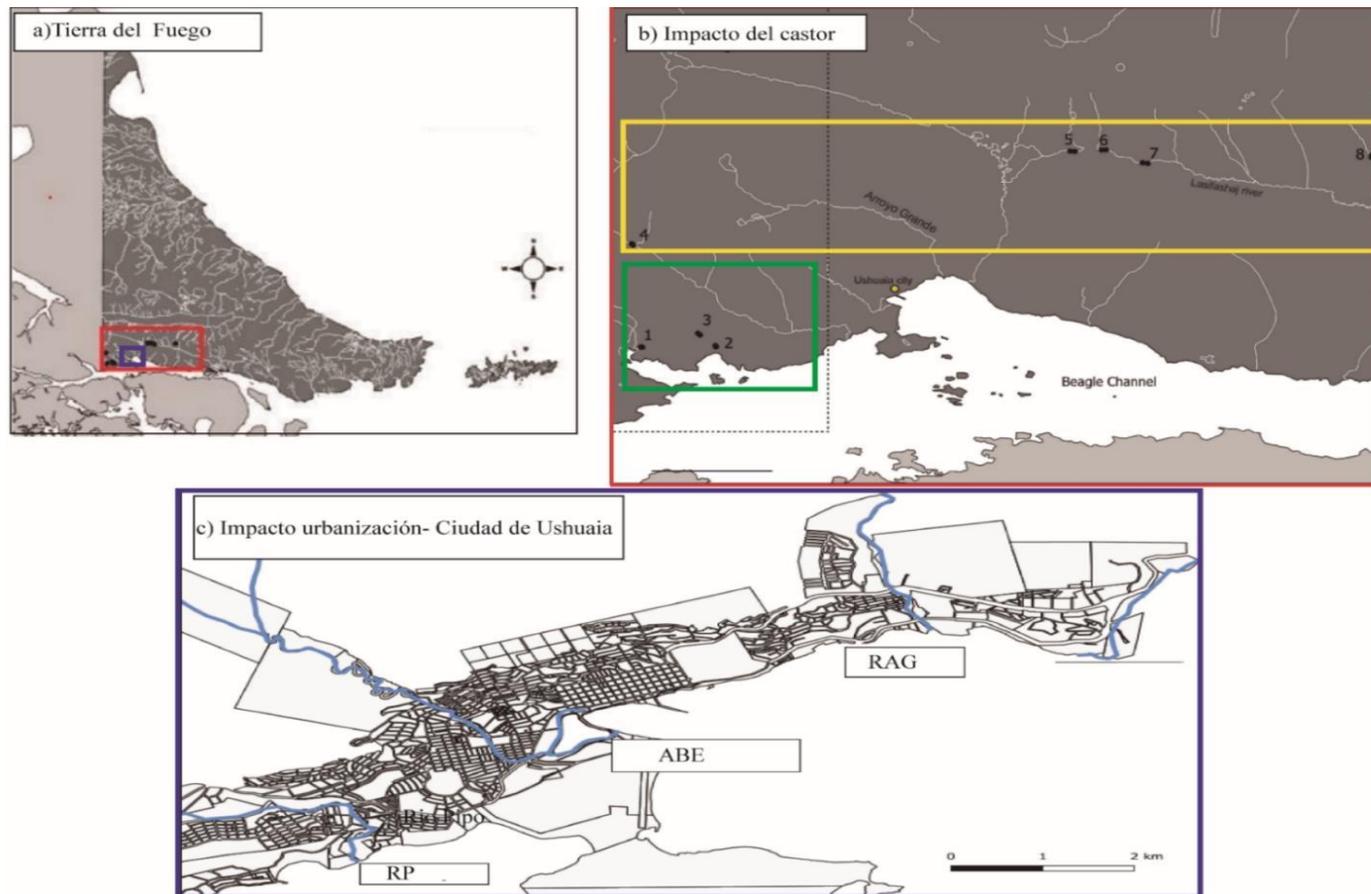


Fig. 4 a) Provincia de Tierra del Fuego y áreas de estudio, b) área de estudio del efecto del castor en cuencas fueguinas (rectángulo rojo): castoreras activas (rectángulo amarillo), castoreras sin actividad (rectángulo verde); c) cuencas urbanas: Río Pipo (RP), Arroyo Buena Esperanza (ABE) y río Arroyo Grande (RAG) (rectángulo azul)

Diseño de muestreo

Para evaluar el impacto de la urbanización, se muestrearon tres cursos de agua que atraviesan la ciudad de Ushuaia y desembocan en el Canal Beagle: el río Pipo (RP), arroyo Buena Esperanza (ABE) y río Arroyo Grande (RAG) (Fig. 5). Se realizaron dos campañas de 3 muestreos cada una entre el año 2018 y 2019, durante el periodo libre de hielo. La primera campaña de muestreos se llevó a cabo durante 3 meses: enero, marzo y abril de 2018 cada 30-40 días aproximadamente. La segunda, se realizó en los meses de noviembre (2018), enero y marzo de 2019, con una frecuencia similar a la primera. Los muestros fueron realizados en simultáneo a lo largo de cada curso de agua y entre las tres cuencas se realizaron dentro de la misma semana. Dada las condiciones climáticas adversas, se decidió no muestrear durante los meses más fríos, ya que existen periodos donde los cursos de agua se congelan parcialmente. Además, se realizó un muestreo adicional en marzo del año 2020 con el fin de corroborar algunos datos tomados previamente, pero este muestreo resultó inconcluso (faltó el RAG) debido a la pandemia de COVID-19. Por tal motivo, se repitió el muestreo completo en marzo 2022. Los datos correspondientes a los últimos dos años (2020 y 2022) se muestran en el capítulo I y el capítulo III.

Los sitios de estudio fueron 12 en total; cuatro para cada curso de agua a lo largo del gradiente longitudinal y atravesando el ejido urbano: S1, sitio de referencia, no urbanizado en la sección superior; S2, sitio de transición, S3, sitio urbanizado en la sección media-baja y S4, sitio urbanizado, cerca de la desembocadura (Fig.5).

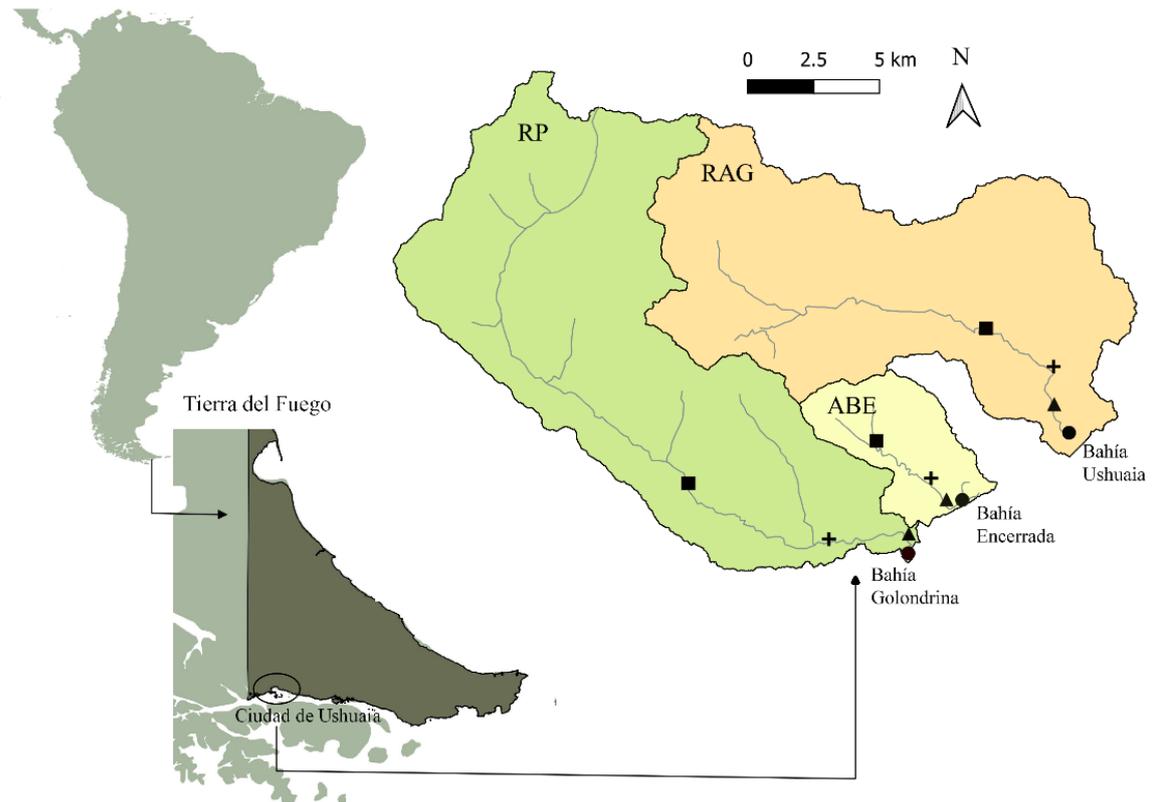


Fig. 5. Mapa del área de estudio (ciudad de Ushuaia) ubicada provincia de Tierra del Fuego, Argentina, que muestra las tres cuencas hidrográficas estudiadas y los sitios de muestreo: río Pipo (RP - verde), arroyo Buena Esperanza (ABE- amarillo) y río Arroyo Grande (RAG- naranja). Sitios de muestreo: S1, sitio de referencia, no urbanizado en la sección superior - cuadrado; S2, sitio de transición, poco urbanizado - cruz; S3, sitio urbanizado - triángulo; S4, sitio urbanizado, cerca de la desembocadura - círculo.

Los sitios de referencia (S1) de los RP y RAG por cuestiones logísticas de acceso no están ubicados en la sección más alta de las cuencas, sino que corresponden a secciones intermedias, pero son tramos ubicados en áreas prístinas (boscosas), sin impacto de la urbanización y ausencia de castoreras cercanas. Existe un marcado gradiente altitudinal entre S1 y S4 debido a que las cuencas hidrográficas están ubicadas en topografía montañosa (Tabla 1). A continuación se muestran imágenes correspondientes a los sitios de estudio en cada cuenca: RP (Fig. 6), ABE (Fig. 7) y RAG (Fig. 8).



Fig. 6: Sitios de muestro ubicados en la cuenca del río Pipo (RP): a) S1, b) S2, c) S3 y d) S4.



Fig. 7: Sitios de muestro ubicados en la cuenca del Arroyo Buena Esperanza (ABE): a) S1, b) S2, c) S3 y d) S4.



Fig. 8: Sitios de muestro ubicados en la cuenca del río Arroyo Grande (AGR): a) S1, b) S2, c) S3 y d) S4.

Tabla 1: Coordenadas geográficas (en GMS) y altitud sobre el nivel del mar para cada sitio de muestreo. Río Pipo (RP), arroyo Buena Esperanza (ABE), río Arroyo Grande (RAG). Cada coordenada geográfica comienza con los mismos grados sur y oeste (58 ° S, 62 ° O); por simplicidad, se colocaron en el encabezado de la columna (*)

Curso de agua	Sitio	Coordenadas geográficas (54° S; 68° O) *	Altitud sobre el nivel del mar (m)
RP	S1	48' 56" S; 28' 42" O	120
	S2	49' 56" S; 23' 56" O	68
	S3	49' 52" S; 20' 50" O	23
	S4	50' 12" S; 20' 52" O	6
ABE	S1	47' 55" S; 22' 15" O	353
	S2	48' 38" S; 20' 22" O	68
	S3	49' 5.9" S; 19' 45" O	13
	S4	49' 4.4" S; 19' 17" O	5
RAG	S1	45' 33." S; 18' 23" O	184
	S2	46' 20" S; 16' 7.8" O	114
	S3	47' 3.2" S; 16' 1.0" O	82
	S4	47' 36" S; 15' 18" O	5

Por otra parte, el diseño de muestreo llevado a cabo para evaluar el impacto del castor se describe en el Capítulo IV, junto con los resultados del mismo.

Muestreo de campo y procedimientos analíticos

Variables físicas, químicas e hidrológicas

En cada sitio de muestreo se midieron diversas variables limnológicas. El oxígeno disuelto y la temperatura del agua se registraron *in situ* utilizando un oxímetro Lutron DO 5510, la turbidez se midió con un turbidímetro portátil Lutron TN3024 mientras que la conductividad y el pH se registraron con un sensor portátil HANNA HI 98129. En cada

sitio de estudio, se definieron tres transectas cada diez metros, de lado a lado y en sentido transversal al tramo, con la finalidad de abarcar la mayor heterogeneidad posible del lecho. En cada una de ellas, se midió la velocidad del agua, la profundidad de la columna de agua y el ancho mojado (w). Para la velocidad y profundidad del agua se utilizó un flujómetro graduado (Global Water FP111), mientras que w , se obtuvo mediante una cinta métrica, midiendo la distancia de lado a lado en contacto con el agua, a lo largo de la sección perpendicular al flujo (Fig. 9). Cada transecta se dividió en subsecciones dentro de las cuales se midió la velocidad media (al 40% de la profundidad) y la profundidad total (Fig. 9). El área de cada subsección se estimó asumiendo que las mismas son rectangulares y están definidas por la profundidad (alto del rectángulo) y el ancho de cada subsección (Gordon et al. 2004). El ancho de cada subsección resultó variable, sujeto a la división en partes iguales del ancho total de cada transecta. El ancho del cauce, la velocidad y profundidad fueron utilizadas para estimar el caudal del tramo, a partir del método de área-velocidad (Gordon et al. 2004). El caudal se estimó mediante la multiplicación de la velocidad media y el área de cada subsección (1) y luego se sumaron para obtener el caudal total de cada transecta. Finalmente, el caudal del tramo de estudio resultó del promedio de las tres transectas. Durante la primera campaña, en los tramos inferiores (S3 y S4) del RAG, no fue posible estimar el caudal debido a cuestiones logísticas relacionadas con la altura del río.

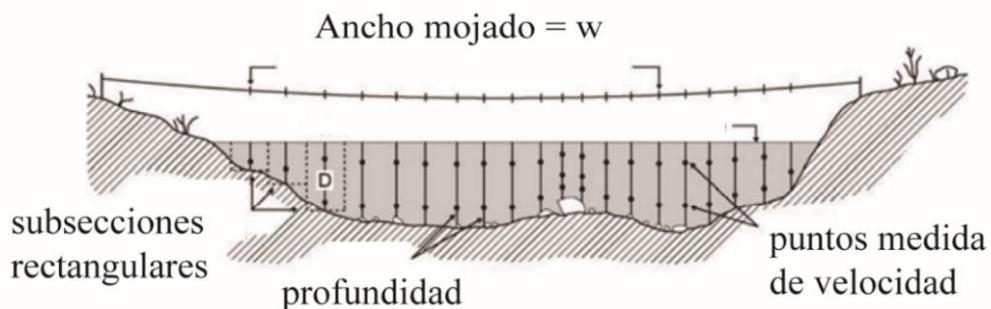


Fig. 9: Esquema del área transversal a lo largo de la transecta donde se realizan las mediciones para estimar el caudal (Q). Extraído de Gordon et al. (2004).

El caudal de cada tramo se calculó como:

$$Q = V D (1),$$

Donde:

Q = caudal (m^3/s).

V = velocidad media (m/s).

D = área de la sección transversal del agua (m^2).

Adicionalmente, se recolectaron muestras de agua en botellas de PVC previamente enjuagadas con HCl al 2% y agua ultrapura que se mantuvieron en condiciones de oscuridad y frío hasta su procesamiento. Al llegar al laboratorio, se procedió a medir la concentración de nutrientes inorgánicos disueltos, nitrógeno total (NT), fósforo total (PT), sólidos en suspensión (S.Susp) y la clorofila-a del fitoplancton (Cl-a fito). Las muestras de agua para el estudio de los nutrientes inorgánicos disueltos se filtraron a través de filtros Whatman GF / F (tamaño de poro nominal de $0,7 \mu\text{m}$), siendo las muestras de nitrógeno-amoniaco (N-NH_4) analizadas durante el día o al día siguiente con el método de fenol-hipoclorito (APHA 2017). Para el resto de los nutrientes disueltos, un volumen determinado de las muestras filtradas se congeló ($-20 \text{ }^\circ\text{C}$) y posteriormente se analizó de la siguiente manera dentro de los 6 meses: fósforo en fosfato (P-PO_4) con el método del ácido ascórbico, nitrógeno en nitrito (N-NO_2) y nitrógeno en nitrato (N-NO_3) mediante el método de diazotación con reducción previa de cadmio (APHA 2017). Este método, en la determinación de N-NO_3 informa el valor de ambas especies químicas (N-NO_3 y N-NO_2), por lo tanto, para la obtención del valor corregido de N-NO_3 , se efectuó la resta del N-NO_2 . Estas determinaciones se realizaron mediante el uso de un espectrofotómetro Hach DR / 2700 junto con reactivos Hach (Hach Company, CO, EE. UU.). Para la determinación de los nutrientes totales (NT y PT), las muestras de agua fueron digeridas según Valderrama (1981) y medidas como N-NO_3 y P-PO_4 respectivamente, siguiendo la misma metodología y equipamiento indicado para los nutrientes disueltos. Los SSusp se recogieron por filtración, en filtros Whatman GF/C (tamaño de poro nominal de $1 \mu\text{m}$), pre-secados en estufa. Los filtros con sólidos se secaron nuevamente hasta peso constante a $105 \text{ }^\circ\text{C}$ y se pesaron con una precisión de $0,1 \text{ mg}$ (APHA 2017).

Para la determinación de la concentración de la Cl-a fito se utilizó el material retenido en el filtro utilizado en el filtrado de los nutrientes, el cual fue congelado hasta su procesamiento. El día de la determinación, los filtros fueron cortados con tijera y se les agregó 8 mL de etanol entre 60 y $70 \text{ }^\circ\text{C}$ para llevar a cabo la extracción del pigmento durante 24 horas. Al día siguiente se midieron las absorbancias a 665 y 750 nm antes y

después de la acidificación con HCl 0,1 N para estimar la concentración de feopigmentos y restársela a las lecturas sin acidificar (Jespersen & Christoffersen 1987).

Algunas determinaciones puntuales fueron incluidas con la finalidad de caracterizar los ingresos de origen antrópico en las cuencas urbanas. Por lo tanto, se extrajeron muestras de agua para medir la demanda química (DQO) y biológica de oxígeno (DBO), cloruros (Cl) y bacterias coliformes totales y fecales (CT y CF). Para la DQO, DBO y Cl las muestras se tomaron por separado, en cada sitio de muestreo con botellas de PVC previamente enjuagadas con HCl 2% y agua ultrapura. En el laboratorio, las muestras para DQO se conservaron a pH 2 con ácido sulfúrico. Posteriormente, se procedió con una digestión mediante el método de dicromato a 200 °C, durante 2h (APHA 2017) en un reactor marca Thorbell, mientras que las determinaciones se realizaron con un espectrofotómetro Hach DR / 2700 a 420 nm con reactivos Hach (Hach Company, CO, EE. UU.) (APHA 2017). La DBO se estimó como DBO₅ (incubación durante 5 días) mediante el método respirométrico a través de botellas OxiTop (WTW, Alemania). Debido a que todos los resultados obtenidos con esta técnica resultaron no detectables durante la primera campaña, se decidió no continuar con la medición en los siguientes muestreos. Las estimaciones de Cl fueron incluidas en la segunda campaña (noviembre 2018, enero y marzo de 2019). Las muestras fueron tituladas con AgNO₃ 0,014N según el método argentométrico (APHA 2017).

Por otra parte, en los sitios de muestreo donde se evaluó el impacto del castor (Capítulo IV) se analizó el carbono orgánico disuelto (COD), ya que allí se esperaba tener aporte de materia orgánica aloctona. Para ello, se extrajo una muestra de agua en una botella de PVC pre-lavada con HCl 2% y se filtró una fracción a través de filtros premuflados a 500 °C durante 3 hs. Las muestras acidificadas (pH=2) con ácido sulfúrico fueron conservadas en frascos de vidrio color caramelo en heladera (4 °C) hasta su posterior determinación en un analizador Shimadzu TOC de la Universidad General San Martín.

Bacterias coliformes

Para estimar el número de bacterias coliformes totales (CT) y coliformes fecales (CF), se recolectaron muestras de agua en frascos estériles y se conservaron a 4 °C hasta su análisis dentro de las 24 h. Para ello, se empleó la técnica del Número Más Probable (NMP 100 ml⁻¹) con la finalidad de estimar el número de bacterias (APHA 2017). Se

utilizó la prueba de Colilert de 24 h (IDEXX Laboratories, EE. UU) y material de laboratorio previamente esterilizado en autoclave. El procedimiento se llevó a cabo bajo flujo laminar donde se colocó el medio de cultivo en las muestras de agua (cruda o diluida, según el caso) y luego se procedió con la incubación de las muestras durante 24 horas en estufa (las primeras 4 horas a $35 \pm 0.5^\circ\text{C}$ y posteriormente a $44.5 \pm 0.2^\circ\text{C}$). Finalizado este período, se observó la existencia de coloración amarilla en la muestra, lo cual indica la presencia de CT y una fluorescencia azul bajo lámpara que emite radiación ultravioleta demostrando presencia de bacterias fecales (Fig.10). Finalmente, se estimó la cantidad de bacterias, de acuerdo a los valores obtenidos en la tabla del NMP. Durante la segunda campaña, sólo se analizaron estas variables en marzo del 2019. Posteriormente, se repitió dicho análisis en marzo de 2020 el cual resultó incompleto (faltó RAG) debido a las restricciones en las salidas de campo producto de la pandemia de COVID-19. Por lo tanto, se efectuó un muestreo más en marzo de 2022 cuando fue posible acceder nuevamente a los reactivos y a la logística de los muestreos.



Fig. 10: Análisis de bacteria coliformes totales (CT) y fecales (CF). De izquierda a derecha: un tubo negativo para CT y CF, un tubo positivo para CT, dos tubos positivos para CT y CF, y un tubo positivo para CT.

Epilíton

En cada sitio de muestreo, se arrojó tres veces al azar un cuadrante de 20x20 cm dentro del tramo de estudio en el arroyo a lo largo de 30 metros. Se recolectaron las rocas que cayeron dentro del cuadrante en bolsas de plástico con cierre hermético, obteniendo 3 réplicas de la comunidad por sitio de estudio en simultáneo (Fig. 11a). Vale aclarar que el sustrato fue del mismo tipo de roca en todos los sitios de estudio en las tres cuencas bajo estudio. Las muestras fueron transportadas en condiciones de frío y oscuridad al laboratorio para su procesamiento. El área total de las piedras se estimó en el laboratorio envolviendo cada una con papel de aluminio y pesándolo. Previamente, se realizó una curva de calibración con cuadrados de papel cuadriculado de área conocida. Así, el área se obtuvo por interpolación del peso de la hoja de aluminio en la curva de área vs. peso (Lamberti et al. 1991). En el laboratorio, el material adherido a las piedras fue raspado con un cepillo y suspendido a un volumen conocido de agua destilada para cada una de las réplicas (Fig. 11b)



Fig. 11: Muestreo y análisis de la comunidad epilítica. a) Imagen donde se muestra la extracción de una de las réplicas de las muestras del epilíton mediante el cuadrante de 20x20 cm. b) Cepillado del sustrato rocoso para la obtención de la muestra epilítica para ser filtrada en el laboratorio.

La muestra obtenida (suspensión) se separó en alícuotas de diferente volumen para estimar: clorofila-a epipélica (Cl-a Epi), peso seco (PS), composición elemental (C:N:P) y composición y densidad de algas epilíticas y se extrapolo al área total del sustrato. En el caso del impacto del castor, las muestras no fueron tomadas por triplicado y en esta tesis se considero únicamente las muestras tomadas para el análisis de composición taxonómica de la comunidad algal (Capítulo IV).

Por un lado, una alícuota de la suspensión obtenida se filtro a través de filtros de fibra de vidrio Whatman GF/F (tamaño de poro nominal de 0,7 μm) y el material retenido en el filtro se almacenó en filtros a -20°C en el freezer para el posterior análisis de Cl-a Epi. Dicho pigmento, se determino para cada sitio por triplicado siguiendo el mismo protocolo mencionado previamente para la Cl-a fito (Jespersen & Christoffersen 1987). Por otro lado, una alícuota conocida, fue filtrada también a través de filtros Whatman GF/F muflados a 500°C y pesado para estimar el peso seco (PS), peso de cenizas (Cz) y el peso seco libre de cenizas (PSLC) por triplicado. Los filtros con el material epilítico fueron llevados a estufa hasta peso constante (entre 60 y 70°C) para determinar su peso seco (PS), luego se los llevo nuevamente a la mufla (500°C durante 3 hs) y se volvieron a pesar para obtener el peso de las cenizas (Cz). El peso libre de cenizas (PSLC) se obtuvo de la diferencia entre el peso seco (PS) y cenizas (Cz) (APHA 2017).

A partir de estos datos, se calculo el Índice Autotrófico (IA), como el cociente entre el PSLC y la Cl-a Epi, el cual da cuenta de la proporción de autótrofos y heterótrofos de la comunidad: valores superiores a 200 indican una alta proporción de organismos heterotróficos, no clorofílicos y detritus orgánicos (APHA 2017, Lowe & Pan 1996). La comunidad fue caracterizada de acuerdo a la clasificación de Lakatos (1989) en referencia a su PS, Cz y concentración de Cl-a Epi (Tabla 2).

Tabla 2: Clasificación de la comunidad perifítica propuesta por Lakatos (1989).

Tipo	Peso seco (PS)	mg cm⁻²
I	perifiton de alta biomasa	>4
II	perifiton de biomasa media	2-4
III	perifiton de biomasa baja	<2
Cenizas (Cz)		(%)
I	Perifiton inorgánico	75
II	Perifiton inorgánico-orgánico	50-75
III	Perifiton orgánico- inorgánico	25-50
IV	Perifiton orgánico	<25
Clorofila a (Cl-a Epi)		(%)
I	Perifiton autotrófico	>0,6
II	Perifiton auto-heterotrófico	0,25-0,6
III	Perifiton hetero-autrófico	0,1-0,25
IV	Perifiton heterótrofico	< 0,1

Por otra parte, se analizó la composición elemental del epilíton: Carbono (C), Nitrógeno (N) y fósforo (P). Para el P, se filtró un volumen conocido de muestra (5 ml como máximo) a través de filtros Whatman GF/F de 0.7 μm de tamaño de poro nominal de 25 mm de diámetro. Para ello, se utilizaron filtros previamente pesados, lavados con HCl (2%) secados en estufa hasta peso constante a 60 °C durante 48 hs, y posteriormente muflados (550°C, 1 h). El contenido resultante, se colocó en matraces y según el método del ácido ascórbico (APHA 2017) se midió la absorbancia a 885 nm en el espectrofotómetro luego de agregarle el reactivo oxidante (Rosemond et al. 1993, Martyniuk et al. 2016). Respecto a las determinaciones de C y N en la biomasa del epilíton, se filtró un volumen de muestra conocido (5 ml como máximo) y se analizó el contenido del filtro en un analizador elemental CN (Thermo Scientific, Milano Italy). La

determinación de P se llevó a cabo en el laboratorio, mientras que los análisis de C y N orgánicos fueron tercerizados en la Universidad Nacional del Litoral. Estas determinaciones se llevaron a cabo en los arroyos urbanos analizando solo una muestra por cada sitio (solo una réplica por sitio) durante la primera campaña (enero, marzo y abril del 2018).

Finalmente, el material raspado de las piedras y suspendido en agua destilada que no fue filtrado, se colocó en botellas de plástico y se fijó para luego llevar a cabo los análisis cualitativos y cuantitativos de la comunidad epilítica algal. Para cada uno de estos análisis (cuantitativo y cualitativo), se obtuvo una muestra compuesta para cada sitio de estudio (constituida por las 3 réplicas tomadas en simultáneo). Las muestras fueron inmediatamente fijadas, para los análisis cualitativos se utilizó formol 1% y se observaron con un microscopio óptico binocular Leica DM 2500. Las determinaciones taxonómicas hasta género se realizaron según Wehr et al. (2015). Para la determinación de algunas cianobacterias, se utilizó Komárek & Anagnostidis (1999), para las diatomeas Hofmann et al. (2011) y literatura específica actualizada. Como la identificación se realizó a distintos niveles taxonómicos, nos referiremos a cada organismo diferente (géneros o especies en algunos casos) como taxones. Cada taxón corresponde a una entidad morfológicamente diferente del resto. Las muestras destinadas al análisis cuantitativo de la fracción algal fueron conservadas en solución de Lugol acidificada con ácido acético al 1%. Los recuentos se realizaron en un microscopio invertido Iroscope SI-PH por el método de Utermöhl (1958) llevándose los valores de densidad a cm^2 de sustrato colonizado (rocas). El recuento de organismos se realizó por campos mediante transectas al azar a un aumento de x400 y se contó al menos 100 individuos del organismo más abundante, en general diatomeas (Baffico et al. 2001).

Durante el análisis cuantitativo, en particular para las diatomeas que caían en vista cingular, no fue posible identificar los géneros y se clasificaron como diatomeas pennadas o céntricas. El volumen de los individuos (biovolumen) se midió utilizando el software imageJ. Para cada sitio de muestreo, se midieron 15 individuos por taxón, en el caso de los organismos unicelulares se contabilizaron células y para los organismos multicelulares, individuos. Los biovolúmenes se calcularon utilizando fórmulas geométricas siguiendo a Hillebrand et al. (1999), Sun & Liu (2003) y el sitio web de Nordic Microalgae (<http://nordicmicroalgae.org/>).

CAPÍTULO I

Caracterización ambiental de las cuencas hidrográficas de la ciudad de Ushuaia.

Introducción

En la ciudad de Ushuaia se encuentran cuatro cuencas hidrográficas principales: río Pipo (RP), arroyo Buena Esperanza (ABE), río Arroyo Grande (RAG) y río Olivia (Urciuolo & Iturraspe 2005). Las tres primeras (RP, ABE y RAG) atraviesan el ejido urbano y abastecen de agua potable a la población.

El RP tiene sus nacientes en la ladera sur de la sierra de Valdivieso, porción fueguina de la cordillera de los Andes. Drena sus aguas en sentido noroeste-sudeste hacia el Canal Beagle, donde atraviesa un valle encajonado denominado Cañadón del Toro. A partir de los 100 m.s.n.m. comienza a discurrir por un valle que lleva su nombre hasta alcanzar la desembocadura en Bahía Golondrina (Metodología General, Fig. 6). La parte superior de la cuenca del Río Pipo está situada dentro del Parque Nacional Tierra del Fuego, luego el río atraviesa un área recreativa donde se encuentra la estación del tren del Fin del Mundo, un campo de golf y recibe el afluente del Cañadón de la Oveja. La cuenca baja, está situada en un área urbanizada de notable crecimiento en los últimos años con barrios consolidados, red cloacal y una planta potabilizadora (N°4) que es abastecida por el cauce principal.

El ABE nace en el valle Martial, Cordillera Fueguina, a 1340 m.s.n.m., atraviesa el ejido urbano de la ciudad y desemboca en la Bahía Encerrada (Urciuolo & Iturraspe 2005). En su recorrido, si bien existen barrios consolidados con red cloacal, recibe descargas pluvio-cloacales, agua de escurrimiento de turbales y otros pequeños chorrillos en la sección inferior antes de desembocar en la Bahía Encerrada (Diodato 2013). Dentro de esta cuenca, se encuentra a los 110 m.s.n.m. la planta potabilizadora N° 2. El ABE es el principal aporte de agua cruda que allí se acondiciona particularmente durante los meses estivales, momento en que los caudales son más altos (Lic. Saul Barbolla DPOSS, com. pers.). Actualmente no existe ninguna actividad de carácter agrícola o ganadero en la cuenca; sin embargo, existen pequeñas tomas de agua y descargas por parte de asentamientos turísticos como hoteles, cabañas y refugios de montaña. La cuenca del ABE incluye al sistema de drenaje del Chorrillo Alegre, que fluye en forma canalizada y entubada (Diodato 2013). Si bien la red de drenaje ha desaparecido por la influencia urbana, la pendiente general del terreno se mantiene y obliga a las aguas superficiales y sub-superficiales, a seguir su antigua trayectoria hacia el ABE.

El RAG nace en las sierras de Valdivieso, límite oeste del Valle de Andorra y recibe afluentes provenientes de valles laterales de altura. Parte de esta cuenca, está constituida por el glaciar Vinciguerra y una serie de turberas asociadas con una extensión de 2760 ha dentro del Parque Nacional Tierra del Fuego, declarado sitio Ramsar por la Secretaria de Ambiente y Desarrollo Sostenible el año 2009. Estas turberas cumplen un rol fundamental en la regulación hídrica de toda la cuenca. El cauce principal del RAG drena sus aguas por el valle de Andorra, que se ha caracterizado históricamente por ser una zona de chacras y en los últimos años, ha experimentado un crecimiento notable del área urbanizada. El tramo inferior del río atraviesa una zona de asentamientos no planificados, los barrios La Cantera y San Vicente de Paul, incluyendo parte de la zona fabril, al este de la ciudad. Su desembocadura tiene lugar en la Bahía Ushuaia (Fig.5; Metodología General), la cual está modificada por relleno artificial de la línea de costa (Diodato 2013). Este río es fuente principal de agua potable de la ciudad abasteciendo la planta N°3 mientras que en la temporada de invierno también abastece la planta N° 2, ubicada en la cuenca del ABE (Lic. Saul Barbolla DPOSS, com. pers.). Además, es utilizada como fuente de agua directa en el valle de Andorra ya que aprovisiona a varios asentamientos irregulares y el riego de los cultivos en las pequeñas granjas (Urciuolo & Iturraspe 2005).

Teniendo en cuenta la relevancia de estos cursos de agua y la situación urbano-ambiental local, en este capítulo se presenta una caracterización ambiental de las mencionadas cuencas en la ciudad de Ushuaia.

Metodología específica

En este capítulo se muestran datos de la primera campaña (enero, marzo, abril 2018), segunda campaña (noviembre 2018, marzo y abril del 2019), marzo 2020 y marzo 2022. A continuación, se listan las variables limnológicas estudiadas en este capítulo, las cuales ya fue explicada su metodología previamente (Metodología General).

- ✓ Ancho mojado
- ✓ Velocidad de la corriente
- ✓ Profundidad
- ✓ Caudal
- ✓ Temperatura del agua
- ✓ Oxígeno disuelto
- ✓ pH
- ✓ Conductividad eléctrica
- ✓ Turbidez

- ✓ Sólidos en suspensión
- ✓ Cloruros
- ✓ Demanda química de Oxígeno
- ✓ Nutrientes, nitrito, nitrato, amonio, nitrógeno total, fósforo total
- ✓ Bacterias coliformes totales y fecales.
- ✓ Clorofila-a fitoplanctónica

Características morfológicas

En cada una de las cuencas, se delimitó y calculó el área drenada a través del Software Qgis 1.3.8. Para calcular el área de las cuencas, se requirió de un modelo de elevación digital (en inglés DEM) de acceso libre (<https://asf.alaska.edu/data-sets/sar-data-sets/alos-palsar/>) y un archivo kmz con los cursos de agua digitalizados que fue provisto por la Dirección General de Recursos Hídricos (DGRH) de la Provincia de Tierra del Fuego. A partir de esa información, mediante el software Qgis 1.3.8, se estimó el perímetro de cada cuenca como un polígono a través de la herramienta “Rwathershed” y se calculó el área de cada uno de ellos, con la herramienta de calculadora de ráster. También, se estimó el porcentaje de área urbanizada para cada una de las cuencas a través de la superposición de capas: el área de intersección entre la imagen satelital de la ciudad (actualizada, extraída de Google Earth) y el área total de cada cuenca fue considerada como “área urbanizada”.

Se midió la longitud del cauce y el índice de sinuosidad (P) a partir de imágenes satelitales en Google Earth Pro. En cada curso de agua el P se obtuvo utilizando la herramienta de medición de distancias (regla), e indica cuánto difiere el trazado del arroyo en estudio al de una línea recta (Mueller 1968):

$$P = \frac{Lc}{Ll}$$

Donde, Lc representa la longitud que existe desde la desembocadura de cada curso de agua en estudio, hasta la cabecera de cada arroyo/río, mientras que Ll es la longitud que existe en línea recta entre ambos puntos. Valores de 1 para dicho índice simbolizan cauces totalmente rectificadas, de lo contrario cuanto más alejado de 1, mayor el nivel de sinuosidad (Mueller 1968). Aquí, los cálculos fueron realizados a partir de imágenes satelitales actualizadas disponibles en Google Earth Pro y el P fue calculado considerando el área de estudio, es decir desde S1 a S4 (Fig.12).



Fig.12: Imagen de Google Earth de donde se estimó el índice de sinuosidad a lo largo de la sección de estudio (entre S1 y S4) para los tres cursos de agua en estudio. En rojo se observa la longitud del curso desde S1 a S2 (L_c) y en verde se distingue la línea recta que existe entre ambos puntos (L).

Adicionalmente, se realizó una caracterización de la condición de ribera para cada sitio de estudio aplicando un índice de calidad de bosque de ribera (en catalán *índex de qualitat de bosc de ribera* “QBR”) de Munné et al. (1998), adaptada a ríos andino-patagónicos (QBRp) según Kutschker et al. (2009). El índice tiene en cuenta 4 aspectos: grado de cobertura vegetal ribereña, estructura vegetal ribereña, morfología de la ribera y grado de intervención del terreno (canales, terrazas, diques) (Tabla 3). En este trabajo, se tomó como referencia la lista de especies arbóreas/ arbustivas presentes en riberas de la región (Martínez Pastur et al. 2006). Esta caracterización se realizó únicamente en marzo 2022. Los rangos de calidad según el índice QBRp se mencionan en la Tabla 4.

Tabla 3: Metodología utilizada para calcular el índice de ribera andino-patagónicos (QBRp) según Kutschker et al. (2009).

Puntuación	Atributo
Grado de cobertura vegetal ribereña (Puntuación entre 0 y 25)	
20	> 80 % de cubierta vegetal de la zona de ribera (las especies anuales no se contabilizan)
15	50 y 80 % de cubierta vegetal de la zona de ribera
10	10 y 50 % de cubierta vegetal de la zona de ribera
5	<10 % de la cubierta vegetal de la zona de ribera.

Continuación Tabla 3

Puntuación	Atributo
+5	Si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es total.
+2	Si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es mayor 50 %
-2	Si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es entre el 25 y 50 %
-5	Si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es inferior al 25%.
Estructura de la cubierta vegetal (Puntuación entre 0 y 25)	
18	cobertura de árboles superior al 75%
15	Cobertura de árboles entre 50 y 75 % o cobertura de árboles entre 25 y 50% y el resto de la cubierta de arbustos supera el 25 %
10	Cobertura de árboles inferior al 50 % y el resto de la cubierta vegetal con arbustos entre 10 y 25 %.
5	Sin árboles y arbustos por debajo de 10
+5	Si en la orilla la concentración de halófitos o arbustos es > a 50%
+2	Si en la orilla la concentración de halófitos o arbustos es entre 25 a 50%
+2	Si los arboles tienen un sotobosque arbustivo
-2	Si hay una distribución regular (linealidad) en los pies de los árboles y el sotobosque es >50%
-5	Si los árboles y arbustos se distribuyen en manchas, si continuidad
-5	Si hay una distribución regular (linealidad) en los pies de los árboles y el sotobosque <50%
Morfología de la ribera (Puntuación entre 0 y 25)	
15	Numero óptimo de especies arbóreas autóctonas
10	Numero de especies arbóreas autóctonas inferior al óptimo.
5	Sin especies de árboles autóctonos.
+5	Si la comunidad forma una franja longitudinal continua adyacente al canal fluvial en más de 75% de la longitud del tramo.

Continuación Tabla 3

Puntuación	Atributo
+2,5	Si la comunidad forma una franja longitudinal continua adyacente al canal fluvial entre 50 y 75% de la longitud del tramo.
+5	Si el número diferente de especies de arbustos es: Tipo 1 (+2); Tipo 2 (+3); Tipo 3 (+4)
-2,5	Si hay alguna especie de árbol y/o arbusto alóctono aislada.
-5	Si hay especies de árboles y/o arbustos alóctonos formando comunidades.
Grado de naturalidad del canal fluvial. Puntuación entre 0 y 25	
25	El canal del río no ha estado modificado.
20	Modificaciones de las terrazas adyacentes sin reducción del canal
15	Modificaciones de las terrazas adyacentes al lecho del río con reducción del canal.
10	Signos de alteración y estructuras que modifican el canal.
5	Estructuras transversales.
0	Río canalizado en la totalidad del tramo.

Tabla 4: Rangos de calidad según el índice de calidad de Bosques de Ribera adaptada a ríos andino-patagónicos (QBRp) (Kutschker et al. 2009).

Nivel de calidad	QBRp	Color
Calidad muy buena (bosque de ribera sin alteración)	>90	Azul
Calidad buena (bosque ligeramente perturbado)	>70-90	Verde
Calidad media (inicio de alteración importante)	>50-70	Amarillo
Mala calidad (alteración fuerte)	25-50	Naranja
Calidad pésima (degradación extrema)	>25	Rojo

Análisis de datos

Se llevaron a cabo correlaciones de Spearman (r_s) entre todas las variables y se calcularon los coeficientes de variación, el desvío estándar y el promedio para cada

variable analizada. Se informaron las correlaciones que fueron significativas ($p < 0,05$ y $r_s > 0,5$). Se realizaron análisis de componentes principales (ACP) para cada campaña por separado con el fin de explorar tendencias espaciales y temporales. Para ello, se realizó una reducción de variables a partir del análisis de correlaciones previo para evitar que la multicolinealidad afecte el análisis y se optó por las siguientes variables ambientales: amonio (N-NH₄), Clorofila-a fito (Cl-a fito), oxígeno disuelto (OD), temperatura (T) y fósforo total (PT). Durante el segundo año el PT y N-NH₄ estuvieron altamente correlacionados por lo tanto, se excluyó el PT del análisis de ACP. Finalmente, se elaboraron modelos lineales mixtos (MLM) en cada curso de agua de manera independiente para evaluar el efecto del mes y el sitio de muestreo sobre las variables utilizadas en el ACP y para el caudal (Q). Se probaron los supuestos de homogeneidad de la varianza y la normalidad de los datos. En aquellas variables donde no se cumplió con el supuesto de normalidad, se empleó un modelo lineal generalizado mixto (MLGM). Esta prueba estadística permite seleccionar la función de probabilidad de los datos (Zuur 2009). Dado que todas las variables son números reales positivos las funciones de probabilidad de mejor ajuste fueron log-normal y gamma. Los modelos incluyeron las variables explicatorias categóricas “sitio” y “mes” como efecto fijo y se consideró la campaña (1° y 2°) como efecto aleatorio (Zuur 2009). Se analizaron ambas campañas juntas (n = 72) para obtener mayor poder estadístico, ya que no hubo un efecto significativo de dicha variable como efecto fijo. Por último, para conocer si existían diferencias significativas entre sitios y meses de muestreo para las variables, se realizaron pruebas post hoc para comparaciones múltiples de Tukey (HSD, $p < 0,05$). El valor de alfa para todas las pruebas estadísticas se fijó en 0,05. Para la estadística se utilizó el software RStudio 4.1.3 (paquetes: factoextra, FactoMineR, lme4 y multcomp).

Resultados

Parámetros morfométricos, hidrológicos y calidad de ribera

La cuenca del ABE presentó menor área que las cuencas de los RAG y RP; siendo el área drenada por ABE menor a la cuarta parte de los dos ríos (RAG y RP). Asimismo, el área del RP resultó ligeramente mayor que el área del RAG (Tabla 5). En relación al área urbanizada, el ABE alcanzó mayor porcentaje de urbanización que en las otras dos cuencas (Tabla 5). Según el P, los 3 cursos de agua mostraron indicios de rectificación, siendo el ABE el más rectificado, seguido por el RAG y el RP el más sinuoso de los tres (Tabla 5).

Tabla 5: Caracterización morfométrica para cada una de las cuencas bajo estudio, RP: río Pipo; ABE: Arroyo Buena Esperanza; RAG: río Arroyo Grande. Urb (%) es el porcentaje de urbanización y P el índice de sinuosidad.

Cuenca	Área (km ²)	Urb (%)	P
RP	159,0	2,6	1,53
ABE	23,0	27,4	1,20
RAG	133, 2	6,6	1,33

El QBRp indicó diferencias en la calidad de las riberas en las tres cuencas bajo estudio a lo largo del gradiente longitudinal (Fig. 13). En el RP, la calidad fue muy buena en S1, mientras que en el resto de los sitios se observó una disminución del índice, indicando degradación de las riberas. En S2 la calidad de ribera fue intermedia mientras que los sitios con mayor influencia urbana mostraron mala calidad de las riberas (Fig. 13a). El ABE también presentó muy buena calidad de ribera en S1 mientras que en S2 y S4 se obtuvo mala calidad y S3 mostró una degradación extrema (Fig. 13b). Por su parte, en la cuenca del RAG los sitios S1 y S2 alcanzaron una calidad buena, disminuyendo a lo largo del gradiente longitudinal dado que en S3 la calidad resulto intermedia y en S4 pésima (Fig. 13c).

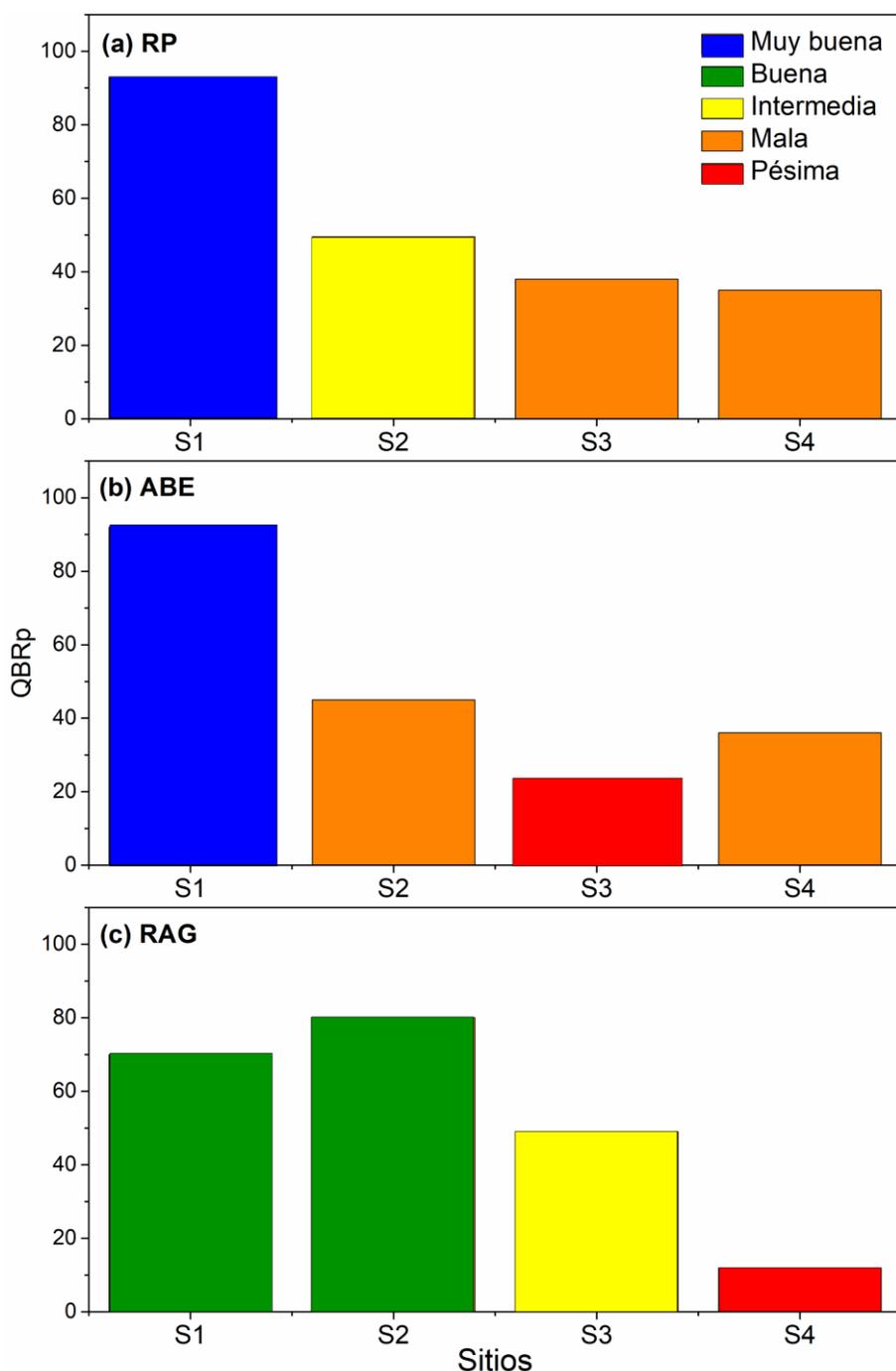


Fig. 13: Índice de calidad de ribera adaptado a ríos andino patagónico (QBRp) para cada uno de los sitios de estudio (S1, S2, S3, S4) en las 3 cuencas bajo estudio: a) Río Pipo (RP); b) Arroyo Buena Esperanza (ABE); c) Río Arroyo Grande (RAG) durante marzo de 2022. Los colores indican la categoría de calidad que se encuentra detallada en la Tabla 3.

En relación a los cursos de agua, el ancho mojado promedio para los sitios del RP y el RAG osciló entre 9 y 15 m aproximadamente mientras que en ABE fue siempre inferior, por debajo de 5 m (Tabla 6). La velocidad del agua, en promedio fue inferior a 1 m s^{-1} en todos los sitios de ABE, mientras que en algunos sitios de RP y RAG superó

dicho valor (Tabla 6). La profundidad promedio mínima se observó en ABE durante el primer año en S4 y en S2 en el segundo año (0,09 y 0,13 m respectivamente), mientras que la profundidad máxima se halló en S3 del RAG en ambos años (Tabla 6).

Tabla 6: Valores promedio temporal (\pm desviación estándar; $n=3$) para la primera y segunda campaña (C) de las variables hidrológicas y morfológicas (Var) en cada sitio de muestreo (S1, S2, S3, S4) en las tres cuencas estudiadas (Río Pipo: RP, Arroyo Buena Esperanza: ABE y río Arroyo Grande: RAG). AM: Ancho mojado (m); Prof.: Profundidad promedio (m); Vel: Velocidad media ($m s^{-1}$). sd = sin datos

Var	C	RP				ABE				RAG			
		S1	S2	S3	S4	S1	S2	S3	S4	S1	S2	S3	S4
AM	1	9,86 \pm	13,99 \pm	10,68 \pm	14,94 \pm	4,67 \pm	4,02 \pm	2,18 \pm	3,28 \pm	9,79 \pm	13,11** \pm	sd	sd
(m)		1,01	1,08	0,71	0,87	0,19	0,24	0,18	0,02	1,42	0,63		
Prof.		0,46 \pm	0,24 \pm	0,28 \pm	0,30 \pm	0,26 \pm	0,23 \pm	0,28 \pm	0,09 \pm	0,51 \pm	0,36 \pm	>1	>1
(m)		0,03	0,04	0,03	0,11	0,15	0,24	0,31	0,25	0,08	0,13		
Vel		0,57 \pm	0,57 \pm	1,16 \pm	0,77 \pm	0,37 \pm	0,24 \pm	0,27 \pm	0,33 \pm	0,44 \pm	0,57 \pm	sd	sd
($m s^{-1}$)		0,12	0,21	0,26	0,21	0,21	0,24	0,17	0,12	0,17	0,14		
AM	2	9,03 \pm	15,94 \pm	13,67 \pm	15,64 \pm	4,91 \pm	4,50 \pm	2,36 \pm	3,29 \pm	11,96 \pm	12,66 \pm	14,15 \pm	15,05 \pm
(m)		0,46	0,48	1,50	0,96	0,99	0,31	0,35	0,32	0,34	2,84	0,0	0,0
Prof.		0,50 \pm	0,28 \pm	0,38 \pm	0,41 \pm	0,54 \pm	0,13 \pm	0,18 \pm	0,16 \pm	0,38 \pm	0,6 \pm	0,75 \pm	0,52 \pm
(m)		0,06	0,01	0,07	0,12	0,58	0,07	0,08	0,07	0,06	0,07	0,39	0,23
Vel		0,56 \pm	0,72 \pm	1,06 \pm	0,84 \pm	0,88 \pm	0,67 \pm	0,61 \pm	0,43 \pm	1,25 \pm	1,40 \pm	0,98 \pm	1,01 \pm
($m s^{-1}$)		0,25	0,20	0,28	0,23	0,42	0,45	0,25	0,19	0,67	0,61	0,39	0,09

(**) Representa dos fechas de muestreo.

El caudal resultó inferior a $1,5 m^3 s^{-1}$ en todos los sitios del ABE mientras que en el resto de las cuencas fue superior (Fig. 14). A lo largo del gradiente longitudinal de cada curso de agua, no se observaron diferencias significativas entre los sitios de muestreo, aunque si se detectaron diferencias entre meses de muestro. En la cuenca del RP, en noviembre el caudal fue significativamente mayor que el resto de los meses (HSD $p<0,05$), mientras que ABE el mes de enero de 2018 resultó menor que abril de 2018 y marzo 2019 (HSD, $p<0,05$) (Fig.14a y 14b). En el RAG no se analizó las diferencias significativas debido a la falta de datos (Fig. 14c).

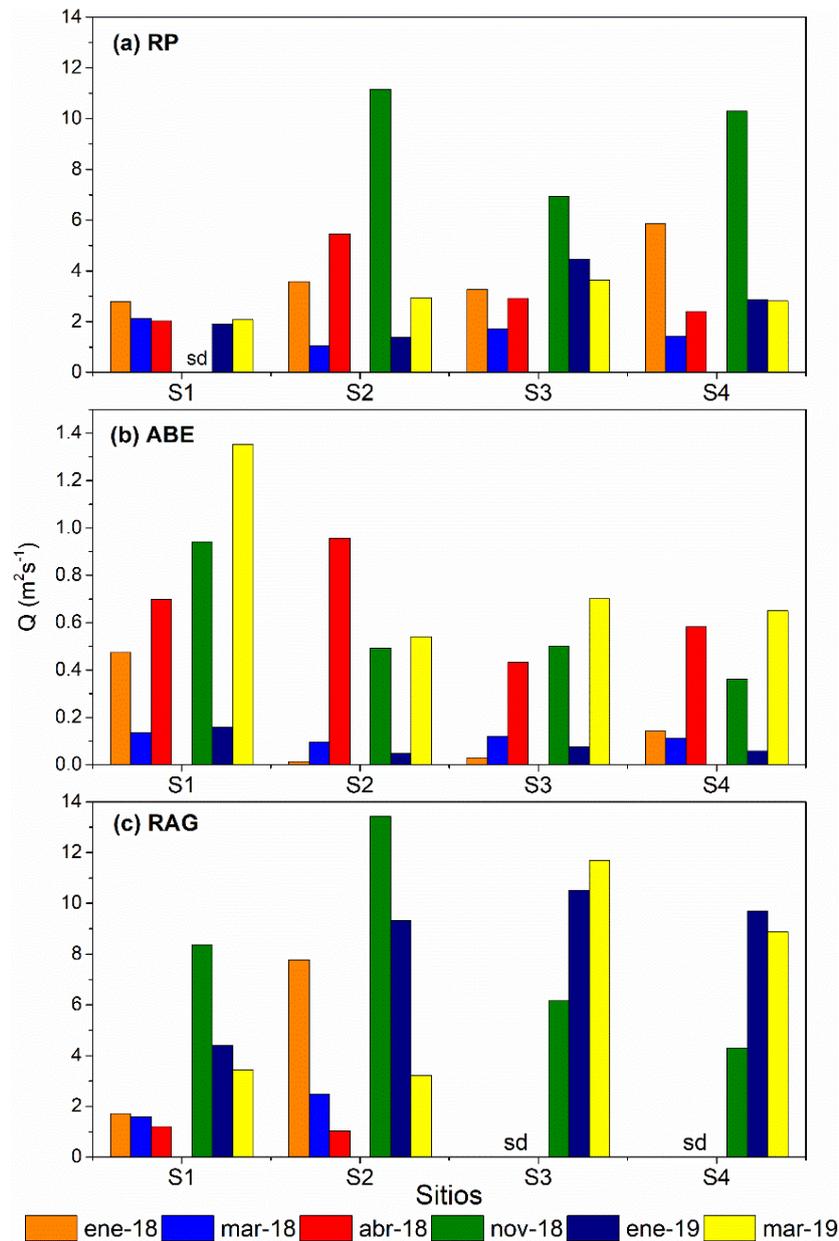


Fig. 14: Valores de caudal (Q , en $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) para cada fecha de muestreo durante la primera y segunda campaña para cada sitio (S1, S2, S3, S4) en las cuencas bajo estudio: a) Río Pipo (RP), b) Arroyo Buena Esperanza (ABE), c) río Arroyo Grande (RAG). En S3 y S4 del RAG no hay datos registrados durante la primera campaña (sd) y en S1 de RP durante noviembre.

Variables físicas, químicas y biológicas

En general, durante la primera campaña la temperatura del agua osciló entre 5,4 °C y 8,7 °C (Tabla 7) mientras que en la segunda los valores medios oscilaron entre 5,7 °C y 9,1 °C (Tabla 8). Para esta variable, no se observó efecto del sitio pero si hubo efecto

del mes para las 3 cuencas bajo estudio. En el RP, la temperatura del agua durante el mes de abril resultó significativamente más baja que en enero y marzo (HSD, $p < 0,05$) y no mostró diferencias con noviembre, mientras que en ABE y RAG resultó mayor en enero y marzo que abril y noviembre (HSD, $p < 0,05$).

En todos los sitios de muestreo la concentración de OD fue alta (mayor a 10 mg L^{-1}) y no mostró un efecto significativo entre sitios y meses de muestreo en ninguna de las cuencas (Tabla 7 y 8). El pH fue cercano a 7 en la mayoría de los sitios y en todas las cuencas bajo estudio. La conductividad eléctrica fue altamente variable ($\text{CV}=191 \%$) y los valores máximos se hallaron en S4 del ABE en ambas campañas (375 y $188 \mu\text{S cm}^{-1}$ respectivamente) (Tablas 7 y 8). Asimismo, la turbidez mostró variación a lo largo del gradiente de urbanización ($\text{CV}= 52 \%$, $n=72$). Durante la primera campaña, el rango de variación fue $0,3$ - $49,0$ NTU (Tabla 7) y durante la segunda campaña osciló entre $2,4$ y $45,0$ NTU (Tabla 8), alcanzando los valores máximos en S4 de ABE. Los sólidos en suspensión también mostraron un incremento en la concentración promedio a lo largo de las cuencas (Tablas 7 y 8) y se correlacionó positivamente con la turbidez ($r_s=0,73$). La concentración de cloruros en promedio, no mostró variación espacial en la cuenca del RP a diferencia del ABE y RAG; donde la concentración en S4 fue aproximadamente 10 veces más alta que en S1 del ABE, mientras que en S4 del RAG, duplicó el valor obtenido en S1 (Tabla 8). La demanda química de oxígeno (DQO) mostró un rango de variación amplio ($\text{CV}=162 \%$); en promedio el mayor rango de concentración entre S1 y S4 se observó en la cuenca del ABE y osciló entre 6 y $47,6 \text{ mg L}^{-1}$ respectivamente (Tabla 8).

En general, los cursos de agua estudiados mostraron concentraciones de nutrientes relativamente bajas durante las dos campañas (Tabla 7 y 8). Sin embargo, el N-NH_4 mostró un amplio rango de variación entre cuencas ($\text{CV}=305 \%$, $n = 72$); el RP alcanzó las concentraciones más bajas (por debajo de $0,05 \text{ mg L}^{-1}$) mientras que en S4 de ABE se detectaron las concentraciones más altas (superiores a $4,0 \text{ mg L}^{-1}$) en tanto que en S4 del RAG las concentraciones fueron intermedias (alrededor de $0,4 \text{ mg L}^{-1}$) (Fig. 15). Las concentraciones de N-NH_4 en la cuenca del RP y RAG no mostraron variaciones significativas entre los sitios de muestreo (Figs. 15a y 15c), a diferencia del ABE, donde la concentración de N-NH_4 en S4 resultó significativamente mayor (HSD, $p < 0,05$; Fig. 15b). Además, solo se observó efecto significativo del mes en la cuenca del RP; donde las concentraciones de N-NH_4 fueron más altas en enero en comparación a las otras fechas de muestreo (HSD, $p < 0,05$, no mostrado). El nitrógeno amoniacal (N-NH_4) se

correlacionó positivamente con el nitrato, ($r_s=0,6$), NT ($r_s=0,74$) y la conductividad ($r_s=0,6$).

Las concentraciones de fósforo total (PT) también variaron ampliamente (CV=171 %, n=72); en el RP y ABE alcanzaron concentraciones máximas de PT alrededor 1 mg L⁻¹, mientras que en el RAG el valor máximo fue de 0,72 mg L⁻¹ (Fig. 16). Para el PT se detectó efecto del sitio y del mes. En la cuenca del RP, las concentraciones fueron significativamente mayor en S3 que en S4 (HSD, $p < 0,05$; Fig. 16a), mientras que en ABE y el RAG, la concentración de PT en S4 fue significativamente mayor que en S1 y S2 (HSD $p < 0,05$; Figs.16b y 16c). Con respecto a la variación entre meses, ABE y RAG tuvieron valores de PT más altos en abril en todos los sitios de muestreo (HSD $p < 0,05$, no mostrados). El PT correlacionó positivamente con la turbidez ($r_s=0,5$).

Tabla 7: Valores promedio de la primera campaña (\pm desviación estándar; $n=3$) para cada sitio de estudio (S1, S2, S3, S4) en las cuencas estudiadas (RP: río Pipo; ABE: arroyo Buena Esperanza; RAG: río Arroyo Grande), OD: oxígeno disuelto; Temp: temperatura del agua; Cond: Conductividad; Turb.: turbidez; SS: Sólidos en suspensión; N-NO₂: nitrógeno-nitrito; N-NO₃: Nitrógeno-nitrato; P-PO₄: fósforo-fosfato; NT: Nitrógeno Total. (*) Representa $n=2$; (**) $n=1$.

Variable	RP				ABE				RAG			
	S1	S2	S3	S4	S1	S2	S3	S4	S1	S2	S3	S4
Temp (°C)	5,4 \pm	6,9 \pm	7,7 \pm	7,3 \pm	6,7 \pm	8,6 \pm	8,4 \pm	8,7 \pm	6,2 \pm	6,3 \pm	7,0 \pm	7,4 \pm
	1,7	2,8	2,2	2,7	2,5	2,4	2,0	2,4	3,1	3,2	3,8	3,6
OD (mg L ⁻¹)	12,3 \pm	10,9 \pm	10,8 \pm	11,9 \pm	11,2 \pm	11,6 \pm	10,2 \pm	10,8 \pm	10,7 \pm	12,2 \pm	12,9 \pm	11,5 \pm
	0,3	0,6	1,0	2,6	0,8	0,5	1,5	1,0	1,0	0,9	1,6	1,4
pH	7,5 \pm	7,3 \pm	7,4 \pm	7,9 \pm	7,9 \pm	7,8 \pm	7,8 \pm	7,5 \pm	7,7 \pm	7,7 \pm	7,8 \pm	8,4 \pm
	0,9	0,6	0,6	0,4	0,6	0,5	0,5	0,2	0,3	0,2	0,3	0,3
Cond (μ S cm ⁻¹)	111,3 \pm	144,3 \pm	150,0 \pm	180,3 \pm	106,0 \pm	174,0 \pm	215,3 \pm	374,7 \pm	125,0 \pm	132,7 \pm	130,6 \pm	139,0 \pm
	68,3	44,1	32,4	42,1	62,2	27,4	37,0	164,5	29,4	38,4	35,0	36,4
Turb (NTU)	3,6 \pm	3,1 \pm	3,6 \pm	6,3 \pm	0,3 \pm	12,5 \pm	11,0 \pm	48,9 \pm	4,1 \pm	4,5 \pm	1,7 \pm	37,3 \pm
	3,7	2,6	1,3	1,9	0,6	9,1	6,8	44,5	2,2	4,2	1,7	54,3
SS (mg L ⁻¹)	5,1 \pm	4,5 \pm	5,4 \pm	4,3 \pm	0,4 \pm	7,8 \pm	2,9 \pm	7,7 \pm	2,9 \pm	2,1 \pm	1,0 \pm	17,8 \pm
	3,8	1,2	1,2	1,5	0,3	6,4	1,0	2,3	2,9	0,2	0,6	24,2
N-NO ₂ (mg L ⁻¹)	0,003 \pm	0,003 \pm	0,002 \pm	0,002 \pm	0,001 \pm	0,004 \pm	0,011 \pm	0,009 \pm	0,002 \pm	0,001 \pm	0,001 \pm	0,002 \pm
	0,001	0,003	0,002	0,002	0,002	0,001	0,006	0,004	0,002	0,002	0,002	0,002
N-NO ₃ (mg L ⁻¹)	0,007 \pm	0,004 \pm	0,007 \pm	0,007 \pm	0,002 \pm	0,050 \pm	0,105 \pm	0,021 \pm	0,005 \pm	0,002 \pm	0,00 \pm	0,002 \pm
	0,001	0,004	0,000	0,000	0,004	0,006	0,107	0,009	0,004	0,004	0,00	0,003
P-PO ₄ (mg L ⁻¹)	0,025 \pm	0,050 \pm	0,04** \pm	0,018 \pm	0,030 \pm	0,040** \pm	0,043 \pm	0,343 \pm	0,03*	0,027 \pm	0,055 \pm	0,06*
	0,007	0,026	0,014	0,013	0,010	0,043	0,015	0,335		0,015	0,021	
NT (mg L ⁻¹)	0,2 \pm			0,1 \pm	0,2 \pm	1,4 \pm	0,4 \pm	3,7 \pm	0,2 \pm	0,2 \pm	0,3 \pm	0,3 \pm
	0,0	0,3*	0,2*	0,0	0,1	0,3	0,1	0,5	0,0	0,0	0,0	0,1

Tabla 8: Valores promedio de la segunda campaña (\pm desviación estándar; $n=3$) para cada sitio de estudio (S1, S2, S3, S4) en las cuencas estudiadas (RP: río Pipo; ABE: arroyo Buena Esperanza; RAG: río Arroyo Grande), OD: oxígeno disuelto; Temp: temperatura del agua; Cond: Conductividad; Turb: turbidez; SS: Sólidos en suspensión; N-NO₂: nitrógeno-nitrito; N-NO₃: Nitrógeno-nitrato; P-PO₄: fósforo-fosfato; NT: Nitrógeno Total; Cl: Cloruros. DQO: demanda química de oxígeno. En la DQO se incluyó marzo 2020 y marzo 2022 ($n=5$) *.

Variable	RP				ABE				RAG			
	S1	S2	S3	S4	S1	S2	S3	S4	S1	S2	S3	S4
Temp (°C)	6,0 \pm 1,8	6,1 \pm 1,7	6,6 \pm 1,5	6,9 \pm 2,8	5,7 \pm 2,5	6,3 \pm 2,3	7,6 \pm 3,0	9,1 \pm 1,5	6,1 \pm 2,2	6,8 \pm 1,9	6,6 \pm 1,7	6,9 \pm 1,7
OD (mg L ⁻¹)	12,0 \pm 1,3	11,7 \pm 2,2	11,5 \pm 2,5	10,7 \pm 1,9	11,6 \pm 1,3	10,3 \pm 2,89	9,9 \pm 3,37	10,2 \pm 1,8	11,3 \pm 4,7	12,4 \pm 0,9	12,5 \pm 3,3	11,1 \pm 3,3
pH	7,0 \pm 0,8	6,8 \pm 0,5	7,1 \pm 0,4	7,1 \pm 0,4	6,4 \pm 0,5	6,7 \pm 0,4	6,9 \pm 0,3	6,9 \pm 0,2	6,8 \pm 0,5	7,0 \pm 0,7	7,1 \pm 0,7	7,2 \pm 0,6
Cond (μ S cm ⁻¹)	140,0 \pm 41,6	156,0 \pm 45,1,1	154,7 \pm 43,9	160,0 \pm 47,2	61,0 \pm 12,1	87,7 \pm 18,6	113,0 \pm 34,2	188,3 \pm 65,3	91,3 \pm 16,7	96,3 \pm 17,0	94,7 \pm 16,3	101,0 \pm 21,9
Turb (NTU)	5,6 \pm 1,3	3,9 \pm 1,8	7,8 \pm 3,3	6,8 \pm 2,9	2,4 \pm 3,7	6,6 \pm 7,6	8,1 \pm 7,8	45,4 \pm 67,3	7,8 \pm 4,0	11,4 \pm 2,6	9,6 \pm 4,0	12,4 \pm 2,6
SS (mg L ⁻¹)	3,71 \pm 6,32	5,59 \pm 9,62	5,71 \pm 9,78	8,63 \pm 14,87	0,69 \pm 1,16	4,84 \pm 8,28	4,98 \pm 8,59	9,02 \pm 14,79	2,69 \pm 4,25	3,31 \pm 5,62	4,41 \pm 7,44	4,42 \pm 7,43
N-NO ₂ (mg L ⁻¹)	0,002 \pm 0,001	0,004 \pm 0,002	0,003 \pm 0,001	0,004 \pm 0,002	0,002 \pm 0,002	0,004 \pm 0,002	0,003 \pm 0,001	0,010 \pm 0,007	0,003 \pm 0,001	0,005 \pm 0,002	0,004 \pm 0,002	0,004 \pm 0,0018
N-NO ₃ (mg L ⁻¹)	0,005 \pm 0,004	0,006 \pm 0,002	0,007 \pm 0,001	0,006 \pm 0,002	0,003 \pm 0,004	0,012 \pm 0,010	0,030 \pm 0,011	0,020 \pm 0,019	0,005 \pm 0,003	0,004 \pm 0,003	0,006 \pm 0,002	0,006 \pm 0,001
P-PO ₄ (mg L ⁻¹)	0,04 \pm 0,02	0,05 \pm 0,02	0,05 \pm 0,03	0,05 \pm 0,02	0,06 \pm 0,03	0,06 \pm 0,04	0,10 \pm 0,11	0,21 \pm 0,12	0,03 \pm 0,02	0,05 \pm 0,04	0,05 \pm 0,03	0,07 \pm 0,05
NT (mg L ⁻¹)	0,08 \pm 0,05	0,11 \pm 0,05	0,06 \pm 0,02	0,15 \pm 0,08	0,14 \pm 0,10	0,18 \pm 0,09	0,17 \pm 0,11	0,67 \pm 0,08	0,10 \pm 0,02	0,09 \pm 0,02	0,08 \pm 0,02	0,18 \pm 0,06
Cl (mg L ⁻¹) *	2,06 \pm 1,89	2,48 \pm 0,0	1,65 \pm 2,89	2,48 \pm 0,0	1,65 \pm 1,43	6,61 \pm 1,43	10,74 \pm 3,79	15,69 \pm 5,16	1,65 \pm 2,86	2,48 \pm 2,2	0,83 \pm 1,42	3,33 \pm 1,43
DQO (mg L ⁻¹) *	3 ,6 \pm 5,4	3,0 \pm 4,5	7,0 \pm 5,4	7,4 \pm 4,0	6,0 \pm 6,6	17,2 \pm 10,8	12,8 \pm 16,9	47,6 \pm 45,4	4,8 \pm 5,5	6,5 \pm 8,7	15,3 \pm 13,9	13,3 \pm 7,4

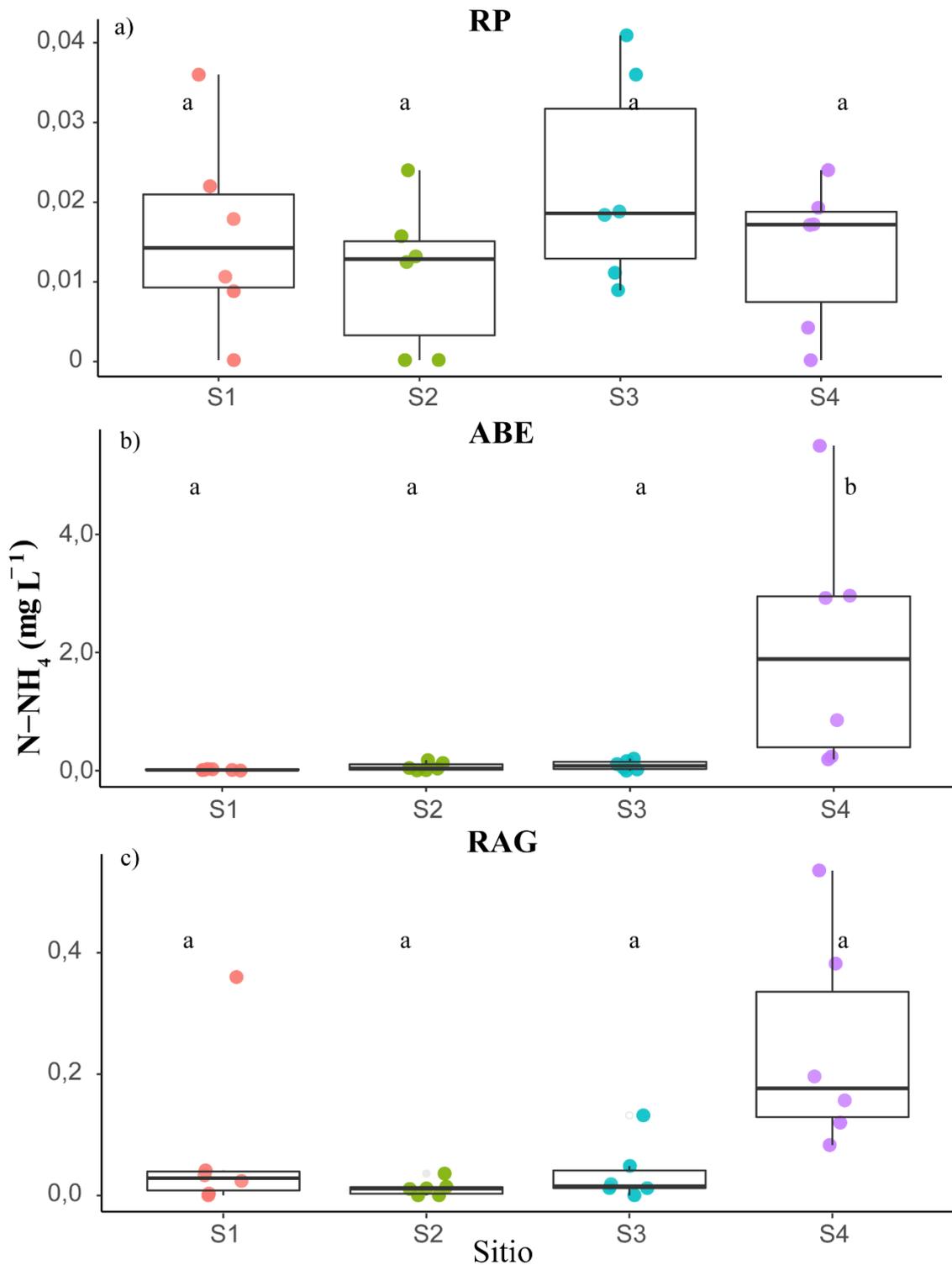


Fig. 15: Boxplot (media, cuartil y bigotes IC = 95%) de las concentraciones de nitrógeno-amoniaco ($N-NH_4$ en $mg L^{-1}$; $n = 72$) durante el periodo de estudio en cada sitio de muestreo (S1, S2, S3, S4) de (a) Río Pipo (RP), (b) Arroyo Buena Esperanza (ABE) y (c) río Arroyo Grande (RAG). Letras diferentes representan diferencias significativas según Tukey (HSD, $p < 0,05$). Notar la diferencia de escala en el eje Y.

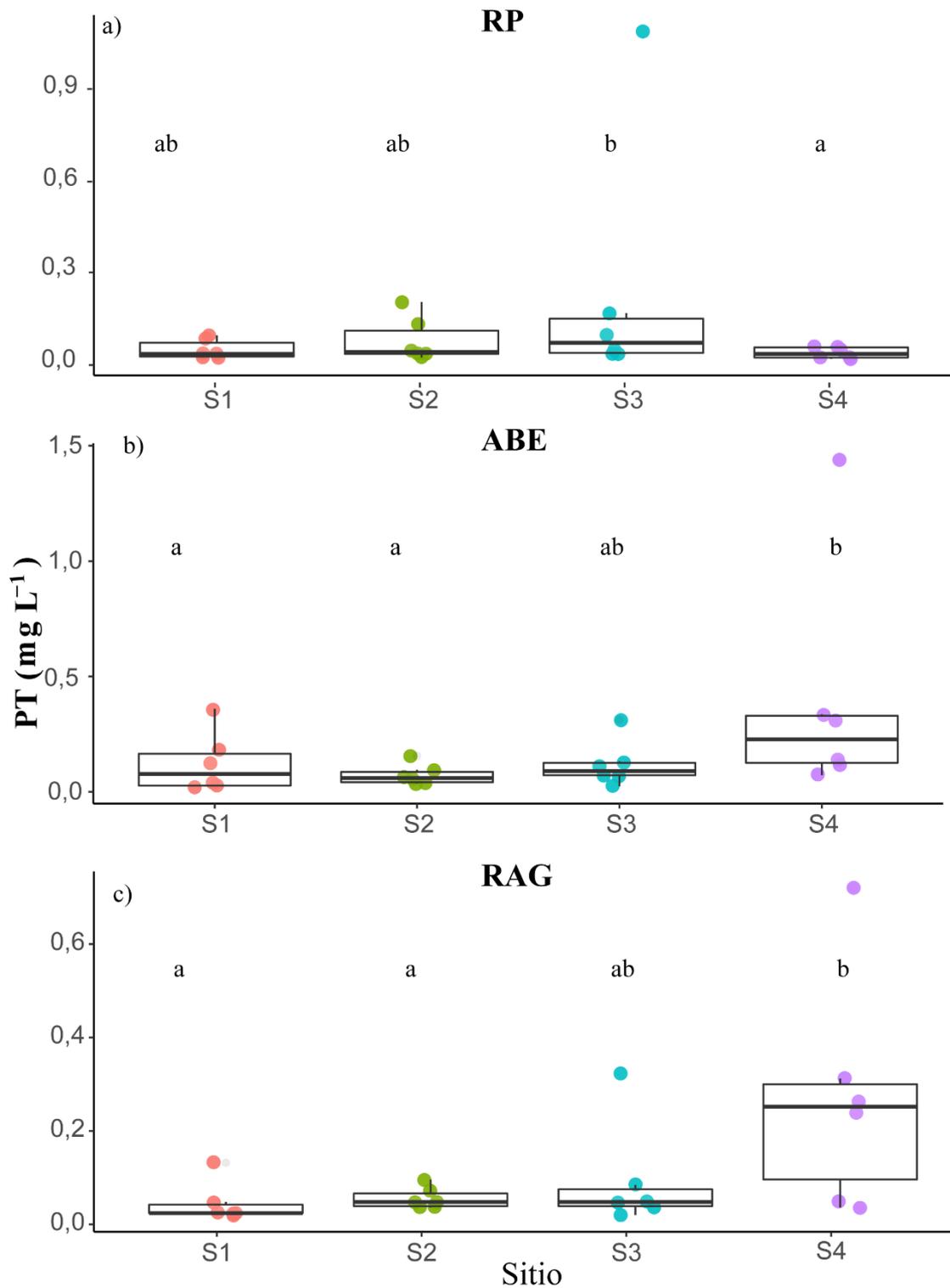


Fig. 16: Boxplot (media, cuartil y bigotes IC = 95%) de las concentraciones de fosforo total (PT en mg L⁻¹; n = 72) durante el período de estudio en cada sitio (S1, S2, S3, S4) de (a) Río Pipo (RP), (b) Arroyo Buena Esperanza (ABE) y (c) Río Arroyo Grande (RAG). Letras diferentes representan diferencias significativas según Tukey (HSD, $p < 0,05$).

A partir del análisis bacteriológico en enero de 2018 se detectó la presencia de coliformes totales (CT) y fecales (CF) en los sitios más bajos (S4) de las tres cuencas bajo estudio y en S3 de ABE y RAG (Tabla 9). El número de bacterias CF estimadas en el RP S4 fue de 450 NMP100 ml⁻¹ mientras que en ABE y RAG fueron ampliamente superiores (Tabla 9). En las siguientes fechas (marzo y abril del 2018), las cuencas del ABE y el RAG obtuvieron valores elevados de CT y CF en S4 (los fecales oscilaron entre 100 y 100000 NMP 100 ml⁻¹) mientras que el RP presentó CT en S3 durante marzo. Posteriormente, durante marzo de 2019 y 2020 no se detectó CT y CF en los sitios muestreados (Tabla 8). En cambio, en marzo de 2022, sí se detectó presencia de CT y CF en S2, S3 y S4 del RP y ABE, alcanzando valores por encima de 1000 NMP100 ml⁻¹ en los sitios más bajos (S4) (Tabla 9).

La Cl-a fito mostró un rango de variación elevado (CV=153 %) y se correlacionó positivamente con la conductividad ($r_s=0,5$). Para cada cuenca bajo estudio, los valores máximos se hallaron en los tramos bajos: En el RP el valor máximo fue menor a 1,5 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Fig.16a) mientras que en ABE y RAG las concentraciones máximas fueron 9,9 y 7,6 $\mu\text{g L}^{-1}$ respectivamente (Fig. 17b y 17c). Si bien se observó un incremento de las concentraciones de la Cl-a fito en las secciones bajas, no se detectaron diferencias significativas entre sitios y fechas de muestro en ninguna de las tres cuencas bajo estudio (Fig. 17).

Tabla 9: Rango de bacterias coliformes Totales (CT) y coliformes fecales (CF) estimado a través del método del número más probable (NMP 100 ml⁻¹) para cada mes: enero (ene); marzo (mar); abril (abr), año de muestreo y sitio de muestreo. Rango: 1,8-100 (+); 100 - 1000 (++); 1000 - 100000 (+++); 100000 - 1000000 (++++); > 1000000 (+++++) y (-) menos de 1,8 (no detectable); sin dato (sd).

Bacteria	Año	Mes	RP				ABE				RAG			
			S1	S2	S3	S4	S1	S2	S3	S4	S1	S2	S3	S4
CT	2018	ene	-	-	-	+++	-	-	++	+++++	+	-	+	++++
CF			-	-	-	++	-	-	++	+++++	+	-	+	+++
CT		mar	-	-	++	-	-	+	-	+++++	-	-	-	++
CF			-	-	-	-	-	-	-	+++++	+	-	-	++
CT		abr	-	-	-	-	-	-	-	+++	+	-	+	++++
CF			-	-	-	-	-	-	-	+++	+	-	+	+++
CT	2019	mar	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CF			-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CT	2020	mar	-	-	-	-	-	-	-	-	sd	sd	sd	sd
CF			-	-	-	-	-	-	-	-	sd	sd	sd	sd
CT	2022	mar	-	+	+++	+++	-	+	++++	++++	-	-	-	-
CF			-	+	++	+++	-	+	++++	+++	-	-	-	-

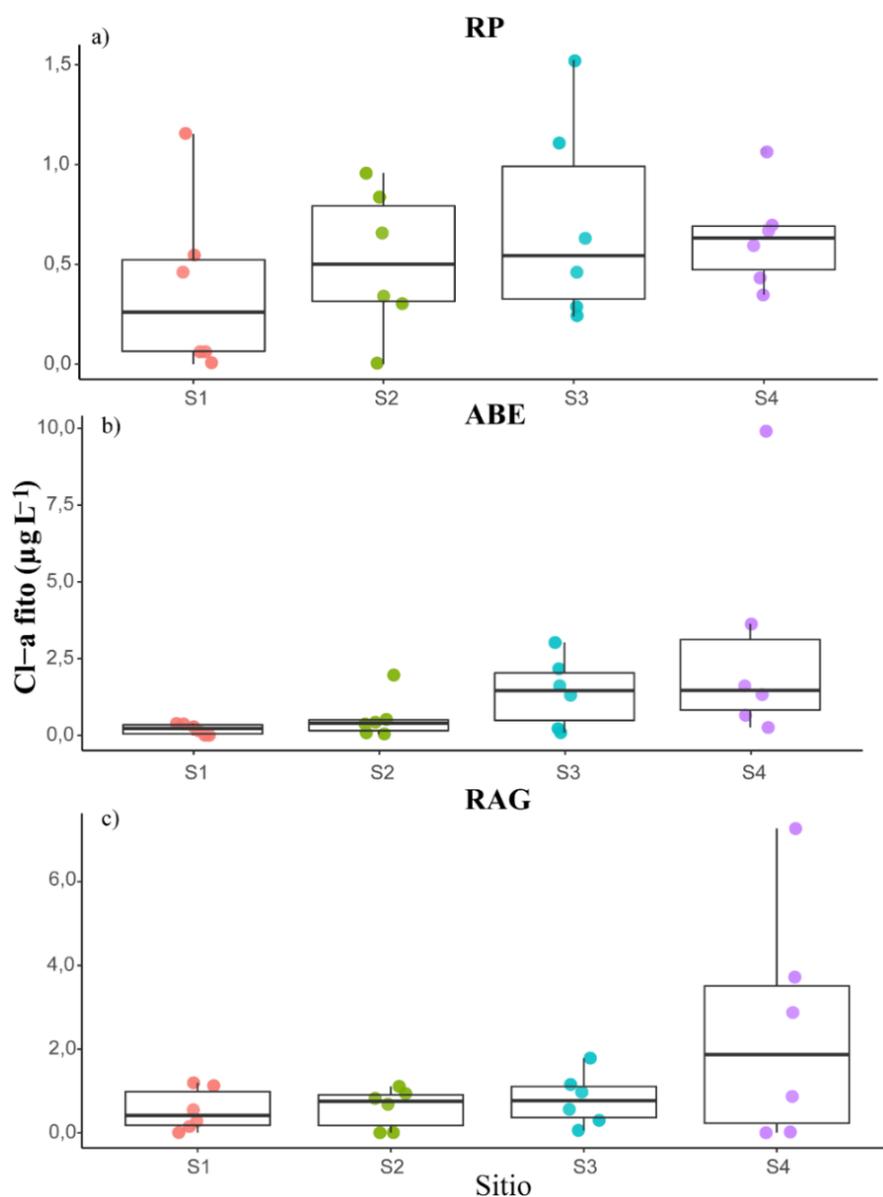


Fig. 17: Boxplot (media, cuartil y bigotes IC = 95%) de las concentraciones de clorofila-a del fitoplancton (Cl-a fito en $\mu\text{g L}^{-1}$ $n = 72$) durante el período de estudio en cada sitio (S1, S2, S3, S4) del (a) Río Pipo (RP), (b) Arroyo Buena Esperanza (ABE) y (c) Río Arroyo Grande (RAG).

En los ACP de los dos años de campaña, alrededor del 70 % de la varianza total fue explicada por las primeras dos dimensiones (Figs. 18 y 19). Durante el primer año de campaña (Fig. 17) el componente 1 explico 44,4 % de la varianza y las variables que más aportaron fueron el amonio (N-NH_4) y la clorofila del fitoplancton (Cl-a fito) (33,3 % y 30,5 %, respectivamente) mientras que la dimensión 2, explico un 23 % y las variables que más contribuyeron fueron la temperatura del agua (T) y el fósforo total (PT) (45,2 % y 29,5 %, respectivamente). Durante la segunda campaña, la componente 1 explico un

43,6 % y la mayor contribución fue de la T y Cl-a fito (40,7% y 22,01%, respectivamente) mientras que el mayor aporte a la segunda componente estuvo dado por el N-NH₄ y el oxígeno disuelto (OD) (50,2 y 44,3 %, respectivamente). En general, en ambos ACP, se observó una tendencia en el agrupamiento de los sitios por secciones; los sitios de las secciones superiores de las cuencas (cuadrados y cruces en las Figs.18 y 19) fueron más similares entre sí y se relacionaron negativamente con la componente 1 mientras que los sitios de muestreo más bajos en las cuencas (círculos y triángulos) mostraron una relación positiva con la componente 1 (Figs.18 y 19). Por otra parte, se observó una tendencia en el agrupamiento temporal; en la primera campaña, los sitios de muestreo estuvieron más cerca en el mes de abril (Fig. 18) mientras que en la segunda campaña se observó lo mismo para el mes de noviembre (Fig. 19).

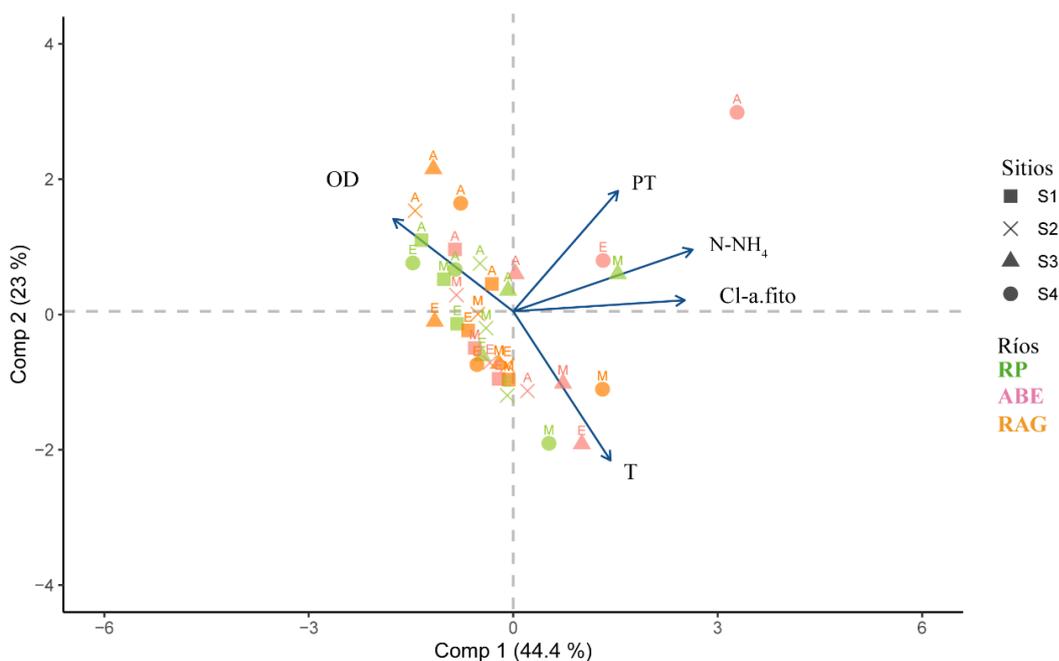


Fig. 18: Análisis de componentes principales (ACP) para la primera campaña de muestreo (2018) considerando las variables nitrógeno-amonio (N-NH₄), oxígeno disuelto (OD), fósforo total (PT) y clorofila-a del fitoplancton (Cl-a fito) y temperatura (T) Las secciones de las cuencas (sitios) están representadas por diferentes símbolos y se utilizan colores para representar los cursos de agua en las diferentes fechas de muestreo: enero (E), marzo (M), Abril (A).

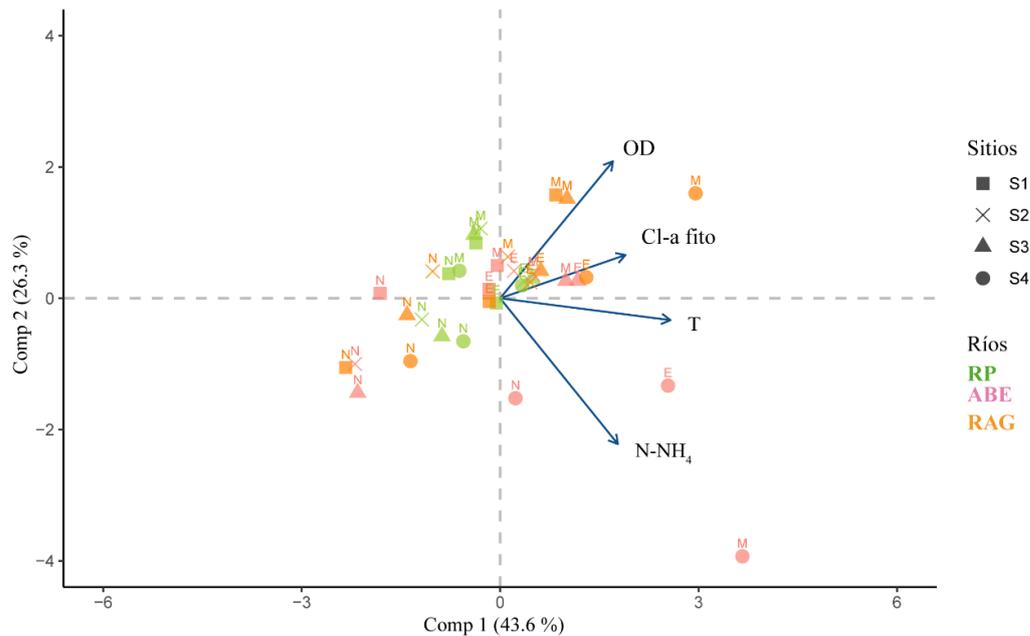


Fig. 19: Análisis de componentes principales (ACP) para la segunda campaña año de muestreo considerando las variables nitrógeno-amoniacal (N-NH₄), oxígeno disuelto (OD) y clorofila-a del fitoplancton (Cl-a fito) y temperatura (T). Las secciones de las cuencas (sitios) están representadas por diferentes símbolos y se utilizan colores para representar los cursos de agua en las diferentes fechas de muestreo: noviembre 2018 (N), enero (E) y marzo (M) 2019.

Discusión

En este capítulo se caracterizan las principales cuencas hidrográficas urbanas de la ciudad de Ushuaia. Geográficamente, el río Pipo (PR) está más alejado del área urbana principal y la sección superior de la cuenca pertenece a un área protegida (Parque Nacional Tierra del Fuego, PNTF). De hecho, los resultados mostraron que la cuenca del RP obtuvo un menor porcentaje de área urbanizada en contraste con el arroyo Buena Esperanza (ABE) y el río Arroyo Grande (RAG) (Tabla 5). Por lo tanto, se traduce en menor superficie impermeable a escala de cuenca, lo cual implicaría menor deterioro del recurso hídrico. Muchos estudios han descripto que las cuencas hidrográficas urbanas, reducen la infiltración y favorecen la escorrentía superficial, lo cual conlleva a un incremento de carga alóctona en los cursos de agua (Arnold & Gibbons 1996, Walsh et al. 2005, Booth et al. 2016).

Los ambientes ribereños son fundamentales para los ecosistemas acuáticos como zona de amortiguación; ya que cumplen la función de filtro y actúan como sistema

depurador. Evitan la erosión de las riberas, amortiguan el ingreso de contaminantes y regulan la temperatura y entrada de luz al ecosistema acuático. Este estudio mostró una disminución en la calidad de la zona ribereña en los sitios urbanizados de las tres cuencas. Resultados similares fueron hallados por Kutschker et al. (2009) en ríos andino patagónicos y Cochero et al. (2016) en arroyos pampeanos sometidos a uso de suelo urbano; lo cual pone en evidencia el impacto negativo de la urbanización en la degradación de las riberas, es decir la zona de amortiguación en las cuencas urbanas.

El caudal es una variable hidrológica importante, compuesta por la velocidad de la corriente, el ancho y profundidad del cauce. La velocidad de la corriente favorece la oxigenación del agua en los ecosistemas lóticos e interviene en el proceso de degradación de la materia orgánica y dilución de los contaminantes (Brabec et al. 2017). Por lo tanto, caudales mayores podrían aumentar el poder de dilución de las partículas que ingresan por contaminación antrópica a los cursos de agua bajo estudio. En las cuencas bajo estudio, los valores de caudales máximos están generalmente asociados a los eventos de deshielo durante el verano (Iturraspe & Urciuolo 2000) y a las precipitaciones. Aquí, se observó diferencias entre algunos meses de muestreo, alcanzando los valores máximos en noviembre y enero en muchos sitios de muestreo. En general, según información provista por el SIAG (Sistema de Información Ambiental y Geográfica de CADIC) las precipitaciones mensuales fueron más bajas durante el 2018 en comparación al año 2019, mientras que la precipitación nival se concentró entre los meses de junio y octubre lo cual podría contribuir a las crecidas de los ríos durante la primavera (Fig.20). Por otra parte, el ABE al ser más pequeño y drenar menor superficie, (en contraste al RP y RAG) resultó menos caudaloso lo cual podría implicar menor poder de dilución.

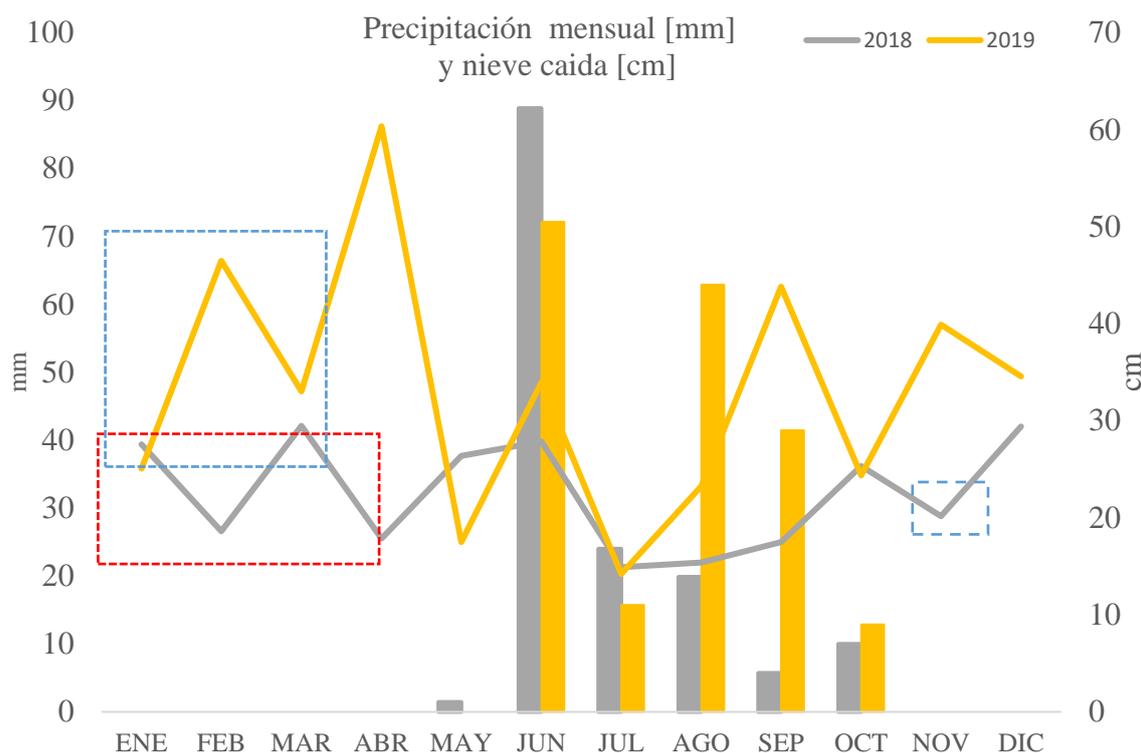


Fig.20: Precipitación (en líneas) y nieve caída (en barras) mensual durante el año 2018 (gris) y 2019 (naranja). Los rectángulos indican los meses de muestreo. Primera campaña (rojo) segunda campaña (azul).

En relación a las variables limnológicas (físicas, químicas y biológicas), se detectaron diferencias a lo largo del gradiente longitudinal en las cuencas bajo estudio. Las diferencias más notables fueron halladas entre las secciones superiores no urbanizadas (S1) vs las secciones más urbanizadas (S4). Puntualmente, el ABE mostró en el sitio urbanizado cercano a la desembocadura (S4) los valores máximos de conductividad, cloruros, turbidez, nutrientes y coliformes fecales (Tabla 6, 7 y 8). Una explicación posible es que el incremento de estas variables esté vinculado al efecto de la urbanización por fuentes de contaminación puntual (efluentes domésticos) y difusas (escorrentía superficial), dado que estudios previos muestran cambios a lo largo del gradiente de urbanización en el área de estudio (Amin et al. 2011, Diodato 2013, Zagarola et al. 2017).

Geográficamente, la ciudad de Ushuaia, está ubicada en latitudes altas, donde el clima es caracterizado como templado frío y húmedo (Coronato et al. 2017). Por lo general, son muchos los factores que afectan a la temperatura del agua. Ésta suele estar

influenciada por la latitud, altitud, estacionalidad, hora del día, contaminación térmica y tiene una gran importancia ecológica, ya que influye en procesos físicos, químicos y biológicos (Johnson et al. 2014). Aquí la temperatura máxima del agua no superó los 9°C y mostró algunas diferencias entre los meses más cálidos (enero y marzo) y fríos (abril y noviembre). Además, existe una fuerte dependencia de la concentración de OD con la temperatura del agua, la solubilidad del oxígeno aumenta con la disminución de la temperatura (Conzonno 2009). En este trabajo, las concentraciones promedio de OD fueron altas (mayor a 10 mg L⁻¹) lo cual podría ser atribuido a las bajas temperaturas del agua que favorecen la solubilidad del oxígeno en el agua. De hecho, la demanda biológica de Oxígeno (DBO₅) resultó no detectable y una explicación factible sería las altas concentraciones basales de OD en estos cursos de agua. En este sentido, según Conzonno (2009) la DBO es un parámetro usado para el diseño de las plantas de tratamiento en el procesamiento de desechos orgánicos; sin embargo para aguas naturales con baja concentración de materia orgánica como en el caso de los ecosistemas oligotróficos es inadecuado.

La DQO es una medida de la cantidad de materia orgánica biodegradable y no biodegradable en una muestra de agua que suele estar asociada a los aportes por descargas de efluentes urbanos (Abel 1996). Esta variable, si bien incrementó en las secciones bajas de ABE y RAG con la presencia de descargas cloacales, las concentraciones halladas, no superaron el valor guía (100 mg L⁻¹) para uso recreativo establecido en la normativa local (Ley N°1126, Decreto 450/21 anexo II).

La concentración N-NH₄ y bacterias CF suelen ser considerados indicadores concretos de contaminación orgánica (Chapman 1996, Abel 1996). El N-NH₄ está presente en los ecosistemas acuáticos en parte debido al aporte de aguas residuales domésticas, desechos industriales y fertilizantes. Las concentraciones en S4 de ABE y RAG, donde existen aporte de aguas residuales duplicaron las concentraciones en los sitios sin urbanización y fueron similares a los datos publicados recientemente en un monitoreo de la ciudad de Ushuaia (Diodato et al. 2022). Si bien los valores obtenidos en este trabajo fueron inferiores al valor guía establecido para uso recreativo para ecosistemas de agua dulce en la provincia de Tierra del Fuego (5 mg L⁻¹); en S4 de ABE superó el umbral establecido para protección de la vida acuática (1,37 mg L⁻¹) (Ley N°1126, Decreto 450/21 anexo II). En este trabajo, las concentraciones halladas en los

sitios con presencia de urbanización fueron mayores a los valores informados por Temblay et al. (2020) en arroyos urbanos templados de la ciudad de Québec en Canadá.

La presencia de bacterias CT y especialmente la detección de CF, entre ellos *Escherichia coli*, es un indicador de materia fecal humana/animal que se puede transmitir a través del agua y potencialmente provocar problemas sanitarios (Ríos-Tobón et al. 2017). En este trabajo, los CF reportados mostraron elevada variabilidad entre fechas de muestreo lo cual podría estar asociado a vuelcos domésticos esporádicos y/o la dinámica en el régimen de lluvias entre otras variables (Pommepuy et al. 2006). Sin embargo, se identificó un patrón espacial; las concentraciones más altas de bacterias CF se hallaron en las secciones bajas de las cuencas (S4) y coinciden con lo publicado por otros trabajos en ríos urbanizados con vuelcos de efluentes domésticos sin tratamiento biológico (Pesce & Wunderlin et al. 2000, Lobo et al. 2004, Verhougstraete et al. 2015, Diodato et al. 2022). De hecho, en algunas fechas superó el nivel guía establecido (250 NMP100 ml⁻¹) para agua dulce de uso recreativo en la provincia de Tierra del Fuego (Ley N°1126, Decreto 450/21 anexo II).

Por su parte, la Cl-a fito y el PT son indicadores del estado trófico de los ecosistemas acuáticos (Conzonno 2009). Resultados publicados por Dodds (2006) de PT en ecosistemas lóticos urbanos de ambientes templados, coinciden con los valores encontrados en el tramo más bajo del ABE. La clorofila-a es un estimador de la biomasa algal que responde a la disponibilidad de nutrientes, temperatura y ambiente lumínico (Geider & MacIntyre 1998). Aquí, si bien no se alcanzó diferencias significativas en la Cl-a fito, se observó un incremento a lo largo del gradiente urbano, lo cual estaría asociado a la mayor disponibilidad de nutrientes reportada. De hecho, en algunos sitios urbanizados, las concentraciones de Cl-a fito fueron mayores a otros ríos de la región sin impacto urbano (García & Rodríguez 2018). Según Carlson (1977) los ecosistemas acuáticos son eutróficos cuando la Cl-a fito oscila entre 7 y 40 µg L⁻¹. Los valores obtenidos en este trabajo correspondieron a ecosistemas oligo o mesotróficos (Carlson 1977), a excepción de un muestreo en el tramo bajo de ABE donde se superó ese valor (en marzo 2018).

En general, también se evidenció mayor sensibilidad a la contaminación orgánica en las secciones urbanizadas a través de los resultados del ACP para ambos años, donde

Cl-a fito fue una de las variables que más contribuyó a explicar la variabilidad en el componente 1.

La caracterización ambiental aquí presentada indicó que las cuencas hídricas de la ciudad de Ushuaia, son impactadas por la urbanización. Las características topográficas, la urbanización y presencia de vuelcos cloacales, sumado a la pérdida de una zona de amortiguación ribereña (indicado por el índice QBRp) podrían explicar las diferencias halladas en las variables físicas, químicas y biológicas a lo largo del gradiente longitudinal. Asimismo, el ABE de menor tamaño y mayor proporción de área urbanizada a escala de cuenca mostró los valores más altos de nutrientes, bacterias fecales y biomasa fitoplanctónica. Esto, se traduce en menor poder de dilución y por lo tanto mayor susceptibilidad al impacto urbano. Los resultados obtenidos en este capítulo, son útiles para caracterizar la situación ambiental de los recursos hídricos de la ciudad de Ushuaia.

CAPÍTULO II

Epilíton en cuencas urbanas de la ciudad de Ushuaia

Introducción

La interacción entre las aguas continentales y los ecosistemas terrestres se ve reflejada en la composición del agua y su biota representando el estado general de las cuencas (Margalef 1983). El crecimiento de la población en las ciudades ha llevado a la rápida expansión de las tierras urbanizadas, alterando los flujos de energía y materia en los ecosistemas acuáticos. Dado que los cursos de agua ocupan las zonas más bajas del paisaje, asimilan los efectos del cambio de uso del suelo (Ren et al. 2020) y, por lo tanto, son sensibles a la urbanización (Bernhardt & Palmer 2007). Los arroyos Subantárticos, situados en las cuencas hidrográficas boscosas, son ecosistemas oligotróficos que dependen de la materia orgánica alóctona como base de las tramas tróficas (Anderson & Rosemond 2007, García et al. 2022).

El perifiton es considerado una comunidad clave en ríos/arroyos, debido a que puede presentar alta productividad y sostener gran parte de la red trófica de su hábitat; por ejemplo actúan como recurso basal de macroinvertebrados (Biggs 2000, Vilches 2012). El metabolismo, el crecimiento y la productividad dentro de las comunidades perifíticas dependen en gran medida del reciclaje interno y de la conservación de los recursos dentro de la matriz de la comunidad. Como resultado, dicha comunidad puede alcanzar alta eficiencia en la utilización y retención de los recursos externos capturados y, por ende, una productividad muy elevada (Wetzel 1990). En cada ambiente, la importancia relativa del perifiton está asociado, en parte, al desarrollo de su biomasa que será favorecida principalmente por elevadas concentraciones de nutrientes y la incidencia lumínica (Guasch et al. 1995, Giorgi & Feijoó 2010). Particularmente, en ecosistemas lóticos, la velocidad de corriente y el tipo de sustrato son factores que cobran importancia como fuerzas modeladoras de la comunidad perifítica. La estabilidad de la columna, lo cual se vincula con menores velocidades de la corriente puede contribuir al incremento de biomasa ya que minimiza los desprendimientos y la remoción de la comunidad (Horner et al. 1990). El tipo de sustrato podría estar relacionado con el crecimiento de las algas bentónicas (Wetzel 1983b). De hecho, un estudio realizado en arroyos de montaña vincula las diferencias en tres sustratos rocosos de distinta porosidad y solubilidad (arenisca, basalto y caliza) con la colonización de la comunidad algal epilítica. Los resultados indican que el sustrato de arenisca fueron aproximadamente el doble que el resto (Tuchman & Blinn 1979).

En general, en arroyos prístinos de montaña uno de los componentes más conspicuos dentro del perifiton son las algas (Wu 2016). Éstas son los productores primarios más exitosos en estos ecosistemas (Biggs 1996, Biggs 2000) y ocupan una posición fundamental en la interfaz de los componentes químicos, físicos y bióticos (Lowe & Pan 1996).

Según la bibliografía, la composición elemental del perifiton (es decir, la relación molar Carbono (C): nutrientes) varía considerablemente en los arroyos (Stelzer & Lamberti 2001). Hay dos mecanismos que pueden explicar esta variación: el primero se relaciona con las diferencias en la composición del perifiton en términos de tipos y biomasa de organismos presentes y cantidades de materia orgánica no viva (Frost et al. 2002, Frost et al. 2005a), el segundo mecanismo está relacionado con los procesos fisiológicos de los organismos que residen en el perifiton. Varios estudios han reportado cambios en el contenido de nutrientes de las algas de la comunidad a través de la manipulación experimental del suministro de nutrientes (Hillebrand & Kahlert 2001, 2002, Feijoó et al. 2014, Iannino et al. 2021). Los productores primarios se caracterizan por un contenido variable de nutrientes que da lugar a un equilibrio plástico en la relación C: nutrientes (no homeostático) ya que su composición estequiométrica puede variar ampliamente con las fluctuaciones ambientales en el suministro de nutrientes y luz (Sternner et al. 1998, Elser et al. 2010, Martyniuk et al. 2016).

En general, muchos estudios han reportado el uso de la comunidad epilítica como indicador a cambios ambientales en la cuenca de drenaje (Chételat 1999, Romaní & Sabater 2000, Sabater et al. 2000, Bergbusch et al. 2021, Martyniuk et al. 2022). Particularmente, algunos de ellos lo han utilizado para evaluar el impacto de la urbanización sobre los cursos de agua lóticos (Chételat 1999, Bergbusch et al. 2021). A pesar del gran potencial de esta comunidad para dar cuenta de los cambios en las cuencas afectadas por perturbaciones, la comunidad epilítica no ha sido estudiada hasta el momento en las cuencas urbanas de la ciudad de Ushuaia. En este capítulo se evaluó la respuesta del epiliton al uso del suelo urbano en las cuencas hidrográficas de la ciudad de Ushuaia y se hipotetizó que la comunidad se ve afectada por la urbanización. En este contexto, se predice que los sitios con mayor proporción de suelo urbano y mayor carga de nutrientes alberguen mayor biomasa epilítica. Esto es debido a que los arroyos de la zona tienen bajo contenido de nutrientes, y el aporte de nutrientes se espera estimule el crecimiento algal. Además, se espera que las relaciones estequiométricas del epiliton

(C:N, C:P y N:P) disminuyan con el aumento del uso del suelo urbano. Por último, los sitios más urbanizados difieren en la composición de algas en comparación con los lugares más prístinos; se espera una mayor proporción de Chlorophyta filamentosas con el aumento de la urbanización, dado que según la bibliografía este grupo prospera con mayores cargas de nutrientes (Borchardt 1996).

Metodología específica

A continuación, se listan las variables de la comunidad epilítica analizadas en este capítulo, de las cuales ya fue explicada previamente su metodología (Metodología General):

- ✓ Fracciones de masa: Clorofila-a, peso seco, cenizas y peso seco libre de cenizas
- ✓ Composición elemental: Carbono, Nitrogeno y Fosforo en la biomasa de la comunidad epilítica
- ✓ Composición taxonómica algal: riqueza, abundancia, y biovolumen algal.

En este capítulo se muestran los resultados de las fracciones de masa fracciones durante la primera (enero, marzo y abril del 2018) y segunda campaña (noviembre 2018, enero y marzo 2019) mientras que la composición elemental y la composición taxonómica algal se muestran solo para la primera campaña de muestreo.

Análisis de datos

Se definió un gradiente de urbanización a lo largo de cada cuenca y para ello se calculó el porcentaje de suelo urbano circundante (% SU) para cada sitio de muestreo (Tabla 10). Para ello, en cada sitio de muestreo se delimitó un cuadrante de 1 km² en Google Earth y en esa área predeterminada, se midió como suelo urbano a la superficie que no correspondía a vegetación o suelo desnudo, es decir todo lo construido como superficie impermeable (calles, casas, etc). Este criterio tuvo en cuenta que la superficie impermeable influye en la escorrentía. La elección de un cuadrante de 1 km² fue un compromiso entre una buena resolución para identificar el uso del suelo urbano y minimizar la superposición entre sitios.

Se utilizó el índice de correlación de Spearman (r_s) para analizar las posibles relaciones entre las fracciones de masa, la estequiometría del epilíton y las variables ambientales. En relación a las variables de masa, se evaluó la variabilidad espacial (entre sitios) y temporal (entre meses) mediante un modelo lineal mixto MLM (n=72) con el

año como efecto aleatorio, para obtener mayor potencia. Aquí, se modeló como efecto fijo el sitio y el mes (al igual que en el Capítulo 1) y la función de distribución que mejor ajustó fue log-normal. En aquellos casos donde hubo efecto de la variable categórica, se realizaron pruebas post hoc para comparaciones múltiples de Tukey (HSD, $p < 0,05$). La composición de las fracciones de masa de la comunidad epilítica se caracterizó de acuerdo a la clasificación de Lakatos (1989) y se calcularon las relaciones C/Chl-a Epi y el índice autotrófico (APHA 2017) para cada sitio de estudio. Para los datos de la composición elemental (estequiometría), se informó el valor promedio por sitio ($n=3$) y se calcularon las relaciones molares para cada sitio de estudio.

En relación a la comunidad algal, en cada sitio de estudio se midió la riqueza de taxones (S). Para conocer la estructura de la comunidad de algas, los taxones se clasificaron según los grupos principales de agua dulce definidos por Wehr et al. (2015): Bacillariophyceae (diatomeas), Chlorophyta (algas verdes), Cyanobacteria y Rhodophyta (algas rojas).

Se llevó a cabo un análisis de la longitudinal del gradiente ambiental (DCA en inglés “*Detrended Correspondence Analysis*”) para evaluar el método de ordenación adecuado para la abundancia algal epilítica siguiendo a Lepš & Šmilauer (2003). Como la respuesta de los datos fue unimodal, se realizó un análisis de correspondencia canónica (ACC) para identificar los parámetros ambientales que afectan la composición y abundancia algal. Se utilizaron como variables ambientales las mismas variables que habían sido utilizadas en el ACP (capítulo I) reemplazando a la clorofila-a del fitoplancton por la turbidez. Además, se eliminó del análisis aquellos taxones con baja frecuencia (menor a 2 cel cm^{-2}). La significación de los ejes canónicos se comprobó mediante la prueba de permutación de Monte Carlo (Lepš & Šmilauer 2003).

Adicionalmente, para identificar similitudes entre sitios en relación a la composición algal, se realizó un análisis de conglomerados a partir de las abundancias de los taxones para cada fecha de muestreo. Se utilizó el índice de Bray-Curtis como coeficiente de similitud, con transformación de datos (raíz cuadrada) y el método de Ward (modelo lineal de mínimos cuadrados) como método de vinculación (Borcard 2011). Se implementó el análisis no paramétrico de similitudes (ANOSIM) para proporcionar una forma de probar estadísticamente si existen diferencias significativas ($p < 0,05$) entre los grupos de conglomerados. Posteriormente, se empleó una prueba de porcentaje de

similitud (SIMPER) para evaluar qué taxones contribuyeron a la disimilitud entre los grupos generados previamente con el análisis de conglomerados. Finalmente, se ajustaron modelos aditivos generalizados (GAMs, *Generalized additive models* en inglés) para conocer el efecto del % SU y la época del año (meses) sobre los distintos atributos de la comunidad: Clorofila-a, (Cl-a Epi), peso seco (PS), relación molar estequiométrica (C:N, C:P y N:P), abundancia total de algas (Abund) y biovolumen de Chlorophyta (Biov_Clo). En este análisis, se evaluaron los datos de las tres cuencas de manera conjunta con el fin de obtener un modelo global para cada variable de la comunidad. En cada caso, la función de distribución de la variable respuesta que ajustó fue normal, a excepción de la Cl-a y PS donde se optó por una distribución log-normal. En cuanto a las variables explicatorias, el % SU fue tratado como una variable continua mientras que los meses se analizaron como factor. La estimación de los parámetros se calculó por máxima verosimilitud restringida y los modelos se comprobaron mediante la función gam.check. Las pruebas estadísticas se ejecutaron con RStudio 4.1.3 a través de los paquetes: lem4, multcomp, vegan y mgvc. También se utilizó PAST 4.02 (Hammer et al. 2001) y CANOCO 4.5 (Ter Braak & Šmilauer 1998).

Tabla 10: Porcentaje de suelo urbano circundante (% SU) para cada sitio de estudio (S1, S2, S3 y S4) calculado en un cuadrante de un 1 km² para definir el gradiente de urbanización en diferentes cuencas: río Pipo (RP), arroyo Buena Esperanza (ABE) y río Arroyo Grande (RAG).

Sitio	% SU		
	RP	ABE	RAG
S1	0,0	0,02	0,01
S2	15,2	40,9	12,3
S3	69,3	100	37,9
S4	64,5	98	93,9

Resultados

Fracciones de masa

La Cl-a Epi varió ampliamente en el área de estudio (CV= 247 %); en el río Pipo (RP) osciló entre 0,1 y 50,1 mg m⁻² (Fig. 21a) mientras que en la cuenca del arroyo Buena Esperanza (ABE) y en el río Arroyo Grande (RAG) el rango de variación resultó mayor. Los valores máximos en las cuencas del ABE y RAG fueron alrededor de 150 mg m⁻² y se hallaron en S4 con un % SU mayor al 90 % (Figs. 21b y 21c). Si bien mostró un incremento a lo largo del gradiente de urbanización, en el RP no se observó un efecto significativo del sitio ni del mes. Contrariamente, en ABE las concentraciones de Cl-a Epi en S3 y S4 fueron significativamente mayores que S1 y S2 (HSD, $p < 0,05$; Fig. 21b), mientras que en el RAG la concentración en S4 fue mayor al resto y en S3 fue mayor a S1 y S2 (Fig. 21c; HSD, $p < 0,05$). En general, no se detectaron diferencias entre los meses de muestreo a excepción del RP en noviembre de 2018, donde se encontraron valores más bajos para todos los sitios (HSD, $p < 0,05$). Para la Cl-a Epi se obtuvo una relación positiva y significativa con varias variables ambientales, la composición elemental (C, N y P) y las demás fracciones de masa de la comunidad epilítica (Tabla 11). De acuerdo al sistema de Lakatos (1989) (Tabla 2, Metodología general), el epilítion de las cuencas urbanas de Ushuaia podría clasificarse, en cuanto al porcentaje de Cl-a Epi, como heterotrófico en gran parte de los sitios, a excepción de los sitios S3 y S4 del ABE y S4 del RAG donde fue autotrófico en algunas fechas de muestreo (Anexo I).

Tabla 11. Correlaciones de Spearman (r_s) entre las distintas fracciones de masa: clorofila-a del epilíton (Cl-a Epi), peso seco (PS), cenizas (Cz), peso seco libre de cenizas (PSLC); la composición elemental: Carbono (C), Nitrógeno (N) y fósforo (P), y variables ambientales: Temperatura del agua (T), pH, Conductividad (Cond), Oxígeno disuelto (OD), Turbidez (Turb), Sólidos en Suspensión (SS), fósforo-fosfato (P-PO₄), nitrógeno-amonio (N-NH₄), nitrógeno total (NT), fósforo total (PT), clorofila *a* del fitoplancton (Cl-a fito). Se muestra el r_s solo en los casos donde la relación resultó significativa y en negrita se resaltó aquellos coeficientes $\geq 0,5$. El asterisco muestra el nivel de significancia ($p < 0,05 = *$; $p < 0,025 = **$; $p < 0,01 = ***$; $p < 0,001 = ****$). En todos los casos $n=72$, a excepción de las correlaciones que involucran la composición elemental ($n=36$).

Variables	Cl-a Epi	PS	Cz	PSLC	C	P	N
T	0,26*	0,42****	0,42****	0,33**			
pH		0,31**	0,33**	0,24**			
Cond	0,38**	0,36*	0,35**	0,33*		0,54****	
Turb	0,30*	0,38**		0,46****		0,45**	
SS	0,24*	0,32*	0,3*	0,44**		0,34*	
P-PO ₄	0,43**			0,37**		0,55**	
N-NH ₄	0,54**			0,3*		0,55**	
N-NO ₂						0,39*	
PT	0,28*			0,31*			
Cl-a fito	0,50**			0,40**			
Cl-a Epi	1	0,68****	0,65****	0,75****	0,48**	0,74****	0,64****
PS		1	0,99****	0,92****	0,52**	0,61****	0,61****
Cz			1	0,89****	0,49**	0,57****	0,54****
PSLC				1	0,61**	0,71****	0,65****
C					1	0,70****	0,95****
P						1	0,70****

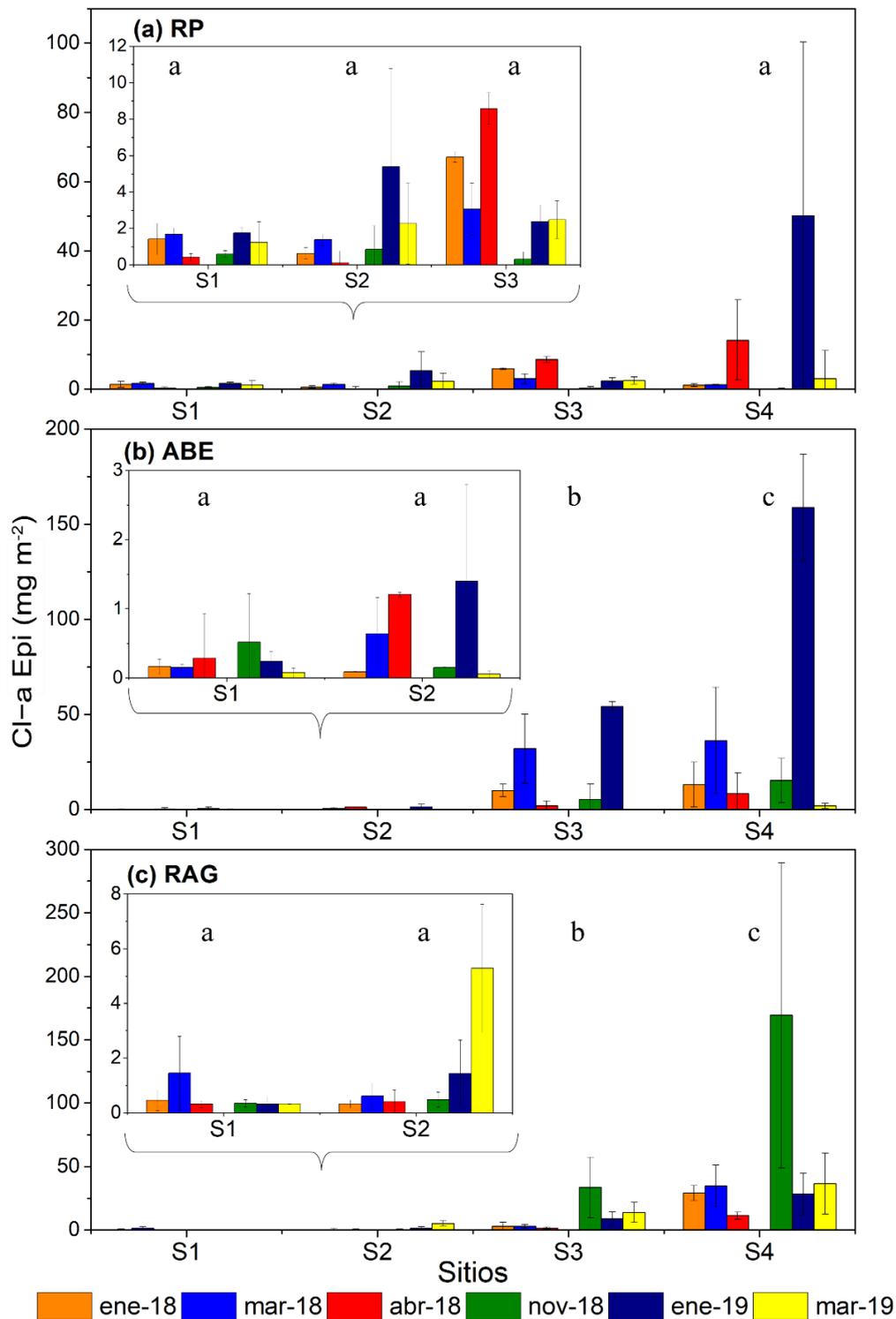


Fig. 21: Concentración de clorofila-a epilítica (Cl-a Epi mg m⁻², n=72) para cada sitio de estudio S1, S2, S3 y S4 correspondiente a: a) río Pipo (RP), b) arroyo Buena Esperanza (ABE) y c) río Arroyo Grande (RAG). Se muestran los datos de la primera campaña: enero (ene-18), marzo (mar-18), abril (abr-18) y la segunda campaña: noviembre 2018 (nov-18), enero 2019 (ene-19) y marzo 2019 (mar-19). Cada barra representa la media (+ 1 desvío estándar). En los tres cursos de agua se amplió la escala para los sitios S1 y S2 para que se puede apreciar la variabilidad. Letras diferentes representan diferencias significativas según Tukey (HSD, $p < 0,05$).

Al igual que la Cl-a Epi, la variabilidad fue elevada para el PS en el área de estudio (CV=162 %). En la cuenca del RP los valores oscilaron de 2,6 g m⁻² en S1 (0 % de SU) a 113,2 g m⁻² en S4 (64 % de SU) y no se observaron diferencias significativas entre los sitios de muestreo ni entre meses (Fig. 22a). En relación al ABE, el valor mínimo fue de 0,5 g m⁻² en S1 y el máximo fue de 52,7 g m⁻² en S4 (93 % de SU). Se detectaron diferencias significativas entre sitios en el ABE (Fig. 22b), siendo las concentraciones en S1 inferiores a S3 y S4, mientras que S2 solo difirió con S4 (HSD $p < 0,05$). La cuenca del RAG registró el valor más alto de PS (254 g m⁻²) en S3 (38 % de SU) y el valor mínimo fue de 0,2 g m⁻² en S1. Allí, se detectó una diferencia marcada en las concentraciones de PS a lo largo del gradiente de uso del suelo, siendo significativamente mayor en S3 y S4 que en S1 y S2 (Fig. 22c; HSD, $p < 0,05$). No se observaron diferencias significativas entre los meses de muestreo en ABE y RAG. El PS mostró una relación positiva y significativa con algunas variables ambientales, las concentraciones de C, N y P del epilíton y las demás fracciones de masa de la comunidad (Tabla 11). Según la clasificación de Lakatos (1989) (Tabla 2; Metodología general), en gran medida (82 %) el epilíton resultó de baja biomasa; solo en algunas fechas, fue clasificado de biomasa alta (13 %) y biomasa media en S3 y S4 de las tres cuencas y S1 del RP (Anexo I).

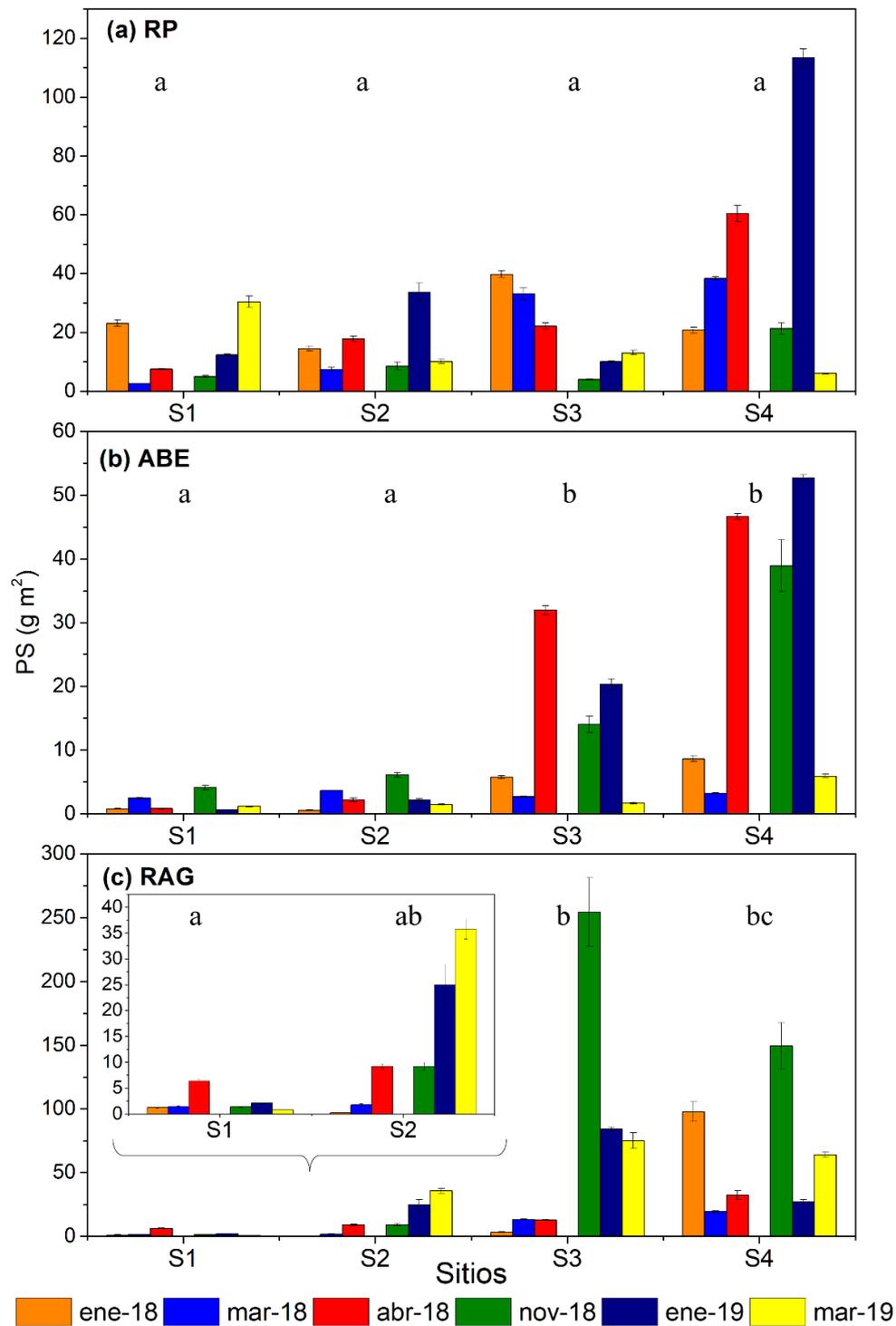


Fig. 22: Peso seco (PS, en g m^{-2} $n=72$) para cada sitio de estudio correspondiente a: a) río Pipo (RP), b) arroyo Buena Esperanza (ABE) y c) río Arroyo Grande (RAG). Se muestran los datos de la primera campaña: enero (ene-18), marzo (mar-18), abril (abr.18) y la segunda campaña: noviembre 2018 (nov-18), enero 2019 (ene-19) y marzo 2019 (mar-19). Cada barra representa la media ($n=3$, + 1 desvío estándar). En la figura c) se amplió la escala para los sitios S1 y S2 para que se puede apreciar la variabilidad. Letras diferentes representan diferencias significativas según Tukey (HSD, $p < 0,05$).

Las Cz mostraron un rango de variación más estrecho en el RP (CV=100,3 %; n=24) en comparación a las demás cuencas bajo estudio. Allí, los valores oscilaron entre 2,0 g m⁻² en S1 y un máximo de 101,8 g m⁻² en S4 (Fig. 23a). En dicha cuenca, no se detectaron diferencias significativas entre sitios de estudio ni tampoco entre meses. Contrariamente, el ABE mostró un rango de variación mayor (CV=143 %; n=24) pero los valores resultaron más bajos (0,5 – 38,5 g m⁻²). Allí, se observó un incremento marcado en la concentración de Cz a lo largo del gradiente de uso del suelo, siendo significativamente mayor en S3 y S4 (% SU mayor a 98) en contraste a S1, mientras que S2 resultó inferior a S4 (HSD $p < 0,05$; Fig. 23b). El RAG, mostró la mayor variación en las Cz (CV=172 %; n=24) con un valor mínimo de 0,1 g m⁻² y un valor máximo de 234 g m⁻². Las Cz, resultaron significativamente mayores en S3 y S4 en comparación a las secciones más altas de la cuenca (HSD, $p < 0,05$) (Fig.23c). No hubo efecto significativo del mes en el ABE y ni en el RAG. Las Cz correlacionaron de manera positiva y significativa con las mismas variables que el PS (a excepción de la turbidez, Tabla 11). Según lo establecido por Lakatos (1989) y considerando el % de Cz en el PS (Tabla 2; Metodología general), el epilíton de las cuencas urbanas de Ushuaia resultó mayoritariamente inorgánico (73 %), seguido por inorgánico-orgánico (25 %) y en muy baja proporción orgánico (solo en S4 de RAG en enero de 2018) (Anexo I).

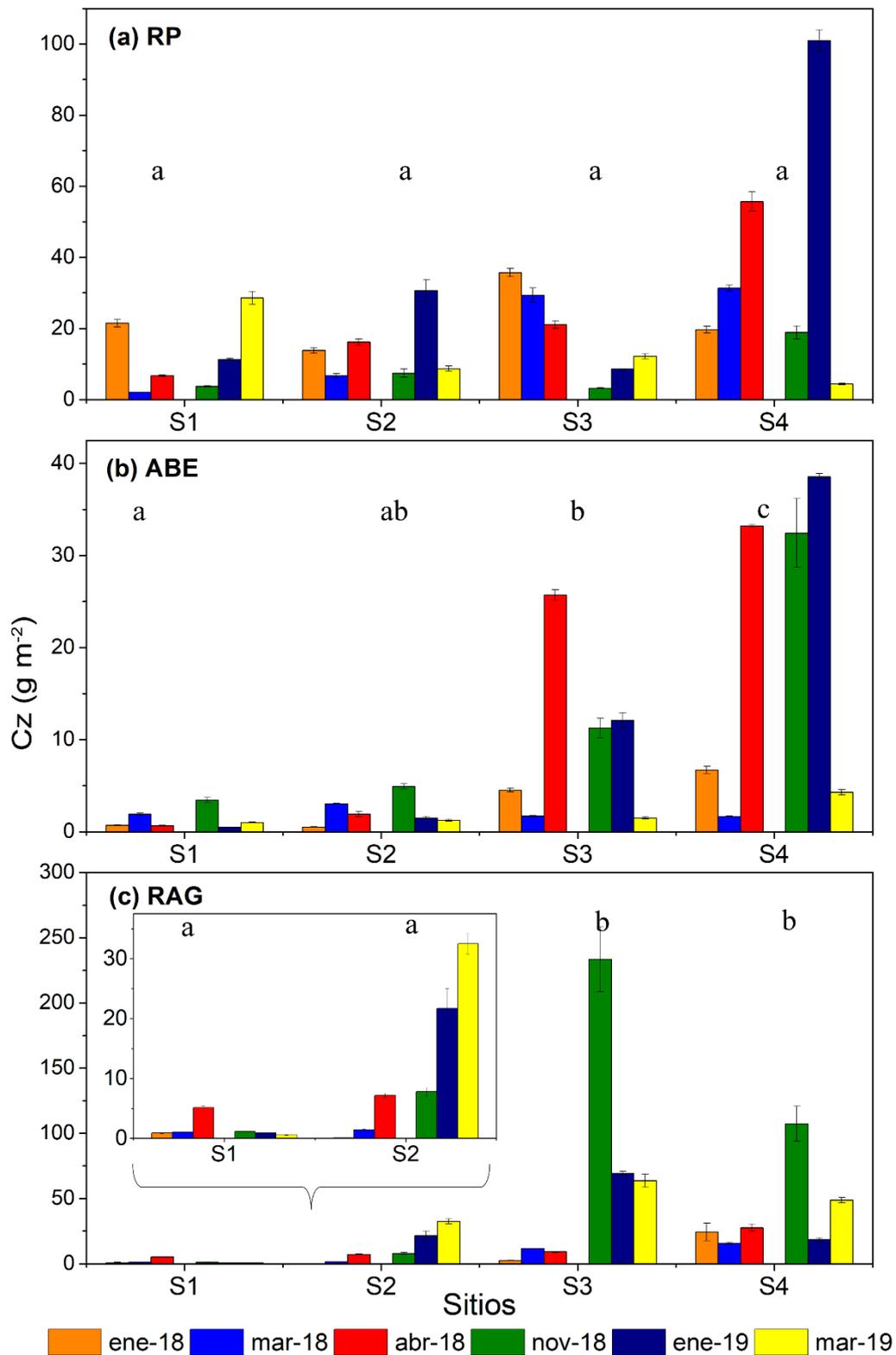


Fig. 23: Peso de cenizas (Cz , en $g\ m^{-2}$ $n=72$) para cada sitio de estudio correspondiente a: a) río Pipo (RP), b) arroyo Buena Esperanza (ABE) y c) río Arroyo Grande (RAG). Se muestran los datos de la primera campaña: enero (ene-18), marzo (mar-18), abril (abr-18) y la segunda campaña: noviembre 2018 (nov-18), enero 2019 (ene-19) y marzo 2019 (mar-19). Cada barra representa la media ($n=3$, + 1 desvío estándar). En el gráfico c) se amplió la escala para los sitios S1 y S2 para que se puede apreciar la variabilidad. Letras diferentes representan diferencias significativas según Tukey (HSD, $p < 0,05$).

El PSLC mostró un incremento a lo largo del gradiente longitudinal en el RP y la variación fue de 0,5 en S1 a 12,3 g m⁻² en S4 y se detectó concentraciones más elevadas en S4 en contraste con S1 y S2 (HSD, $p < 0,05$; Fig.24a). En ABE, se registró un valor mínimo de 0,1 y un máximo de 14,2 g m⁻² (Fig. 24b) mientras que en el RAG los valores oscilaron entre 0,10 y 73,5 g m⁻² (Fig. 24c) El PSLC en ABE fue significativamente mayor en los sitios más urbanizados (S3 y S4) en comparación a los sitios menos impactados por la urbanización (S1 y S2); mientras que en el RAG el PSLC S4 fue superior a S1 y S2 pero S3 solo difirió significativamente de S1 (HSD, $p < 0,05$; Fig.24b y 24c respectivamente). Respecto a las diferencias temporales, el PSLC solo mostró diferencias marcadas en la cuenca del ABE, donde las concentraciones fueron inferiores en enero del primer año en comparación a noviembre y enero-19 (HSD, $p < 0,05$). El PSLC se correlacionó de manera positiva y significativa con las mismas variables que la CI-a Epi (Tabla 11).

Según el índice autotrófico (IA) la comunidad en términos generales resultó heterotrófica (IA >200, Fig.25). Si bien no se observó una tendencia clara a lo largo del gradiente de % SU, en algunas fechas el IA indicó autotrofia en los sitios con mayor urbanización (Fig. 25, flechas rojas).

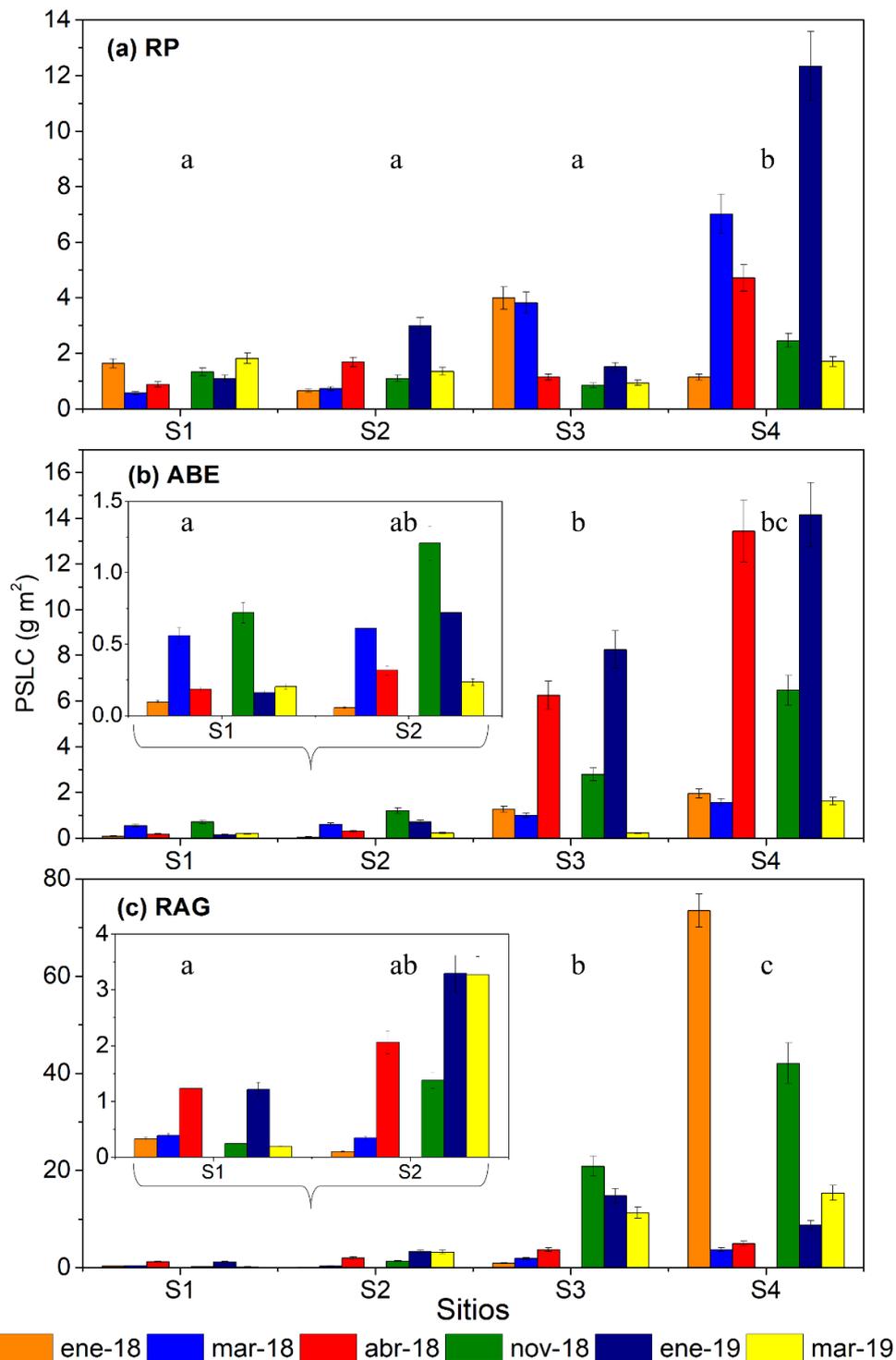


Fig. 24: Peso seco libre de cenizas (PSLC, en g m^{-2}) para cada sitio de estudio correspondiente a: a) río Pipo (RP), b) arroyo Buena Esperanza (ABE) y c) río Arroyo Grande (RAG). Se muestran los datos de la primera campaña: enero (ene-18), marzo (mar-18), abril (abr.18) y la segunda campaña: noviembre 2018 (nov-18), enero 2019 (ene-19) y marzo 2019 (mar-19). Cada barra representa la media ($n=3, + 1$ desvío estándar). En el gráfico b) y c) se amplió la escala para los sitios S1 y S2 para que se puede apreciar la variabilidad. Letras diferentes representan diferencias significativas según Tukey (HSD, $p < 0,05$).

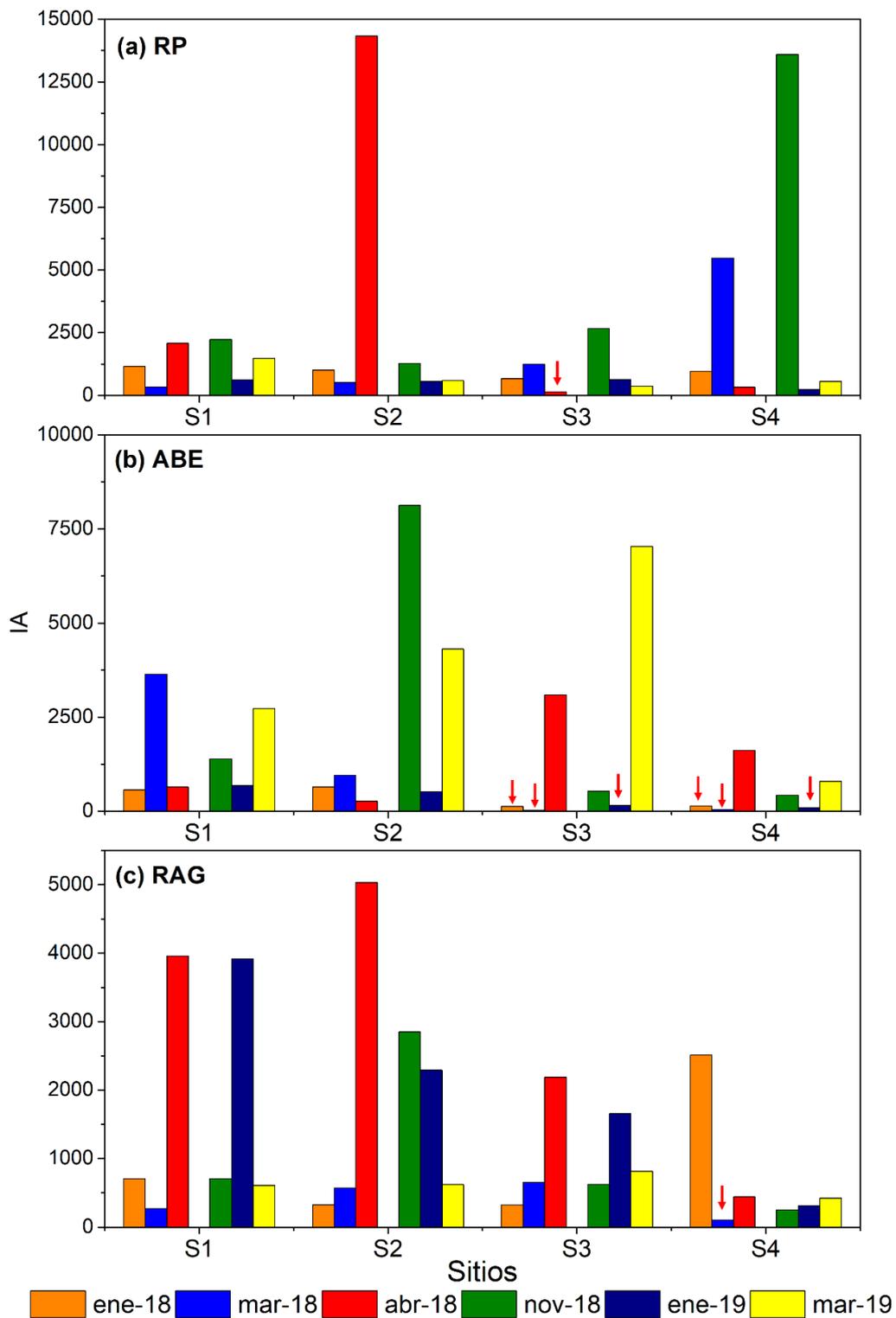


Fig. 25: Índice Autotrófico (IA) para cada sitio de estudio correspondiente a: a) río Pipo (RP), b) arroyo Buena Esperanza (ABE) y c) río Arroyo Grande (RAG). Cada barra muestra el valor promedio (n=3) Se muestran los datos del primer año de muestreo: enero, marzo, abril y el segundo año (noviembre, enero 19; marzo 19). Con flechas rojas se marcó los valores de IA <200 (autotróficos).

Estequiometría ecológica

El contenido de C, N y P del epilíton varió a lo largo del gradiente de urbanización. En promedio, los valores máximos de P se hallaron en S4 del ABE y RAG con más del 90 % SU (Tabla 12). El contenido de C y N varió entre los sitios de muestreo a lo largo del gradiente de SU (CV= 104 y 96 %, respectivamente; n=36) y sus concentraciones máximas se detectaron en S4 de RAG donde el SU fue del 94 % (Tabla 12). En relación con las variables ambientales, el contenido de P del epilíton tuvo una correlación positiva con la conductividad, turbidez, los sólidos en suspensión y los nutrientes disueltos (P-PO₄ y N-NH₄) y mostró una correlación fuerte y positiva con las fracciones de masa y el contenido de C y N del epilíton (Tabla 10). La relación C/Cl-a Epi varió ampliamente (CV=206%, n=32) y disminuyó con el aumento del % SU ($r_s=-0,75$): los sitios con SU superior al 90 % mostraron en promedio una relación C/Cl-a Epi inferior a 200 (Tabla 12). Finalmente, la relación molar global de C:N:P en las cuencas urbanas de Ushuaia fue en promedio 189:47:1. La relación C:N fue similar en todos los sitios de muestreo y varió entre 3 y 5 (Fig. 26a). Por el contrario, las relaciones molares C:P y N:P fueron más bajas en los sitios con mayor % SU en las tres cuencas bajo estudio (Figs. 26b y 26c).

Tabla 12. Valores promedio (\pm desvío estándar, $n=36$) de la composición elemental del epilíton: carbono (C), nitrógeno (N), fósforo (P) y relación Carbono: clorofila del epilíton (C/Cl-a Epi), para cada sitio de estudio (S1, S2, S3 y S4) en las distintas cuencas: río Pipo (RP), arroyo Buena Esperanza (ABE) y río Arroyo Grande (RAG).

Cuenca	Sitio	C (mg m ²)	N (mg m ²)	P (mg m ²)	C/Cl-a Epi
RP	S1	861 \pm 8	263 \pm	18 \pm	627 \pm
		11	155	15	502,5
	S2	723 \pm	223 \pm	12 \pm	569 \pm
		496	204	11	5349
	S3	997 \pm	296 \pm	21 \pm	333 \pm
		564	126	16	92
	S4	483 \pm	176 \pm	18 \pm	236 \pm
		177	88	6	177
ABE	S1	625 \pm	132 \pm	2 \pm	3603,3 \pm
		556	8	1	3955
	S2	359 \pm	127 \pm	9 \pm	4199 \pm
		391	38	7	709
	S3	675 \pm	196 \pm	29 \pm	70 \pm
		274	61	13	88
	S4	1212 \pm	397 \pm	60 \pm	67,8 \pm
		575	95	46	36
RAG	S1	327 \pm	92 \pm	11 \pm	690 \pm
		71	34	8	142
	S2	1209 \pm	400 \pm	7 \pm	2941 \pm
		1807	608	9	4428
	S3	1077 \pm	284 \pm	21 \pm	288 \pm
		623	63	18	323
	S4	2355 \pm	553 \pm	55 \pm	95 \pm
		2181	94	13	68

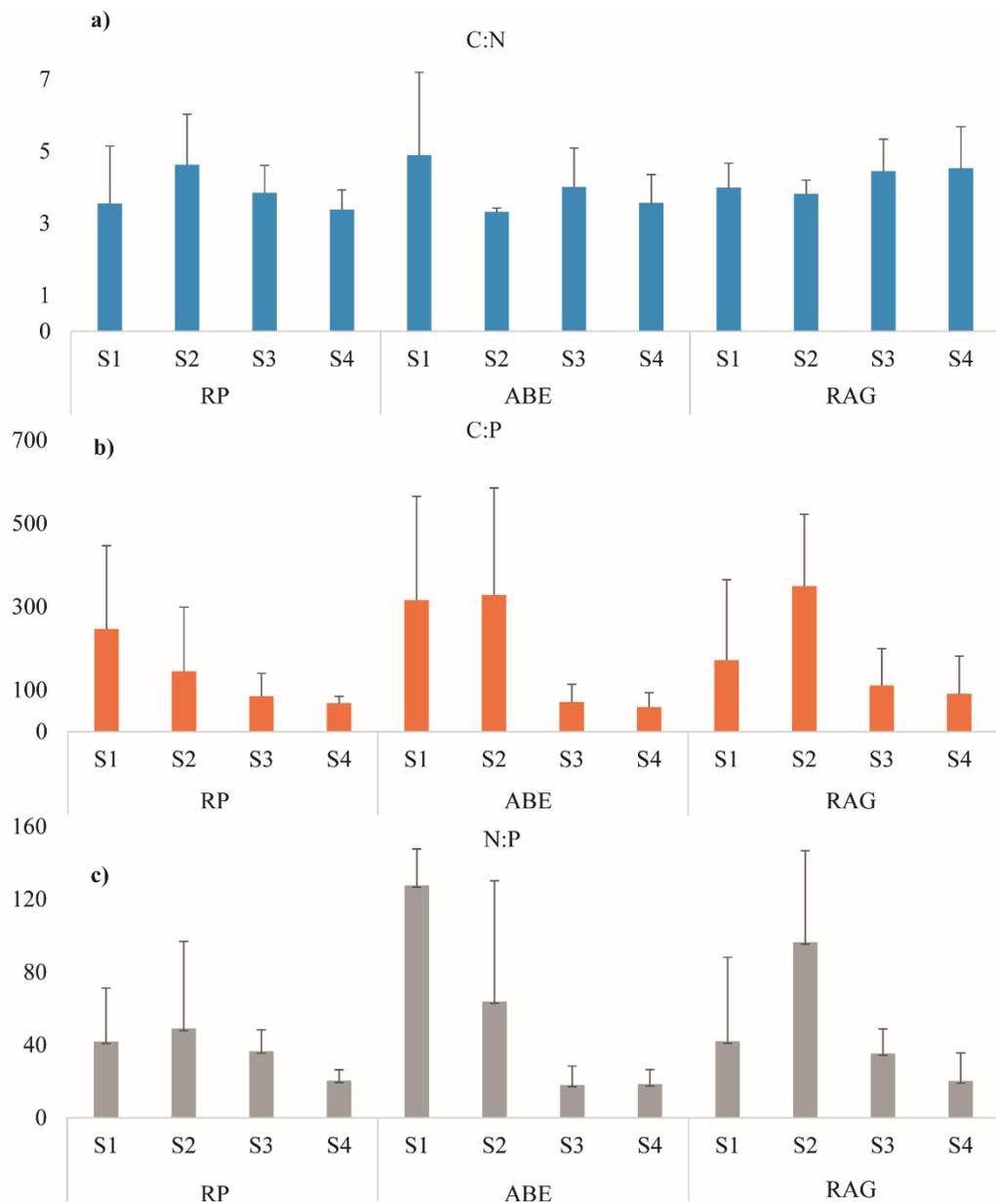


Fig. 26: Relación molar del epilítón (media +desvío estándar) en cada sitio (S1, S2, S3 y S4) de las distintas cuencas: río Pipo (RP), arroyo Buena Esperanza (ABE) y río Arroyo Grande (RAG): a) Carbono: Nitrógeno (C:N); b) Carbono: Fósforo (C:P) y c) Nitrógeno: Fósforo (N:P) durante la primer campaña de muestreo.

Comunidad algal del epilítón

La riqueza promedio fue entre 8 y 12 taxones y no se observó un patrón de variación a lo largo del % SU (Fig. 27). La riqueza de algas del epilítón para todos los sitios estudiados fue 33 taxones (Tabla 13).

La abundancia total algal estuvo representada principalmente por Bacillariophyceae (85 %), siendo los géneros más abundantes *Cymbella* sp. y *Nitzschia* sp. Luego, le siguieron las Cyanobacteria con el 12 % de la abundancia total, Chlorophyta con el 2,5 % y finalmente Rhodophyta con el 0,5 % (Fig. 28; Tabla 13). Se observaron diferencias de magnitud entre los sitios urbanos de las cuencas bajo estudio. En promedio, el valor máximo de abundancia en el RP fue alrededor de 8500 individuos cm^{-2} en S3 con un 69,3 % SU (Fig.28a) mientras que en ABE y RAG los valores fueron superiores a 25000 y 35000 individuos cm^{-2} respectivamente en los tramos más bajos (S4) donde el SU fue mayor a 90 % (Figs. 28b y 28c). Además, la abundancia algal del epilíton mostró una correlación positiva con la Cl-a Epi ($r_s = 0,66$; $p < 0,05$). Si bien Bacillariophyceae resultó el grupo dominante en cuanto a abundancia, vale destacar que más del 50% del biovolumen promedio perteneció a las Chlorophyta (Fig.29), siendo el género *Ulothrix* sp. el que más aportó en términos de biovolumen (66,2 %) (Fig.30)

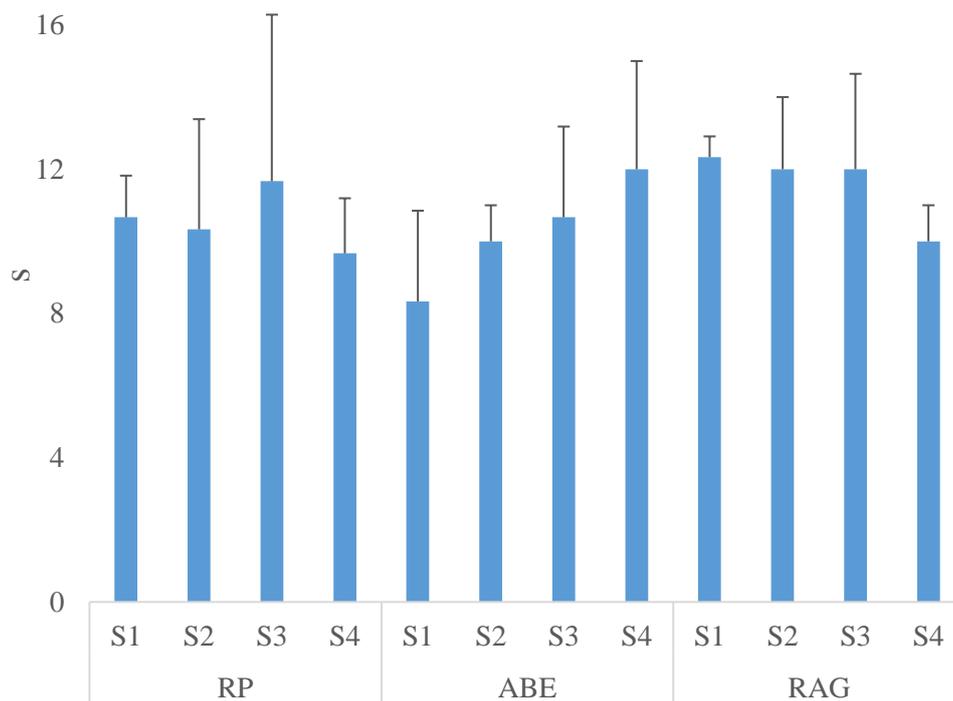


Fig. 27: Valores promedio de riqueza (S) (+ 1 desvío estándar) para cada sitio de muestreo (S1, S2, S3 y S4) en las distintas cuencas de estudio: río Pipo (RP), arroyo Buena Esperanza (ABE) y río Arroyo Grande (RAG) durante la primera campaña de muestreo.

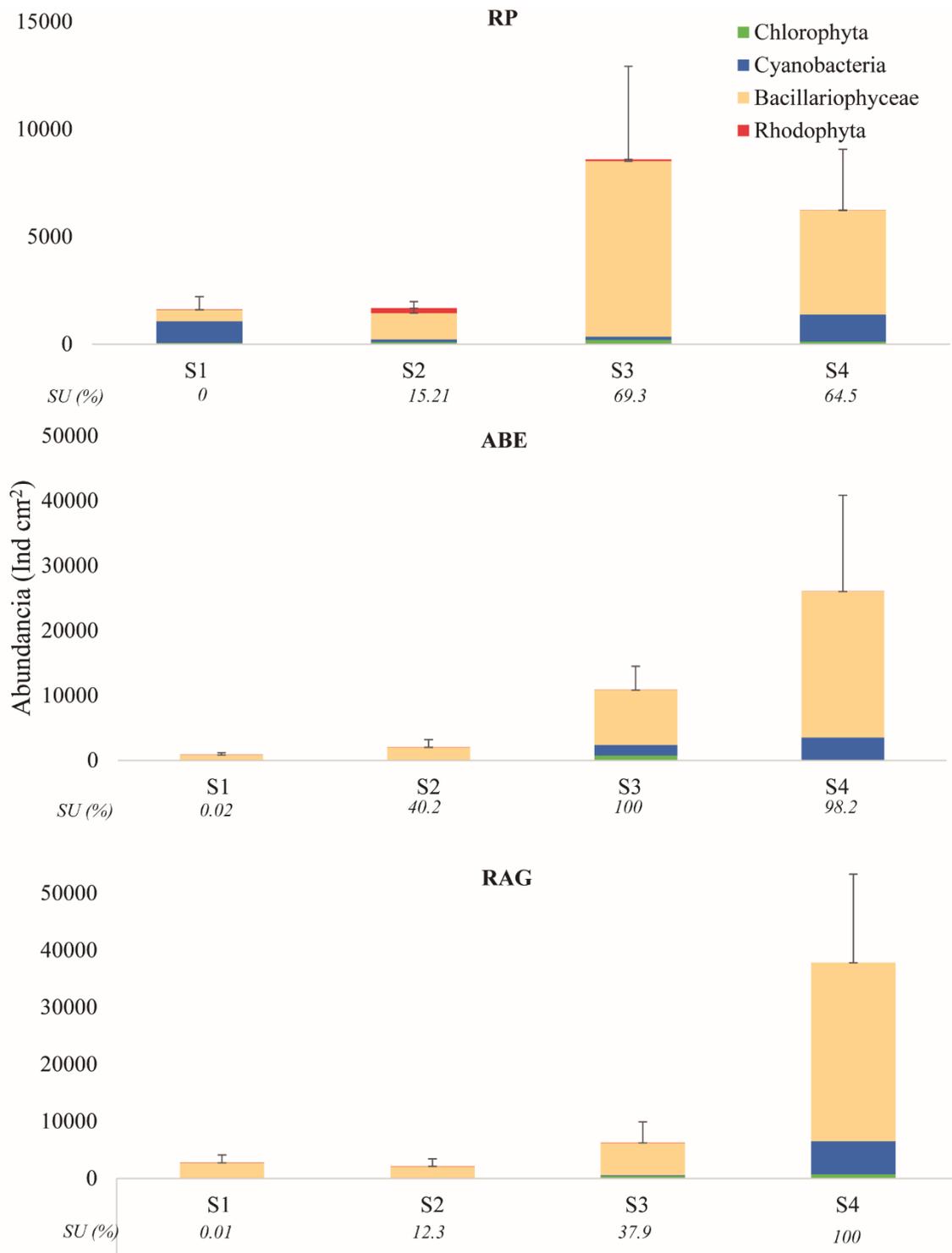


Fig. 28: Abundancia algal y de cianobacterias promedio del epilíton (individuos cm⁻² + 1 desvío estándar) durante la primera campaña de muestreo en los sitios S1, S2, S3 y S4 en (a) el río Pipo (RP), (b) el arroyo Buena Esperanza (ABE) y (c) el río Arroyo Grande (RAG). En el eje X, debajo de los sitios se muestra el porcentaje de uso de suelo urbano aledaño (SU %).

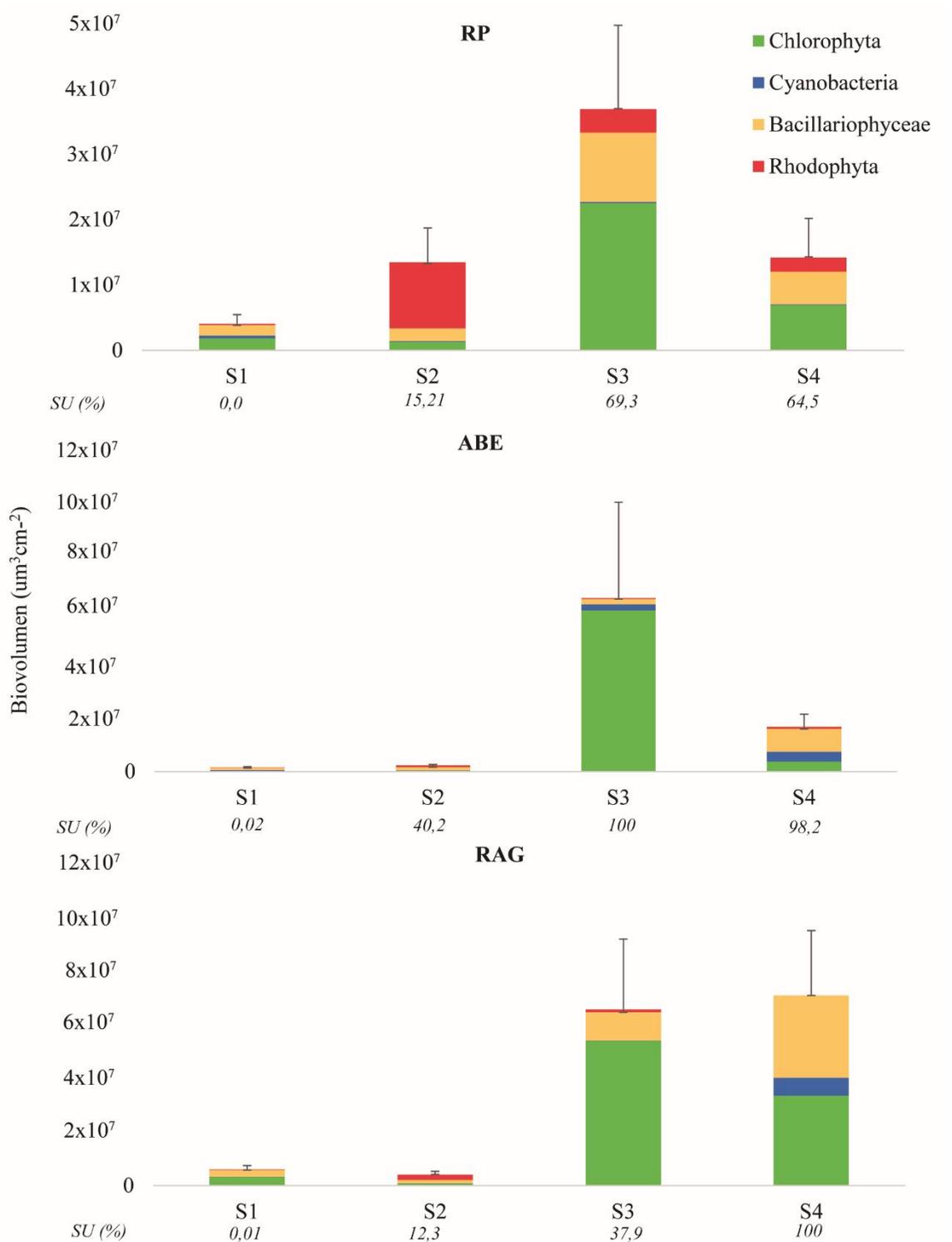


Fig.29: Biovolumen de algas y cianobacterias promedio del epilíton ($\mu\text{m}^3 \text{cm}^{-2} + 1$ desvío estándar) durante la primera campaña de muestreo en los sitios S1, S2, S3 y S4 en (a) el río Pipo (RP), (b) el arroyo Buena Esperanza (ABE) y (c) el río Arroyo Grande (RAG). En el eje X, debajo de los sitios se muestra el porcentaje de uso de suelo urbano circundante (SU %).

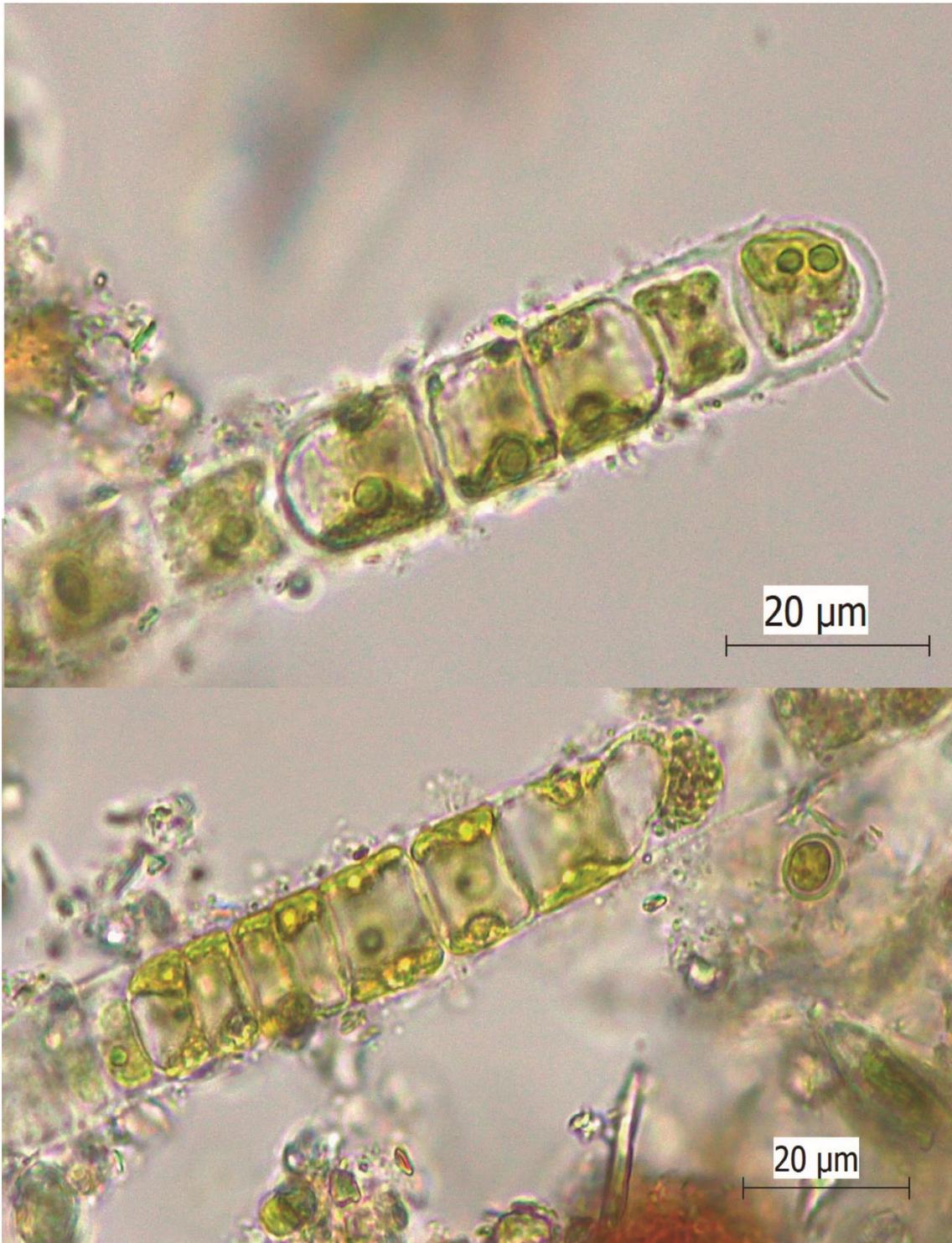


Fig.30: Fotografía de *Ulothrix* sp. registrada con un aumento de 40x en el microscopio óptico.

Tabla 13. Abundancia de taxa (individuo cm⁻²) registrados en las muestras del epilítton durante la primera campaña para los distintos sitios de muestreo (S1, S2, S3 y S4) en la cuenca del río Pipo (RP), arroyo Buena Esperanza (ABE) y río Arroyo Grande (RAG). La tabla fue subdivida en tabla.13a y tabla.13b dado la extensión:

Tabla 13a: Abundancia de taxa (individuo cm⁻²) para las fechas de enero y marzo 2018 en los distintos sitios (S1, S2, S3 y S4) en las 3 cuencas: RP, ABE y RAG.

Fecha	enero												marzo													
	RP				ABE				RAG				RP				ABE				RAG					
	S1	S2	S3	S4	S1	S2	S3	S4	S1	S2	S3	S4	S1	S2	S3	S4	S1	S2	S3	S4	S1	S2	S3	S4		
Cyanobacteria																										
<i>Chamaesiphon confervicolus</i> A.Braun	6		145	33	14			51	12					305												
<i>Jaaginema</i>						296		62								32	59							3		
Oscillatoriales			58				340												119							
<i>Oscillatoria</i>	472	179	56	232	420	24	93	2898	75	33	215	3164	5		12	48			220	2303	2398	14		7	2489	
<i>Pseudoanabaena</i>	1642	156	87	42		2	52	707	51		115	126	116	48	23	112					171	15	58	47		
Ochrophyta																										
Bacillariophyceae																										
<i>Cocconeis</i>										7	14			2		16			34			9	83	7		
<i>Cymbella</i>	34	38	5297	822	85		1815			27		17660		101	2263	1513			1763	3692	1028	50	40	220	29035	
<i>Cymbopleura</i>										3											1199			7		
<i>Diatoma</i>					7													12			137	82		60		
<i>Didymosphenia geminata</i> (Lyngbye) M. Schmidh																										
<i>Diploneis</i>																			69		60	x				
<i>Eumotia</i>						2	52		177	10	723							51	2080							
<i>Fragilaria</i>		4	174					13		63				399	233	1143		125	124			5			237	
<i>Gomphonema</i>				573	50									3	120			78	96	237		160	52	80	1541	
<i>Gomphonema intricatum</i> Kütz.	6	23	87			2																				
<i>Gomphonema accuminatum</i> Ehr.													116													
<i>Hannaea arcus</i> (Ehr.) R.M. Patrick	11	15	4938	1042	21	22	21	215	70	15	275	2013	49	173	1685	1178	445	41	17			1150	138	381	948	
<i>Navicula</i>	6	80	203						2		28	230	3	65		947					5	21			10548	
<i>Nitzschia</i>	22	27	116	10			72	1907	2			1553		428	12				49356	34			9		119	

Taxa/Sitios	Enero												marzo															
	RP				ABE				RAG				RP				ABE				RAG							
	S1	S2	S3	S4	S1	S2	S3	S4	S1	S2	S3	S4	S1	S2	S3	S4	S1	S2	S3	S4	S1	S2	S3	S4				
<i>Pinnularia</i>	17	141												22		122												
<i>Tabellaria</i>	6	366																									980	
Diatomea céntrica no identificada			9	87		8		103	5	1	14								14	288						162	27	
Diatomea pennada no identificada		73	4066	535	87	1073	1932	5849	356	108	836		140	21	1398	2295	257	110	2337	617	284	605	1206	9482				
Chlorophyta																												
Chlorophyceae																												
<i>Microspora</i>															23				51								948	
<i>Stigeoclonium</i>	152		58			12		25			89								14	17								
Trebouxiophyceae																												
<i>Prasiola</i>												130																
Streptophyta																												
Klebsormidiophyceae																												
<i>Klebosmidium</i>			29				134				443	115															100	
Ulvophyceae																												
Ulotrichales	22	175		61		23	41	13	17	4						32	20		186									119
<i>Ulothrix</i>			145				712		10		61	173															147	
Zygnematophyceae																												
<i>Closterium</i>			58			2		13	20	1													14	6	20			
<i>Hyalotheca</i>											60																	
<i>Staurastrum</i>						2																						
Rodophyta																												
Florideophyceae																												
<i>Audouinella</i>		404	58		7	2	20	51	2	36	56		11	34	144	185			28						67	14		

Tabla 13b: Abundancia de taxa (individuo cm⁻²) para las fechas de abril 2018 en los distintos sitios (S1, S2, S3 y S4) en las 3 cuencas: RP, ABE y RAG.

Fecha	abril											
	PR				ABE				RAG			
Cuenca	S1	S2	S3	S4	S1	S2	S3	S4	S1	S2	S3	S4
Taxa/Sitios	S1	S2	S3	S4	S1	S2	S3	S4	S1	S2	S3	S4
Cyanobacteria												
<i>Chamaesiphon confervicolus</i> A.Braun	282							90				
<i>Jaaginema</i>							211	142				
Oscillatoriales												
<i>Oscillatoria</i>	44	16	45		1	1	3278	1623	51			11375
<i>Pseudoanabaena</i>	138		67	16	1	2	28	752		68		204
Ochrophyta												
Bacillariophyceae												
<i>Cocconeis</i>										34		
<i>Cymbella</i>	17	110	327	763	58	18	3218	1794	71	295	608	8106
<i>Cymbopleura</i>								60		11		
<i>Diatoma</i>						4			1303	114	1858	
<i>Didymosphenia geminata</i> (Lyngbye) M. Schmidh										11	822	
<i>Diploneis</i>												6880
<i>Eunotia</i>					258		7005					
<i>Fragilaria</i>								90		57	322	
<i>Gomphonema</i>	30				66	5			61	11	71	
<i>Gomphonema intricatum</i> Kütz.												
<i>Gomphonema accuminatum</i> Ehr.												
<i>Hannaea arcus</i> (Ehr.) R.M. Patrick	356	872	1867	1055	65	131	228	180	1414	966	3181	954
<i>Navicula</i>	242		685	3075				211	20	91		341
<i>Nitzschia</i>				875		71		3278	7005			

fecha	abril											
Cuenca	PR				ABE				RAG			
Taxa/Sitios	S1	S2	S3	S4	S1	S2	S3	S4	S1	S2	S3	S4
<i>Pinnularia</i>												136
<i>Tabellaria</i>												
Diatomea céntrica no identificada	7							962				
Diatomea pennada no identificada	155	739	1416	1706	146	177	3008	1823	405	3136	6253	4087
Chlorophyta												
Chlorophyceae												
<i>Microspora</i>								30				
<i>Stigeoclonium</i>		16	13				456		10	68	107	
Trebouxiophyceae												
<i>Prasiola</i>												100
Streptophyta												
Klebsormidiophyceae												
<i>Klebosmidium</i>			31	224								341
Ulvophyceae												
Ulotrichales		86				3		598				
<i>Ulothrix</i>			233	45				60	20		250	272
Zygnematophyceae												
<i>Closterium.</i>	1								20	11		
<i>Hyalotheca</i>												
<i>Staurastratum</i>												
Rodophyta												
Florideophyceae												
<i>Audouinella</i>	3	244			5	12			10	34		

Los dos primeros ejes del ACC para la comunidad algal epilítica explicaron un 79,3 % de la varianza total de 28 taxones (Test Monte Carlo, $p=0,004$; Figs. 31 y 32). El primer eje explicó el 57,3 de la varianza y se correlacionó positivamente con el N-NH₄ y la turbidez (autovalores=0,85 y 0,7 respectivamente) y negativamente con el OD. El segundo componente canónico explicó el 22 % de la varianza y se correlacionó positivamente con el PT y con el N-NH₄ (autovalor= 0,71 y 0,24, respectivamente). El ordenamiento muestra que las mayores abundancias de *Oscillatoria* y *Nitzschia* estuvieron vinculadas a concentraciones más altas de N-NH₄ y turbidez asociadas con S4 de ABE (Figs. 31 y 32). Por otra parte, a lo largo del componente canónico vertical, los taxones que alcanzaron una relación positiva con el PT fueron *Eunotia*, *Stigeoclonium* y *Jaaginema* (Fig.31). Se observó que los sitios de muestreo que correlacionaron positivamente con el segundo eje canónico corresponden a secciones bajas y medias-bajas (S3 y S4) (Fig. 32).

El análisis de conglomerados del epilíton basado en el índice de Bray Curtis reveló 4 grupos (Fig.33) que se diferencian estadísticamente entre sí (ANOSIM, $p = 0,0001$). El primer grupo (cuadrante rojo) está compuesto por 8 sitios en las secciones bajas (S4) del ABE y el RAG; con SU mayor al 69,3% durante diferentes fechas de muestreo y algunos sitios en las secciones medias-bajas (S3) del ABE y el RP (Fig.33). El segundo grupo (cuadrante verde; Fig.33) estuvo representado por 11 sitios correspondientes a la cuenca de RP y RAG, de los cuales 7 corresponden a secciones media-baja y bajas (S3 y S4) mientras que los 4 restantes pertenecen a tramos altos (S1 y S2). El tercer grupo (cuadrante azul; Fig.33) fue compuesto por 9 sitios del ABE y RAG, de los cuales 6 corresponden a distintos tramos de la cuenca del ABE. El último grupo (cuadrante violeta) se conformó por 8 sitios correspondientes a las secciones superiores (S1 y S2) de las tres cuencas (RP, ABE y RAG) y con un porcentaje de SU inferior al 40 % (Fig. 33; Tabla 14). La prueba SIMPER reveló una disimilitud global superior al 66 % en todas las comparaciones entre grupos. Los taxones con mayor contribución a la disimilitud fueron *Cymbella*, *Nitzschia* y *Oscillatoria* (% acumulado ~ 40, Fig. 34; Tabla 14). Entre los grupos 1 y 4 se obtuvo el mayor valor de disimilitud global (80%), siendo las tres especies 10 veces más abundantes en el grupo 1 que en el 4 (Tabla 14).

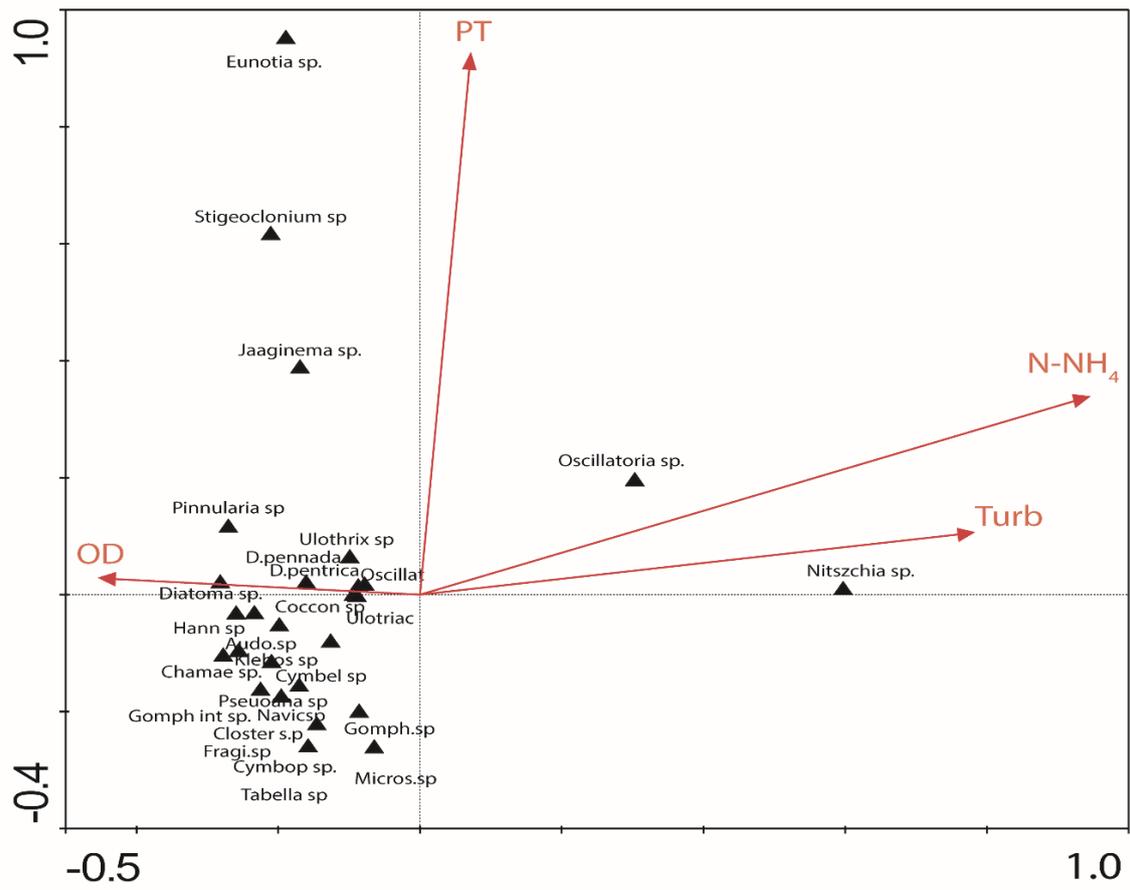


Fig.31: Biplot del análisis de correspondencia canónica (ACC) de taxones y variables ambientales. Los nombres de los taxones que están mas agrupados fueron abreviados para simplificar su lectura: *Tabellaria* (Tabella sp); *Microspora* (Micro sp); *Cymbop* (Cymbopleura sp.); *Fragilaria* (Fragi sp); *Closterium* (Closter sp.); *Gomphonema intricatum* (Gomph int sp); *Navicula* (Navic sp.); *Pseudoanabaena* (Pseudoana sp); *Chamaesiphon confervicolus* A.Braun (Chamae sp); *Cymbella* (Cymbel sp); *Klebsormidium* (Klebos sp); *Audouinella* (Audio sp); *Cocconeis* (Coccon sp) *Hannaea arcus* (Hann sp); *Ulotriachales* (Ulotriac); *Oscillatoriales* (Oscillat); diatomea céntrica (céntrica d); diatomea penada (penada d). variables ambientales: PT = fósforo total, OD = oxígeno disuelto, N-NH₄ (amonio) y Turb (turbidez).

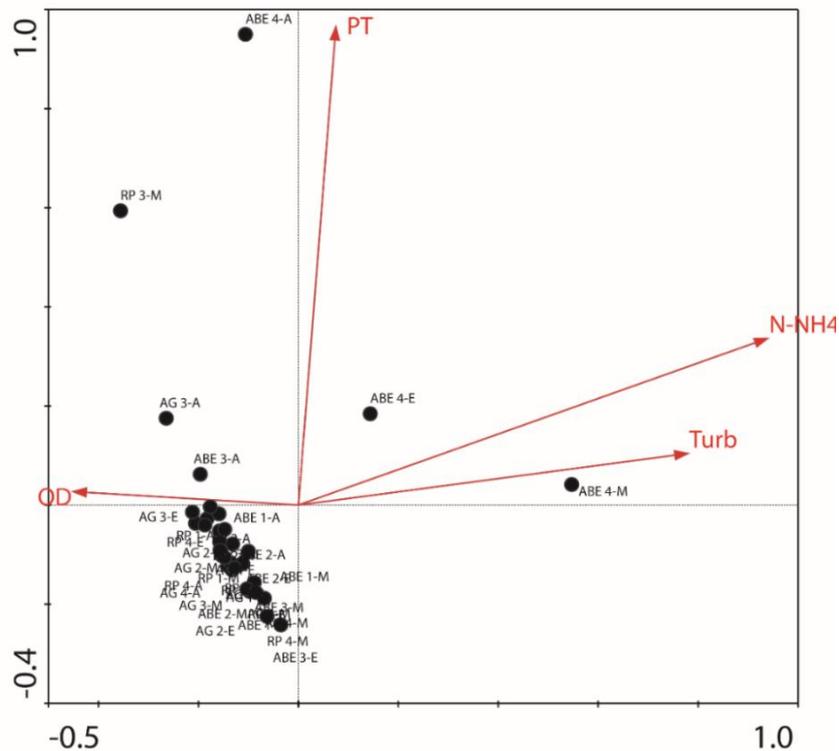


Fig. 32: Biplot del análisis de correspondencia canónica (ACC) entre sitios y fechas de muestreo con las variables ambientales seleccionadas. PT =fósforo total, OD = oxígeno disuelto, N-NH₄ = amonio y Turb (turbidez). RP = río Pipo, ABE = arroyo Buena Esperanza y RAG= río Arroyo Grande. Los números hace referencia al sitio: 1= S1; 2=S2, S3, S4 y las letras a la fecha de muestreo: E = enero, M = marzo y A = abril.

Tabla 14. Prueba SIMPER (porcentaje de similitud) entre el grupo 1 y los demás grupos definidos por el análisis de conglomerados de las taxa que más aportaron: *Cymbella*, *Oscillatoria*, *Nitzschia*. Abundancia media grupo 1 (A.Prom 1); abundancia similitud media grupo 2, 3 y 4 (A.prom 2-3-4), disimilitud promedio (Disi. Prom), contribución a la disimilitud (Cont. %), porcentaje acumulado de disimilitud (Acum %) y disimilitud total (Total. disim).

	Taxa	A.Prom 1	A.Prom (2-3-4)	Disi. Prom	Cont. (%)	Acum (%)	Total disim.
1 vs 2	<i>Cymbella</i> .	82,3	22,1	10,3	16,0	16,0	
	<i>Oscillatoria</i>	49,0	3,8	7,7	12,0	28,5	64
	<i>Nitzschia</i> .	44,4	6,3	7,6	11,9	39,9	
1 vs 3	<i>Cymbella</i>		11,0	13,7	19,0	19,0	
	<i>Nitzschia</i>		5,0	8,6	12,0	30,8	72
	<i>Oscillatoria</i>		18,1	7,0	9,7	40,5	
1 vs 4	<i>Cymbella</i> .		5,5	15,5	19,4	19,4	80
	<i>Oscillatoria</i>		5,7	8,9	11,23	30,64	
	<i>Nitzschia</i>		5,3	8,7	10,82	41,46	

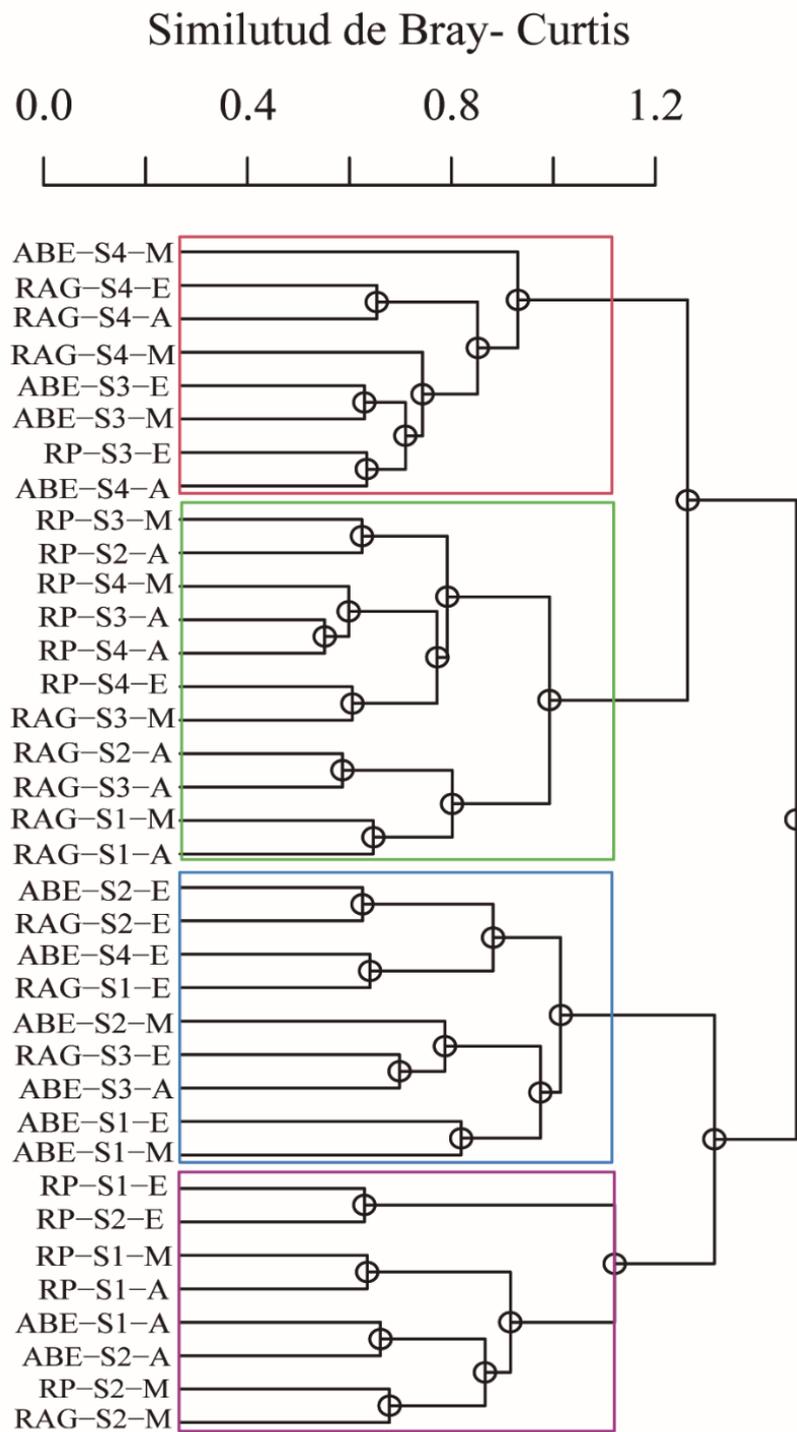


Fig. 33: Dendrograma obtenido a partir del análisis de conglomerados basado en la matriz de disimilitud de Bray-Curtis utilizando las abundancias de algas (incluyendo cianobacterias) del epilíton para cada sitio y fecha de muestreo. El conjunto de sitios se identifica con rectángulos de colores: grupo 1 (rojo), grupo 2 (verde), grupo 3 (azul), grupo 4 (violeta). RP = río Pipo, ABE = arroyo Buena Esperanza y RAG= río Arroyo Grande. E = enero, M = marzo y A = abril.

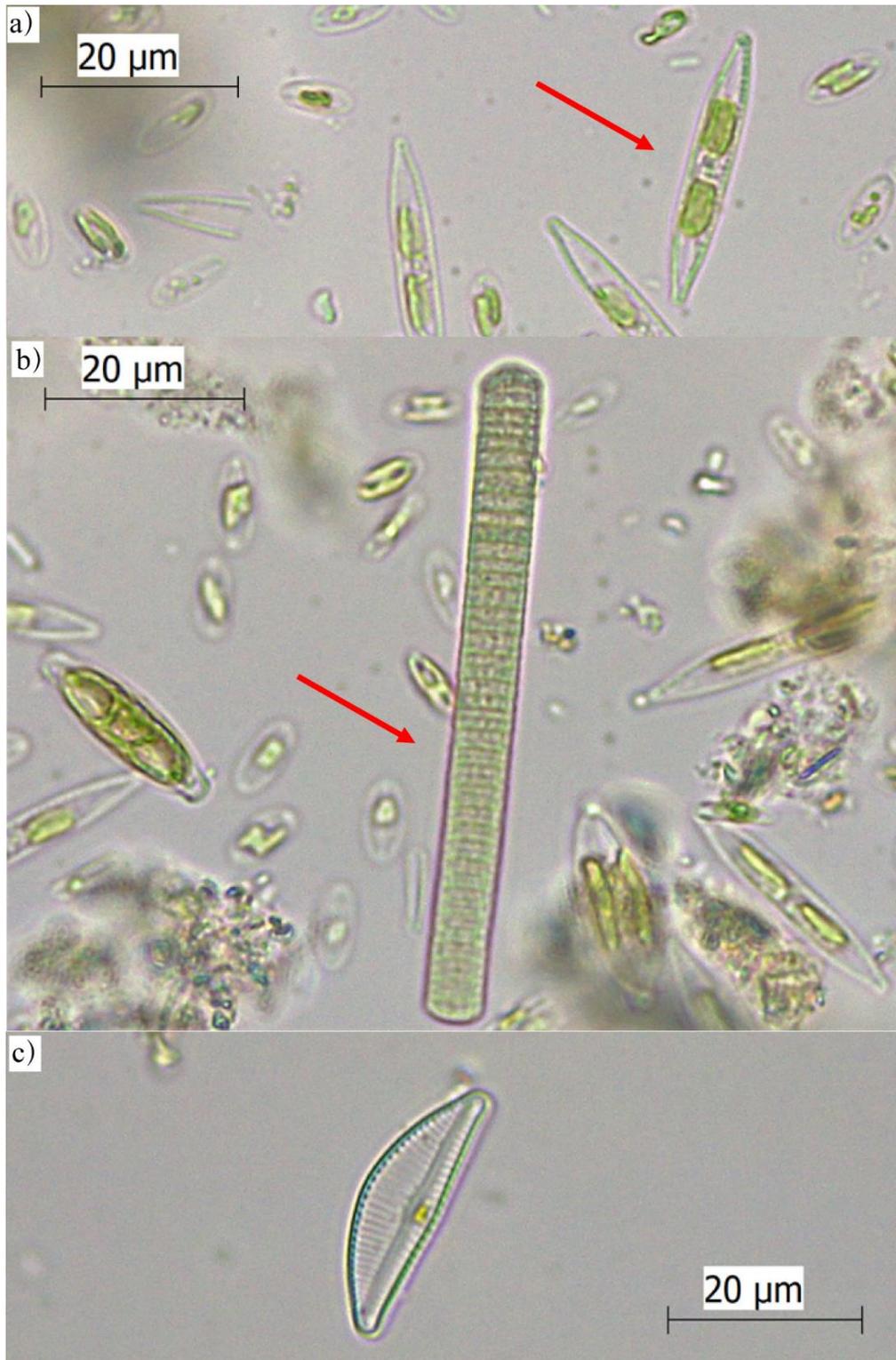


Fig. 34: Fotografía de los generos que mas aportan al analisis SIMPER. A) *Nitzschia* sp. B) *Oscillatoria* sp. c) *Cymbella* sp. Las tres fotos fueron sacadas con un aumento de 1000x en el microscopio óptico. Las flechas rojas en las figuras a y b indican el genero identificado.

Análisis GAM

En este análisis se mostró la relación entre las distintas variables del epilíton y el % SU (Tabla 15; Fig.35). No se encontró asociación entre las distintas variables respuesta y los meses de muestreo. En cambio, el % SU tuvo un efecto significativo en todas las variables del epilíton, excepto en la relación molar C:N (Tabla 15). Particularmente, las relaciones C:P y N:P mostraron una relación lineal negativa con el % SU y sus valores disminuyeron cuando aproximadamente se alcanzó un 50 % de SU (Figs.35a y 35b, respectivamente). Respecto al PS y la Cl-a Epi se observó una relación positiva con el % SU; la relación para el PS no fue lineal y se detectó efecto a partir de valores superiores al 40% de SU (Fig. 35c). La concentración de Cl-a Epi, mostró una relación positiva lineal con el % SU y sus valores aumentaron a partir del 50 % aproximadamente (Fig.35d). El efecto del % SU en la abundancia algal del epilíton resultó positivo, no lineal, y las algas fueron más abundantes por encima del 60 % del uso del suelo urbano (Fig. 35e). Finalmente, el biovolumen de las Chlorophyta incrementó junto con el % SU. La relación no fue lineal y presentó un máximo alrededor del 70 % del SU (Fig. 35f).

Tabla 15. Resultados de los modelos aditivos generalizados ajustados para evaluar la influencia del uso del suelo urbano en las variables del epilíton: composición elemental (C: P, C: N, N: P), peso seco (PS), concentración de clorofila a epilítica (Cl-a Epi), abundancia total de algas (Abund) y biovolumen de Clorophyta (Cloro_Biov). Para cada modelo se muestran los grados de libertad efectivos (gle), el estadístico F, el valor p, el R^2 ajustado (R ajust) y el porcentaje de devianza explicada (%). El asterisco muestra el nivel de significancia ($p < 0,05 = *$; $p < 0,025 = **$; $p < 0,01 = ***$; $p < 0,001 = ****$).

VARIABLES	gle	F	p	R ajust	(%)	n
C:P	1	9,52	0,004**	0,20	21,9	36
C:N	1	0,3	0,585	0,02	0,87	36
N:P	1	12,55	0,001**	0,25	27,6	36
PS	1,66	9,42	0,00023***	0,20	22,2	72
Cl-a Epi	1,59	44,3	0,2e-15****	0,37	38,8	72
Abund	1,71	12,55	<0,001***	0,37	44,6	36
Cloro_Biov	2,73	4,23	0,009***	0,26	31,7	36

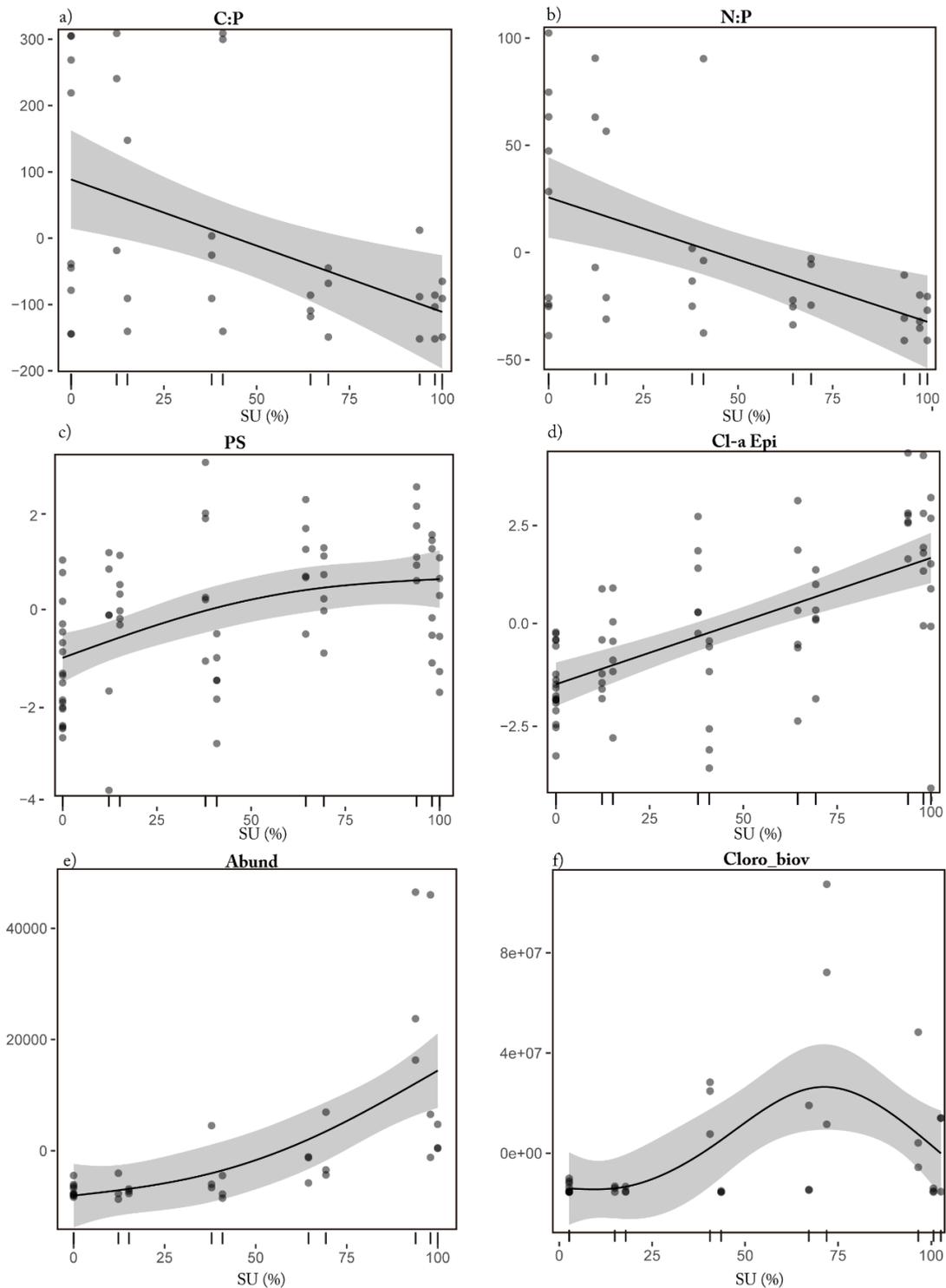


Figura 35: Curva suavizada mediante el análisis GAMs para evaluar el efecto del gradiente del suelo urbano (% SU) en diferentes variables del epilítion: a) relación molar carbono: fósforo (C:P), b) relación molar nitrógeno: fósforo (N:P), c) peso seco (PS), d) Clorofila-a epilítion (Cl-a Epi) e) Abundancia total de algas epilíticas (Abund) f) biovolumen de Chlorophyta (Cloro_biov). El eje Y representa la tendencia (positiva o negativa) de las variables del epilítion en relación al gradiente del uso del suelo urbano (% SU). Las figuras c) y d) se muestran en escala log-normal. Las líneas sombreadas son los intervalos de confianza aproximados (95 %). En las figuras c) y d) $n=72$, en el resto de las variables $n=36$.

Discusión

En este capítulo se evaluaron distintos atributos de la comunidad epilítica al impacto del uso de suelo urbano en los ecosistemas lóticos de la ciudad de Ushuaia. Si bien, la clorofila-a de la comunidad (Cl-a Epi) aumentó a lo largo del gradiente de urbanización y se observó indicios de autotrofia en las secciones más urbanizadas en las cuencas del ABE y RAG, en terminos generales la comunidad fue caracterizada como heterotrófica, lo cual coincide con resultados publicados en cuencas boscosas de la provincia de Tierra del Fuego (García & Rodríguez 2018, Lopez 2022). Esto significa que la fracción orgánica no fotosintética es proporcionalmente alta. Esta fracción puede estar compuesta por la fracción heterotrófica viva del propio epilíton (bacterias, flagelados, protozoos, metazoos) y por fracción detrítica compuesta por organismos muertos y/o por la incorporación de materia orgánica de la propia columna de agua. En sitios con descargas domiciliarias suele suceder que el aporte de material orgánico exógeno es muy alto (Abel 1996); tal como lo mencionó Diodato (2013) en estos ecosistemas. Al comparar los valores de Cl-a Epi con datos publicados en ríos de regiones similares, detectamos mayores concentraciones en los sitios urbanizados, en contraste a otros ríos patagónicos (Miserendino & Massi 2010, Buria et al. 2010) y Antárticos (Pizarro et al. 1996, Izaguirre & Pizarro 2000, Elster & Komárek 2003, Mataloni et al. 2005). Por lo tanto, los resultados sugieren que esta métrica responde a la influencia de fuentes puntuales y no puntuales producto de la urbanización. De igual manera, un estudio realizado en la región andina patagónica ha hallado mayor concentración de Cl-a Epi en la comunidad epilítica en ríos con ingresos de nutrientes principalmente antrópico (Baffico 2007).

En cuanto al PS, según la clasificación de referencia la comunidad epilítica resultó de baja biomasa al igual que otros ríos de altas latitudes (Pizarro & Vinocur 2000). Vale aclarar que la clasificación tomada como referencia, Lakatos (1989), fue generada para comunidades de ecosistemas lénticos; en estos ambientes el efecto de la velocidad de la corriente no cumple un rol protagónico como en los ecosistemas lóticos. El incremento en las concentraciones del PS con el % SU fue significativa y el análisis GAMs explicó relativamente poco esa variabilidad (22 %). En este sentido, otros factores podrían estar influyendo en la biomasa del epilíton, como ya se ha mencionado anteriormente. Particularmente, en este estudio no se observó una relación inversa entre la biomasa

perifítica y la velocidad de la corriente como describen algunos trabajos (Biggs 1996; Ghosh & Gaur 1998). De hecho, el caudal y la velocidad de la corriente no mostraron correlaciones significativas con ninguna variable del perifiton (tabla 11). Por otra parte, el sustrato no sería una variable que podría explicar las diferencias halladas en la comunidad dado que el tipo y origen de la roca fue el mismo en todas las cuencas bajo estudio. Según información brindada, las rocas metaformicas tendrían un compartamiento inerte, dado que son muy pobres en nutrientes (Lic. Ramiro López com. Pers., Bonaventura et al. 2006).

En los resultados de este capítulo, el componente inorgánico de la biomasa (Cz) fue más predominante que el orgánico (PSLC), lo cual coincide con lo publicado en arroyos similares en la Antártida (Pizarro & Vinocur 2000) y es típico de cuencas cordilleranas, alimentadas por descongelamiento con sedimento inorgánico glaciario (Iturraspe & Urciuolo 2000). Este resultado, sugiere que la acumulación de sedimento podría tener un rol importante en la estructura del epilítón de los arroyos de Tierra del Fuego. Incluso, nuestros resultados mostraron que el grupo de algas más abundante en la comunidad fueron las diatomeas (Bacillariophyceae), las cuales poseen una estructura silíceica que podría explicar parte de la elevada fracción inorgánica entre otros detritos inorgánicos que conforman la compleja matriz de la comunidad. Particularmente, la cuenca del RP mostró valores más altos de Cz en los tramos altos (S1, sin urbanización) en contraste a los tramos altos de las otras cuencas. Esto, podría estar vinculado a la morfología del sitio de estudio, el cual posee una zona de deposición, donde se realizó el muestreo. Según la literatura, el sedimento fino tiende a depositarse en “zonas muertas” donde disminuye la energía cinética y la velocidad de la corriente (Tipping et al. 1993), lo cual podría estar asociado a mayores concentraciones de Cz en S1, en comparación a los tramos altos de las otras dos cuencas, donde el muestreo no abarcó una zona de deposición (Dra. Andrea Coronato, com. pers.). De hecho, estudios previos han mencionado un efecto en la biomasa del perifiton asociado a la deposición de sedimento fino (Yamada & Nakamura 2002, Izagirre et al. 2009).

La composición elemental (C: N: P) del epilítón en sustratos naturales cambió a lo largo del gradiente de uso del suelo. Por un lado, la concentración de P en el epilítón aumentó con el % SU. Dado que el P mostró una correlación positiva con el fósforo disuelto (P-PO₄) este trabajo sugiere un equilibrio no homeostático al suministro de dicho nutriente debido al impacto de la urbanización (Fig. 36a). Este tipo de respuesta en la

composición elemental por parte de la comunidad epilítica ha sido también descrita por otros autores ante cambios en la turbidez, afectando la tasa fotosintética de los productores primarios (Martyniuk et al. 2014) y ante la presencia de vuelcos de efluentes de una planta de tratamiento de residuos cloacales (Bowman et al. 2005). Esto último deja en evidencia la capacidad de respuesta de la comunidad ante cambios ambientales. Según Kahlert (1998), la limitación de P en las algas bentónicas de agua dulce podría ocurrir cuando las relaciones molares $C:P > 369$ y/o $N:P > 32$. En este estudio la relación C:P fue mayor que 369 en las secciones superiores de los cursos de agua estudiados, lo que podría sugerir potencial limitación de P en esos sitios.

Por otro lado, a diferencia de lo que se había previsto, en promedio la relación C:N no mostró variación entre los sitios muestreados. Hillebrand & Sommer (1999) han propuesto que un rango de relaciones C:N entre 5 y 10 es óptimo para el crecimiento de las algas, mientras que las relaciones >10 son indicativas de limitación de N. En este estudio la relación global molar de la composición elemental en los arroyos de la ciudad de Ushuaia fue 189:47:1, más rica en C y N que la relación idealizada de Redfield (106:16:1) para el seston marino (Redfield 1958) y no se observó una relación entre las concentraciones de N del epilítón y las distintas especies químicas de nitrógeno disueltas en el agua (Fig.36b). No obstante, al comparar con otros estudios de perifiton de arroyos templados, se encontraron relaciones molares mayores que la propuesta por Redfield y más similares a nuestros resultados: 369:32:1 (Kahlert 1998), 191:24:1 (O'Brien & Wehr 2009), 119:30:1 (Martyniuk 2016) lo cual estarían indicando que no habría limitación de nitrógeno en la comunidad perifítica.

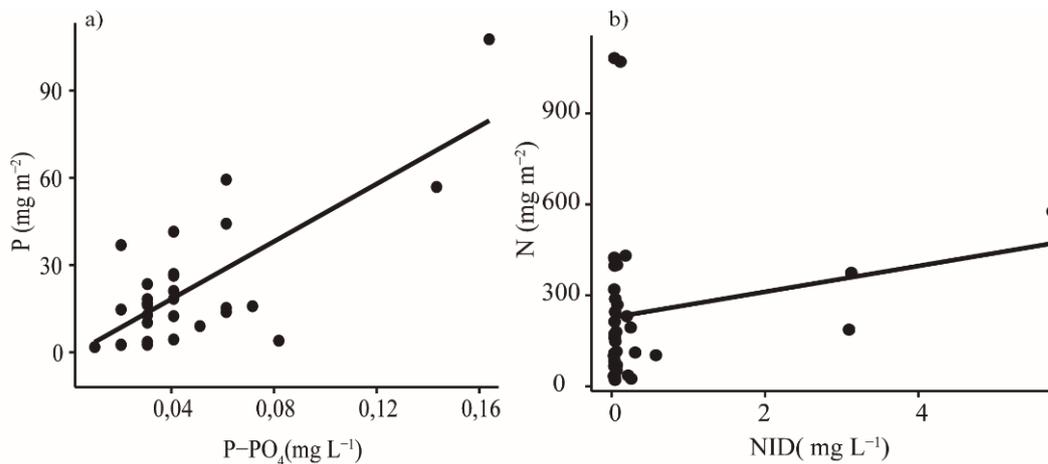


Fig. 36: Relación entre las concentraciones de nutrientes disueltos en el agua (eje x) y las concentraciones de nutrientes en la biomasa de la comunidad (eje y): a) Fósforo del epilítón en función del fósforo disuelto en el agua (P-PO₄) b) nitrógeno del epilítón en función del nitrógeno inorgánico disuelto (NID) en el agua. En el caso de a) se detectó una correlación significativa (Tabla 10) mientras que en b) no se observó correlación significativa.

La relación C/Cl-a, puede indicar la importancia de los productores primarios en relación con el contenido heterotrófico y detrítico; valores de hasta 200 indican una contribución significativa de las algas a la comunidad (Geider 1987). En este trabajo la relación promedio C/Cl-a Epi resultó inferior a 200 en los sitios con más del 90 % de SU es decir aquellos sitios altamente urbanizados y/o con presencia de vuelcos de efluentes. Asimismo, se ha demostrado experimentalmente que a baja prevalencia algal (C/Cl-a > 450) la estequiometría C:P de la comunidad se alteraba (Frost et al. 2005b), es decir, la relación C:nutrientes puede ser bastante sensible a los cambios en la biomasa de algas incluso si estos constituyentes representan un pequeño componente del perifiton como ocurre en algunos de los sitios urbanos con menos del 90 % de SU.

En los arroyos oligotróficos de la región patagónica las diatomeas son el grupo de algas más conspicuo de la comunidad epilítica (Díaz Villanueva et al. 2000, Gaglioti 1992, Gaglioti 1995) lo cual coincide con lo expuesto en este trabajo. La biomasa de las algas filamentosas correspondientes a las Chlorophyta aumentó a lo largo % SU donde las concentraciones de nutrientes fueron mayores. Este resultado fue similar al observado por Iannino et al. (2020), quienes demostraron experimentalmente que el perifiton en condiciones oligotróficas estaba compuesto principalmente por diatomeas, mientras que incrementaba la disponibilidad de fósforo en los cultivos, las diatomeas eran gradualmente reemplazadas por Chlorophyta y Cyanobacteria. Sin embargo, Iannino et al. (2020) hallaron relaciones molares C:P más bajas en los sistemas oligotróficos que en

los eutróficos a diferencia de nuestros resultados y de otros estudios publicados anteriormente (Fanta et al. 2010, Hill et al. 2011). Aquellos autores, asocian las diferencias a cambios taxonómicos, ya que las Chlorophyta podrían estar generando más biomasa por unidad de fósforo asimilado que las diatomeas. Aunque nuestros resultados mostraron cambios en la estructura de la comunidad algal, la abundancia total de algas en los sitios urbanos enriquecidos en fósforo fue dominada por diatomeas, lo cual podría influir en la disminución de las relaciones C:P y N:P en los ecosistemas lóticos de Ushuaia. Según la literatura, las diatomeas tienden a mantener la relación C:P y N:P más baja que la Chlorophyta bajo las mismas condiciones de nutrientes (Quigg et al. 2003, Hillebrand et al. 2013). Esto último, sumado a la correlación positiva entre el P del epilíton y la Cl-a Epi ($r_s=0,74$, $p<0,05$) indicaría una respuesta de los productores primarios a la urbanización y al enriquecimiento de nutrientes. Nuestros resultados coinciden con las observaciones de otros estudios de ríos de montaña con bajo nivel de nutrientes en los que los productores primarios bentónicos responden a los cambios antropogénicos en las concentraciones de P-PO₄ (Chambers et al. 2000, Bowman et al. 2005).

En contraste a lo esperado en la hipótesis planteada de este trabajo, la urbanización no pareció tener un efecto sobre la riqueza en cada sitio; el rango de taxones en el área de estudio fue bajo y similar a los valores obtenidos durante el verano en sitios donde el pH tiende a neutro en un río en Patagonia Norte (Baffico et al. 2021). En cambio, la densidad algal descrita en el área de estudio aumentó con la urbanización. En este sentido, una posible explicación podría estar asociado a las distintas respuestas que presentan los organismos a un impacto ambiental (Peck 2011); como por ejemplo la flexibilidad fisiológica mediante la modificación de la tasa de reproducción y en consecuencia un incremento en la abundancia. Los valores máximos obtenidos en los sitios urbanizados en este trabajo fueron más bajos que los publicados en Arroyos Andinos (Díaz Villanueva 2001, Martyniuk et al. 2014, Baffico et al. 2021) lo cual podría estar vinculado a diferencias en la estimación del área colonizada en el sustrato ya que en este estudio se consideró la totalidad del sustrato. En relación a la composición, distinguimos cuatro grupos en el análisis de conglomerados que estaría asociados al impacto de la urbanización. De hecho, uno de los taxones que más contribuyó a la disimilitud entre los grupos 1 (no urbanizados) y 4 (mayor impacto de la urbanización) fue *Nitzschia*. Este resultado coincide con un estudio publicado recientemente donde los autores observaron

cambios en los ensamblajes de diatomeas bentónicas asociados a diferentes presiones antropogénicas en ríos de montaña de la región mediterránea (Pissaridou et al. 2021). Allí, los autores indicaron una mayor abundancia de *Nitzschia* spp. y *N. inconspicua* en sitios con alta presión antropogénica dado que estos taxones son tolerantes a la contaminación orgánica (Lange-Bertalot et al. 2017) y, según bibliografía, los organismos de *Nitzschia* spp. son más abundantes en aguas con altas concentraciones de nutrientes (Van Dam et al. 1994), lo cual se vio reflejado por el análisis de correspondencia canónica (ACC).

Los resultados de este capítulo, contribuyen a comprender la ecología del perifiton en ecosistemas lóticos urbanizados. De aquí se concluyó que no existe un equilibrio homeostático en la comunidad epilítica en los ecosistemas lóticos de la ciudad de Ushuaia, ya que el epilítion parece incorporar el P alóctono. Por lo tanto, la comunidad se volvió menos heterótrofa con el aumento del % SU. Particularmente la comunidad algal dominada por diatomeas, mostró un incremento en la biomasa de Chlorophyta filamentosas asociado a un mayor % SU. De los resultados obtenidos, se resalta que las fracciones de masa, la estequiometría (a través de las relaciones N: P y C: P) y la comunidad algal del epilítion respondieron al impacto de la urbanización, mostrando respuestas diferentes a lo largo del gradiente de uso de suelo urbano. Particularmente, entre las distintas variables medidas de la comunidad, la clorofila-a y la abundancia total fueron los atributos más sensibles al impacto urbano ya que mostraron mayor variabilidad explicada (%) por el análisis GAMs respecto al % SU. A su vez, la clorofila-a es una métrica de rápido análisis a diferencia del estudio estructural de la comunidad que es más complejo en cuanto tiempo y conocimiento previo que conlleva. Por lo tanto, creemos que dicha variable resultaría útil para realizar análisis de monitoreo y diagnóstico del impacto en el uso del suelo en cuencas hídricas similares a las de este trabajo como se discutirá en el próximo capítulo.

CAPÍTULO III

Índice de Calidad de agua Fueguino (ICAF)

Introducción

A nivel mundial, existe una competencia por los múltiples usos del agua debido a las demandas demográficas, energéticas y agrícolas. A medida que incrementa el tamaño población y el desarrollo económico, aumenta la necesidad de suministro de agua y por lo tanto la presión sobre los recursos hídricos (Giri & Qiu 2016). El bienestar del ser humano y la salud de los ecosistemas están siendo afectados debido a las alteraciones en el ciclo del agua, producto de las presiones antrópicas. La disponibilidad y el uso de agua dulce, así como la conservación de los recursos acuáticos, son fundamentales para el bienestar humano (PNUMA 2007).

Por lo general, en los monitoreos de calidad del agua se comparan los valores de variables específicas y estandarizadas en la normativa local. Si bien esta metodología permite identificar diferentes fuentes de contaminación y aplicar la ley (por ejemplo, Ley Ambiental N ° 55 en Tierra del Fuego), no brinda una visión integral de las tendencias temporales y espaciales en toda la cuenca (Debels et al. 2005). Existe extensa literatura sobre índices de calidad del agua (ICA). Horton (1965) y Brown et al. (1970) fueron pioneros en el desarrollo de índices para evaluar la contaminación en ecosistemas acuáticos. Desde entonces, han surgido muchos métodos diferentes para el cálculo del ICA (Smith 1989, Khan et al. 2003, Sarkar & Abbasi 2006). Los índices emplean muchas de las mismas variables (p. ej., oxígeno disuelto, temperatura, amonio), pero difieren en la forma en que se integran e interpretan los valores de los parámetros que lo componen. El uso de ICA en estudios de contaminación es una herramienta muy valiosa ya que resume en una escala numérica simple la calidad ambiental de un recurso hídrico dado. Permite realizar comparaciones de la calidad del agua de la cuenca en el espacio y el tiempo, lo que ayuda, por ejemplo, a evaluar el avance de los programas de monitoreo y simplifica la comunicación de los resultados (Tyagi et al. 2013). Además, muchos estudios incluyen indicadores biológicos para evaluar la calidad del agua, ya que las comunidades biológicas reflejan una combinación de las condiciones actuales y pasadas de la cuenca (Lobo et al. 2004, Munné & Prat 2009, Gelis et al. 2020).

En general, porcentajes mayores de uso del suelo asociados a las actividades humanas y al desarrollo económico en las cuencas hidrográficas suelen estar asociados con elevadas concentraciones de contaminantes en el agua, mientras que las zonas no

urbanizadas, como las áreas forestales naturales, están relacionadas con una buena calidad del agua (Camara et al. 2019).

Teniendo en cuenta la susceptibilidad de los cursos de agua fueguinos al impacto antrópico debido a la urbanización, este capítulo propone la elaboración y aplicación de un índice de calidad del agua fueguino, ICAF, con la finalidad de proveer una herramienta de monitoreo ambiental en una ciudad en constante crecimiento y al mismo tiempo que resulte replicable en otras regiones con ecosistemas similares.

Metodología específica

Diseño experimental

La siguiente tabla (Tabla 16) representa el diseño experimental llevado a cabo para aplicar el índice de calidad de agua Fueguino (ICAF).

Tabla 16: Diseño experimental para aplicar el índice de calidad de agua Fueguino (ICAF), considerando las variables medidas: (oxígeno disuelto (OD), nitrógeno amoniacal (N-NH₄), fósforo total (PT), clorofila-a del epilíton (Cl-a Epi) y coliformes fecales (CF)); fechas de muestreo: enero (e), marzo (m), abril (a), noviembre (n) y sitios (S1, S2, S3 y S4).

Variables	Fechas	Sitios
OD	e, m y a 2018 (1° campaña)	
N-NH ₄	n-2018, e y m-2019 (2° campaña)	
PT	m 2020	S1, S2, S3 y S4 de todas
Cl-a Epi	m 2022	las cuencas bajo estudio,
CF	e, m y a 2018 (1° campaña)	salvo en el RAG en m-
	m-2019 (2° campaña)	2020 por COVID-19
	m- 2020	
	m- 2022	

Para evaluar el impacto de las descargas de aguas residuales y las fuentes difusas de contaminación en la calidad del agua, se desarrolló el ICAF según la ecuación utilizada por Berón (1984):

$$ICAF = \frac{\sum_{i=1}^n Q_i}{\sum_{i=1}^n W_i}$$

Dónde Q_i es el valor ponderado de la variable i obtenida según las tablas de clasificación (Tabla 17). Esta tabla se construyó con el propósito de transformar las diferentes unidades y dimensiones de las variables utilizadas a una escala común. Cada rango de concentración/unidades de las distintas variables fue definido mediante amplia revisión bibliográfica (Tabla 17). Según Berón (1984), el rango de variación que puede alcanzar el Q_i dentro de la tabla de clasificación está definido por el peso relativo (W_i) de la variable i (por ejemplo: $W_i = 1$, el rango de variación es de 0 a 10, $W_i=3$ varió de 0 a 30, etc). W_i define la importancia de cada variable en el ICAF y fue definido de manera arbitraria. La suma de todos los W_i debe ser igual a 10 ($3 + 3+ 2+1+1$). En caso de no tener el valor de alguna variable dada, se puede obtener una estimación del ICAF dividiendo el total de los Q_i por la suma del valor relativo resultante de la suma de los W_i . Por último, n hace referencia al número de variables (en este caso $n=5$).

Para seleccionar las variables incluidas en el índice, se tomó como referencia aquellas variables que están mayoritariamente relacionadas con la contaminación orgánica tales como: Oxígeno Disuelto (OD), Nitrógeno amoniacal ($N-NH_4$), fósforo total (PT), clorofila- a del epilíton (Cl- a Epi) y bacterias Coliformes fecales (CF). Las variables mencionadas mostraron además un amplio rango de variación (CV) con relación al resto de las variables medidas en este trabajo, a excepción del OD (Capítulos I y II). Las metodologías involucradas en la determinación de las variables mencionadas se detallaron en el apartado de metodología general.

Las variables con mayor W_i fueron CF y $N-NH_4$ ($W_i = 3$) por ser indicadores concretos de la presencia de aguas residuales domésticas. Si bien el $N-NH_4$ puede estar asociado con la escorrentía superficial que transporta materia orgánica en descomposición (como hojas de plantas y materia orgánica) y la presencia de bacterias CF puede estar relacionada con las heces de los animales presentes en el área de estudio (por ejemplo, caballos, perros), aquí se esperaba un aporte significativo de $N-NH_4$ y CF de origen antrópico debido a la ausencia de una planta de tratamiento de aguas residuales. En relación a la Cl- a Epi se le asignó un $W_i = 2$ ya que esta comunidad mostró una respuesta al aumento de nutrientes (Capítulo II). Finalmente, el OD y PT recibieron menor peso ($W_i = 1$). La concentración de OD, es una métrica muy utilizada en estudios de contaminación, sin embargo, en esta área de estudio mostró muy poca variación debido a la baja temperatura ambiental y a la oxigenación asociada al caudal (Capítulo I). Por otra parte, naturalmente las cuencas hidrográficas de la zona poseen bajas concentraciones de

nutrientes, si bien se esperaba una mayor concentración de PT en agua por cargas alóctonas asociado a la urbanización, el fósforo no genera toxicidad para la biota (a diferencia del N-NH₄) por lo tanto se le asignó menor peso ($W_i=1$) en comparación al amonio.

El ICAF no tiene unidades; varía de 0 a 100 con las siguientes categorías descritas en la Tabla 18. Estos rangos se adaptaron para el ICAF teniendo en cuenta lo publicado por la National Sanitation Foundation (NSF) (http://bcn.boulder.co.us/basin/watershed/wqi_nsf.html) desarrollada anteriormente por Brown et al. (1970).

Tabla 17: Tabla de clasificación para cada variable seleccionada para construir el ICAF: oxígeno disuelto (OD), nitrógeno-amoniaco (N-NH₄), fósforo total (PT), clorofila-a del epilíton (Cl-a Epi) y bacterias coliformes fecales (CF). La primera columna muestra el rango de cada variable (concentración o número de bacterias) y la segunda columna muestra el valor de clasificación ponderada (Q_i). La última columna indica las referencias utilizadas como guía para la elaboración del índice.

Variable	Rango	Q_i	Referencias bibliográficas
OD (mg L ⁻¹)	0-2	0	Cude (2001)
	2-4	2	
	4-6	4	
	6-8	6	
	8-9	8	
	> 9	10	
N-NH ₄ (mg L ⁻¹)	0 - 0,001	30	Cude (2001) Miserendino et al. (2008, 2011)
	0,001-0,01	24	
	0,01-0,02	18	
	0,02- 1,0	12	
	1,0 - 3	6	
	3,0 - 5,0	3	
	> 5,0	0	

Continua (tabla 17)

Variable	Rango	Qi	Referencias bibliográficas
PT (mg L ⁻¹)	0 - 0,025	10	Dodds et al. (1998,2004)
	0,025 - 0,049	8	Dodds (2006); Omernik (1977)
	0,049 - 0,09	6	Van Nieuwenhuysse & Jones
	0,09-0,25	4	(1996)
	0,25- 0,75	2	
	> 0,75	0	
Cl-a Epi (mg m ⁻²)	0-1,7	20	Biggs (1996)
	1,7 - 2,5	18	Dodds et al (1998);
	2,5-5	15	(Dodds 2006)
	5,0 -10,0	10	Nordin (1985)
	10,0-21	5	
	21-84	3	
	> 84	0	
CF (NMP 100 ml ⁻¹)	0	30	Cude (2001),
	0 – 10	24	Ley N°55 provincial de
	10 – 450	18	ambiente (Tierra del Fuego)
	450 -1000	12	
	1600 -3000	6	
	3000 - 5000	3	
	> 5000	0	

Tabla 18: Rangos establecidos para definir las categorías del índice calidad del agua fueguino (ICAF), adaptado de la National Sanitation Foundation (NSF). (http://bcn.boulder.co.us/basin/watershed/wqi_nsf.html).

Rango	91-100	76-90	61-75	51-60	26-50	0-25
Calidad	Excelente	Muy buena	Buena	Media	Mala	Muy mala

Análisis de datos

El ICAF fue calculado en los 12 sitios durante 8 fechas de muestreo: enero, marzo y abril 2018 (1° campaña), noviembre 2018, enero y marzo 2019 (2° campaña), marzo

2020 y marzo 2022. Durante el muestreo de marzo 2020 no se pudo calcular el ICAF en el río Arroyo Grande (RAG) ya que no fue posible finalizar el muestreo por la pandemia de COVID-19. Se aplicaron pruebas no paramétricas (Kruskall Wallis, K-W) con la finalidad de evaluar diferencias significativas entre meses de la primera campaña (n=36) y la segunda campaña (n=36). El valor de alfa se fijó en 0,05.

Resultados

La Tabla 19 muestra los valores del ICAF calculados para cada fecha de estudio. Dado que no se detectó variación significativa para los valores del índice entre meses para la primera y segunda campaña se utilizó el valor promedio del índice de calidad de agua para cada periodo de estudio (K-W, $p > 0,05$).

Variabilidad espacial

Durante la primera campaña, la calidad del agua fue muy buena (o buena) en todos los sitios de muestreo excepto en las secciones media-baja (S3) y baja (S4) de ABE y RAG; donde la calidad del agua resultó muy mala y mala (respectivamente) (Fig. 37). El ICAF en el RP varió muy poco (CV=7 %) a través del gradiente longitudinal (86 en S1 a 79 en S4) en comparación con las otras dos cuencas. En el ABE, el índice mostró una variación más amplia (CV=48 %). Fue menor en S3 y S4 (50 y 22 respectivamente) en contraste con S2 y S1 (80 y 88, respectivamente). En la cuenca del RAG varió en promedio de 83 en S1 a 37 en S4, mientras que S2 y S3 fueron más similares a S1 (80 y 71 respectivamente) (CV=30 %) (Fig. 37).

Con respecto a la segunda campaña, en la cuenca del RP el ICAF también mostró poca variación entre sitios (90 y 78) asociado a una muy buena calidad del agua (Fig.37). En contraste el ABE, disminuyó a lo largo del gradiente longitudinal; varió de “muy buena” en S1 a “mala” calidad del agua en S4 (89 a 46 respectivamente). Asimismo, el RAG presentó “mala” calidad del agua en S4 (43,5) en comparación con el resto de los sitios; “buena” en S3 (72) y “excelente” en S1 y S2 (91 y 94 respectivamente) (Fig. 37)

Durante marzo 2020, en la cuenca del RP el ICAF osciló de 83 en S1 a 61 en S4 pasando de “muy buena” a “buena” calidad del agua en el tramo inferior (Tabla 19;

Fig.37). En ABE la calidad fue “buena” en S1 y S2 y empeoró en S3 y S4 donde se detectó una calidad “media”.

En el último muestreo (marzo 2022), la calidad del agua del RP en S1 y S2 fue “muy buena” (85 y 86 respectivamente) observándose una disminución ligera, en S3 con una calidad “buena” (71) mientras que en S4 la calidad del agua fue “mala” con un valor de 38 (Tabla 19; Fig. 37). En el ABE también se observó una disminución de la calidad del agua a lo largo del gradiente longitudinal en las secciones inferiores. En esta fecha de muestreo la calidad del agua resultó “buena” en S1 y “muy buena” en S2 (82 y 73 respectivamente) mientras que en S3 y S4, la calidad del agua fue “mala” en S3 (33) y “muy mala” en S4 (23) (Tabla 17; Fig.37). Por su parte, la cuenca del RAG mostró menor variación (CV=18 %) que las otras dos cuencas; el valor más alto se obtuvo en S3 (81) con muy buena calidad del agua y disminuyó en S4 (53) con una calidad media (Tabla 19; Fig. 37).

Tabla 19: Valores del índice de calidad del agua fueguino (ICAF) para las 8 fechas de estudio: enero 2018 (e-18), marzo 2018 (m-18), abril-2018 (a-18), noviembre 2018 (n-18), enero 2019 (e-19), marzo 2019 (m-19), marzo 2020 (m-20) y marzo 2022 (m-22) en los distintos sitios de muestreo (S1, S2, S3, S4) en las cuencas bajo estudio: Río Pipo (RP), arroyo Buena Esperanza (ABE), río Arroyo Grande (RAG). El significado de la escala de colores se indicó en la tabla 16: rojo: muy mala, amarillo (mala); azul (media), celeste (buena), verde (muy buena), violeta (excelente); sd sin dato.

Campaña		1°			2°				
río/arroyo	Sitio/fecha	e-18	m-18	a-18	n-18	e-19	m-19	m-20	m-22
RP	S1	88	88	82	80	85	96	83.0	85.0
	S2	86	82	80	97	77	96	71	86
	S3	76	75	80	77	94	88	66	71
	S4	73	88	76	91	58	85	61	38
ABE	S1	88	88	88	74	100	94	78	73
	S2	80	84	76	86	80	90	78	82
	S3	50	31	70	46	58	86	59	33
	S4	23	15	26	38	28	72	59	23
RAG	S1	82	88	80	96	88	88	sd	79
	S2	86	82	71	94	97	86	sd	76
	S3	66	81	65	70	77	69	sd	81
	S4	33	48	29	30	41	59	sd	53

Variabilidad temporal

La cuenca del RP mostró cambios en la calidad del agua en los últimos dos muestreos (marzo 2020 y marzo 2022), en relación a los muestreos previos (campañas 1 y 2). En el tramo medio bajo (S3) la calidad del agua disminuyó de muy buena a buena en los últimos dos años de estudio mientras que en S4 la calidad del agua cambió de “muy buena” a “buena” en 2020 y luego empeoró a “mala” en 2022 (Fig. 37).

El ABE mostró cambios en los tramos inferiores a partir de la segunda campaña. En S3 la calidad del agua mejoró entre la primera y tercera campaña (varió de mala a buena y media), sin embargo en el 2022 la calidad empeoró a “muy mala”. Por su parte en S4 se detectó un patrón similar a S3; la calidad del agua mejoró entre la primera y la tercera campaña y luego disminuyó a “muy mala” (Fig.37).

Finalmente, el RAG a diferencia de las otras dos cuencas bajo estudio, mostró una mejora en la calidad del agua entre las dos primeras campañas y el último muestreo (m-2022) según el ICAF. En S3, la calidad del agua osciló de “buena” a “muy buena” mientras que en S4 cambió de “mala” a “media” (Fig. 37).

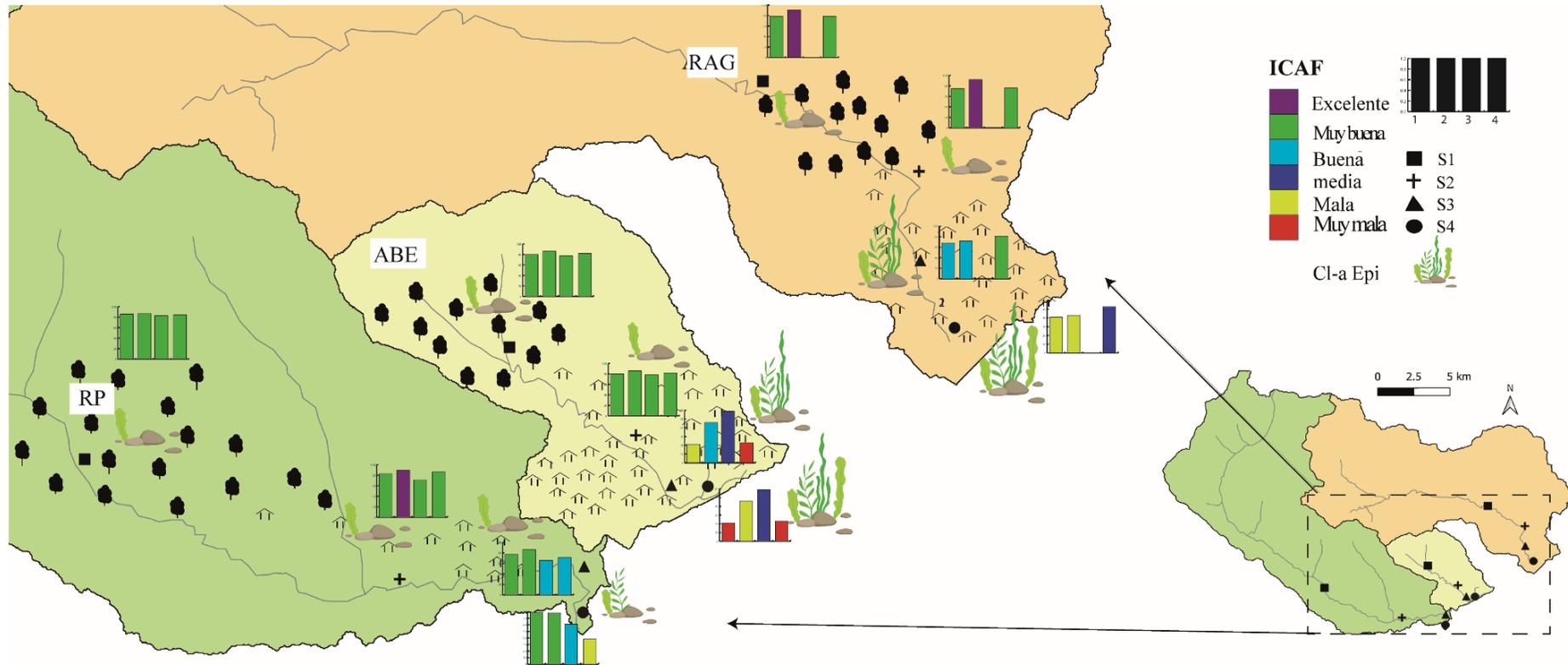


Fig.37: Valores del índice de calidad de agua fueguino (ICAF) para el periodo de estudio en las tres cuencas muestreadas: río Pipo (RP), arroyo Buena Esperanza (ABE) y río Arroyo Grande (RAG). Las barras muestran los distintos periodos de estudio: 1° barra= 1° campaña: valores promedio de enero, marzo y abril 2018; 2° barra = 2° campaña: valores promedio de noviembre 2018, enero y marzo 2019, 3° barra = marzo 2020 y 4° barra = marzo 2022.

Discusión

El ICAF en los arroyos urbanos de Ushuaia, mostró cambios en la calidad del agua a lo largo del gradiente de urbanización en las cuencas hidrográficas y en el tiempo. En la ciudad de Ushuaia, el sistema de tratamiento de líquidos cloacales es deficiente; solo el 65% de la población está conectada al sistema principal. De esta fracción, aproximadamente 3/4 de los residuos líquidos son redirigidos a una planta de pretratamiento que finalmente desemboca en el emisario submarino de Bahía Golondrina en el Canal Beagle. La otra cuarta parte se vierte en el RAG hasta que se termine de construir la planta de tratamiento secundario, la cual aún no ha sido puesta en funcionamiento (Diodato et al. 2020). El 35% restante de la ciudad no tiene conexión a la red cloacal y, por lo tanto, los cursos de agua y la costa del Canal Beagle reciben efluentes sin tratar (Torres et al. 2009, Ing. Worman, DPOSS, com. pers.).

Durante la primera campaña, las cuencas del ABE y RAG mostraron un deterioro en la calidad del agua en las secciones bajas cercanas a la desembocadura (S4). Aguas arriba de estos sitios existen vuelcos de efluentes crudos y/o mezclados con el pluvial manifestando indicios de contaminación. Estos resultados son consistentes con lo publicado por Pesce & Wunderlin (2000), Debels et al. (2005), Ewaid & Abed (2017) quienes, mediante la aplicación de diferentes índices, informaron mala calidad del agua en sitios de muestreo situados aguas abajo de vertidos de aguas residuales. Si bien los valores del índice disminuyeron aguas abajo del área urbanizada en el RP, de acuerdo al ICAF no se observó un deterioro en la calidad del agua. Según la DPOSS, esto podría estar asociado a que el RP recibe aportes de aguas residuales esporádicos, procedentes del desbordamiento de una estación de bombeo cercana cuando está última colapsa. Por lo tanto, Los aportes de efluentes pluviales y cloacales están separados y son ocasionales, lo cual podría explicar menor cantidad de contaminantes orgánicos que ingresan a este curso de agua (Lic Saul Borbolla, DPOSS, com. Pers.). Asimismo, la cuenca del RP posee, menor porcentaje de urbanización a escala de cuenca (Capítulo I) y menor suelo urbano al sitio de muestreo (Capítulo II). Contrariamente, las otras dos cuencas bajo estudio tienen un sistema pluvial-cloacal mixto, con descargas a los cursos de agua lo cual podría incrementar la carga orgánica, generando menor calidad del agua en las secciones bajas de dichas cuencas. Esto último queda en evidencia al detectar un rango mayor de

coliformes fecales en las secciones bajas de ABE y RAG en comparación con el RP durante este primer periodo de estudio (Capítulo I).

Durante la segunda campaña, se obtuvo en promedio, valores más altos del índice de calidad del agua (excepto en S4 de RP) que los encontrados anteriormente. Particularmente, en el ABE se observó una mejora en la calidad del agua en las secciones más bajas. Por un lado, estos resultados pueden vincularse con el hecho de que, en los últimos 4 años, se han realizado algunas obras de infraestructura y mejoras en el sistema pluvio-cloacal como parte de un plan de saneamiento integrado en la provincia. En la cuenca del ABE, a fines del año 2018 se procedió a relocalizar el barrio Colombo que solía volcar sus efluentes en la sección media-baja de dicho arroyo. Por lo tanto, la mejora en la calidad del agua podría estar vinculada con la disminución en el ingreso de aguas residuales domésticas en este periodo. Esta mejoría, también se observó en marzo 2020 y coincide con lo expuesto por Albizzi et al. (2021) quienes realizaron análisis de bioensayos con el agua del ABE en el año 2019. Allí, no hallaron efectos letales sobre *Daphnia magna* y reportaron una mejora de la calidad del agua en comparación a registros anteriores (Dirección General de Recursos Hídricos 2013, 2015, Diodato et al. 2018). Sin embargo, en este estudio en marzo 2022 la calidad del agua volvió a disminuir (“muy mala” calidad), a lo largo del ABE principalmente debido a altas cantidades de coliformes fecales halladas (Tabla 9, Capítulo I). Según información brindada, la DPOSS ha dejado de volcar aguas residuales en el ABE, aunque no descartan la presencia de vuelcos clandestinos que no estén conectados a la red (Ing. Santiago Vargas, DPOSS, com. pers).

Por otra parte, varios estudios de contaminación han mostrado una mejora en la calidad del agua en periodos de aguas altas (Pesce & Wunderlin 2000, Almeida et al. 2007). En el área de estudio, el régimen de precipitaciones y aportes por deshielo influyen en los caudales, por lo que podría aumentar el poder de dilución de los contaminantes. En las cuencas estudiadas, como ya se ha mencionado (capítulo I) el incremento de los caudales está asociado generalmente a la época estival, cuando se producen eventos de deshielo (Iturraspe & Urciuolo 2000). Aquí, solo contamos con los datos de caudal de las primeras dos campañas donde se observaron algunas diferencias entre los meses muestreados y en términos generales durante el segundo año se observaron valores más altos de caudales (Capítulo I) pero no existió una tendencia clara en las tres cuencas. Sin embargo, considerando la información provista por el Servicio de información Ambiental y Geográfica (SIAG) del CADIC durante el año 2019 se registraron valores más altos en

enero y marzo 2019, mientras que noviembre de 2018 estaría recibiendo los aportes del deshielo (Fig.20; Capítulo I).

En las últimas dos campañas de muestreo (marzo 2020 y 2022), la calidad del agua en el RP disminuyó en relación con los años previos y la calidad del agua fue mala en la desembocadura el último año de acuerdo al ICAF. Si bien los resultados expuestos en los capítulos anteriores (capítulos I y II) indicaron que, de los tres cursos de agua bajo estudio, el RP fue el menos afectado por la urbanización, aquellos resultados corresponden a datos del 2018 y 2019. El crecimiento constante y dinámico de la población en los últimos años, también afectó al sector oeste de la ciudad de Ushuaia. Tal es así, que han notificado recientemente la presencia de dos cámaras sépticas comunitarias que operan de manera irregular generando vuelcos de agua cloacal en la sección baja del RP, proveniente de las viviendas de la zona oeste de la ciudad (<https://noticiadetapa.com.ar/contaminacion-ushuaia-cloacas>). La cuenca del RAG mostró una mejoría en la calidad del agua entre 2018/2019 y el último muestreo (marzo 2022) en las secciones más bajas (S3 y S4). Este cambio, podría ser atribuido a mejoras en la infraestructura ya que según información brindada por la DPOSS, durante 2021 se realizó el entubado de los vuelcos cloacales de las viviendas lindantes al curso de agua en Andorra, evitando el vuelco en el cauce principal en esas secciones del río (Lic. Saul Borbolla, com. pers., <https://dposs.gob.ar/mapa-de-obras/>).

En términos generales, en este capítulo la aplicación del ICAF indicó un detrimento en la calidad del agua a lo largo del gradiente longitudinal en las cuencas urbanas de Ushuaia. Vale destacar, que las secciones altas sin impacto de la urbanización de las tres cuencas mostraron muy buena calidad del agua o excelente. Este resultado, es de gran importancia ya que son fuentes de agua potable para la población local.

El crecimiento urbanístico de la ciudad, se vio reflejado en los resultados presentados en este capítulo mediante la evolución del ICAF en el periodo de estudio abarcado. Esto último, demuestra la sensibilidad que presenta el ICAF para detectar rápidamente los cambios temporales y espaciales en las cuencas hídricas de la ciudad de Ushuaia. Particularmente, la comunidad perfitca es ampliamente reconocida como sistema de alerta temprana para la detección de contaminante en ríos y arroyos de diferentes partes del mundo, lo cual pone en manifiesto la relevancia ecológica de dicha comunidad en estos ecosistemas (Sabater et al. 2007, Vilches et al. 2014, Montuelle et al.

2010, Pandey et al. 2022). La comunidad, al estar adherida al sustrato no puede evadir las condiciones ambientales del sitio y por lo tanto refleja los cambios en la calidad del agua asociados al impacto de la urbanización en la ciudad de Ushuaia a lo largo del tiempo y el espacio. La clorofila-a del perifiton en estudios de biomonitorio tiene una larga tradición (Biggs 1989, Lowe et al. 1986, Arini et al. 2012, Pandey et al. 2014) sin embargo su integración en el cálculo de un índice de calidad de agua es poco frecuente (ej. Zandbergen & Hall 1998).

Recientemente un trabajo titulado “ Biomonitorio en ríos de la Argentina: un camino por recorrer” describe la secuencia historica en la aplicación de organismos acuáticos biomonitores en el país (Domínguez et al. 2022). Allí, los autores mencionan el uso de índices bióticos a través de peces, macrofitas y macroinvertebrados en Patagonia pero no han descripto ningun trabajo asociado a la comunidad perifítica en esta región. Por lo tanto, su inclusión en el ICAF resulta novedoso ya que a diferencia de otros índices, integra fácilmente un aspecto de la comunidad biótica (del epilítton) en la confección de una herramienta de monitoreo ambiental. Al ser de fácil aplicación resulta útil para los tomadores de decisiones vinculados a la gestión integral de los recursos hídricos. Finalmente, alentamos el uso del ICAF contemplando la inclusion de Cl-a Epi ya que demostró sensibilidad al impacto de la urbanización en rios y arroyos templados donde esta comunidad es conspicua.

CAPÍTULO IV

Impacto del castor (*Castor canadensis*) en la composición de la comunidad algal epilítica de arroyos fueguinos

Introducción

El castor norteamericano (*Castor canadensis*) fue introducido en la Isla Grande de Tierra del Fuego, Argentina en el año 1946 con la finalidad de promover la industria peletera en la provincia (Pietrek & Fasola 2014). La introducción, ocurrió a 20 km del río Claro y constó solamente de 20 individuos provenientes de Canadá, que dada las condiciones ambientales favorables lograron adaptarse. La ausencia de depredadores, enemigos naturales, la disponibilidad de recursos (principalmente bosque y ríos) y la falta de esfuerzos sostenidos para controlar la población, permitió que ésta se disperse hasta la actualidad (Wallem et al. 2007, Eljall et al. 2019). Estudios realizados en el sector Argentino de Tierra del Fuego estimaron que la ocupación del castor en la década de los 90' fue del 98% del territorio (Anderson et al. 2009), mientras que en el año 2016 se digitalizaron alrededor de 70682 castoreras mediante imágenes satelitales y la superficie inundada estimada fue de al menos 87 km². (Eljall et al. 2019). En 73 años, el castor se ha expandido desde el centro de la isla, donde fue introducido hacia el norte de la provincia en la estepa y la zona montañosa del sur, así como al este y el oeste de la isla (Skewes et al. 2006). La expansión de la población también ha sido registrada en el archipiélago y continente chileno (Anderson et al. 2009, Davis et al. 2016). Su expansión parece estar limitada únicamente por la presencia de agua (Wallem et al. 2007), lo cual deja en evidencia la magnitud de la invasión.

El impacto de los castores en los bosques subantárticos es considerado la mayor alteración a nivel de paisaje desde la última glaciación (Anderson et al. 2009). Los castores afectan negativamente tanto a la biomasa como a la estructura del bosque y del sotobosque. Tal es así, que el bosque ribereño original de *Nothofagus* está fuertemente impactado y no se regenera durante largos periodos de tiempo (Martínez Pastur et al. 2006). El castor mediante su actividad transforma tramos de ríos y arroyos en sistemas lénticos que interrumpen el flujo del agua. Puntualmente, estudios realizados en arroyos fueguinos, demostraron que la ingeniería del castor reduce la diversidad de macroinvertebrados e incrementa su biomasa mediante el aumento de disponibilidad del alimento en el embalse (Anderson & Rosemond 2007). La actividad del castor genera un incremento en el flujo de materia orgánica terrestre hacia las redes tróficas de los arroyos (Anderson & Rosemond 2010). Respecto al impacto del castor en la ictiología de ríos impactados, se han registrado diferentes respuestas. Por un lado, han demostrado un incremento de la supervivencia, densidad y producción de juveniles de trucha arcoíris

(*Oncorhynchus mykiss*) sin afectar las migraciones de peces (Bouwes et al. 2016); mientras, que otros trabajos sugieren que el movimiento impedido de los salmónidos migratorios es uno de los efectos negativo más frecuente en los peces que habitan las castoreras en arroyos (por ejemplo, Kemp et al. 2012).

La mayor influencia de los castores en los procesos hidrogeomórficos se produce a través de la construcción de presas (Westbrook et al. 2013). En Tierra del Fuego, principalmente los castores invasores colonizan arroyos y ríos de bajo orden (1-2 orden) y, estacionalmente, en cauces secundarios de ríos grandes y más escarpados que son demasiado anchos o dinámicos para que los castores construyan diques a través de ellos (Coronato et al. 2003). Una vez abandonada y/o destruida la castorera, el sistema deja de retener el agua. La zona anteriormente ocupada por el dique es colonizada por plantas, convirtiendo la antigua zona donde estaba ubicada la castorera, en un pastizal habitado principalmente por herbáceas (Henn et al. 2016). En algunas ocasiones, la remoción del dique ha sido propuesto como estrategia de restauración ecológica de los ecosistemas lóticos (Thomson et al. 2005). Sin embargo, en muchas partes del hemisferio norte, donde la población del castor es autóctona y ha sido amenazada, existen argumentos para fomentar su introducción. Como por ejemplo, en zonas sometidas a la agricultura el castor tiene un efecto positivo en la restauración del hábitat ya que aumenta la heterogeneidad ambiental, lo que mejora la riqueza de especies herbáceas a largo plazo (Law et al. 2017).

En los ecosistemas lóticos de Tierra del Fuego, un trabajo previo, llevado a cabo en el área de estudio indicó que la actividad del castor no tuvo un efecto significativo sobre las fracciones de masa del epilíton (García & Rodríguez 2018) aunque si se detectó un efecto en el metabolismo de estos ecosistemas que tendía a aumentar la productividad primaria bruta y respiración en los sitios con actividad del castor (García et al. 2022). Por lo tanto, teniendo en cuenta que las algas responden rápidamente a cambios ambientales (Eppley 1977), en este capítulo se propuso investigar, si la actividad del castor afecta la composición taxonomica de comunidad epilíticas. Teniendo en cuenta que esta comunidad resume características ambientales durante períodos de tiempo más largos en comparación con las variables abióticas (Lowe & Pan 1996) se propuso cómo hipótesis que la composición taxonomica algal responde a la presencia del castor.

Metodología específica

Los arroyos y ríos aquí estudiados son de bajo orden (1-3), aguas frías y claras con baja concentración de nutrientes, elevadas cantidades de material en suspensión y bajas concentraciones de clorofila del fitoplancton y del epilíton (García & Rodríguez 2018). Con el fin de estudiar el impacto del castor en la composición algal del epilíton se trabajó en arroyos y ríos de la zona sur de Tierra del Fuego. Todos los sitios de estudio corresponden a arroyos y ríos de la ecorregión cordillerana, con características similares del uso del suelo, pendiente y sustrato (Fig.3, Metodología general).

Diseño experimental

Se muestreó un total de ocho sitios entre los años 2016 y 2017 durante el periodo libre de hielo (noviembre-abril). Del total de los sitios, cinco contaron con presencia de castoreras activas en los ríos Esmeralda (ESME), Lasifashaj (LASIF y V_HER) y Pipo (PIPO) (Tabla 20; Fig. 38). Los sitios más cercanos entre sí son Esmeralda y Larsifashaj, separados por 1,8 km. Los tres sitios restantes, corresponden a sitios sin actividad actual, es decir castoreras que fueron abandonadas hace al menos diez años y están ubicadas en cursos de agua del Parque Nacional Tierra del Fuego (Tabla 20; Fig. 38). Estos sitios fueron ubicados en el arroyo Lapataia (LAPA), Ensenada (ENSE) y Pampa Alta (P_ALTA) (Tabla 20; Fig. 38). Los últimos dos arroyos desembocan en la cuenca del arroyo Piloto, y están separados entre sí por 1,5 km. El diseño experimental consistió en un diseño pareado tomando muestras de agua y de epilíton aproximadamente 50 m agua arriba (Aa) y 50 m aguas debajo (Ad) de la castorera y del punto donde estuvo la castorera en el caso de los sitios sin actividad. La distancia seleccionada en cada sitio de estudio (100 m en total) para llevar a cabo el muestreo Aa y Ad se definió a partir de muestreos previos de ríos, considerando una distancia óptima para evaluar el impacto del castor. De esta manera se intenta minimizar el error experimental asociado a diferencias intrínsecas de los cursos de agua ya que no se trabajó con el dato crudo de las variables sino con la diferencia de los valores río arriba y río abajo como se detalla más abajo. Los arroyos del Parque Nacional Tierra del Fuego son de menor orden y se encuentran próximos entre sí pero se decidió incluirlos como sitios sin actividad actual de castor ya que no fue posible conseguir sitios que no hayan sido colonizados por castor fuera del Parque Nacional Tierra del Fuego, dado que son prácticamente inexistentes en la

provincia. Por lo tanto, se optó por sitios donde se controló la presencia de castor y fueron monitoreados permanentemente dentro del Parque Nacional Tierra del Fuego. Allí, los guardasparques llevan a cabo tareas de remoción permanente de castores, garantizando la ausencia de actividad en el momento de la toma de muestra y al menos en los últimos 10 años aproximadamente al momento del estudio. La cantidad de años con actividad de cada castorera y los años sin actividad en los sitios abandonados (Tabla 20) se determinó mediante el análisis de imágenes satelitales en Google Earth sumado a la verificación en el terreno y datos provistos por personal del Parque. Si bien existe una activa vigilancia para prevenir la reinvasión de castor, en el año 2019 ocurrió una reinvasión en el sitio de estudio del arroyo Ensenada y se logró tomar muestras, como se discutirá más adelante.

En este sentido, en cada sitio de estudio (Fig. 38) se registraron dos puntos de muestreo (Aa y Ad), en total se obtuvieron total de dieciséis puntos de muestreo; diez asociados a la actividad del castor y seis sin actividad. Las variables medidas en este trabajo fueron:

- ✓ pH
- ✓ Conductividad
- ✓ Oxígeno disuelto (OD)
- ✓ Temperatura del agua
- ✓ Sólidos en suspensión (SSup)
- ✓ Carbono orgánico disuelto (COD)
- ✓ Fosfato (P-PO₄)
- ✓ Nitrogeno organico disuelto (NID = Nitrito+ Nitrato+ Amonio)
- ✓ Fosforó total (PT) y nitrógeno total (NT)
- ✓ Composición taxonómica algal del epilíton
- ✓ Caudal

Tabla 20: Ríos (Pipo, Esmeralda, Lasifashaj) y arroyos (Lapataia, Ensenada, Pampa Alta y Hambre) de Tierra del Fuego con y sin actividad de castor.

Río/arroyo	Código	Actividad	Años con actividad	Años sin actividad	Núm. de orden
Lapataia	LAPA	No	-	>10	2
Ensenada	ENSE	No	-	>10	1
Pampa Alta	P_ALT	No	-	>10	1
Pipo	PIPO	SI	8		3
Esmeralda	ESME	Si	>7		2
Lasifashaj	LASIF	Si	3		2
Lasifashaj	V_HER	Si	4		3
Hambre	HAMB	SI	1		2

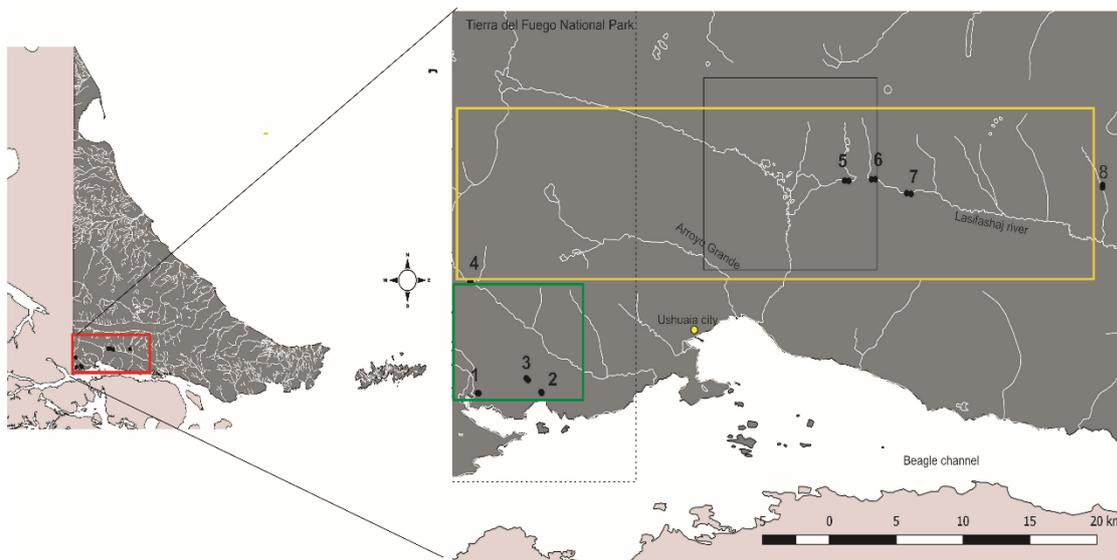


Fig.38: Área de estudio donde se evaluó el impacto del castor. Sitios con actividad (recuadro amarillo) sitios sin actividad dentro del Parque Nacional Tierra del Fuego (recuadro verde). Modificado de Rodríguez et al. (2020).

La metodología utilizada para muestrear la comunidad epilítica, fue descrita en la Metodología general de esta tesis. El estudio en relación al impacto del castor en los mencionados ríos y arroyos fue más amplio y se encuentra detallado en las siguientes publicaciones: García & Rodríguez (2018) y García et al. (2022). Específicamente, las observaciones de las algas al microscopio fueron realizados en el marco de esta tesis, por lo tanto en este capítulo se abordan los resultados de la observación de la comunidad epilítica. A continuación, se muestran algunas fotografías de indicios de actividad del

castor (Fig. 39) y de los sitios de estudio con castoreras activas (Fig. 40) y sitios abandonados, sin actividad (Fig. 41).



Fig. 39: indicios de actividad del castor en el área de estudio. a) árboles de (*Nothofagus* sp.) afectados por la actividad de castor b) Dique de castor armado a partir de ramas cortadas. c) Fotografía aérea donde se observa el bosque de ribera afectado por la actividad del castor.

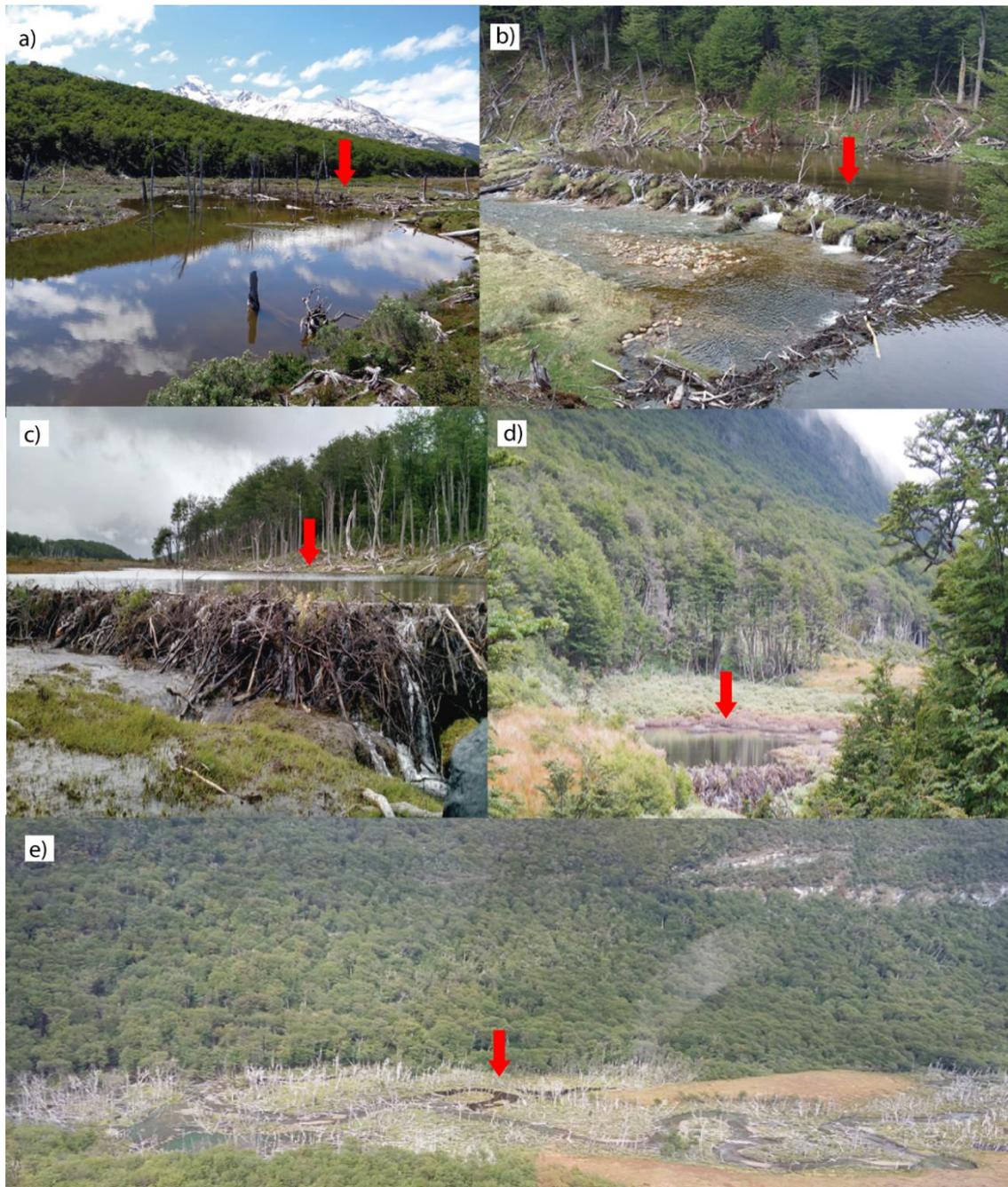


Fig. 40: Sitios con actividad del castor (castoreras) al momento de la toma de muestra a) río Esmeralda (ESME), b) río Lasifashaj (V_HER) y c) río Lasifashaj (LASIF), d) río Hambre (HAMB) y río Pipo (PIPO). La flecha roja indica la presencia del dique (castorera) construido por el castor.



Fig. 41: Sitios de estudio sin actividad del castor (castoreras abandonadas) en el Parque Nacional Tierra del Fuego: arroyos a) Lapatia (LAPA), b) Ensenada (ENSE) y c) Pampa Alta (P_ALTA). Las imágenes muestran el sitio donde antiguamente se encontraba la castorera donde se puede apreciar el bosque impactado sin recuperación.

Análisis de datos

Para cada variable ambiental medida se calculó la diferencia entre Aa y Ad ($D=Aa-Ab$). En total, se obtuvo 5 y 3 réplicas para sitios con actividad y sin actividad del castor, respectivamente. Se calculó la riqueza de taxones de la comunidad epilítica y se comparó por tramos (valores Aa vs Ad) mediante la prueba T. Por último, se realizó un análisis de conglomerado sobre los datos de presencia-ausencia de los taxones de cada arroyo y río para evaluar la similitud de las comunidades. Para ello, se combinó en cada castorera los datos de Aa y Ad, ya que se observó los mismos patrones de agrupación al analizar los cuatro conglomerados divididos por tramos (es decir, con actividad aguas arriba y aguas abajo, y sin actividad aguas arriba y aguas abajo de la castorera). Se utilizó el índice de Jaccard como coeficiente de similitud y el UPGMA (método de grupos de pares no ponderados con media aritmética) como método de vinculación. La estadística se ejecutó con NTSYSpc 2.2 y SPSS 17.0.

Resultados y discusión

En términos generales, las variables limnológicas no mostraron diferencias entre los sitios con y sin actividad del castor (Tabla 21) a excepción de las concentraciones de carbono orgánico disuelto (COD), donde se detectó diferencias significativas en el valor de D; el COD disminuyó aguas abajo en los sitios activos mientras que aumentó aguas abajo de los sitios sin actividad (Tabla 21; Fig. 42). En este caso, las castoreras activas retuvieron aproximadamente el 20% de concentración de COD en los sitios río arriba del dique. Los efectos de la ingeniería del castor, son bien conocidos ya que suele alterar los ciclos biogeoquímicos de los nutrientes, retiene la materia orgánica y los sedimentos en el dique construido (Naiman et al. 1986, 1988, 1994, Lizarralde et al. 1996). La materia orgánica y los sedimentos proceden de la corriente, de la excavación de madrigueras y canales por la rotura de las orillas, así como de la vegetación ribereña introducida por los castores. En este trabajo, una posible hipótesis para explicar la similitud en el resto de las variables limnológicas entre los sitios con y sin actividad podría ser que los ríos y arroyos de montaña son de muy baja productividad y altamente heterótrofos considerando la comunidad epilítica (García & Rodríguez, 2018) y el metabolismo del ecosistema (García et al. 2022). Así, cualquier excedente de nutrientes recibido aguas abajo de la castorera

podría ser rápidamente procesado o utilizado por los organismos. Esto último, queda en evidencia con los resultados, publicados recientemente en el área de estudio (García et al. 2022), donde se detectó mayor actividad metabólica del ecosistema (productividad primaria bruta y respiración) en los sitios con actividad del castor. Otra posible explicación, podría estar asociada a que el muestreo en cada sitio de estudio, se realizó en una fecha de muestreo puntual por lo que sería ideal contar con un periodo de estudio más extenso, para evaluar si existen cambios en las demás variables biogeoquímicas. Por ejemplo, un estudio en el hemisferio norte identificó a lo largo de un periodo de 12 años cambios biogeoquímicos en varias variables, asociados a la formación de la castorera en cursos de agua de segundo orden (Correll et al. 2000). Sin embargo, cabe aclarar, que las castoreras en Tierra del Fuego se caracterizan por ser ecosistemas efímeros (Rodríguez et al. 2020), por lo que no tienden a perdurar por largos periodos, lo cual dificulta su estudio en el tiempo. Este comportamiento en cuanto a su duración, está vinculado a las crecidas estacionales típicas de ríos y arroyos con aportes de deshielo en la época estival (Coronato et al. 2003) ya mencionada.

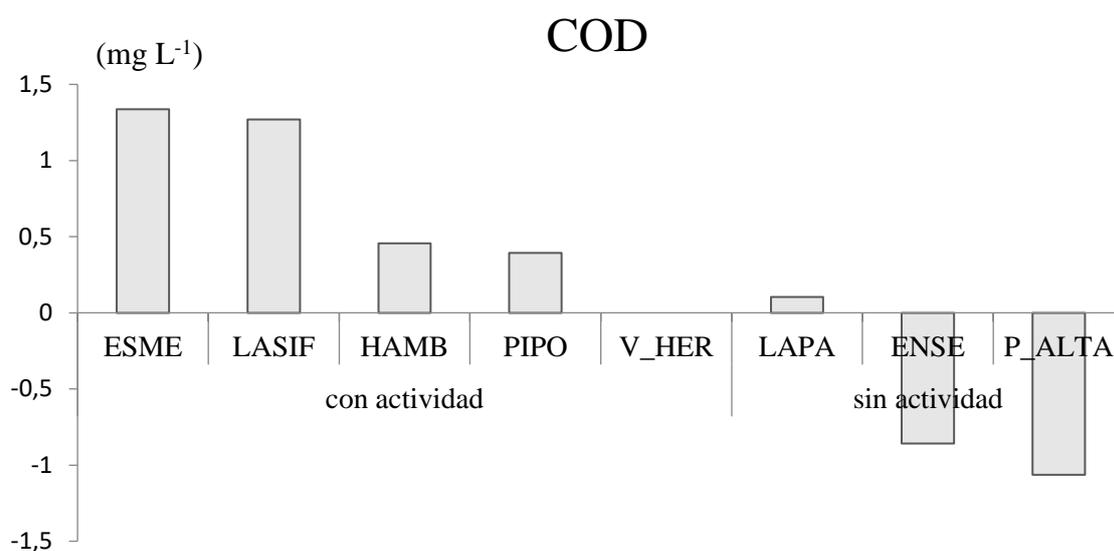


Fig.42: Diferencia aguas arriba y agua abajo del dique de castor en la concentración de carbono orgánico disuelto (COD) de sitios con actividad: ESME (Esmeralda), LASIF (Lasifashag); HAMB (Hambre); PIPO (Pipo); V_HER (Lasifashaj) y sin actividad. LAPA (Lapataia), ENSE (Ensenada), P_ALTA (Pampa Alta).

Tabla 21: Media global, rango (entre paréntesis), diferencias estandarizadas (en cursiva) y pruebas T (valores P) de las variables físicas y químicas registradas durante el periodo de estudio en cinco ríos/arroyos con actividad actual del castor (Esmeralda, Lasifashaj, Hambre, Pipo, Valle Hermoso) y tres arroyos sin actividad actual (Lapataia, Ensenada, Pampa Alta). Se incluyen tramos aguas arriba y aguas abajo. (Fuente: Rodríguez et al. 2020).

	Con actividad	Sin actividad	Valor-p
Caudal (m ³ s ⁻¹)	1,60 (0.26–3.93) <i>- 0,06</i>	0,10 (0.01–0.18) <i>0,09</i>	0,84
pH	7,57(7.20–8.05) <i>-0,52</i>	7,72 (7.44–8.05) <i>0,87</i>	0,04*
Conductividad (S cm ⁻¹)	85 (24–168) <i>-0,08</i>	162 (157–172) <i>0,13</i>	0,79
OD (mg L ⁻¹)	10,7 (6.3–12.9) <i>-0,15</i>	12,2 (10.9–13.5) <i>0,25</i>	0,62
Temperatura del agua (°C)	8,84 (4.5–12.6) <i>0,25</i>	5,18(2.9–8.8) <i>-0,42</i>	0,40
SS (mg L ⁻¹)	3,24 (0.56–7.60) <i>0,46</i>	2,80 (nd–9.20) <i>-0,77</i>	0,08
COD (mg L ⁻¹)	4,20 (3.26–5.19) <i>0,67</i>	3,64 (2.59–4.79) <i>-0,89</i>	0,02*
P-PO4 (mg L ⁻¹)	0,013 (0.01–0.03) <i>-0,37</i>	0,018 (0.01–0.02) <i>0,62</i>	0,19
NID (mg L ⁻¹)	0,04 (0.018–0.14) <i>-0,21</i>	0,025(0.017-0.041) <i>0,34</i>	0,49
PT (mg L ⁻¹)	0,22 (0.03–0.20) <i>-0,16</i>	0,14 (0.10–0.30) <i>0,21</i>	0,18
NT (mg L ⁻¹)	1,12 (0.09–1.65) <i>0,26</i>	1,93 (1.65–2.35) <i>-0,35</i>	0,47

Se identificó 39 taxones de algas epilíticas, con 25 taxones en los sitios con actividad y 28 taxones en los arroyos sin actividad del castor (Tabla 22). La proporción de taxones compartidos entre sitios con y sin actividad de castor fue del 33%; 31% resultaron exclusivos de los sitios con actividad mientras que el 36% restante apareció en

los sitios sin actividad. Sin embargo, la mayoría de estos taxones exclusivos estuvieron presentes sólo en uno o dos arroyos y, por lo tanto no resultaron exclusivos de la condición con o sin impacto del castor sino del curso de agua. A excepción de la diatomea *Hannaea arcus* (Ehrenberg) RM Patrick, la cual se encontró en todos los sitios con actividad y exclusivamente en ellos (Tabla 22; Fig. 43).

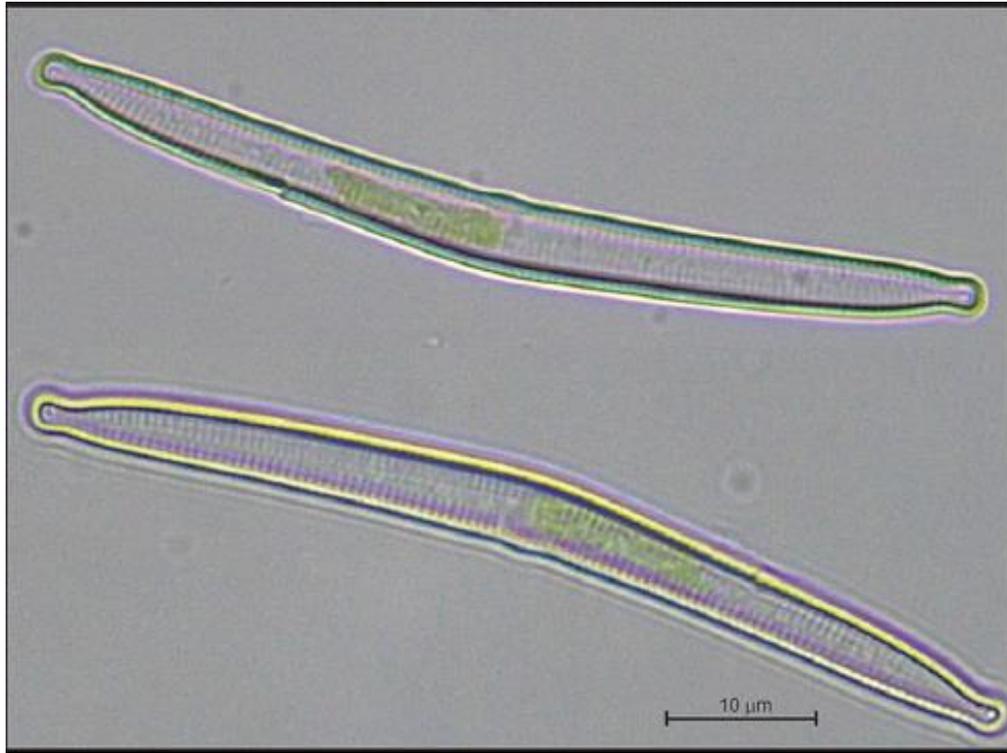


Fig. 43: *Hannaea arcus* (Ehrenberg) RM Patrick al microscopio óptico a 1000x.

Continua tabla.22

Taxon/ Sitio	Pipo	LASIF	Con actividad			V_HERM	ENSE	Sin actividad	
			ESME	HAMB				P_ALTA	LAPA
<i>Nitzschia cf. dissipata</i> (Kützing) Rabenhorst	X					X			
<i>Nitzschia</i> sp. 1	X	X	X	X				X	X
<i>Nitzschia</i> sp. 2							X		
<i>Pinnularia cf. braumiana</i> (Grunow) Ehrenberg						X			
<i>Pinnularia</i> sp. 1	X	X						X	
<i>Rhoicosphenia</i>	X								X
<i>Stauroneis</i>			X	X				X	
<i>Staurosirella</i>			X			X			
<i>Tabellaria</i>		X	X	X		X			
Diatomea céntrica no identificada			X			X			
Chlorophyceae									
<i>Stigeoclonium</i>									X
<i>Microspora</i>								X	X
Euglenophyceae									
<i>Euglena</i>						X			
Florideophyceae									
<i>Batrachospermum</i>		X		X					
Ulvophyceae									
<i>Ulothrix</i>									X
Xanthophyceae									
<i>Characiopsis</i>							X		
<i>Tribonema</i> sp		X				X			
Zygnematophyceae									
<i>Closterium</i>		X					X	X	

En general la riqueza de taxones de las algas epiliticas fue mayor en los sitios sin actividad ($13,7 \pm 1,5$) vs los sitios con actividad ($11,2 \pm 1,6$) pero esta diferencia no resultó significativa ($P=0,08$; Tabla 23). En cambio, un trabajo realizado en arroyos de Nueva México sí halló diferencias significativas en la riqueza del perifiton entre dos arroyos con distintas capacidades de retención; uno de ellos con baja capacidad de retención de nutrientes (y ausencia de castoreras) y el otro con alta retención debido a varias décadas de actividad de los castores (Coleman & Dahm 1990). Aquí, los autores sugieren que el incremento en la riqueza está asociada a la actividad del castor y la disponibilidad de nutrientes en la interfase sedimento/agua debido a una mayor retención y procesamiento de materia orgánica en la zona hiporreica (Coleman & Dahm 1990).

En cambio, al comparar la riqueza aguas arriba (Aa) y aguas abajo (Ad) del impacto, en los sitios con actividad de castor, la riqueza del epilition fue significativamente mayor en los tramos Ad que en los Aa ($P = 0,016$; Tabla 23) mientras que en los sitios sin actividad de castor no se observó diferencias de riqueza entre los tramos. El dendrograma obtenido a partir del análisis de la composición del epilition, mostró que los sitios con actividad del castor (HAMB, ESME, PIPO, LASIF) se agruparon más cerca que los sitios sin actividad (P_ALTA, LAPA, ENSE) y V_HER (Fig. 44).

Tabla 23: Riqueza de taxones en los ríos/arroyos con y sin actividad del castor, aguas arriba (Aa) y aguas abajo (Ad) de la castorera actual o abandonada.

Sitios	Actividad	Riqueza (S)	
		Aa	Ad
ESME	SI	8	9
LASIF	SI	7	10
HAMB	SI	5	9
PIPO	SI	7	7
V_HER	SI	4	11
ENSE	NO	8	9
P_ALTA	NO	4	9
LAPA	NO	10	8

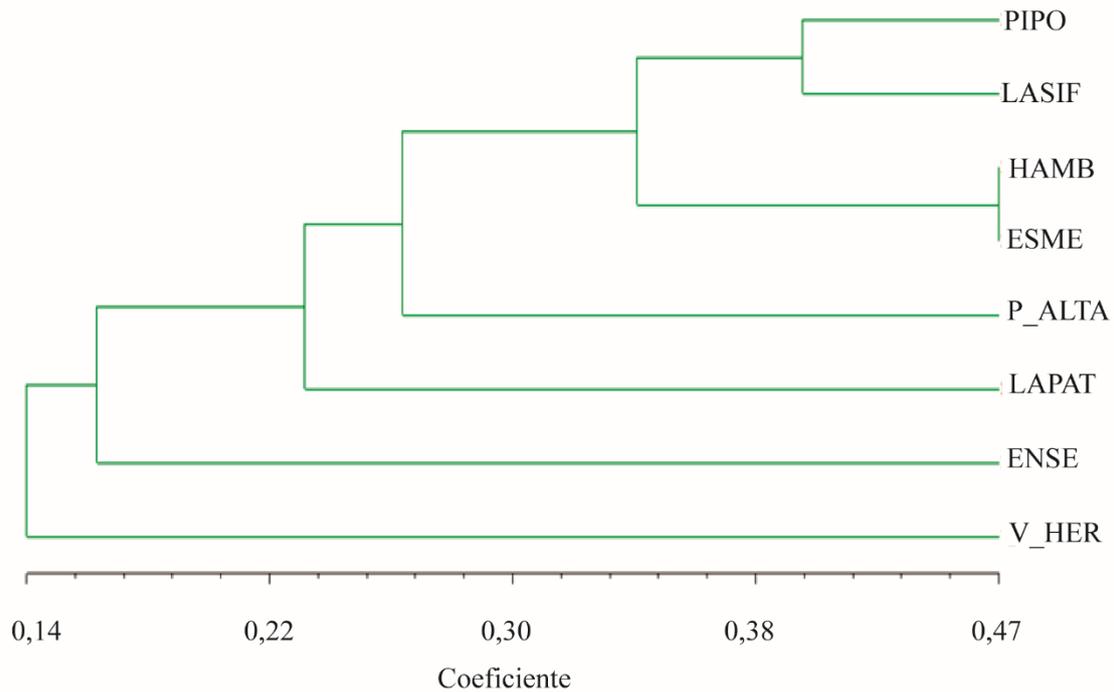


Fig.44: Dendrograma obtenido a partir del análisis de conglomerado de presencia/ausencia de los taxones del epilítón en los sitios de estudio. Sitios con actividad: ESME (Esmeralda), LASIF (Lasifashag); HAMB (Hambre); PIPO (Pipo); V_HER (Lasifashaj) y sin actividad. LAPA (Lapataia), ENSE (Ensenada), P_ALTA (Pampa Alta). En cada sitio se analizaron juntos los datos de aguas arriba (Aa) y aguas debajo (Ad) del dique de castor. Se utilizó el índice de Jaccard como medida de similitud.

Los valores de clorofila-a del epilítón publicados en estos cursos de agua (García & Rodríguez 2018) resultaron bajos, y se encuentran por debajo de las concentraciones promedio en arroyos de aguas frías no enriquecidos según Pizarro et al. (1996) & Díaz Villanueva et al. (2010). Como era de esperar en estos ecosistemas, el grupo más representado fueron las diatomeas y la riqueza del epilítón fue baja al igual que otros trabajos de sistemas oligotróficos (Peralta & Claps 2001, Liess et al. 2009, Baffico et al. 2021). Sin embargo, en los sitios activos, la riqueza del epilítón fue mayor en los tramos debajo de la castorera. Esto podría estar relacionado a niveles de nutrientes más elevados (diferencia negativa en PT, NT, PO₄ y NID; Tabla.21) y posibles alteraciones provocadas en el hábitat vinculadas a la actividad del castor (Crooks 2002, Anderson & Rosemond 2007). De hecho, una explicación plausible podría ser que la actividad del castor contribuya al incremento en la heterogeneidad del hábitat, lo cual podría beneficiar el aumento de la diversidad como ha sido planteado en diferentes trabajos para otras comunidades biológicas (Cunningham et al. 2007, Nummi & Holopainen 2014, Law et

al. 2017) pero esto es solo una hipótesis ya que no ha sido medido realmente en este trabajo.

La composición del epilítón mostró una agrupación que estaría asociada a la actividad de los castores sin embargo la composición del fitoplancton no se vio afectada por dicha actividad (Rodríguez et al. 2020). Esto podría deberse a la característica sésil de la comunidad epilítica que implica tolerar el entorno y por ende adaptarse a él o perecer, sin posibilidad de evasión en comparación con el fitoplancton (Lowe & Pan 1996). En el caso del fitoplancton la agrupación parece estar más relacionado con la distancia geográfica entre los sitios (Rodríguez et al. 2020), que a su vez podría estar relacionada con la de dispersión de las algas (Soininen et al. 2007, Rouquette et al 2013). Particularmente, en la comunidad epilítica la distribución de *Hannaea arcus* en sitios activos (tanto Aa como Ad de la castorera) y su ausencia en los sitios no activos influyó en la agrupación.

Durante enero de 2018, se notificó la re-invasión de castores en el arroyo Ensenada dentro del Parque Nacional Tierra del Fuego. Por lo tanto, se procedió con el muestreo de la comunidad pero no se detectó la presencia de *H. arcus*. Los castores se establecieron unos días antes de nuestro muestreo y se retiraron poco después; por lo tanto no fue factible realizar un monitoreo para estudiar una potencial sucesión en la comunidad algal. Por otro lado, durante el periodo 2016-2018, el gobierno provincial implementó un Plan Operativo de Áreas Piloto de Erradicación del castor norteamericano. Este fue un programa binacional entre Argentina y Chile con la intención de evaluar la potencialidad de la remoción de los castores (y sus castoreras) en 8 cuencas experimentales de la zona, incluyendo los ríos Esmeralda y Lasifashaj. El programa terminó a mediados del año 2018 y se comprobó si *H. arcus* estaba ausente en esos cursos de agua tras la eliminación del castor. Se tomaron muestras del epilítón en el río Lasifashaj dos veces (el primer y segundo año después de la remoción sin reinvasión) y aun así detectamos la presencia de *H. arcus* aguas arriba y aguas abajo del lugar donde se encontraba el embalse post remoción. Por ende, a partir de dicha observación se concluyó que el tiempo transcurrido (2 años) no había sido suficiente para que la comunidad de algas epilíticas cambie, en el caso potencial de que la presencia y distribución de *H. arcus* esté vinculada a la actividad del castor. En este sentido, Naiman et al. (1994) y Laurel & Wohl (2019) mostraron en sus respectivos estudios que el efecto del castor en las características biogeoquímicas y relieves geomorfológicos de los ríos persisten durante largos periodos de tiempo (es decir, décadas). Además, cabe destacar que la diatomea *H. arcus* ha sido encontrada en arroyos

de montaña de la Patagonia norte (Díaz Villanueva et al. 2000), al igual que otros cursos de agua de la ciudad de Ushuaia estudiados en esta tesis (Capítulo II). Por lo tanto, no es posible atribuir su presencia únicamente a la actividad del castor.

En resumen, el efecto del castor en los arroyos subantárticos se vio reflejado particularmente en un aumento de la materia orgánica, a través del COD y cambios en la composición algal epilítica a diferencia de las fracciones de masa que no mostraron una respuesta a la actividad (García & Rodríguez 2018). Sin embargo, dado la dinámica y complejidad de los ecosistemas lóticos sería útil un estudio más prolongado para evaluar cambios en el ambiente y la comunidad en el tiempo. Por lo tanto, teniendo en cuenta que prácticamente no quedan ecosistemas lóticos fueguinos sin impacto del castor, estos resultados sugieren que la comunidad epilítica estaría respondiendo al impacto del castor a través de la composición algal. Por último, dada la magnitud del impacto sobre el ambiente terrestre (riberaño) es importante resaltar que los resultados de este trabajo deben ser considerados de manera holística con otras investigaciones, incluyendo los ecosistemas terrestres, particularmente cuando se planifiquen estrategias para mitigar el impacto de una especie exótica e invasora como el castor, en los ecosistemas fueguinos.

DISCUSIÓN GENERAL

La caracterización ambiental de las cuencas hídricas de la ciudad de Ushuaia abordada en esta tesis indicó que la urbanización afecta a los ecosistemas lóticos. Dicho impacto se vio reflejado en aspectos morfológicos, fisicoquímicos del agua y biológicos. En relación con la morfología, los cursos de agua que atraviesan la ciudad mostraron indicios de rectificación del cauce principal, aunque no se observaron grandes cambios en el ancho y profundidad a lo largo del gradiente de urbanización en cada cuenca. En cambio, el índice de calidad de riberas mostró una clara disminución en sitios urbanizados en las tres cuencas bajo estudio. Este índice brinda información sobre la calidad ecológica, ya que integra aspectos estructurales de la vegetación y la morfología de las riberas vinculando los ecosistemas lóticos con los ambientes terrestres aledaños. Asimismo, las tres cuencas bajo estudio poseen diferencias en la superficie urbanizada y en el sistema pluvio-cloacal que podrían explicar diferencias en las características físico-químicas y biológicas del agua. El Arroyo Buena Esperanza (ABE) resultó el curso de agua más vulnerable al impacto urbano, ya que mostró el porcentaje más alto de urbanización y menor caudal, por ende, menor poder de dilución. De hecho, los resultados mostraron que en las secciones bajas de esta cuenca (en algunas fechas de muestreo) los valores hallados de N-NH₄ y CF fueron superiores a los los valores guía establecidos por la Ley de Aguas de Tierra del Fuego (Ley Provincial N° 1126 Decreto N°450/21 anexo II).

La comunidad epilítica en las cuencas hídricas de la ciudad de Ushuaia reflejó los cambios en el entorno, por lo que resultó bioindicador del impacto de la urbanización. Los resultados obtenidos confirmaron el carácter heterotrófico de la comunidad descrito por estudios previos (García & Rodríguez 2018, Lopez 2022). Adicionalmente, este estudio demuestra que el epilíton en los sitios urbanizados con mayor aporte de nutrientes fue menos heterotrófico, vinculado a la respuesta de los productores primarios ya que su biomasa incrementó en sitios con mayor disponibilidad de nutrientes en tanto que los tramos altos sin impacto de la urbanización estarían limitados por fósforo (capítulo II). Por lo tanto, los resultados alcanzados en este trabajo ponen de manifiesto un equilibrio no homeostático en la comunidad epilítica en los ecosistemas lóticos de la ciudad de Ushuaia, ya que el epilíton responde al aporte externo de nutrientes.

Varios estudios asociados a la ecología del perifíton han descrito que el sustrato puede influir en el crecimiento de la comunidad perifítica (Eminson & Moss 1980, Burkholder 1996, Vadeboncoeur & Lodge 2000, Vadeboncoeur et al. 2006). En general, las rocas no son fuente significativa de nutrientes (Eminson & Moss 1980). De hecho, un

trabajo realizado de manera experimental demostró que la biomasa algal no es afectada por la química de distintos sustratos rocosos en el perifiton (Bergey 2008), aunque algunos trabajos mencionan que aquello depende de sus características químicas, porosidad, tamaño de cristalización así como la temperatura y del pH del medio (Burkholder 1996). En este trabajo, si bien no se evaluó el aporte de nutrientes por parte del sustrato, la transferencia de nutrientes podría ser despreciable ya que el sustrato fue el mismo a lo largo del gradiente de muestreo y en las secciones altas la comunidad mostró limitación por fósforo.

En general, las fracciones de masa del epilítón fueron variables entre las réplicas de un mismo sitio (valores altos de desvíos). Esto, coincide con lo descrito en la literatura sobre la distribución heterogénea en el espacio de las comunidades perifíticas en ecosistemas lóticos (Pringle et al. 1988, Palmer et al 1997, Hynes 1970, Wright & Li 2002). Además, a escala de cuenca, los datos obtenidos no mostraron tendencias marcadas en el periodo temporal analizado, a diferencia del estudio espacial, donde si se hallaron diferencias significativas en las variables de masa. Según la bibliografía, varios factores pueden influir en los procesos de acumulación y pérdida de biomasa de la comunidad, como por ejemplo: el pastoreo (Liess & Hillebrand 2004), la hidrología, fundamentalmente en ríos y arroyos la velocidad de la corriente (Biggs 1995), entre otros. En este trabajo, las diferencias espaciales a lo largo del gradiente longitudinal indican que la disponibilidad de nutrientes vinculada a la urbanización fue el principal factor que determinó la variación de la biomasa del epilítón. En concordancia con estos resultados, un estudio realizado en arroyos de Estados Unidos ha sugerido una correlación positiva entre el porcentaje de suelo urbano, las concentraciones de nutrientes en los arroyos y la clorofila-a del perifiton (Dodds et al. 2004)

La concentración de clorofila-a como proxy de la biomasa algal es ampliamente conocida en la literatura (Smith et al. 1998, DeNicola & Lellock 2015, Kraemer et al. 2017, Izaguirre et al. 2022) y en este trabajo los resultados reflejaron un aumento de este pigmento a lo largo del gradiente de urbanización tanto en la comunidad epilítica como en el fitoplancton. Estudios realizados en sistemas oligotróficos, sugieren que existe una ventaja competitiva en relación a la adquisición de nutrientes en las algas del perifiton sobre las de fitoplancton (Hansson et al. 1982, Hansson 1992, Brothers et al. 2016). En esta tesis, se comparó la proporción de clorofila-a en cada comunidad (epilítón y fitoplancton) para cada sitio de muestreo durante la primera (Fig.45a) y segunda campaña

(Figs. Fig.45a y 45b respectivamente). Para poder comparar ambas comunidades, se multiplicó la concentración de cl-a del fitoplancton ($\mu\text{g L}^{-1}$) por la profundidad del tramo para obtener la concentración en mg m^{-2} . De allí, se dedujo que la comunidad epilítica resultó predominante, indicando mayor biomasa por unidad de área en todos los sitios de estudio (Fig. 45).

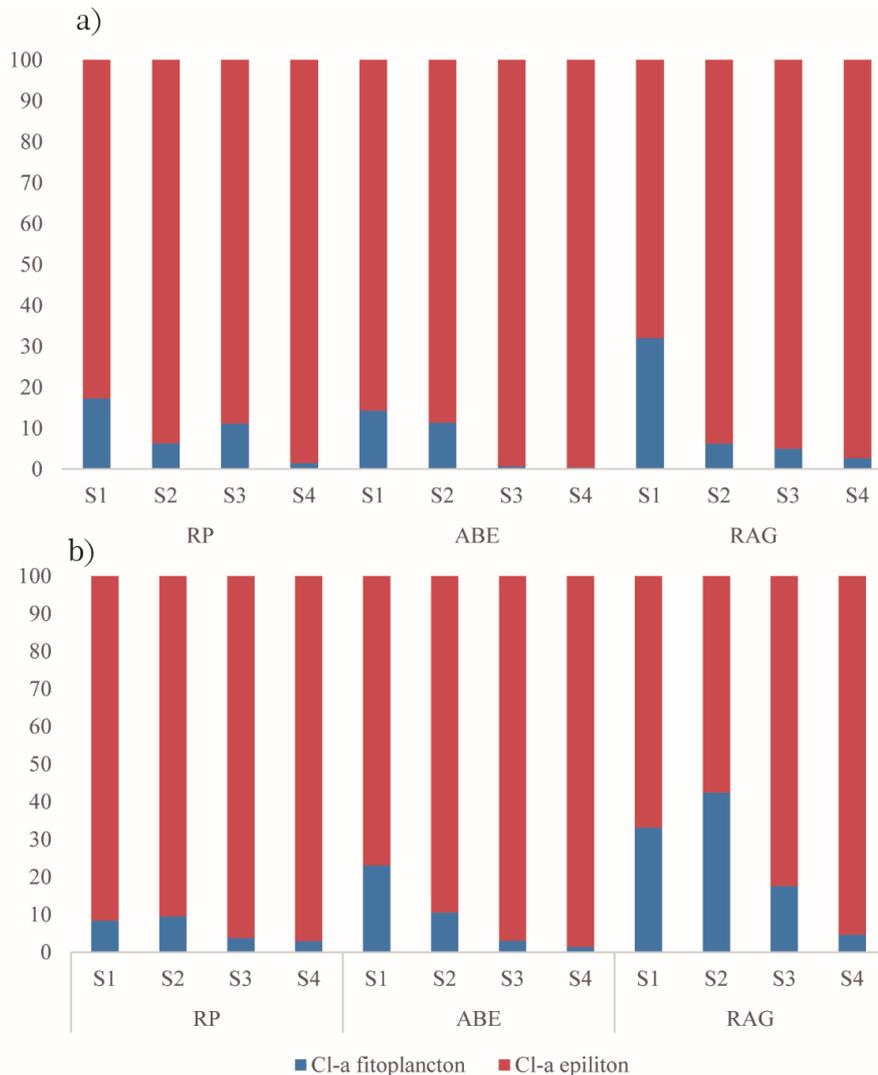


Fig. 45: Proporción (%) de concentración de clorofila-a total para cada sitio de estudio (S1, S2, S3 y S4) (a) primera campaña; (b) segunda campaña en las distintas cuencas: Río Pipo (RP), arroyo Buena Esperanza (ABE) y río arroyo Grande (RAG).

Esto último, avala la elección de la comunidad epilítica como bioindicador del impacto urbano en los ecosistemas lóticos de Tierra del Fuego. Si bien la dominancia del epilíton es evidente en todos los sitios, en los tres cursos de agua se identificó un patrón en la proporción relativa de la clorofila-a del fitoplancton; los sitios ubicados en las

secciones superior de las cuencas mostraron proporciones mayores de cl-a fito en contraste a las secciones de las secciones bajas. Una explicación posible sería que en aquellos sitios ubicados en las secciones más altas por lo general existe mayor turbulencia del agua, lo cual podría influir en el desprendimiento de la comunidad epilítica a la columna de agua y contribuir a la comunidad planctónica. Esto sumado a la limitación potencial en P de la comunidad epilítica en los tramos superiores sustentaría el patrón observado. Por su parte, Biggs (1996) menciona que la hidrología es una de las principales perturbaciones que repercuten en la pérdida de la biomasa algal bentónica.

En este trabajo al evaluar la respuesta de la comunidad epilítica al %SU como proxy del impacto de la urbanización se observó una respuesta significativa de las distintas variables de la comunidad (a excepción de la relación C: N). Particularmente, la concentración de clorofila-a del epilíton y la abundancia algal fueron los atributos con mayor variabilidad explicada por el análisis GAM, lo cual demuestra la sensibilidad de los productores primarios de la comunidad a la urbanización. A su vez, entre estas dos variables, la Cl-a Epi posee la ventaja de ser una métrica más sencilla y rápida de estimar. Por tal motivo, se utilizó dicha métrica en la construcción de un índice de calidad de agua. El índice de calidad del Agua Fueguino (ICAF) aquí desarrollado integró variables físicas, químicas y biológicas. Reflejó cambios en la calidad del agua a lo largo del tiempo y del espacio en los tres cursos de agua principales que atraviesan el ejido urbano. En general, los valores más bajos del índice (peor calidad de agua) se alcanzaron en las secciones bajas del ABE y RAG aunque en los últimos dos años el RP ha mostrado una disminución marcada en la calidad del agua en los tramos bajos. Además, el ICAF mostró una relación positiva y significativa con el índice de calidad de ribera (QBRp) lo cual deja en evidencia su capacidad para reflejar los cambios en el paisaje relacionados al impacto de la urbanización. Por lo tanto, la aplicación de un índice de calidad de agua adaptado a las características de los sistemas en estudio resultó ser una herramienta útil para identificar el impacto de la urbanización en los ecosistemas lóticos de la región y al mismo tiempo, de fácil aplicación para los tomadores de decisiones. Un punto importante, sería considerar la validación del ICAF mediante el uso de otras variables limnológicas las cuales indiquen calidad del agua y que no hayan sido incorporadas en el cálculo en esta ocasión; como por ejemplo la conductividad, la turbidez, etc. De tal manera, éste índice tendría mayor robustez a la hora de ser aplicado.

Esta tesis complementa y actualiza información preexistente sobre la condición ambiental de las cuencas hídricas de la ciudad de Ushuaia. Si bien estudios previos han abarcado el impacto de la urbanización en la ciudad de Ushuaia (Diodato 2013, Zagarola et al. 2017, Albizzi et al. 2021) no existen antecedentes publicados respecto a comunidad epilítica algal, por lo que estos resultados pueden ser considerados como línea de base respecto a la ecología de la cuenca hídricas de Ushuaia. Adicionalmente, permitió el desarrollo y aplicación de un índice de calidad de agua teniendo en cuenta al epilítón como bioindicador, lo cual podría contribuir a orientar medidas de gestión adecuadas para evitar el deterioro del recurso hídrico en un contexto de crecimiento constante urbanístico, sin solución concreta al momento.

En segundo lugar, en esta tesis se evaluó el impacto del castor norteamericano, un disturbio recurrente en la isla de Tierra del Fuego, a través del estudio de la comunidad epilítica algal. Los resultados que se muestran en esta tesis son parte de una evaluación más amplia empleando variables de masa y metabolismo ecosistémico (García & Rodríguez 2018, García et al. 2022) pero aquí se muestran únicamente los relativos a la composición de la comunidad. Dado que prácticamente no quedan cursos de agua sin impacto, se comparó sitios abandonados (monitoreados) vs sitios activos por el castor. Los resultados señalan que la actividad del castor afectó a la composición algal del epilítón, ya que dichos sitios impactados mostraron mayor similitud en relación con los taxones halladas y los cambios en la riqueza (rio arriba y rio abajo del dique) lo cual podrían estar vinculados a las modificaciones que la especie ingeniera produce en el ambiente. Según la literatura existente sobre ecología del perifiton, los disturbios físicos son una de las variables ambientales que influye en la presencia, abundancia, composición y crecimiento de la comunidad (Larned 2010). Sin embargo, debido a las complejas interacciones y factores que influyen en la ecología del perifiton se requiere de estudios más exhaustivos para comprender mejor la dinámica de esta comunidad al impacto del castor. Una consideración potencial, podría ser analizar la composición elemental para evaluar si existen cambios en la estequiometría en respuesta a los cambios en el ambiente lumínico.

El efecto que genera la actividad del castor sobre el ecosistema ribereño, disminuyendo el dosel arbóreo es bien conocido (Anderson & Rosemond 2007). Por lo tanto, su actividad podría potenciar el ingreso de luz al ecosistema acuático. Urabe & Sterner (1996) formularon la Hipótesis Luz-Nutrientes que relaciona el suministro de dos

recursos clave, la luz y el P, con el contenido elemental de los productores primarios. En particular, la Hipótesis Luz-Nutrientes (Light-nutrient hipótesis, LNH) predice que los cambios en la luz alteran el balance de C: nutrientes en los productores (Sterner et al. 1997, Elser et al. 2000). Por lo tanto, en futuras investigaciones, sería interesante estudiar la composición estequiometría de los productores primarios de la comunidad epilítica en ambientes lóticos con el dosel arbóreo afectado por la actividad del castor por lo que consecuentemente afectaría el ingreso de luz al curso de agua. Un posible experimento a campo podría ser comparar la composición estequiometría de la comunidad epilítica en un curso de agua afectado por el castor. Una posible hipótesis podría ser que la relación C:P es más rica en carbono (relación molar mayor) en sitios donde la intensidad de la luz es mayor producto de la actividad del castor en la estructura del dosel y el consiguiente aumento en la fotosíntesis algal del perifiton.

Finalmente, en esta tesis se concluye que el epilítion resultó una comunidad sensible a los impactos más frecuentes a los que se encuentran sujetos los ecosistemas lóticos de Tierra del Fuego: urbanización y actividad del castor. Particularmente, en estos ecosistemas, la comunidad algal mostró en ambos impactos una respuesta a los cambios producidos en el ambiente. En el caso de la urbanización, el impacto se vio reflejado en las variables limnológicas y en los distintos aspectos medidos de la comunidad epilítica. En cambio, la actividad del castor en general no repercutió en las variables limnológicas, pero los resultados sugieren una respuesta por parte de la composición taxonómica epilítica algal. Los resultados expuestos en esta tesis aportan información valiosa para comprender el rol de la comunidad epilítica en ecosistemas lóticos de áreas prístinas que están siendo alterados por la actividad antrópica ya sea de manera directa por la urbanización e indirecta debido a la introducción de una especie exótica invasora, el castor norteamericano.

BIBLIOGRAFÍA

- Abel, P.D. (1996). *Water Pollution Biology*. London, Bristol: Taylor & Francis. 297 p.
- Allan, J. D., & Castillo, M. M. (2007). Detrital energy sources. En: *Stream ecology: structure and function of running waters*. Dordrecht, Netherlands: Springer. 436 pp. Springer.
- Albizzi, A., Diodato, S., & Garraza, G. G. (2021). El uso de bioensayos crónicos en *Daphnia magna* para la evaluación ambiental de un arroyo urbano en Tierra del Fuego (Argentina). *Ecología Austral*, 31(2), 277-288.
- Almeida, C. A., Quintar, S., González, P., & Mallea, M. A. (2007). Influence of urbanization and tourist activities on the water quality of the Potrero de los Funes River (San Luis–Argentina). *Environmental Monitoring and Assessment*, 133(1), 459-465.
- Ríos-Tobón, S., Agudelo-Cadavid, R. M., & Gutiérrez-Builes, L. A. (2017). Patógenos e Indicadores Microbiológicos da qualidade da água pro consumo humano. *Revista Facultad Nacional de Salud Pública*, 35(2), 236-247.
- Amin O., Ferrer L., & Marcovecchio J. (1996a). Heavy metal concentrations in littorals sediments from the Beagle Channel, Tierra del Fuego, Argentina. *Env. Monit. Assess* 41 (3): 219-231.
- Amin O., Andrade S., Marcovecchio J. & Comoglio L. (1996b). Heavy metal concentration in the mussels *Mytilus edulis chilensis* from the coast near Ushuaia city (Tierra del Fuego, Argentina). *Pollution Processes in Coastal Environments* 335-339.
- Amin O., Comoglio L., Spetter C., Duarte C., Asteasuain R., Freije R. & Marcovecchio J. (2011). Assessment of land influence on a high latitude marine coastal system: Tierra del Fuego, southernmost Argentina. *Environ Monit Assess* 175: 63-73.
- Anderson, C. B., & Rosemond, A. D. (2007). Ecosystem engineering by invasive exotic beavers reduces in-stream diversity and enhances ecosystem function in Cape Horn, Chile. *Oecologia*, 154(1), 141-153.
- Anderson, C. B., Pastur, G. M., Lencinas, M. V., Wallem, P. K., Moorman, M. C., & Rosemond, A. D. (2009). Do introduced North American beavers *Castor canadensis*

engineer differently in southern South America? An overview with implications for restoration. *Mammal Review*, 39 (1), 33-52.

Anderson, C. B., & Rosemond, A. D. (2010). Beaver invasion alters terrestrial subsidies to subantarctic stream food webs. *Hydrobiologia*, 652(1), 349-361.

Anderson, C. B., Vanessa Lencinas, M., Wallem, P. K., Valenzuela, A. E., Simanonok, M. P., & Martinez Pastur, G. (2014). Engineering by an invasive species alters landscape-level ecosystem function, but does not affect biodiversity in freshwater systems. *Diversity and Distributions*, 20(2), 214-222.

APHA (2017). *Standard methods for the Examination of Water and Wastewater*, American Public Health Association (APHA), Washington D.C., USA. 1544 p.

Arnold Jr, C. L., & Gibbons, C. J. (1996). Impervious surface coverage: the emergence of a key environmental indicator. *Journal of the American planning Association*, 62(2), 243-258.

Arini, A., Feurtet-Mazel, A., Morin, S., Maury-Brachet, R., Coste, M., & Delmas, F. (2012). Remediation of a watershed contaminated by heavy metals: a 2-year field biomonitoring of periphytic biofilms. *Science of the Total Environment*, 425, 242-253.

Askarizadeh, A., Rippy, M. A., Fletcher, T. D., Feldman, D. L., Peng, J., Bowler, P., Mehring, A.S., Winfrey B.K, Vrugt J.A., AghaKouchak, A., Jiang, S.C., Sanders, B.F., Levin, L.A., Taylor, S., & Grant, S.B. (2015). From rain tanks to catchments: use of low-impact development to address hydrologic symptoms of the urban stream syndrome. *Environmental science & technology*, 49(19), 11264-11280.

Azim, M.E., & Asaeda, T. (2005). Periphyton structure, diversity and colonization. En: *Periphyton Ecology, Exploitation and Management*. Azim, M.E., Verdegem, M.C.J., Van Dam, A.A., Beveridge, M.C.M. (Eds.), CABI Publishing, Wallingford. 15–33 p.

Baffico, G. D. (2001). Variations in the periphytic community structure and dynamics of Lake Nahuel Huapi (Patagonia, Argentina). *Hydrobiologia*, 455(1), 79-85.

Baffico, G.D. (2007). Factores que controlan el crecimiento de la comunidad perifítica en distintos ambientes acuáticos en Patagonia. Tesis Doctoral, Universidad Nacional del Comahue. Bariloche, Argentina.

Baffico, G. D. (2021). Spatial and seasonal changes in a naturally acidified river (Río Agrio, Argentina) and their effect on epilithic algae. *Inland Waters*, 11(3), 404-416.

Bahar, M., Ohmori, H., & Yamamuro, M. (2008). Relationship between river water quality and land use in a small river basin running through the urbanizing area of Central Japan. *Limnology*, 9(1), 19-26.

Bason, C. W., Kroes, D. E., & Brinson, M. M. (2017). The effect of beaver ponds on water quality in rural coastal plain streams. *Southeastern naturalist*, 16(4), 584-602.

Bergey, E. A. (2008). Does rock chemistry affect periphyton accrual in streams? *Hydrobiologia*, 614(1), 141-150.

Bergström A.K., Blomqvist P., & Jansson M (2005) Effects of atmospheric nitrogen deposition on nutrient limitation and phytoplankton biomass in unproductive Swedish lakes. *Limnology and Oceanography* 50: 987-994.

Berón, L. (1984). Evaluación de la calidad de las aguas de los ríos de la Plata y Matanza-Riachuelo mediante la utilización de índices de calidad de agua. Secretaría de Vivienda y Ordenamiento Ambiental, Ministerio de Salud y Acción Social, Argentina, p. 51.

Bernhardt, E. S., & Palmer, M. A. (2007). Restoring streams in an urbanizing world. *Freshwater biology*, 52(4), 738-751.

Bergbusch, N. T., Hayes, N. M., Simpson, G. L., & Leavitt, P. R. (2021). Unexpected shift from phytoplankton to periphyton in eutrophic streams due to wastewater influx. *Limnology and Oceanography*, 66(7), 2745-2761.

Biggs, B. J. (1989). Biomonitoring of organic pollution using periphyton, South Branch, Canterbury, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 23(2), 263-274.

Biggs, B. J. (1995). The contribution of flood disturbance, catchment geology and land use to the habitat template of periphyton in stream ecosystems. *Freshwater biology*, 33(3), 419-438.

Biggs, B. J. (1996). Patterns in benthic algae of streams. En: *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. (Eds).Stevenson, R., Bothwell, M. L. & Lowe, R. L. Academic Press, London.

Biggs, B. J. (2000). New Zealand periphyton guideline. Detecting, Monitoring and Managing Enrichment of Streams. NIWA, Christchurch.

Brabec, K., Zahrádková, S., Pařil, P., Němejcová, D., Kokeš, J., & Jarkovský, J. (2004). Assessment of organic pollution effect considering differences between lotic and lentic stream habitats. *Integrated assessment of running waters in Europe*, 331-346.

Brothers, S., Vadeboncoeur, Y., & Sibley, P. (2016). Benthic algae compensate for phytoplankton losses in large aquatic ecosystems. *Global change biology*, 22(12), 3865-3873.

Borcard, D., Gillet, F., & Legendre, P. (2011). *Numerical ecology with R (Vol. 2)*. New York: Springer. 688 p.

Booth, D. B., Roy, A. H., Smith, B., & Capps, K. A. (2016). Global perspectives on the urban stream syndrome. *Freshwater Science*, 35(1), 412-420.

Borchardt M. A. (1996). Nutrients. En: *Algal ecology: Freshwater benthic ecosystem*. (Eds). Stevenson, R., Bothwell, M. L., & Lowe, R. L. Academic Press, London.

Bouwes, N., Weber, N., Jordan, C. E., Saunders, W. C., Tattam, I. A., Volk, C., Wheaton J. M., & Pollock, M. M. (2016). Ecosystem experiment reveals benefits of natural and simulated beaver dams to a threatened population of steelhead (*Oncorhynchus mykiss*). *Scientific reports*, 6 (1), 1-12.

Bonaventura, S. M., Vinocur, A., Allende, L., & Pizarro, H. (2006). Algal structure of the littoral epilithon in lentic water bodies at Hope Bay, Antarctic Peninsula. *Polar Biology*, 29, 668-680.

Bowman, M. F., Chambers, P. A., & Schindler, D. W. (2005). Epilithic algal abundance in relation to anthropogenic changes in phosphorus bioavailability and limitation in Mountain Rivers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62(1), 174-184.

Burkholder, J.M. (1996). Interaction of benthic algae with their substrates. En: *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. (Eds). Stevenson, R., Bothwell, M. L. & Lowe, R. L. Academic Press, London. 253-298 p.

Buria, L., Albarino, R., Díaz Villanueva, V., Modenutti, B., & Balseiro, E. (2010). Does predation by the introduced rainbow trout cascade down to detritus and algae in a forested small stream in Patagonia?. *Hydrobiologia*, 651(1), 161-172.

Brown, R. M., McClelland, N. I., Deininger, R. A., & Tozer, R. G. (1970). A water quality index-do we dare. *Water and sewage works*, 117(10).

Cabrera, A.L. (1971). Fitogeografía de la república Argentina. *Boletín la Soc. Argentina Botánica*, 14: 1-42.

Camara, M., Jamil, N. R., & Abdullah, A. F. B. (2019). Impact of land uses on water quality in Malaysia: a review. *Ecological Processes*, 8(1), 1-10.

Carlson, R. E. (1977). A trophic state index for lakes 1. *Limnology and oceanography*, 22(2), 361-369.

Characklis, G. W., & Wiesner, M. R. (1997). Particles, metals and water quality in runoff from large Urban Watershed. *Journal of Environmental Engineering*, 753.

Chapin III, F. S., Zavaleta, E. S., Eviner, V. T., Naylor, R. L., Vitousek, P. M., Reynolds, H. L., Hooper D. U., Lavorel S., Sala, O. E., Sarah E. Hobbie, Michelle C.M., & Díaz, S. (2000). Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405(6783), 234-242.

Chételat, J., Pick, F. R., Morin, A., & Hamilton, P. B. (1999). Periphyton biomass and community composition in rivers of different nutrient status. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56(4), 560-569.

Chambers, P. A., Dale, A. R., Scrimgeour, G. J., & Bothwell, M. L. (2000). Nutrient enrichment of northern rivers in response to pulp mill and municipal discharges. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, 8(1), 53-66.

Chapman D. (1996). *Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring - Second Edition*. UNESCO/WHO/UNEP.

Crooks, J. A. (2002). Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: the role of ecosystem engineers. *Oikos*, 97(2), 153-166.

Cochero, J., Cortelezzi, A., Tarda, A. S., & Gómez, N. (2016). An index to evaluate the fluvial habitat degradation in lowland urban streams. *Ecological indicators*, 71, 134-144.

Coleman, R. L., & Dahm, C. N. (1990). Stream geomorphology: effects on periphyton standing crop and primary production. *Journal of the North American Benthological Society*, 9(4), 293-302.

Colautti, R. I., & MacIsaac, H. J. (2004). A neutral terminology to define 'invasive' species. *Diversity and distributions*, 10(2), 135-141.

Cunningham, J. M., Calhoun, A. J., & Glanz, W. E. (2007). Pond-breeding amphibian species richness and habitat selection in a beaver-modified landscape. *The Journal of Wildlife Management*, 71(8), 2517-2526.

Coronato, A., Escobar, J., Mallea, C., Roig, C., & Lizarralde, M. (2003). Geomorphological characteristics of mountain watershed rivers colonized by castor canadensis in Tierra del Fuego, Argentina. *Ecologia Austral*, 13(01), 015-026.

Correll, D. L., Jordan, T. E., & Weller, D. E. (2000). Beaver pond biogeochemical effects in the Maryland Coastal Plain. *Biogeochemistry*, 49(3), 217-239.

Comoglio L., Amin O., Botté S., & Marcovecchio J. (2011). Use of biomarkers in resident organisms as a tool for environmental monitoring in a cold coastal system, Tierra del Fuego Island. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 74: 382-393.

Commendatore M., Nievas M., Amin O., & Esteves J. (2012). Sources and distribution of aliphatic and polyaromatic hydrocarbons in coastal sediments from the Ushuaia Bay (Tierra del Fuego, Patagonia, Argentina). *Mar Environ Res* 74: 20-31.

Conley D., Paerl H.W., Howarth R.W., Boesch D.F., Seitzinger S.P, Havens K.E, Lancelot C., & Likens G.E. (2009). Controlling eutrophication: nitrogen and phosphorus. *Science* 123: 1014-1015.

Conzonno V. H. (2009). *Limnología Química*. Editorial de la Universidad Nacional de la Plata, 220 p.

Coronato, A., E. Mazzoni, M. Vázquez and F. Coronato. (2017). *Patagonia. Una síntesis de su Geografía Física*. Editorial UNPA. Río Gallegos.

Cude, C. G. (2001). Oregon water quality index a tool for evaluating water quality management effectiveness 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 37(1), 125-137.

Darrigran, G., & Ezcurra de Drago, I. (2000). Invasion of the exotic freshwater mussel *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia: Mytilidae) in South America. *The Nautilus*, 114(2), 69-73.

Davis, E. F., Valenzuela, A. E., Murcia, S., & Anderson, C. B. (2016). Habitat use by invasive North American beaver during intermediate and long-term colonization periods in southern Patagonia. *Mastozoología neotropical*, 23(1), 51-61.

Debels, P., Figueroa, R., Urrutia, R., Barra, R., & Niell, X. (2005). Evaluation of water quality in the Chillán River (Central Chile) using physicochemical parameters and a modified water quality index. *Environmental monitoring and assessment*, 110(1), 301-322.

De Groot, R. S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., & Willemsen, L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological complexity*, 7(3), 260-272.

DeNicola, D. M., & Lellock, A. J. (2015). Nutrient limitation of algal periphyton in streams along an acid mine drainage gradient. *Journal of Phycology*, 51(4), 739-749.

Dirección General de Recursos Hídricos (2013). Monitoreo de Control de Calidad de Agua de las fuentes de agua potable y recreativa de la ciudad de Ushuaia. 25 p.

Dirección General de Recursos Hídricos (2015). Informe de Monitoreo de Calidad de Agua Plan Hidroambiental de la Ciudad de Ushuaia Sector Este. 11 p.

Díaz Villanueva, V. (2001). Efecto del pastoreo sobre la estructura y dinámica de la comunidad perifíticas de arroyos andinos. Tesis Doctoral, Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales.

Díaz Villanueva, V., Queimaliños, C., Modenutti, B., & Ayala, J. (2000). Effects of fish farm effluents on the periphyton of an Andean stream. *Archive of Fishery and Marine Research/Archiv fur Fischerei und Meeresforschung*, 48(3), 283-294.

Díaz Villanueva, V., Buria, L., & Albariño, R. (2010). Primary consumers and resources: annual variation in two contrasting reaches of a Patagonian mountain stream. In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, 46, 21-28. EDP Sciences.

Diodato, S. L. (2013). Respuestas de especies locales a procesos de eutrofización en la zona costera próxima a la ciudad de Ushuaia, Tierra del Fuego. Tesis Doctoral en Biología Universidad Nacional del Sur.

Diodato, S.L. (2018). Propuestas de acciones y estrategias para la implementación del plan integral de remediación ambiental de la cuenca hídrica de la ciudad de Ushuaia sector Este (Informe final). Universidad Nacional de Tierra del Fuego. 138 p.

Diodato, S., Garraza, G.G., Mansilla, R., Moretto, A., Escobar, J., Méndez-López, M., Armesto, A.G., Marcovecchio, J., & Nóvoa-Muñoz, J.C. (2020). Quality changes of fluvial sediments impacted by urban effluents in Ushuaia, Tierra del Fuego, and southernmost Patagonia. *Environmental Earth Sciences* 79 (20), 1–14.

Diodato, S., Nohra, Y., Noir, G., Escobar, J., Mansilla R., & Moretto, A. (2022). Water Quality Assessment in Urban Watersheds of Tierra del Fuego: A Perspective from the Integrated Water Resources Management. En: *Environmental Assessment of Patagonia's Water Resources*. (Eds). Torres, A. I., & Campodonico, V. A. Springer.

Duarte C., Giarratano E., & Gil M. (2012). Trace metal content in sediments and autochthonous intertidal organisms from two adjacent bays near Ushuaia, Beagle Channel (Argentina). *Marine Environmental Research* 79: 55-62.

Domínguez, E., & Giorgi, A. (2020). Los indicadores biológicos como herramienta de gestión de calidad de agua. En: *La bioindicación en el monitoreo y evaluación de los sistemas fluviales de la Argentina*. (Eds) Domínguez, E., Giorgi, N. & Gómez, N. Eudeba, Buenos Aires.

Domínguez, E., Encalada, A. C., Fernandez, H. R., Giorgi, A. D. N., Marchese Garello, M. R., Miserendino, M. L., Munne, A., Prat, N., Ríos-Touma, B., & Rodrigues Capitulo, A. (2022). Biomonitoring in rivers of Argentina: a way to go. *Ecología Austral*, (32):934-949.

Doretto, A., Piano, E., & Larson, C. E. (2020). The River Continuum Concept: lessons from the past and perspectives for the future. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 77(11), 1853-1864.

Dodds, W. K. (2006). Eutrophication and trophic state in rivers and streams. *Limnology and oceanography*, 51(1part2), 671-680.

Dodds, W. K., Jones, J. R., & Welch, E. B. (1998). Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. *Water research*, 32(5), 1455-1462.

- Dodds, W. K., & Oakes, R. M. (2004). A technique for establishing reference nutrient concentrations across watersheds affected by humans. *Limnology and Oceanography: methods*, 2(10), 333-341.
- Dodds, W. K., Gido, K., Whiles, M. R., Daniels, M. D., & Grudzinski, B. P. (2015). The stream biome gradient concept: Factors controlling lotic systems across broad biogeographic scales. *Freshwater Science*, 34(1), 1-19.
- Ellis, L. E., & Jones, N. E. (2013). Longitudinal trends in regulated rivers: a review and synthesis within the context of the serial discontinuity concept. *Environmental Reviews*, 21(3), 136-148.
- Eljall, A., Dieguez, H., Menvielle, M. F., & Hodara, K. (2019). Distribución y patrones espaciales del impacto de un ingeniero de los ecosistemas exótico e invasor, *Castor canadensis*, en Tierra del Fuego, Argentina. *Ecología austral*, 29(1), 63-71.
- Elser, J. J., Sterner, R. W., Gorokhova, E. A., Fagan, W. F., Markow, T. A., Cotner, J. B., Harrison, S.E, Hobbie, G. M., Odell, G.M., & Weider, L. W. (2000). Biological stoichiometry from genes to ecosystems. *Ecology letters*, 3(6), 540-550.
- Elser, J. J., Fagan, W. F., Kerkhoff, A. J., Swenson, N. G., & Enquist, B. J. (2010). Biological stoichiometry of plant production: metabolism, scaling and ecological response to global change. *New Phytologist* 186(3), 593-608.
- Elster, J., & Komárek, O. (2003). Ecology of periphyton in a meltwater stream ecosystem in the maritime Antarctic. *Antarctic Science*, 15(2), 189-201.
- Elosegi, A., & Sabater S. (2009). Conceptos y técnicas en ecología fluvial. La biota de los ríos: los microorganismos autótrofos. Fundación BBVA, Bilbao, España. pp. 26.
- Elton, C. S. (1958). The reasons for conservation. In *The ecology of invasions by animals and plants* (pp. 143-153). Springer, Boston, MA.
- Eminson, D., & Moss, B. (1980). The composition and ecology of periphyton communities in freshwaters: 1 the influence of host type and external environment on community composition. *British Phycological Journal*, 15(4), 429-446.
- Eppley, R. W. (1977). The growth and culture of diatoms. In Werner, D. [Ed.]. *The Biology of Diatoms*. University of California Press, Berkeley, pp. 24-64.

- Esteves, J. L., Commendatore, M. G., Nievas, M. L., Massara Paletto, V., & Amín, O. (2006). Hydrocarbon pollution in coastal sediments of Tierra del Fuego Islands, Patagonia Argentina. *Marine Pollution Bulletin*, 52(5), 582-590.
- Ewaid, S.H. & Abed, S.A. (2017). Water quality index for Al-Gharraf river, southern Iraq. *The Egyptian Journal of Aquatic Research* 43 (2), 117–122.
- Fanta, S. E., Hill, W. R., Smith, T. B., & Roberts, B. J. (2010). Applying the light: nutrient hypothesis to stream periphyton. *Freshwater biology*, 55(5), 931-940.
- Feijóo, C., Leggieri, L., Ocón, C., Muñoz, I., Rodrigues Capitulo, A., Giorgi, A., Colautti, D., Ferreiro, N., Licursi, M., Gómez, N., & Sabater, S. (2014). Stoichiometric homeostasis in the food web of a chronically nutrient-rich stream. *Freshwater Science*, 33(3), 820-831.
- Fernandes, A. C. P., Sanches Fernandes, L. F., Cortes, R. M. V., & Leal Pacheco, F. A. (2019). The role of landscape configuration, season, and distance from contaminant sources on the degradation of stream water quality in urban catchments. *Water*, 11(10), 2025.
- Frost, P. C., Elser, J. J., & Turner, M. A. (2002). Effects of caddisfly grazers on the elemental composition of epilithon in a boreal lake. *Journal of the North American Benthological Society*, 21(1), 54-63.
- Frost, P. C., Cross, W. F., & Benstead, J. P. (2005a). Ecological stoichiometry in freshwater benthic ecosystems: an introduction. *Freshwater Biology*, 50(11), 1781-1785.
- Frost, P. C., Hillebrand, H., & Kahlert, M. (2005b). Low algal carbon content and its effect on the C: P stoichiometry of periphyton. *Freshwater Biology*, 50(11), 1800-1807.
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S., Chapin, F.S., Coe, M. T., Daily, G.C., Gibbs, H. K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentic, I. C., Ramankutty N., & Snyder, P. K., (2005). Global consequences of land use. *Science*, 309 (5734), 570-574.
- Gaglioti, P. V. (1992). Variación espacial y estacional en la estructura de las comunidades de diatomeas epilíticas de un arroyo andino. Su relación con factores abióticos. *Ecología Austral*, 2(02), 077-086.

Gaglioti, P. V. (1995). Secuencia de colonización de diatomeas adheridas sobre sustratos artificiales en un arroyo andino. *Medio Ambiente*, 12, 67-75.

García, V. J., & Rodríguez, P. (2018). Efecto del castor en el metabolismo del perifiton y en variables limnológicas de ríos y arroyos fueguinos. *Ecología austral*, 28(3), 593-605.

García, V. J., Hotchkiss, E. R., & Rodríguez, P. (2022). Ecosystem metabolism in sub-Antarctic streams and rivers impacted by non-native beaver. *Aquatic Sciences*, 84(4), 1-11.

Gelis, M. M. N., Cochero, J., Donadelli, J., & Gómez, N. (2020). Exploring the use of nuclear alterations, motility and ecological guilds in epipellic diatoms as biomonitoring tools for water quality improvement in urban impacted lowland streams. *Ecological Indicators*, 110, 105951.

Geider, R. J. (1987). Light and temperature dependence of the carbon to chlorophyll a ratio in microalgae and cyanobacteria: implications for physiology and growth of phytoplankton. *New Phytologist*, 1-34.

Geider, R. J., MacIntyre, H. L., & Kana, T. M. (1998). A dynamic regulatory model of phytoplanktonic acclimation to light, nutrients, and temperature. *Limnology and oceanography*, 43(4), 679-694.

Gessaga, T. M., & Frías, R. A. (2010). Resilience, a necessary property for the housing problem of Ushuaia: The inherent factor for the governance. *Proceedings of the 54th Annual Meeting of the ISSS - 2010, Waterloo, Canada*, 54(1).

Ghosh, M., & Gaur, J. P. (1998). Current velocity and the establishment of stream algal periphyton communities. *Aquatic Botany*, 60(1), 1-10.

Giorgi, A., & Feijoó, C. (2010). Variación temporal de la biomasa del perifiton de *Egeria densa* Planch en un arroyo pampeano. *Limnetica*, 29(2), 0269-278.

Giorgi, A., & Vilches, C. (2021). Rol de las riberas en los ecosistemas fluviales. En: *Conservación, Manejo y restauración de sistemas fluviales*. Inedes. (Ed) Feijoó, C. INEDES. 164 pp.

Giri, S., & Qiu, Z. (2016). Understanding the relationship of land uses and water quality in Twenty First Century: A review. *Journal of environmental management*, 173, 41-48.

Guasch, H., Martí, E., & Sabater, S. (1995). Nutrient enrichment effects on biofilm metabolism in a Mediterranean stream. *Freshwater Biology*, 33(3), 373-383.

Gómez, R. (2010). Modelos conceptuales de funcionamiento de ríos y arroyos. España: Departamento de Ecología e Hidrología, Universidad de Murcia.

González Guillot, M., Urraza, I., Acevedo, R. D., & Escayola, M. (2016). Magmatismo básico Jurásico-Cretácico en los Andes Fueguinos y su relación con la cuenca marginal Rocas Verdes. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 73(1), 1-22.

Gordon, N.D., McMahon, T.A., Finlayson, B.L., Gippel, C.J., & Nathan, R.J., (2004). *Stream Hydrology: an Introduction for Ecologists*. (Eds.) John Wiley & Sons Ltd, West Sussex, England.

Grimm, N.B., Grove, J.G., Pickett, S.T., & Redman, C. L. (2000). Integrated approaches to long-term studies of urban ecological systems: Urban ecological systems present multiple challenges to ecologists—pervasive human impact and extreme heterogeneity of cities, and the need to integrate social and ecological approaches, concepts, and theory. *BioScience*, 50 (7), 571-584.

Hammer, Ø, Harper, D. A., & Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Paleontología electrónica*, 4(1), 9.

Harrison, I. J., & Stiassny, M. L. (1999). The quiet crisis. En: *Extinctions in near time* (pp. 271-331). Springer, Boston, MA.

Hansson, L. A. (1988). Effects of competitive interactions on the biomass development of planktonic and periphytic algae in lakes 1. *Limnology and Oceanography*, 33(1), 121-128.

Hansson, L. A. (1992). Factors regulating periphytic algal biomass. *Limnology and Oceanography*, 37(2), 322-328.

Hatt, B. E., Fletcher, T. D., Walsh, C. J., & Taylor, S. L. (2004). The influence of urban density and drainage infrastructure on the concentrations and loads of pollutants in small streams. *Environmental management*, 34(1), 112-124.

Hegazy, I. R., & Kaloop, M. R. (2015). Monitoring urban growth and land use change detection with GIS and remote sensing techniques in Daqahlia governorate Egypt. *International Journal of Sustainable Built Environment*, 4(1), 117-124.

- Henn, J. J., Anderson, C. B., & Martínez Pastur, G. (2016). Landscape-level impact and habitat factors associated with invasive beaver distribution in Tierra del Fuego. *Biological Invasions*, 18(6), 1679-1688.
- Hill, B. H., Herlihy, A. T., Kaufmann, P. R., Stevenson, R. J., McCormick, F. H., & Johnson, C. B. (2000). Use of periphyton assemblage data as an index of biotic integrity. *Journal of the North American Benthological Society*, 19(1), 50-67.
- Hill, W. R., Rinchar J., & Czesny, S. (2011). Light, nutrients and the fatty acid composition of stream periphyton. *Freshwater Biology* 56: 1825–1836.
- Hillebrand, H., Dürselen, C. D., Kirschtel, D., Pollinger, U., & Zohary, T. (1999). Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of phycology*, 35(2), 403-424.
- Hillebrand, H., & Sommer, U. (1999). The nutrient stoichiometry of benthic microalgal growth: Redfield proportions are optimal. *Limnology and Oceanography*, 44(2), 440-446.
- Hillebrand, H., & Kahlert, M. (2001). Effect of grazing and nutrient supply on periphyton biomass and nutrient stoichiometry in habitats of different productivity. *Limnology and Oceanography*, 46(8), 1881-1898.
- Hillebrand, H., Steinert, G., Boersma, M., Malzahn, A., Meunier, C. L., Plum, C., & Ptacnik, R. (2013). Goldman revisited: Faster-growing phytoplankton has lower N: P and lower stoichiometric flexibility. *Limnology and Oceanography*, 58(6), 2076-2088.
- Hofmann, G., Werum, M., & Lange-Bertalot, H. (2011). En: Diatomeen im Süßwasser-Benthos von Mitteleuropa. Bestimmungsflora Kieselalgen für die ökologische. (Eds) Lange-Bertalot, H. Praxis. Über, 700, 908.
- Horner, R., Welch, E., Sceley, M., & Jacoby, J. (1990). Responses of periphyton to changes in current velocity, suspended sediment and phosphorus concentration. *Freshwater Biology*. 24: 215-232.
- Horton, R. K. (1965). An index number system for rating water quality. *J Water Pollut Control Fed*, 37(3), 300-306.
- Hotchkiss, E. R., Hall Jr, R. O., Sponseller, R. A., Butman, D., Klaminder, J., Laudon, H., Rosvall, M., & Karlsson, J. (2015). Sources of and processes controlling CO₂ emissions change with the size of streams and rivers. *Nature Geoscience*, 8(9), 696-699.

- Hynes, H. B. N. (1970). *Ecology of running waters*. University of Toronto Press.
- Iannino, A., Vosshage, A. T. L., Weitere, M., & Fink, P. (2020). Taxonomic shift over a phosphorus gradient affects the stoichiometry and fatty acid composition of stream periphyton. *Journal of Phycology*, 56(6), 1687-1695.
- Iannino, A., Vosshage, A. T. L., Weitere, M., & Fink, P. (2021). Effects of phosphorus enrichment on the spatial heterogeneity of stream periphyton under uneven light conditions. *Hydrobiologia*, 848(11), 2721-2729.
- Iturraspe, R., & Urciuolo, A. (2000). Clasificación y caracterización de las cuencas hídricas de Tierra del Fuego. En: XVIII Congreso Nacional del Agua-Temas de Río Hondo, Santiago del Estero, Argentina.
- Izagirre, O., Serra, A., Guasch, H., & Elosegi, A. (2009). Effects of sediment deposition on periphytic biomass, photosynthetic activity and algal community structure. *Science of the Total Environment*, 407(21), 5694-5700.
- Izaguirre, I., & Pizarro, H. (2000). Ecology and taxonomy of the epilithic algal community from a stream in Cierva Point (Antarctic Peninsula). *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 27(1), 223-229.
- Izaguirre, I., Zagarese, H., & O'Farrell, I. (2022). The limnological trace of contemporaneous anthropogenic activities in the Pampa Region. *Ecología Austral*.
- Jespersen, A. M., & Christoffersen, K. (1987). Measurements of chlorophyll-a from phytoplankton using ethanol as extraction solvent. *Archiv Fur Hydrobiologie* 109: 445–454.
- Johnson, M. F., Wilby, R. L., & Toone, J. A. (2014). Inferring air–water temperature relationships from river and catchment properties. *Hydrological Processes*, 28(6), 2912-2928.
- Jones, C. G., Lawton, J. H., & Shachak, M. (1997). Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology*, 78(7), 1946-1957.
- Junk, W. J., Bayley, P. B., & Sparks, R. E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences*, 106(1), 110-127.

Kahlert, M. (1998). C: N: P ratios of freshwater benthic algae. *Ergebnisse der Limnologie*, 51, 105-114.

Karr, J. R. (1986). Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale. Illinois Natural History Survey Special Publication no. 05.

Karr, J. R., & Dudley, D. R. (1981). Ecological perspective on water quality goals. *Environmental management*, 5(1), 55-68.

Kaushal, S. S., & Belt, K. T. (2012). The urban watershed continuum: evolving spatial and temporal dimensions. *Urban Ecosystems*, 15 (2), 409-435.

Kemp, P. S., Worthington, T. A., Langford, T. E., Tree, A. R., & Gaywood, M. J. (2012). Qualitative and quantitative effects of reintroduced beavers on stream fish. *Fish and Fisheries*, 13(2), 158-181.

Khan, F., Husain, T., & Lumb, A. (2003). Water quality evaluation and trend analysis in selected watersheds of the Atlantic region of Canada. *Environmental Monitoring and assessment*, 88(1), 221-248.

Komárek, J., & Anagnostidis, K. (1999). Cyanoprokaryota. En: *Chroococcales. Susswasserflora von Mitteleuropa* (Eds.). Ettl H, Gardner G, Heynig H, Mollenheuer D. Gustav Fischer, Jena. 225–236.

Kraemer, B. M., Mehner, T., & Adrian, R. (2017). Reconciling the opposing effects of warming on phytoplankton biomass in 188 large lakes. *Scientific reports*, 7(1), 1-7.

Kutschker, A., Brand, C., & Miserendino, M. L. (2009). Evaluación de la calidad de los bosques de ribera en ríos del NO del Chubut sometidos a distintos usos de la tierra. *Ecología austral*, 19(1), 19-34.

Lakatos, G. (1989). Composition of reed periphyton (biotecton) in the Hungarian part of lake Fertő. *Biol Forschun FürBurg* 71:125-134.

Lamberti, G. A., Gregory, S. V., Ashkenas, L. R., Wildman, R. C., & Moore, K. M. (1991). Stream ecosystem recovery following a catastrophic debris flow. *Canadian Journal of Fisheries and aquatic sciences*, 48(2), 196-208.

- Lange-Bertalot, H., Hofmann, G., Werum, M., Cantonati, M., & Kelly, M. G. (2017). Freshwater benthic diatoms of Central Europe: over 800 common species used in ecological assessment. Schmitten-Oberreifenberg: Koeltz Botanical Books: 942.
- Larned, S. T. (2010). A prospectus for periphyton: recent and future ecological research. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(1), 182-206.
- Laurel, D., & Wohl, E. (2019). The persistence of beaver-induced geomorphic heterogeneity and organic carbon stock in river corridors. *Earth Surface Processes and Landforms*, 44(1), 342-353.
- Law, A., Gaywood, M. J., Jones, K. C., Ramsay, P., & Willby, N. J. (2017). Using ecosystem engineers as tools in habitat restoration and rewilding: beaver and wetlands. *Science of the Total Environment*, 605, 1021-1030.
- Le Moal, M., Gascuel-Oudou, C., Ménesguen, A., Souchon, Y., Étrillard, C., Levain, A., Moatar F., Pannard A., Souchu P., Lefebvre A., & Pinay, G. (2019). Eutrophication: a new wine in an old bottle? *Science of the Total Environment*, 651, 1-11.
- Lepš, J., & Šmilauer, P. (2003). *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO*. Cambridge university press.
- Liess, A., & Hillebrand, H. (2004). Invited review: Direct and indirect effects in herbivore- periphyton interactions. *Archiv fur Hydrobiologie*, 159(4), 433-454.
- Liess, A., Lange, K., Schulz, F., Piggott, J. J., Matthaei, C. D., & Townsend, C. R. (2009). Light, nutrients and grazing interact to determine diatom species richness via changes to productivity, nutrient state and grazer activity. *Journal of Ecology*, 97(2), 326-336.
- Lizarralde, M. S. (1993). Current status of the introduced beaver (*Castor canadensis*) population in Tierra del Fuego, Argentina. *Ambio*, 22(6), 351-358.
- Lizarralde, M. S., Deferrari, G. A., Alvarez, S. E., & Escobar, J. M. (1996). Effects of beaver (*Castor canadensis*) on the nutrient dynamics of the Southern Beech forest of Tierra del Fuego (Argentina). *Ecología Austral*, 6(2), 101-105.
- Lobo, E., Bes, D., Tudesque, L., & Ector, L. (2004). Water quality assessment of the Pardinho River, RS, Brazil, using epilithic diatom assemblages and faecal coliforms as biological indicators. *Vie et Milieu/Life & Environment*, 115-125.

Lopez M. E. (2022). Estructura y funcionamiento de arroyos fueguinos en cuencas con y sin manejo forestal: los macroinvertebrados bentónicos como vínculo entre la biodiversidad y el ecosistema. Tesis Doctoral. Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires, Argentina.

Lowe, R. L., & Pan, Y. (1996). Benthic algal communities as biological monitors. In: *Algal Ecology Freshwater Benthic Ecosystems* R. Stevenson, M. L. Bothwell & R. L. Lowe). (Eds). Academic Press, London

Lowe, R. L., Golladay, S. W., & Webster, J. R. (1986). Periphyton response to nutrient manipulation in streams draining clearcut and forested watersheds. *Journal of the North American Benthological Society*, 5(3), 221-229.

Martínez Pastur, G., Lencinas, M. V., Escobar, J., Quiroga, P., Malmierca, L., & Lizarralde, M. (2006). Understory succession in *Nothofagus* forests in Tierra del Fuego (Argentina) affected by *Castor canadensis*. *Applied Vegetation Science*, 9(1), 143-154.

Margalef, R. (1983). *Limnología*. Ediciones Omega.SA, Barcelona.1010 p.

Martyniuk, N. (2016). La estequiometría ecológica en ambientes lóticos norpatagónicos afectados por el cambio climático. Tesis Doctoral, Universidad Nacional del Comahue Centro Regional Univesitario. Bariloche

Martyniuk, N., Modenutti, B., & Balseiro, E. G. (2014). Can increased glacial melting resulting from global change provide attached algae with transient protection against high irradiance? *Freshwater Biology*, 59(11), 2290-2302.

Martyniuk, N., Modenutti B., & Balseiro, E. (2016). Forest structure affects the stoichiometry of periphyton primary producers in mountain streams of northern Patagonia. *Ecosystems*19: 1225–1239.

Martyniuk, N., Souza, M. S., Bastidas Navarro, M., Balseiro, E., & Modenutti, B. (2022). Nutrient limitation affects biofilm enzymatic activities in a glacier-fed river. *Hydrobiologia*, 1-18.

Mataloni, G., Vinocur, A., & de Tezanos Pinto, P. (2005). Abiotic characterization and epilithic communities of a naturally enriched stream at Cierva Point, Antarctic Peninsula. *Antarctic Science*, 17(2), 163-170.

Metcalf, J. L. (1989). Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. *Environmental pollution*, 60(1-2), 101-139.

Meyer, J. L., Paul, M. J. & Taulbee, W. K. (2005). Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(3), 602-612.

Millennium Ecosystem Assessment (MEA) (2005) *Ecosystems and human wellbeing: Current state and trends*. Island Press, Washington, USA.

Miserendino, M. L., Brand, C., & Di Prinzio, C. Y. (2008). Assessing urban impacts on water quality, benthic communities and fish in streams of the Andes Mountains, Patagonia (Argentina). *Water, Air, and Soil Pollution*, 194(1), 91-110.

Miserendino, M. L., & Masi, C. I. (2010). The effects of land use on environmental features and functional organization of macroinvertebrate communities in Patagonian low order streams. *Ecological indicators*, 10(2), 311-319.

Miserendino, M. L., Casaux, R., Archangelsky, M., Di Prinzio, C. Y., Brand, C., & Kutschker, A. M. (2011). Assessing land-use effects on water quality, in-stream habitat, riparian ecosystems and biodiversity in Patagonian northwest streams. *Science of the total environment*, 409(3), 612-624.

Montuelle, B., Dorigo, U., Bérard, A., Volat, B., Bouchez, A., Tlili, A., Gouy, V., & Pesce, S. (2010). The periphyton as a multimetric bioindicator for assessing the impact of land use on rivers: an overview of the Ardières-Morcille experimental watershed (France). *Global Change and River Ecosystems—Implications for Structure, Function and Ecosystem Services*, 123-141.

Moore, D. M. (1983). *Flora of Tierra del Fuego*. Flora of Tierra del Fuego. Anthony Nelson- Missouri Botanical Garden, London.

Mueller, J. E. (1968). An introduction to the hydraulic and topographic sinuosity indexes. *Annals of the association of american geographers*, 58(2), 371-385.

Munné, A., Solá, C., & Prat, N. (1998). QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del Agua* 175:20-37.

- Munné, A., & Prat, N. (2009). Use of macroinvertebrate-based multimetric indices for water quality evaluation in Spanish Mediterranean rivers: an intercalibration approach with the IBMWP index. *Hydrobiologia* 628 (1), 203.
- Naiman, R. J., Melillo, J. M., & Hobbie, J. E. (1986). Ecosystem alteration of boreal forest streams by beaver (*Castor canadensis*). *Ecology*, 67(5), 1254-1269.
- Naiman, R. J., Johnston, C. A., & Kelley, J. C. (1988). Alteration of North American streams by beaver. *BioScience*, 38(11), 753-762.
- Naiman, R. J., Pinay, G., Johnston, C. A., & Pastor, J. (1994). Beaver influences on the long-term biogeochemical characteristics of boreal forest drainage networks. *Ecology*, 75(4), 905-921.
- Newbold, J. D., Elwood, J. W., O'Neill, R. V., & Winkle, W. V. (1981). Measuring nutrient spiralling in streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 38(7), 860-863.
- Newcomer Johnson, T. A., Kaushal, S. S., Mayer, P. M., Smith, R. M., & Sviridchi, G. M. (2016). Nutrient retention in restored streams and rivers: a global review and synthesis. *Water*, 8(4), 116.
- Nordin, R.N. (1985). Water quality criteria for nutrients and algae. Water Quality Unit, Resource Quality Section, Water Management Branch.
- Nummi, P., & Holopainen, S. (2014). Whole-community facilitation by beaver: ecosystem engineer increases waterbird diversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 24(5), 623-633.
- O'Brien, P. J., & Wehr, J. D. (2009). Periphyton biomass and ecological stoichiometry in streams within an urban to rural land-use gradient. En: *Global Change and River Ecosystems—Implications for Structure, Function and Ecosystem Services*. Stevenson, R.J, Sabater S. (Eds).89-105. Springer, Dordrecht.
- Omernik, J.M. (1977). Nonpoint source—stream nutrient level relationships: a nationwide study. US Environmental Protection Agency, Corvallis Environmental Research Laboratory, Streams Branch, Freshwater Division.
- Orzanco, M. G. (1999). Problemas ambientales detectados por la población de Ushuaia (Tierra del Fuego, Argentina). *Investigaciones geográficas*, (40), 85-98.

- Palmer, M. A., Hakenkamp, C. C., & Nelson-Baker, K. (1997). Ecological heterogeneity in streams: why variance matters. *Journal of the North American Benthological Society*, 16(1), 189-202.
- Paul, M. J., & Meyer, J. L. (2001). Streams in the urban landscape. *Annual review of Ecology and Systematics*, 32(1), 333-365.
- Paul, M.J., & Meyer, J. L. (2008). Streams in the urban landscape. *Annual review of Ecology and Systematics*, 32 (1), 333-365.
- Pandey, L. K., Kumar, D., Yadav, A., Rai, J., & Gaur, J. P. (2014). Morphological abnormalities in periphytic diatoms as a tool for biomonitoring of heavy metal pollution in a river. *Ecological Indicators*, 36, 272-279.
- Pandey, L. K., Gupta, H., Bergey, E. A., Shameem, A., Maurya, S. K., Kumar, V., .Singh S., & Sangeeta, S. (2022). Evaluating Potential of Traditional and Newer Periphytic Diatom Metrics for Deciphering the Impact of Organic Pollution on Residing Aquatic Biofilms.
- Peralta, P., & Claps, C. (2001). Seasonal variation of the mountain phytoplankton in the arid Mendoza basin, Westcentral Argentina. *Journal of Freshwater Ecology*, 16(3), 445-454.
- Peck, L. S. (2011). Organisms and responses to environmental change. *Marine genomics*, 4(4), 237-243.
- Pesce, S.F., & Wunderlin, D.A. (2000). Use of water quality indices to verify the impact of Córdoba City (Argentina) on Suquía River. *Water Res.* 34 (11), 2915–2926.
- Pietrek, A. G., & Fasola, L. (2014). Origin and history of the beaver introduction in South America. *Mastozoología neotropical*, 21(2), 355-359.
- Pissaridou, P., Vasselou, V., Christou, A., Chonova, T., Papatheodoulou, A., Drakou, K., Tziortzis, I., Dorflinger, G., Federic, R., Bouchez, A., & Vasquez, M. I. (2021). Cyprus' diatom diversity and the association of environmental and anthropogenic influences for ecological assessment of rivers using DNA metabarcoding. *Chemosphere*, 272, 129814.
- Pizarro, H., Izaguirre, I., & Tell, G. (1996). Epilithic algae from a freshwater stream at Hope Bay, Antarctica. *Antarctic Science*, 8(2), 161-167.

Pizarro, H., & Alemanni, M. E. (2005). Physical and chemical variables of the water and its influence on the periphytic biomass on the lower parts of the Luján river (Buenos Aires Province). Variables físico-químicas del agua y su influencia en la biomasa del perifiton en un tramo inferior del Río Luján (Provincia de Buenos Aires). *Ecología Austral* 15(1):73-88.

Pizarro, H., & Vinocur, A. (2000). Epilithic biomass in an outflow stream at Potter Peninsula, King George Island, Antarctica. *Polar Biology*, 23(12), 851-857.

Pringle, C. M. (1985). Nutrient heterogeneity and the maintenance of species diversity: Periphyton response to substratum and water enrichment in a nutrient-poor stream (in-situ, bioassay, diffusing, Michigan). University of Michigan.

Pringle, C. M., & Bowers, J. A. (1984). An in situ substratum fertilization technique: diatom colonization on nutrient-enriched, sand substrata. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 41(8), 1247-1251.

Pringle, C. M., Naiman, R. J., Bretschko, G., Karr, J. R., Oswood, M. W., Webster, J. R., & Winterbourn, M. J. (1988). Patch dynamics in lotic systems: the stream as a mosaic. *Journal of the North American benthological society*, 7(4), 503-524.

Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA). Manual de capacitación GEO para la realización de evaluaciones ambientales integrales y la elaboración de informes. (2007). Reino Unido: PNUMA e Instituto Internacional para el Desarrollo Sostenible (IIDS).

Pommepuy M., Hervio-Heath D., Caprais M., Gourmelon M., Le Saux J., & Le Guyader F. (2006). Fecal contamination in coastal areas: An engineering approach. En: *Oceans and Health: Pathogens in the Marine Environment*. (Eds.) Belkin & Colwell. Springer, New York, 331-359.

Quigg, A., Finkel, Z. V., Irwin, A. J., Rosenthal, Y., Ho, T. Y., Reinfelder, J. R., Shofield, O., Morel, F. M.M., & Falkowski, P. G. (2003). The evolutionary inheritance of elemental stoichiometry in marine phytoplankton. *Nature*, 425(6955), 291-294.

Raymond, P. A., Saiers, J. E., & Sobczak, W. V. (2016). Hydrological and biogeochemical controls on watershed dissolved organic matter transport: Pulse-shunt concept. *Ecology*, 97(1), 5-16.

Redfield, A. C. (1958). The biological control of chemical factors in the environment. *American scientist*, 46(3), 230A-221.

Ren, Z., Niu, D., Ma, P., Wang, Y., Wang, Z., Fu, H., & Elser, J. J. (2020). C: N: P stoichiometry and nutrient limitation of stream biofilms impacted by grassland degradation on the Qinghai-Tibet Plateau. *Biogeochemistry*, 150(1), 31-44.

Rodríguez, P., González Garraza, G., García, V., Granitto, M., & Escobar, J. (2020). Beaver dam effect on phytoplankton and periphyton composition and hydrology in streams from Tierra del Fuego (Argentina). *Hydrobiologia*, 847(6), 1461-1477.

Romaní, A. M., & Sabater, S. (2000). Variability of heterotrophic activity in Mediterranean stream biofilms: A multivariate analysis of physical-chemical and biological factors. *Aquatic Sciences*, 62(3), 205-215.

Rosemond, A. D., Mulholland, P. J., & Elwood, J. W. (1993). Top-down and bottom-up control of stream periphyton: effects of nutrients and herbivores. *Ecology*, 74(4), 1264-1280.

Rouquette, J. R., Dallimer, M., Armsworth, P. R., Gaston, K. J., Maltby, L., & Warren, P. H. (2013). Species turnover and geographic distance in an urban river network. *Diversity and Distributions*, 19(11), 1429-1439.

Rozhkova-Timina, I. O., Popkov, V. K., Mitchell, P. J., & Kirpotin, S. N. (2018). Beavers as ecosystem engineers—a review of their positive and negative effects. En: *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* (Vol. 201, No. 1, p. 012015). IOP Publishing.

Sabater, S., Armengol, J., Comas, E., Sabater, F., Urrizalqui, I., & Urrutia, I. (2000). Algal biomass in a disturbed Atlantic river: water quality relationships and environmental implications. *Science of the total environment*, 263(1-3), 185-195.

Sabater, S., Guasch, H., Ricart, M., Romaní, A., Vidal, G., Klünder, C., & Schmitt-Jansen, M. (2007). Monitoring the effect of chemicals on biological communities. The biofilm as an interface. *Analytical and bioanalytical chemistry*, 87(4), 1425-1434.

Sala, O. E., Chapin III, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke L. F., Jackson, R. B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D. M., Mooney H. A., Oesterheld M., Poof, N. L., Sykes M. T., Walker B. H., Walker M., &

Wall, D. H. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287(5459), 1770-1774.

Sarkar, C., & Abbasi, S.A. (2006). QUALIDEX—a new software for generating water quality indice. *Environ. Monit. Assess.* 119 (1–3), 201–231.

Schiff, R., & Benoit, G. (2007). Effects of impervious cover at multiple spatial scales on coastal watershed streams 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 43(3), 712-730.

Skewes, O., Gonzalez, F., Olave, R., Ávila, A., Vargas, V., Paulsen, P., & König, H. E. (2006). Abundance and distribution of American beaver, *Castor canadensis* (Kuhl 1820), in Tierra del Fuego and Navarino islands, Chile. *European Journal of Wildlife Research*, 52(4), 292-296.

Sládečková, A. (1994). Biofilm and periphyton formation in storage tanks. *Water Supply*, 12(1).

Smith, D.G., (1989). A new form of water quality index for rivers and streams. *Water Sci. Technol.* 21 (2), 123–127.

Smith V. H., Tilman G. D., & Nekola J. C. (1999) Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental pollution* 100: 179-196.

Smith, R. C., Baker, K. S., & Vernet, M. (1998). Seasonal and interannual variability of phytoplankton biomass west of the Antarctic Peninsula. *Journal of Marine Systems*, 17(1-4), 229-243.

Soininen, J., McDonald, R., & Hillebrand, H. (2007). The distance decay of similarity in ecological communities. *Ecography*, 30(1), 3-12.

Stanford, J. A., & Ward, J. V. (2001). Revisiting the serial discontinuity concept. *Regulated Rivers: Research & Management: An International Journal Devoted to River Research and Management*, 17(4-5), 303-310.

Stelzer, R. S., & Lamberti, G. A. (2001). Effects of N: P ratio and total nutrient concentration on stream periphyton community structure, biomass, and elemental composition. *Limnology and Oceanography*, 46(2), 356-367.

Sterner, R. W., Elser, J. J., Fee, E. J., Guildford, S. J., & Chrzanowski, T. H. (1997). The light: nutrient ratio in lakes: the balance of energy and materials affects ecosystem structure and process. *The American Naturalist*, 150(6), 663-684.

Sterner, R. W., Clasen, J., Lampert, W., & Weisse, T. (1998). Carbon: phosphorus stoichiometry and food chain production. *Ecology Letters*, 1(3), 146-150.

Strahler, A. N. (1957). Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 38(6), 913-920.

Stevenson, R. J., & Bahls, L. L. (1999). Periphyton protocols. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish.

Sun, J. & Liu, D. (2003). Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *Journal of plankton research*, 25(11), 1331-1346.

Tagliaferro, M., Granitto, M., Rodríguez, P., & Anderson, C. B. (2022). Response of sub-Antarctic streams to urbanization: Relevance of assemblage structure and independent reference areas. *Limnologica*, 93, 125956.

Ter Braak, C. J. F. & Šmilauer, P. (1998). *CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4)*. Micro Computer Power, Ithaca, New York.

Thorp, J. H., Thoms, M. C. & DeLong, M. D. (2006). The riverine ecosystem synthesis: biocomplexity in river networks across space and time. *River Research and Applications*, 22(2), 123-147.

Thomson, J. R., Hart, D. D., Charles, D. F., Nightengale, T. L., & Winter, D. M. (2005). Effects of removal of a small dam on downstream macroinvertebrate and algal assemblages in a Pennsylvania stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(1), 192-2.

Tockner, K., Malard, F., & Ward, J. V. (2000). An extension of the flood pulse concept. *Hydrological processes*, 14(16-17), 2861-2883.

Torres, I., Gil, M.N., Amin, O.A., & Esteves, J.L. (2009). Environmental characterization of a eutrophicated semi-enclosed system: nutrient budget (Encerrada Bay, Tierra del Fuego Island, Patagonia, Argentina). *Water Air Soil Pollut.* 204 (1–4), 259–270.

Tuchman, M., & Blinn, D. W. (1979). Comparison of attached algal communities on natural and artificial substrata along a thermal gradient. *British Phycological Journal*, 14(3), 243-254.

Tipping, E., Woof, C., & Clarke, K. (1993). Deposition and resuspension of fine particles in a riverine 'dead zone'. *Hydrological processes*, 7(3), 263-277.

Tyagi, S., Sharma, B., Singh, P., & Dobhal, R. (2013). Water quality assessment in terms of water quality index. *American Journal of water resources*, 1(3), 34-38.

Urabe, J., & Sterner, R. W. (1996). Regulation of herbivore growth by the balance of light and nutrients. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 93(16), 8465-8469.

Urciuolo, A., & Iturraspe, R. (2005). Ordenamiento hídrico de las cuencas de fuentes aptas para provisión de agua potable a la ciudad de Ushuaia. En: *Anales XX Congreso Nacional del Agua*, Mendoza.

Utermöhl, H. (1958). Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodik: Mit 1 Tabelle und 15 abbildungen im Text und auf 1 Tafel. *Internationale Vereinigung Fur Theoretische Und Angewandte Limnologie: Mitteilungen* 9:1-38.

Vadeboncoeur, Y., & Lodge, D. M. (2000). Periphyton production on wood and sediment: substratum-specific response to laboratory and whole-lake nutrient manipulations. *Journal of the North American Benthological Society*, 19(1), 68-81.

Vadeboncoeur, Y., Kalff, J., Christoffersen, K., & Jeppesen, E. (2006). Substratum as a driver of variation in periphyton chlorophyll and productivity in lakes. *Journal of the North American Benthological Society*, 25(2), 379-392.

Valderrama, J. C. (1981). The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine chemistry*, 10(2), 109-122.

Van Dam, H., Mertens, A., & Sinkeldam, J. (1994). A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherland Journal of Aquatic Ecology*, 28(1), 117-133.

Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., & Cushing, C. E. (1980). The river continuum concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 37(1), 130-137.

Van Nieuwenhuysse, E.E., & Jones, J.R. (1996). Phosphorus chlorophyll relationship in temperate streams and its variation with stream catchment area. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53 (1), 99–105.

Verhougstraete, M. P., Martin, S. L., Kendall, A. D., Hyndman, D. W., & Rose, J. B. (2015). Linking fecal bacteria in rivers to landscape, geochemical, and hydrologic factors and sources at the basin scale. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(33), 10419-10424.

Vidal, I. C. D.A., Oliveira, R.D, Coura, M.D.A, Rodrigues, A. C. L., Costa Filho, F. D. C., & Camelo, S. M. (2020). Degradation of the macro-drainage water quality of an urban basin in Northeastern Brazil. *Environment, Development and Sustainability*, 23(3), 4342-4356.

Vietz, G. J., Walsh, C. J., & Fletcher, T. D. (2016). Urban hydrogeomorphology and the urban stream syndrome: Treating the symptoms and causes of geomorphic change. *Progress in Physical Geography*, 40 (3), 480-492.

Vilches, C. (2012). Efectos de la contaminación difusa sobre el perifiton de arroyos Tesis Doctoral, Universidad Nacional de La Plata.

Vilches, C., Giorgi, A. D. N., Rodríguez Castro, M. C., & Casco, M. A. (2014). *Periphyton Responses to Non-Point Pollution in Eutrophic-Humic Environments: An Experimental Study.*

Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J., & Melillo, J. M. (1997a). Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277(5325), 494-499.

Vitousek, P. M., D'antonio, C. M., Loope, L. L., Rejmanek, M., & Westbrooks, R. (1997b). Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology*, 1-16.

Ward, J. V., & Stanford, J. A (1983). The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. *Ann Arbor Scientific Publishers: Ann Arbor, MI*; 29–42.

Ward, J. V., & Stanford, J. A. (1995). The serial discontinuity concept: extending the model to Floodplain Rivers Regulated rivers: research & management, 10(2-4), 159-168.

Wallem, P. K., Jones, C. G., Marquet, P. A., & Jaksic, F. M. (2007). Identifying the mechanisms underlying the invasion of *Castor canadensis* (Rodentia) into Tierra del Fuego archipelago, Chile. *Revista chilena de historia natural*, 80(3), 309-325.

Walsh, C.J., Roy, A.H., Feminella, J.W., Cottingham, P.D., Groffman, P. M., & Morgan, R.P. (2005). The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*, 24 (3), 706-723.

Wehr, J. D., Sheath, R. G., & Kociolek, J. P. (Eds.) (2015). *Freshwater Algae of North America: Ecology and Classification*. Elsevier, Amsterdam.

Wetzel, R. G. (1983) Opening remarks. En: *Periphyton of Freshwater Ecosystems*. (Eds.) Wetzel, R. G., Junk W., Publishers, The Hague, Netherlands, 346 p.

Wetzel, R. G. (1983b). Attached algal-substrata interactions: fact or myth, and when and how?. In *Periphyton of Freshwater Ecosystems: Proceedings of the First International Workshop on Periphyton of Freshwater Ecosystems held in Växjö, Sweden, 14–17 September 1982* (pp. 207-215). Springer Netherlands

Westbrook, C. J., Cooper, D. J., & Baker, B. W. (2011). Beaver assisted river valley formation. *River Research and Applications*, 27(2), 247-256.

Wetzel, R. G. (1990). Land-water interfaces: metabolic and limnological regulators. *Verh. int. Ver. Limnol.* 24: 6–24.

Wetzel, R. G. (2005). Periphyton in the aquatic ecosystem and food webs. En: *Periphyton: Ecology, Exploitation and Management*. (Eds.). Azim, M. E., Verdegen, M. C. J., Van Dam, A.A., & Beveridge, M. C. M. Cabi Publishing, Wallingford, UK, 352 p.

Whitton B. A., & Kelly M. G. (1995) Use of algae and other plants for monitoring rivers. *Australian Journal of Ecology* 20: 45- 56

Winemiller, K. O., Flecker, A. S., & Hoeninghaus, D. J. (2010). Patch dynamics and environmental heterogeneity in lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(1), 84-99.

Wright, K. K., & Li, J. L. (2002). From continua to patches: examining stream community structure over large environmental gradients. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 59(8), 1404-1417.

Wu, Y. (2016). *Periphyton: functions and application in environmental remediation*. Institute of Soil Science, Chinese Academy of Science. Nanjing, China. Elsevier.

Yamada, H., & Nakamura, F. (2002). Effect of fine sediment deposition and channel works on periphyton biomass in the Makomanai River, northern Japan. *River Research and Applications*, 18(5), 481-493.

Zagarola, J. P. A., Martínez Pastur, G., Lopez, M. E., & Anderson, C. B. (2017). Assessing the effects of urbanization on streams in Tierra del Fuego. *Ecología Austral* 27: 45–54.

Zandbergen, P. A., & Hall, K. J. (1998). Analysis of the British Columbia water quality index for watershed managers: a case study of two small watersheds. *Water Quality Research Journal*, 33(4), 519-550.

Zuur, A., Ieno, E.N., Walker, N., Saveliev, A.A., & Smith, G.M. (2009). *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer Science and Business Media, New York, USA.

ANEXOS

Anexo I

Clasificación de Lakatos según el % de clorofila-a del epilíton (Cl-a Epi), peso seco (PS) y porcentaje de Cenizas (Cz) para cada sitio de estudio (S1, S2, S3 y, S4) de las distintas cuencas bajo estudio: río Pipo (RP), arroyo Buena Esperanza (ABE) y río Arroyo Grande (RAG). Por fecha de muestreo: enero (e-18), marzo (m-18), abril (a-18) y la segunda campaña: noviembre (n-18), enero (e-19); marzo (m-19).

Cuenca	Fecha	Sitio	Cl-a Epi	PS	Cz
RP		S1	heterotrófico	Biomasa media	inorgánico
		S2	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico
		S3	heterotrófico	Biomasa media	inorgánico
		S4	heterotrófico	Biomasa media	inorgánico
ABE	e-18	S1	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico
		S2	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico
		S3	hetero-autotrófico	Biomasa baja	inorgánico
		S4	hetero-autotrófico	Biomasa baja	inorgánico
RAG		S1	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico -orgánico
		S2	heterotrófico	Biomasa baja	orgánico -inorgánico
		S3	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico -orgánico
		S4	heterotrófico	Biomasa alta	orgánico
RP		S1	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico
		S2	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico
		S3	heterotrófico	Biomasa media	inorgánico
		S4	heterotrófico	Biomasa media	inorgánico
ABE	m-18	S1	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico
		S2	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico
		S3	autotrófico	Biomasa baja	inorgánico-orgánico
		S4	autotrófico	Biomasa baja	inorgánico-orgánico
RAG		S1	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico-orgánico
		S2	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico
		S3	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico
		S4	hetero-autotrófico	Biomasa baja	inorgánico
RP		S1	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico
		S2	heterotrófico	Biomasa baja	Inorgánico
		S3	heterotrófico	Biomasa media	inorgánico
		S4	heterotrófico	Biomasa alta	inorgánico
ABE	a-18	S1	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico
		S2	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico
		S3	heterotrófico	Biomasa media	inorgánico
		S4	heterotrófico	Biomasa alta	inorgánico-orgánico
RAG		S1	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico
		S2	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico
		S3	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico-orgánico
		S4	heterotrófico	Biomasa media	inorgánico
RP		S1	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico-orgánico
		S2	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico
		S3	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico
		S4	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico
ABE	n-18	S1	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico
		S2	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico
		S3	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico

continua

cuenca	fecha	Sitio	Cl-a Epi	PS	Cz
RAG	n-18	S4	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico
		S1	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico
		S2	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico
		S3	heterotrófico	Biomasa media	inorgánico
RP		S4	hetero-autotrófico	Biomasa alta	inorgánico-orgánico
		S1	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico
		S2	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico
		S3	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico
ABE	e-19	S4	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico
		S1	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico-orgánico
		S2	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico-orgánico
		S3	auto-heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico-orgánico
RAG		S4	auto-heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico-orgánico
		S1	heterotrófico	Biomasa baja	orgánico -inorgánico
		S2	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico
		S3	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico
RP		S4	auto-heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico-orgánico
		S1	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico
		S2	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico
		S3	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico
ABE	m-19	S4	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico-orgánico
		S1	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico
		S2	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico
		S3	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico
RAG		S4	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico-orgánico
		S1	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico
		S2	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico
		S3	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico
		S4	heterotrófico	Biomasa baja	inorgánico

Páginas 183 a 185 eliminadas por contener publicaciones