

Procesos de eutrofización en los ríos Azul y Quemquemtreu, subcuenca del Lago Puelo, Argentina

DARÍO A. ANDÉN[✉] & LINO A. PIZZOLON

Observatorio del Agua. Secretaría de Ciencia y Técnica. Universidad Nacional de la Patagonia, Sede Esquel.

RESUMEN. Se analizaron variables conservativas y nutrientes en la cuenca del río Azul entre agosto 2019 y julio 2020 para estudiar sus variaciones bimestrales, en relación con las características naturales y el impacto antrópico. Se midió in situ pH y conductividad eléctrica (CE), y se tomaron muestras para analizar alcalinidad total (AT), amonio (NH_4^+), nitritos + nitratos ($\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$), fosfatos (PRS), nitrógeno y fósforo total (NT, PT) en cuatro sitios ubicados en el río Quemquemtreu y dos sitios en el río Azul. Durante el mismo período se analizaron datos de precipitaciones y de temperatura. Los valores de nutrientes, CE y AT fueron significativamente diferentes ($P < 0.05$) entre sitios del sistema Azul-Quemquemtreu, mientras que las medias de pH difirieron entre muestreos ($P < 0.001$), lo que indica la influencia de las precipitaciones, el deshielo primaveral y la cobertura perifítica. Los sitios con mayor impacto antrópico se observaron en el río Quemquemtreu, aguas abajo de la zona urbana, asociados a descargas domiciliarias, al lavado de suelos y a efluentes de la planta de tratamiento de líquidos cloacales (PTLC), sobre todo en el período estival. Los valores de nutrientes del río Azul medio se recuperaron en gran medida en el tramo inferior del río, aguas abajo de la desembocadura del río Quemquemtreu, por dilución y por procesos de autodepuración; este tramo presentó un incremento notable de la cobertura perifítica. El nutriente limitante en los sitios prístinos fue el nitrógeno (N), mientras que en los sitios con mayor impacto antrópico fue el fósforo (P). En general, el estado trófico de la cuenca es oligotrófico; solo el tramo inferior del río Quemquemtreu clasificó como eutrófico-mesotrófico. Los valores medios anuales de NT y PT en el sistema Azul-Quemquemtreu entre 1995/6 y 2019/20 aumentaron significativamente en 710% y 120%, respectivamente.

[Palabras clave: variables conservativas, nutrientes, nutrientes limitantes, estado trófico, perifiton]

ABSTRACT. Eutrophication processes in the Azul and Quemquemtreu rivers, Lago Puelo sub-basin, Argentina. Conservative variables and nutrients were analyzed in the Azul river basin from August 2019 to July 2020 to study their bimonthly variations, in relation to natural characteristics and anthropic impacts. Electrical conductivity (EC) and pH were measured in situ, and samples were taken for analysis of total alkalinity (AT), ammonium (NH_4^+), nitrites + nitrates ($\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$), phosphates (PRS), nitrogen and total phosphorus (NT, PT) in four sites located on the Quemquemtreu river and two sites on the Azul river. During the same period, precipitation and temperature data were analyzed. Nutrients, EC and AT values were significantly different ($P < 0.05$) between sites in the entire Azul-Quemquemtreu system, while mean pH values varied significantly between samplings ($P < 0.001$), indicating the influence of precipitation, spring thaw and periphytic coverage. The greatest anthropic impacts were observed in sites downstream of the urban area, associated with household discharges, soil washing and effluents from the sewage treatment plant (PTLC), mostly during the summer season. Nutrient values of the middle Azul River were largely recovered in the lower reach of the river, downstream of the mouth of the Quemquemtreu River, by dilution and self-purification processes; this reach presented a notable increase of periphytic coverage. The limiting nutrient was nitrogen (N) in pristine sites, and phosphorus (P) in sites with anthropogenic impact. In general, the trophic state of the basin is oligotrophic; only the lower reaches of the Quemquemtreu river were classified as eutrophic to mesotrophic. The annual average values of NT and PT in the Azul-Quemquemtreu system between 1995/6 and 2019/20 increased significantly by 710% and 120%, respectively.

[Keywords: conservative variables, nutrients, limiting nutrients, trophic state, periphyton]

INTRODUCCIÓN

La eutrofización es el problema más generalizado que impacta la calidad del agua a escala global dado que afecta a ríos, lagos, embalses y océanos (Vollenweider 1981; Tundisi 1999; Jarvie et al. 2018). Es un proceso natural y gradual a través del tiempo, pero que se suele acelerar por los aportes de nutrientes de origen antrópico, que conducen a una sobrealimentación del sistema, denominada eutrofización cultural (Vollenweider 1981). Se produce por los aportes de nutrientes desde fuentes puntuales, tales como descargas cloacales, de agroindustrias, de criaderos o acuiculturas, y desde fuentes difusas por escorrentías, tales como áreas de agricultura con y sin uso de fertilizantes, y de zonas ganaderas, entre otras (Vollenweider 1981; Zheng and Paul 2006). La deforestación, y en especial los incendios forestales, también contribuyen al lavado de suelos y a la deriva de nutrientes hacia los cuerpos receptores (Temporetti 2006).

Como consecuencia de la eutrofización, se incrementa la productividad y la biomasa de productores primarios, con variaciones diarias importantes en la concentración de oxígeno disuelto, dióxido de carbono y pH, y cambios profundos en toda la estructura trófica (Vollenweider 1968; Margalef 1983; Zheng and Paul 2006). Entre los más indeseables se encuentra la proliferación de cianobacterias tóxicas (Aguilera et al. 2018). Específicamente en ríos se diferencia entre la eutrofización autotrófica, producida por nitrógeno (N) y fósforo (P), y la eutrofización heterotrófica, producida por el aporte de materia orgánica desde fuentes externas. De esta manera, la eutrofización en ríos se entiende como el enriquecimiento en C, N y P (Dodds 2006). El estado trófico (oligotrófico, mesotrófico o eutrófico), indica el nivel o el grado de enriquecimiento en nutrientes.

Los cambios hidrológicos estacionales aumentan o disminuyen la concentración de nutrientes y otras sustancias en el agua. El aumento del caudal durante el deshielo tiende a diluir la concentración de nutrientes y sales minerales. Por el contrario, luego de una tormenta puede aumentar la concentración de algunos iones por efecto del lavado de suelos (Elosegui and Sabater 2009). Por ejemplo, el N en forma de nitratos (NO_3^-) suele aumentar al tiempo que se incrementa la escorrentía durante las crecidas, mientras que el pH y la

conductividad eléctrica pueden disminuir de forma brusca.

El incremento del perifiton es un indicador biológico y uno de los síntomas más visibles del exceso de nutrientes en ríos y arroyos de montaña (Wilcock et al. 2007; McDowell et al. 2020). Sin embargo, se debe tener en cuenta que el crecimiento del perifiton en ambientes lóticos depende también de la luz, la turbidez, las crecidas recientes y del pastoreo (Wilcock et al. 2007; Keck and Lepori 2008; Jarvie et al. 2018; McDowell et al. 2020).

El control de la eutrofización implica reducir el ingreso de nutrientes; en particular, del nutriente que actúa como limitante de la productividad primaria, estimado en base a la relación de Redfield 106C:16N:1P (Redfield 1958). Esta práctica, de uso corriente en monocultivos agrícolas, no sería aplicable a comunidades expuestas a entradas cambiantes de nutrientes, tal como ocurre en ríos y arroyos de montaña (Keck and Lepori 2012). Sin embargo, el cociente N/P, aunque objetado (Mebane et al. 2021), se sigue usando como estimador del nutriente limitante en ríos (Francoeur et al. 1999; Elser et al. 2007; Wilcock 2008; McDowell et al. 2020), considerando siempre el valor absoluto de cada nutriente (Dodds and Smith 2016).

En general, los cursos de agua en la región Andino-Patagónica se encuentran en estado prístino o muy poco impactados (Pedrozo et al. 1991; Pizzolon et al. 1995). Sin embargo, algunos están afectados por el crecimiento urbano, tardíamente acompañado, y en forma parcial, por los debidos sistemas de saneamiento (Pizzolon et al. 1992; Bauer 2010; García Sotillo 2011; Manzo et al. 2020; Miserendino et al. 2022; Williams-Subiza et al. 2022; Sosnovsky et al. 2021). Con relación a lo mencionado, la hidroquímica del sistema Azul-Quemquemtreu (A-Q), fue investigada por Pizzolon (1998) y por Pizzolon y Arias (2000).

El presente estudio se realizó con el objetivo de: 1) actualizar y ampliar la información existente sobre el estado trófico en diferentes tramos del sistema Azul-Quemquemtreu; 2) investigar la incidencia de los factores naturales y antrópicos en la dinámica espacio-temporal de nutrientes; 3) estimar el/los nutriente/s que limita/n la productividad primaria, y 4) complementar la información hidroquímica con un índice de cobertura perifítica.

Se hipotetiza que 1) las variables conservativas pH, alcalinidad total y conductividad eléctrica correlacionan mayormente con factores naturales incidentes en la cuenca (precipitación, caudal). Los nutrientes en cambio, correlacionan con el impacto antrópico, densidad poblacional y uso del suelo; 2) el verano es el período con mayor concentración de nutrientes debido a la bajante del caudal y la máxima afluencia de turismo; 3) el sitio más eutrofizado es Q3 (Figura 1); 4) el tramo Q3-Q4 es insuficiente para completar la autodepuración en el río Quemquemtreu; 5) el nutriente limitante en los tramos menos impactados es el N, y el P en los tramos y períodos más impactados; 6) la cobertura relativa de perifiton se relaciona primariamente con la concentración de nutrientes y puede utilizarse como indicador rápido de eutrofización.

Océano Pacífico. La cuenca del Azul tiene 1185 km² de superficie, de los cuales 550 pertenecen a la subcuenca del río Quemquemtreu. Se ubica en el suroeste de la provincia de Río Negro, y noroeste de la provincia de Chubut, con alturas máximas de 2300 m s. n. m. y desembocadura en el lago Puelo, a 196 m s. n. m. (42° 05' 51" S - 71° 37' 20" O) (Figura 1). Desde el oeste recibe afluentes de origen glacial, y desde el este, el aporte del río Quemquemtreu.

El río Azul transcurre 30 km en sentido norte-sur hasta su desembocadura en el lago Puelo, con orden lótico 5 y pendiente media de 4.7 m/km. En su geología predominan rocas cristalinas graníticas hacia el oeste, y vulcanitas, metamórficas y otras en el este de la cuenca (Lizuain 1995). El río Quemquemtreu, nace de la confluencia del arroyo Los Repollos y el río Ternero, y vierte en el río Azul a la altura del paralelo 42, con un recorrido de 20 km, orden lótico 4 y pendiente media de 10 m/km. Recibe desde el oeste el arroyo del Medio y, desde el este, el arroyo Negro (Figura 1), con caudales entre 1.4 y 2 m³/s. El arroyo Negro es colector de la zona suburbana, urbana y de la Planta de Tratamiento de Líquidos Cloacales (PTLC).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El río Azul pertenece a la cuenca binacional del río Puelo (Argentina-Chile), con vertiente al

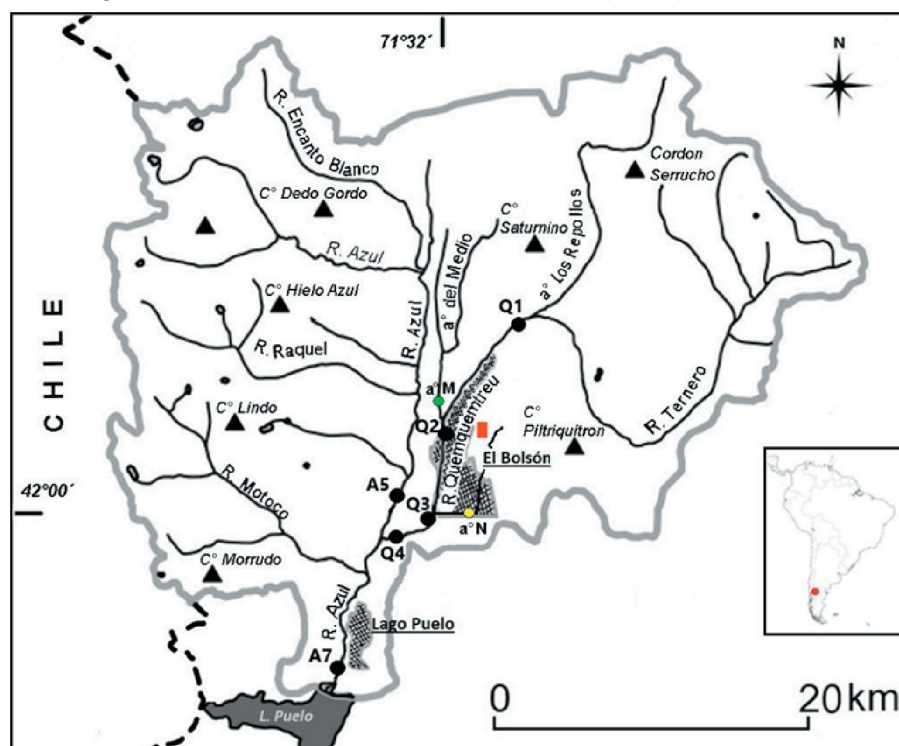


Figura 1. Cuenca del río Azul (subcuenca del río Puelo), con la ubicación de los sitios de muestreo sobre el río Quemquemtreu (Q1, Q2, Q3, Q4), el río Azul (A5 y A7), arroyo del Medio (a°M) y arroyo Negro (a°N). Rectángulo rojo: estación meteorológica Bolsón Aero.

Figure 1. Azul river basin (Puelo river subbasin), with the location of the sampling sites on the Quemquemtreu river (Q1, Q2, Q3, Q4), the Azul river (A5 and A7), Medio stream (a°M) and Negro stream (a°N). Red rectangle: Bolsón Aero weather station.

El clima es templado húmedo, con veranos cálidos e inviernos fríos. El régimen de escorrentía es de tipo bimodal, con un pico invernal por las precipitaciones y un pico primaveral por el deshielo. Las precipitaciones, 900 mm/año, ocurren sobre todo en invierno y presentan un gradiente oeste-este producido por el efecto de sombra pluvial de la cordillera de los Andes (Lanciotti and Cremona 1999). La cuenca se encuentra en la provincia fitogeográfica Subantártica, con selva templada y bosque caducifolio, perennifolio o mixto (Oyarzabal et al. 2018).

Uso del suelo. El oeste de la cuenca del Azul es parte del Área Natural Protegida Río Azul-Lago Escondido (ANPRALE). El 26% de la cobertura forestal de la cuenca (en particular, en la subcuenca del Quemquemtreu) se modificó para realizar actividades agrícola-ganaderas (Miserendino and Pizzolon 2003). Se cultivan principalmente lúpulo, hortalizas y frutas finas; en determinados casos se usan fertilizantes. Las localidades de El Bolsón, en Río Negro, y Lago Puelo, en Chubut (Figura 1), superan los 30000 habitantes. La ciudad de El Bolsón fue construida sobre la planicie de inundación del río Quemquemtreu (Muñiz Fredes 2020); la zona de ribera del área urbana y suburbana presenta distintos tipos de ocupación, con la mayoría de las viviendas sin conexión al sistema cloacal.

La PTLC, al sur de El Bolsón (Figura 1), incluye el tratamiento parcial de aguas residuales con proceso de lodos activados, cultivo suspendido de baja carga, aireación extendida tipo zanja de oxidación y un sedimentador circular complementario. El caudal medio mensual de entrada/salida de la planta en el período 2006-2010 presentó un pico máximo en invierno debido al aumento de las precipitaciones y del nivel freático, y otro menor en verano debido al turismo (Martin 2012), que en los meses de primavera y

verano duplica la población estable (Secretaría de Turismo, según datos del Registro Civil de El Bolsón; comunicación personal al primer autor).

Metodología

Se realizaron seis muestreos bimensuales (agosto, octubre y diciembre de 2019; marzo, mayo y julio de 2020) en cuatro sitios en el río Quemquemtreu (Q1, Q2, Q3, Q4) y dos en el río Azul (A5 y A7), ubicados entre 450 y 200 m s. n. m. (Figura 1, Tabla 1). Se mantuvo la denominación utilizada en trabajos previos (Pizzolon 1998). Luego del tercer muestreo, y para incorporar información más específica sobre el sistema, se agregaron dos sitios complementarios en la cuenca del río Quemquemtreu: arroyo del Medio (a°M), 100 m aguas arriba de su confluencia con el río, y arroyo Negro (a°N), 300 m aguas arriba de la PTLC.

Se midió in-situ el pH y la conductividad eléctrica (CE) mediante una sonda multiparamétrica HANNA HI991300, y se registró visual y fotográficamente la cobertura perifítica. Se tomaron muestras para analizar alcalinidad total (AT) y nutrientes. Los métodos analíticos utilizados se presentan en la Tabla 2. Los nutrientes se analizaron en el laboratorio del Centro de Investigación Esquel de Montaña y Estepa Patagónica (CIEMEP-CONICET). Los términos NH_4^+ , NO_3^- y PRS utilizados en el texto indican siempre N-NH_4^+ , $\text{N-(NO}_2^-+\text{NO}_3^-)$ y P-PRS. La fracción orgánica (soluble y particulada) de N y P se estimó mediante sustracción $\text{NT-(NH}_4^++\text{NO}_3^-) \approx \text{Norg}$ y $\text{PT-PRS} \approx \text{Porg}$.

La información meteorológica fue facilitada por el Servicio Meteorológico Nacional, con datos de la estación Bolsón Aero (Figura 1). Los datos de caudal (Departamento Provincial de Aguas de Río Negro [DPA]

Tabla 1. Ubicación de los sitios de muestreo (coordenadas geográficas) y datos de altitud y distancia entre ellos.

Table 1. Location of sampling sites (geographic coordinates) and altitude and distance data between them.

Río/Arroyo	Estación	Altura (m s. n. m.)	Latitud	Longitud	Distancia (km)
Quemquemtreu	Q1	423	41°52'52.36" S	71°28'19.91" O	0
	Q2	330	41°56'27.63" S	71°32'24.99" O	8.72
	Q3	257	41°59'49.21" S	71°32'48.23" O	14.96
	Q4	249	42°0'29.53" S	71°34'20.36" O	17.42
Azul	A5	235	42°0'4.82" S	71°35'5.88" O	0
	A7	198	42°5'30.59" S	71°37'18.02" O	10.56
A. del Medio	a°M	356	41°56'18.40" S	71°32'24.90" O	---
A. Negro	a°N	279	41°99'20.87" S	71°53'76.55" O	---

Tabla 2. Métodos analíticos, siglas, límite de detección (LOD) y rango de medición, unidad y referencias.**Table 2.** Analytical methods, acronyms, limit of detection (LOD) and measurement range, unit and references.

	Sigla	LOD	Rango	Unidad	Referencia
Conductividad eléctrica a 20 °C	CE	1	0-3999	µS/cm	Potenciométrico T.M.-1
pH	pH	0.01	-2-16	log	SM: 4500. H-B- 2
Alcalinidad total	AT	0.01	0.03-10	meq/L	Potenciom. doble p. final T.M.-3
Amonio	N- NH4	0.78	5-200	µg/L	SM 4500-NH3 F -4
Nitritos+nitratos	N-NO3	1.29	10-200	µg/ L	SM 4500-NO3 H -5
Fosfatos	PRS	0.81	1.4-1000	µg/L	SM 4500-P.E. -6
Nitrógeno total	NT	10	30-7500	µg/L	SM 4500 N B -7
Fósforo total	PT	2.5	5-1000	µg/L	SM 5400 P B -8

SM: APHA 1992; T.M.: Tartari and Mosello (1997)

1-2: equipo Hanna mod. HI991300. 3: doble punto final. 4-7: con espectrofotómetro Biotraza UV-visible.

7-8: digestión simultánea en autoclave y determinación posterior como N-NO3 y PRS, respectivamente.

SM: APHA 1992; TM: Tartari and Mosello (1997)

1-2: team Hanna mod. HI991300. 3: double full stop. 4-7: with Biotrace UV-visible Spectrophotometer.

7-8: simultaneous autoclave digestion and subsequent determination as N-NO3 and PRS, respectively.

y Evaluación de Recursos S.A. [EVARSA]) provienen de estaciones hidrométricas a 1.3 km aguas abajo de Q2 y a 4.8 km aguas arriba de A5. La discontinuidad de los registros diarios de caudal impidió la estimación de cargas químicas. Por falta de registros en julio de 2020, se utilizaron los de agosto de 2019. Las relaciones entre caudal y variables conservativas se exploraron en forma gráfica y estadística. Por su similitud con los datos disponibles próximos a las fechas de muestreo, en el análisis estadístico se utilizó el caudal medio histórico (Tabla 3). De forma complementaria, se exploró la relación entre precipitaciones acumuladas en los diez días previos a cada muestreo y las variables

analizadas mediante el análisis de correlación de Pearson.

La relación entre los datos hidroquímicos se analizó mediante el ANOVA simple de una vía y la prueba a posteriori de Tukey, con el propósito de visibilizar diferencias significativas entre sitios de muestreo. En determinados casos, los datos se log-transformaron para normalizar y homogeneizar la varianza. El ordenamiento de las estaciones de muestreo de acuerdo con variables ambientales (temperatura del agua, pendiente y caudal) y con la información hidroquímica se exploró mediante un análisis de componentes principales (ACP) a partir de la matriz de correlación, considerando los sitios de muestreo como variable de clasificación. Los análisis estadísticos se realizaron mediante el programa INFostat 2018.

Tabla 3. Precipitación mensual (mm), caudal medio mensual (m³/s) de los ríos Azul y Quemquemtreu y cantidad mensual de turistas en la cuenca del río Azul.**Table 3.** Monthly precipitation (mm), average monthly flow (m³/s) of the Azul and Quemquemtreu rivers and monthly number of tourists in the Azul river basin.

	Pp. mensual 2019-20	Río Quem- quemtreu 2007-19	Río Azul 2007-19	Turistas 2019-20
Ago	86.5	9.3	27.8	2830
Set	28.5	8.8	22.1	3155
Oct	33.2	12.0	26.1	3465
Nov	50.8	12.9	30.7	6260
Dic	24.0	10.2	27.9	13285
Ene	31.5	7.0	19.8	26885
Febr	13.3	4.3	14.3	20965
Mar	26.8	3.8	11.8	-
Abr	44.7	4.0	17.6	-
May	192.6	6.3	31.8	-
Jun	171.3	8.5	33.4	-
Jul	141.0	11.6	28.5	-
Anual	844.2	8.2	24.3	-

Se propuso un índice bimestral (semicuantitativo) de cobertura perifítica (IBCP) utilizando registros táctiles, visuales y fotográficos de biofilm y perifiton. En la zona de mayor insolación de cada sitio de muestreo se extrajeron rocas de distinto tamaño a una profundidad menor a 50 cm en un tramo de 50 m. Los valores del índice oscilaron entre 1 y 4: 1) ausencia de biofilm/perifiton; 2) predominancia de biofilm; 3) codominancia de biofilm/perifiton, y 4) predominancia de perifiton (Andén 2022).

La limitación por nutrientes se estimó en base a la relación de Redfield (1958), utilizando las fracciones disueltas de N y P. Cabe mencionar que en ríos de corrientes rápidas, estas fracciones son más inmediatamente accesibles al perifiton que el NT y PT (Wilcock et al. 2008; Dowell et al. 2020).

El estado trófico por sitio se estimó utilizando el índice de Karydis (Karydis et al. 1983; Moreno et al. 2010), que permite identificar distintos nutrientes limitantes en cada sitio de muestreo. El índice considera la concentración total de nutrientes en el área de estudio, es adimensional y se puede usar en varios tipos de aguas. Los valores inferiores a 3 representan un estado oligotrófico; entre 3 y 5, mesotrófico, y mayores a 5 corresponden a un estado eutrófico.

RESULTADOS

VARIABLES AMBIENTALES

La temperatura media anual del aire fue 10.3 °C (media máxima 18 °C en enero y media mínima de 3.1 °C en julio). La temperatura del agua en las fechas de muestreo osciló entre 16.1 y 4.3 °C (media máxima en marzo y mínima en julio), con una media anual de 9.2 °C. La precipitación anual acumulada fue de 844 mm (mínimo de 13 mm en febrero y máximo de 193 mm en mayo). El caudal medio anual del río Azul en el período 2007-2019 fue 24.3 m³/s; y en el río Quemquemtreu, 8.2 m³/s (Tabla 3). El registro discontinuo durante el período de estudio fue 23.4 y 9.4 m³/s, respectivamente.

VARIABLES CONSERVATIVAS

AT y CE correlacionaron (Pearson) entre sí en forma altamente significativa ($r=0.98$; $P<0.0001$; $n=36$). Entre AT y $[H_3O^+]$ (pH expresado como concentración de hidronio) el coeficiente fue menor ($r=-0.48$, $P<0.0029$). En el

río Quemquemtreu, AT, CE y pH presentaron diferencias altamente significativas entre fechas de muestreo ($n=24$; ANOVA, $P<0.0001$), con un pico máximo durante el estiaje (Figura 2; Q2), y dos mínimos debidos al aumento de caudal por precipitaciones en mayo y por el deshielo en primavera (Figura 2). Entre Q2 y Q3, AT y CE se incrementaron por aportes del a°N y de PTLC (Figura 3a, Tabla 4). Los máximos de AT y CE en todo el sistema se encontraron en a°N en marzo, mayo y julio (Tabla 4). El mínimo de AT, CE y pH de todo el sistema se registró en el tramo superior-medio del río Azul (A5) (Figuras 2 y 3a). Entre A5 y A7 ($n=12$) se encontraron diferencias significativas de AT y CE (ANOVA, $P<0.05$), vinculadas con el ingreso de aguas del río Quemquemtreu (Figura 3a); la media de AT y CE entre ambos sitios aumentó 25% y 32%, respectivamente. El pH presentó un aumento que resultó no significativo, con la mayor diferencia en julio.

El valor medio de AT y CE en Q3 (824 $\mu\text{Eq/L}$; 94 $\mu\text{S/cm}$) se duplicó en relación con los valores registrados en A5 (Figura 3a). El coeficiente de variación de AT y CE entre Q3 y A5 (44%) fue entre dos y cuatro veces menor que el coeficiente de NH_4^+ , NO_3^- y PRS (123, 129 y 197%, respectivamente). Estas diferencias confirman la validez de utilizar AT y CE como variables conservativas en esta cuenca. En cuanto al pH, dos mediciones (a las 5 pm y a las 5 am) en marzo, aguas abajo de Q1, dieron valores de 8.5 y 8, respectivamente (CE constante), debido a procesos de fotosíntesis y respiración.

Tabla 4. Media y coeficiente de variación, y máximos y mínimos (Δ) de conductividad eléctrica (CE; $\mu\text{S/cm}$), alcalinidad total (AT; $\mu\text{Eq/L}$), pH y nutrientes ($\mu\text{g/L}$) en marzo, mayo y julio de 2020 en a°M, a°N, Q2 y Q3.

Table 4. Mean and coefficient of variation, and maximum and minimum values (Δ) of electrical conductivity (EC; $\mu\text{S/cm}$), total alkalinity (AT; $\mu\text{Eq/L}$), pH and nutrients ($\mu\text{g/L}$) in March, May and July 2020 in a°M, a°N, Q2 and Q3.

Sitios	a°M	Q2	a°N	Q3
CE	72; 11 $\Delta 79-63$	82; 23 $\Delta 98-61$	159; 9 $\Delta 171-144$	100; 26 $\Delta 129-77$
AT	731; 19 $\Delta 874-592$	805; 21 $\Delta 977-634$	1410; 5 $\Delta 1457-1330$	901; 25 $\Delta 1142-686$
pH	7.98; 6 $\Delta 8.46-7.60$	8.08; 11 $\Delta 8.96-7.24$	7.61; 2 $\Delta 7.73-7.50$	7.83; 7 $\Delta 8.25-7.22$
NH ⁺	3; 46 $\Delta 5-2$	1; 0 $\Delta 1-1$	30; 57 $\Delta 44-11$	407; 160 $\Delta 1159-21$
NO ₃ ⁻	12; 44 $\Delta 16-6$	3; 67 $\Delta 5-1$	335; 17 $\Delta 401-294$	309; 65 $\Delta 527-130$
NT	187; 37 $\Delta 231-107$	134; 20 $\Delta 165-113$	703; 25 $\Delta 820-503$	1716; 66 $\Delta 2781-515$
PRS	4; 25 $\Delta 5-3$	1; 0 $\Delta 1-1$	8; 43 $\Delta 12-6$	37; 114 $\Delta 85-11$
PT	10; 15 $\Delta 12-9$	6; 17 $\Delta 5-7$	24; 21 $\Delta 29-19$	56; 104 $\Delta 124-22$

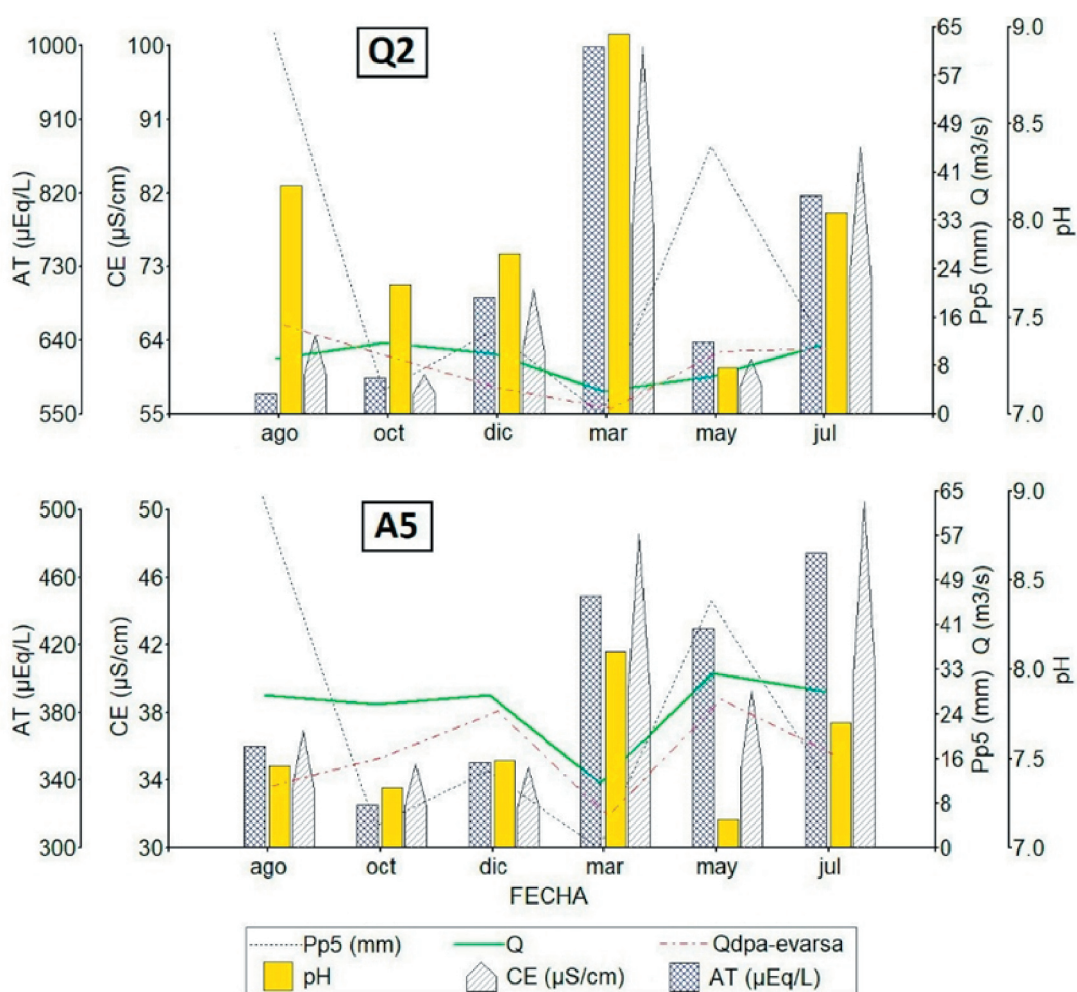


Figura 2. Alcalinidad total (AT), conductividad eléctrica (CE), y pH en Q2 y A5, y caudales medios históricos (línea verde), caudales próximos o del día de muestreo (dpa-evarsa; línea roja) y precipitaciones acumuladas en los 5 días previos al muestreo (Pp5; línea de puntos negra).

Figure 2. Total alkalinity (AT), electrical conductivity (CE), and pH in Q2 and A5, and historical average flows (green line), nearby flows or on the sampling day (dpa-evarsa; red line) and accumulated precipitation in the 5 days prior to sampling (Pp5; black dotted line).

Nutrientes

La concentración de los nutrientes en el río Quemquemtreu resultó significativamente diferente entre sitios ($n=24$; ANOVA, $P<0.05$) (Figura 3b). Entre Q2 y Q3 se observaron los aumentos más abruptos de la concentración media (34600% NH_4^+ ; 10400% NO_3^- y 1100% PRS (Figura 3b), con máximos en marzo. En este mes, la concentración de NH_4^+ , NO_3^- y PRS en a°N fue 800, 20600 y 567%, respectivamente, superior a Q2 (Tabla 4). El NH_4^+ en Q3, fue 10400% mayor que en a°N (11µg/L) debido al aporte de la PTLC.

En Q3, el coeficiente de variación anual de NH_4^+ , NO_3^- y PRS fue 128, 59 y 73%, respectivamente. Entre Q3 y Q4 se observó

una disminución no significativa de NH_4^+ , NO_3^- y PRS del 54, 36 y 63%, respectivamente (Figura 3b).

En el tramo medio del río Azul (A5), el mínimo de NH_4^+ (media: 6 µg/L) se registró en octubre, asociado al deshielo primaveral y al aumento de la tasa fotosintética, mientras que la mayor concentración (20 µg/L) se registró en marzo, cuadruplicando el valor encontrado el mismo día en A7. El NO_3^- , con media 3µg/L en A5, presentó un máximo en mayo (8 µg/L) y un mínimo en el límite de detección al comienzo del verano. El PRS (media: 2 µg/L) presentó en marzo, julio y octubre valores por debajo o muy próximos al límite de detección; agosto fue el mes de máxima concentración (4 µg/L).

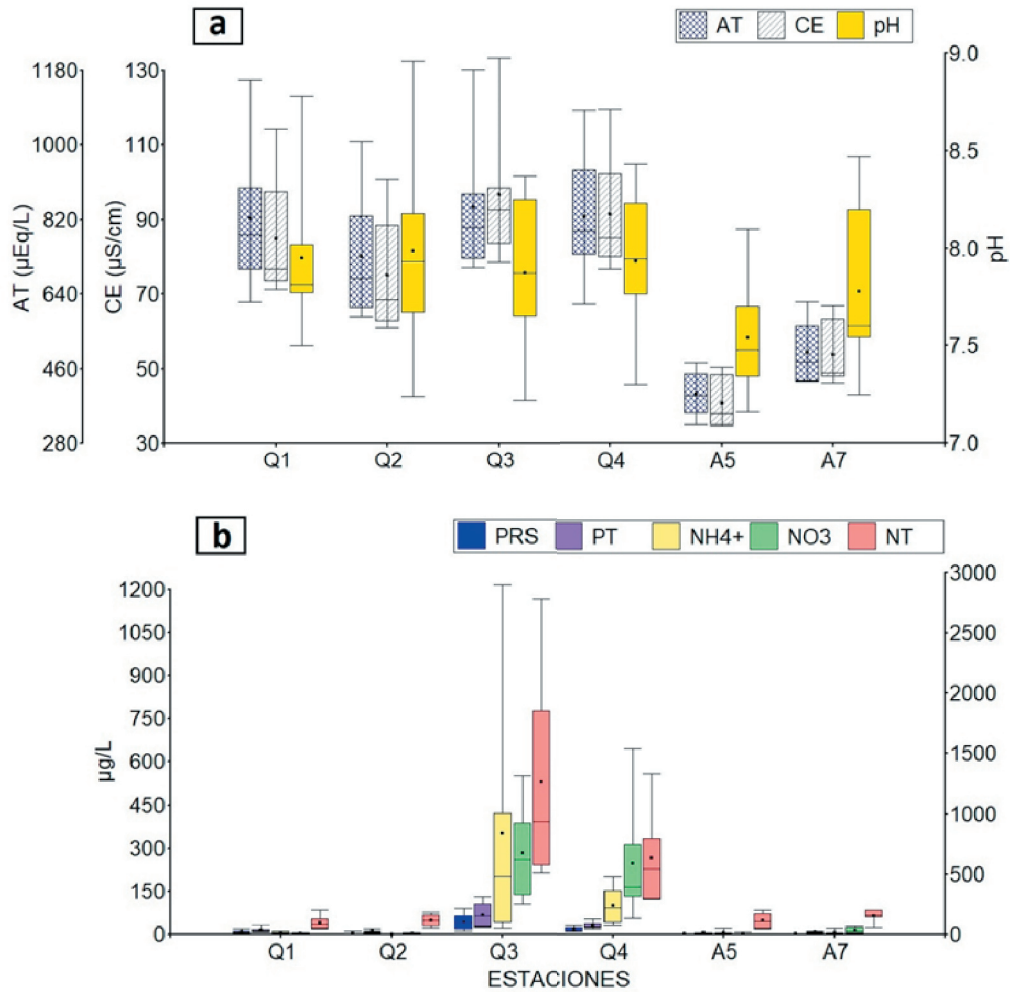


Figura 3. Media, mediana, 1er y 3er cuartil, y máximos y mínimos (2019-2020) de variables conservativas (a) y nutrientes (b) en seis sitios del sistema Azul-Quemquemtreu. Eje derecho (a): pH. Eje derecho (b): NT.

Figure 3. Mean, median, 1st and 3rd quartiles, and maximum and minimum values (2019-2020) of conservative variables (a) and nutrients (b) in six sites of the Azul-Quemquemtreu system. Right axis (a): pH. Right axis (b): NT.

Entre A5 y A7 (n=12) se observaron aumentos de 300% de NO₃⁻, 35% de NT y 75% de PT, siendo NO₃⁻ y PT significativamente diferentes (ANOVA, P<0.05) entre ambas estaciones. El P orgánico (PT-PRS) representó el 65% de PT en A5 y el 85% en A7, significativamente diferente entre ambas estaciones (n=12, P<0.01). La media de P orgánico en A7 (6 µg/L) se incrementó el 100% con respecto a A5. El N orgánico (NT-NID) en A5 y en A7 representó el 90% de los compuestos nitrogenados. El aumento significativo de NO₃⁻, PT y P orgánico en A7 con respecto a A5 reflejó los aportes del río Quemquemtreu.

La concentración de nutrientes en los sitios menos impactados (Q1, Q2, A5) fue muy similar entre sí; solo se registraron diferencias significativas en PT, con una media de 14 µg/L en Q1 y de 4 µg/L en A5 (n=18, ANOVA,

P=0.0445). La mayor concentración de nutrientes en el sistema A-Q se encontró en Q3, aguas abajo de la desembocadura del a°N y de la ciudad de El Bolsón (Tabla 4, Figura 3b).

Relación entre precipitaciones y variables analizadas

En el tramo Q1-Q2, el coeficiente de correlación (Pearson) entre variables conservativas y precipitaciones acumuladas durante diez días previos al muestreo fue mayor y significativo con las precipitaciones acumuladas hasta el quinto día previo (Pp5) AT, r=-0.61; CE, r=-0.51 y pH, r=-0.42 (n=12; ANOVA, P<0.01). La correlación más significativa entre nutrientes y Pp5 fue con NO₃⁻ (r=0.74; ANOVA, P=0.02; n=12), lo que sugiere su alta movilidad en suelos y aportes sub-superficiales en la zona rural-suburbana

de la cuenca. En el tramo medio-inferior del río Azul (A5-A7) solo el pH correlacionó en forma significativa con Pp5, $r=-0.48$ ($n=12$; ANOVA, $P<0.05$).

Índice bimestral de cobertura perifítica (IBCP)

El IBCP osciló entre 1 y 4. Los mayores valores (4-3) se observaron en invierno y en verano, en particular en el tramo inferior del río Azul (Figuras 4d y 4c). El valor 1 se obtuvo en la época de fuertes precipitaciones (Figura 4a) y fue significativamente diferente ($n=36$; ANOVA, $P<0.0001$) de los valores de primavera y verano (2 y 3, respectivamente). El pH ($n=36$) presentó una correlación altamente significativa con el IBCP (Pearson, $r=0.74$; ANOVA, $P<0.0001$). Los valores 3 y 4 coincidieron con las medias máximas de pH (8.38 y 8.13, respectivamente), siendo significativamente diferentes de 1 y 2.

Análisis de componentes principales (ACP)

El primer y segundo componente CP1 y CP2 explicaron el 59.7% y 33.9% de la varianza total, respectivamente. El CP1 opone mayormente el caudal (histórico y del período de estudio) con AT, CE y el pH, y en menor medida con los nutrientes y separa los sitios más eutrofizados (Q3 Y Q4) de los que presentan menor grado de eutrofización (A5 y A7) (Figura 5). El CP2 opone los sitios de mayor pendiente a los de mayor temperatura del agua, parámetros que

dependen de la altura sobre el nivel del mar. El CP2 separa Q1-Q2 del resto los sitios ubicados a menor altura, caracterizados por aguas más cálidas y mayor concentración de nutrientes.

Nutrientes limitantes y estado trófico

La relación N:P disueltos y los respectivos valores absolutos, sugieren que los sitios ubicados a mayor altura en ambos ríos (Q1, Q2 y A5) estuvieron limitados por N en la mayoría de los muestreos, excepto en marzo en A5, que presentó limitación por P. Por el contrario, en los sitios más bajos (Q3, Q4 y A7), la relación N:P sugiere que el P es el nutriente limitante, excepto en primavera, cuando se observó una limitación por N en A7 y la co-limitación por N y P en Q3 y Q4 (Tabla 5). El estado trófico, estimado en base al nutriente limitante en cada

Tabla 5. Nutrientes limitantes según la relación de Redfield en el sistema Azul-Quemquemtreu (período 2019-2020).

Table 5. Limiting nutrients according to the Redfield relationship in the Azul-Quemquemtreu system (2019-2020 period).

Mes Año	Ago 19	Oct 19	Dic 19	Mar 20	May 20	Jul 20
Q1	N	N	N	N	NyP	N
Q2	N	N	N	N	NyP	N
Q3	P	NyP	NyP	P	P	P
Q4	P	NyP	P	P	P	P
A5	N	N	N	P	N	NyP
A7	P	N	N	P	P	P

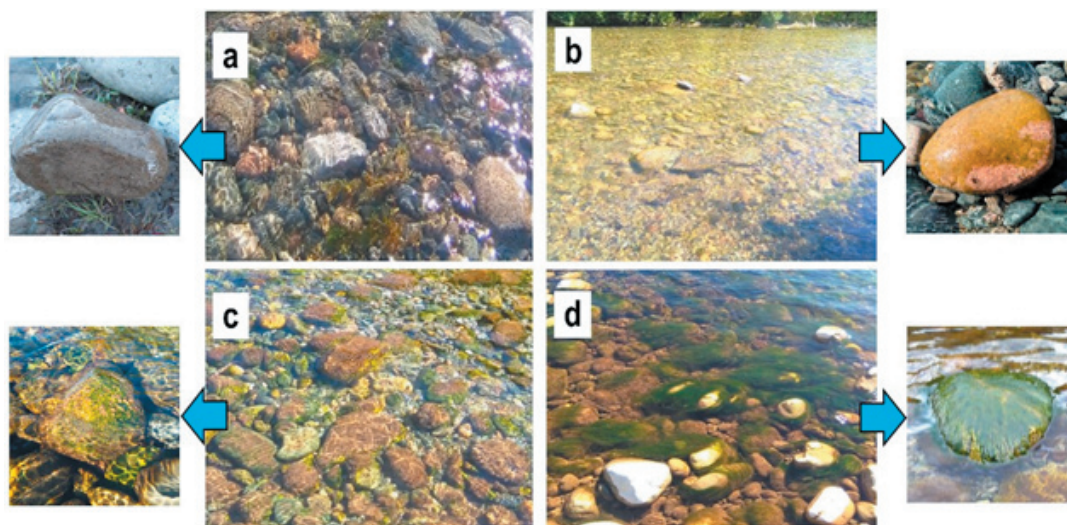


Figura 4. a y b) Lecho del río Quemquemtreu en mayo y diciembre. c y d) Lecho del río Azul en marzo y en julio, respectivamente, aguas abajo de la confluencia con el río Quemquemtreu. Se detalla en cada caso la cobertura perifítica de las rocas.

Figure 4. a and b) Quemquemtreu river bed in May and December. c and d) Blue river bed in March and July, respectively, downstream of the confluence with the Quemquemtreu river. The periphytic coverage of the rocks is detailed in each case.

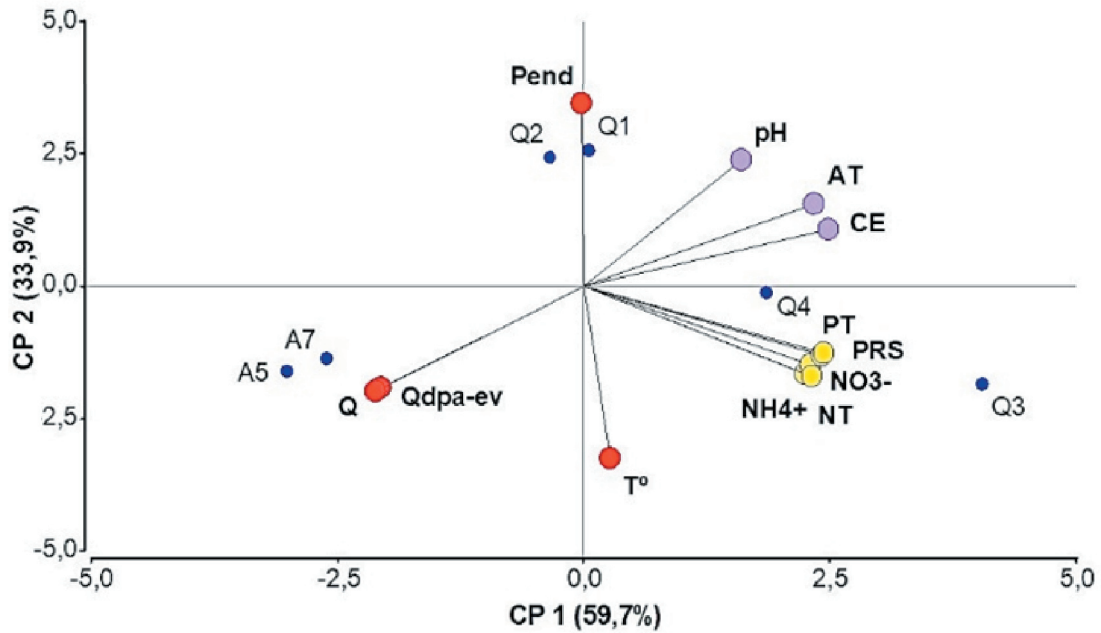


Figura 5. Diagrama de ordenamiento basado en ACP. Variables de clasificación: Sitios (azul). Rojo: variables ambientales. Violeta: variables conservativas. Amarillo: nutrientes. Q: caudal medio histórico. Qdpa-ev: caudal próximo a fecha de muestreo. Pend: pendiente entre sitios de muestreo. T°: temperatura del agua.

Figure 5. Ordering diagram based on PCA. Classification variables: Sites (blue). Red: environmental variables. Purple: conservative variables. Yellow: nutrients. Q: historical average flow. Qdpa-ev: flow close to sampling date. Slope: slope between sampling sites. T°: water temperature.

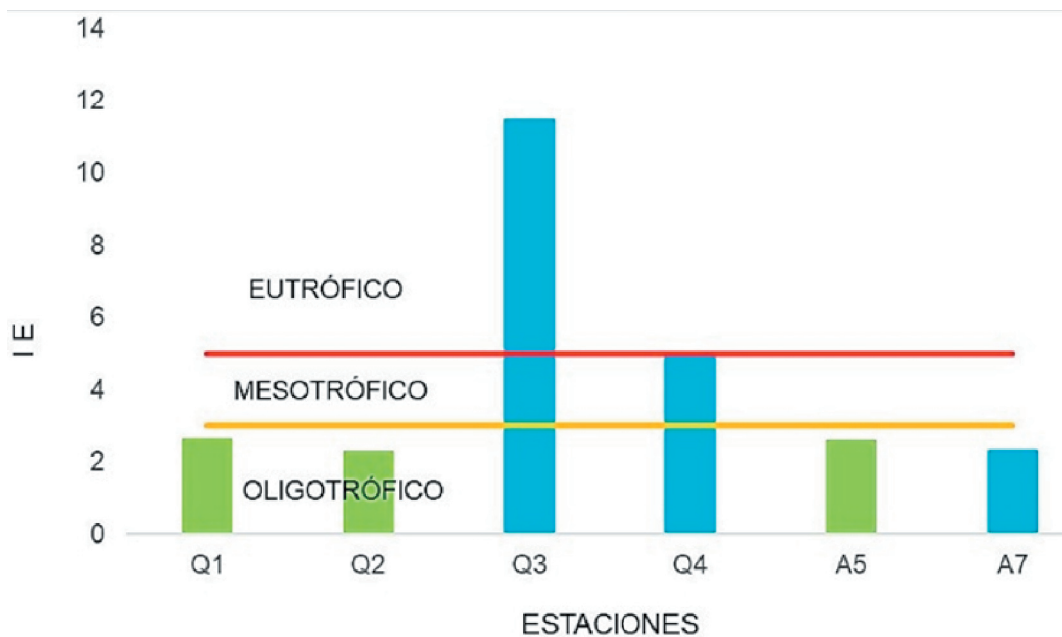


Figura 6. Índice de eutrofia (IE) y estado trófico (según Karydis) por sitio en la cuenca del río Azul. Verde: N-limitado. Azul: P-limitado. Línea naranja: límite oligotrófico-mesotrófico (3). Línea roja: límite mesotrófico-eutrófico (5).

Figure 6. Eutrophy index (IE) and trophic state (according to Karydis) by site in the Azul river basin. Green: N-limited. Blue: P-limited. Orange line: oligotrophic-mesotrophic boundary (3). Red line: mesotrophic-eutrophic boundary (5).

sitio, clasificó a los sitios Q1, Q2, A5 y A7 como oligotróficos, Q3 como eutrófico y Q4 como meso-eutrófico (Figura 6).

DISCUSIÓN

La conductividad eléctrica depende principalmente de los iones mayoritarios y de su velocidad de disolución-transporte específica en las rocas y suelos de la cuenca (Talling 2009). Los valores bajos de conductividad, alcalinidad y pH encontrados en esta cuenca, al igual que en otras de la región Andino-Patagónica (Drago and Quirós 1996), indican el predominio de rocas ígneas y precipitaciones relativamente abundantes (Drever 1988; Depetris et al. 2014). El tramo medio del río Azul presentó los mínimos de todo el sistema, en coincidencia con los máximos de precipitación y caudal. El aumento llamativo de AT y CE en A5 en julio se puede explicar por drenajes desde la extensa formación Mallín Ahogado, integrada por rocas sedimentarias marino-continental (Giacosa and Heredia 2004; Tobal et al. 2012).

La mayor AT y CE en Q2 con respecto a A5 se explica por la litología predominante en cada subcuenca (rocas metamórficas, volcano-sedimentarias y depósitos glaci-fluviales en la subcuenca del río Quemquemtreu, y plutonitas y vulcanitas en la sub-cuenca del río Azul (Lizuain 1994; Nullo and Franchi 1995; Muñiz Fredes 2020) y por el gradiente de precipitaciones oeste-este (Lanciotti and Cremona 1999). Las nacientes del río Azul se encuentran en la isohieta de mayor precipitación (>1200 mm), mientras que las del río Quemquemtreu se encuentran en la franja opuesta (<700 mm).

Los nutrientes presentaron una diferencia significativa entre la parte alta y la baja de ambos ríos, siendo los sitios Q1, Q2 y A5 los de aguas más prístinas. La actividad agrícola-ganadera en la zona rural y suburbana no afectó mayormente la concentración de nutrientes del río Quemquemtreu, pero sí la del río Azul debido a su menor caudal. El aumento de NO_3^- en mayo entre Q1 y Q2 se atribuiría a la escorrentía superficial y sub-superficial generada luego de lluvias intensas, similar a lo encontrado por Bauer (2010) en el río Percy. Por su alta movilidad, el NO_3^- es el nutriente más rápidamente disuelto y drenado en los suelos (Weigelhofer et al. 2018). El tramo medio y superior del río Azul (A5) drena la zona menos impactada de la cuenca, por

encontrarse dentro del ANPRALE. El pico estival de NH_4^+ en A5 sugiere la presencia de descargas puntuales cercanas (Margalef 1983), en coincidencia con el período de mayor afluencia de turismo. Los mínimos de NO_3^- en primavera y comienzos de verano se produjeron por dilución debida al deshielo, asimilación por el perifiton y reactivación de la vegetación terrestre (Pizzolon and Arias 2000; Diehl et al. 2008).

Los nutrientes en el tramo urbano del Quemquemtreu provienen sobre todo de la PTLC de El Bolsón; y en segundo lugar, de las descargas domiciliarias junto con el lavado de suelos. Desde la primavera al verano, el número de turistas aumentó 500%; y el NH_4^+ en Q3, 370%. El tramo Q3-Q4 (2.5 km) fue insuficiente para oxidar la carga de nutrientes. El NH_4^+ y PRS disminuyeron por procesos in situ de nitrificación y asimilación por el perifiton (Elosegi and Sabater 2009). Las algas pueden utilizar N orgánico como fuente primaria de N (Dodds 2006), lo cual explica la disminución de NT en dicho tramo. Bauer (2010) y García Sotillo (2011) obtuvieron resultados similares en el arroyo Esquel y el río Percy. Estos procesos de autodepuración continúan en el tramo inferior del río Azul. Puesto que el caudal de este río triplica al del río Quemquemtreu, la dilución es un factor determinante en la disminución de la concentración de nutrientes en A7 con respecto a Q4. La condición oligotrófica de A7 durante la mayor parte del año, indica procesos de dilución de las aguas del río Quemquemtreu con las del río Azul, así como también la asimilación de nutrientes por parte del perifiton. La extensa cobertura perifítica en el tramo inferior del río Azul refleja los efectos secundarios de la eutrofización.

Los valores máximos del IBCP se obtuvieron en invierno, probablemente porque en verano se acentúa la herbivoría (control top down) (Rosemond et al. 1993). De hecho, en ese período se observó la mayor presencia de gasterópodos; en particular, inmediatamente aguas abajo de la confluencia Azul-Quemquemtreu. Este índice, mejorado, se puede utilizar como un indicador rápido de eutrofización.

El N fue el nutriente limitante en primavera en la mayor parte del sistema; en ello incide la reactivación del crecimiento del bosque andino patagónico (Pizzolon and Arias 2000; Diehl et al. 2008). El P reemplazó al N como nutriente limitante en los tramos con mayor

impacto (Q3, Q4 y A7). Lo mismo ocurrió en A5 en verano, señalando un incremento de la presión antrópica en el tramo medio del río Azul durante el período estival. La limitación por P en Q3 y Q4 coincide con el incremento de la actividad turística en verano y con el lavado de suelos y escorrentías de NO_3^- en el período de altos caudales y lluvias otoño-invernales. Estos resultados confirman lo encontrado en otras partes del mundo, donde el N es el nutriente limitante en los arroyos de cabeceras y en los sitios más prístinos, y el P en los sitios con mayor impacto antrópico (Jarvie et al. 2018; Dowell et al. 2020).

En comparación con estudios previos (Pizzolon and Arias 2000), la media de conductividad y alcalinidad entre 1995/96 y 2019/20 no presentó diferencias significativas. Sin embargo, el pH aumentó significativamente (~3%) por mayor proliferación de perifiton durante el último período. La correlación entre el pH y el IBCP, y la variación horaria de pH registrada ocasionalmente confirman la influencia del perifiton sobre el pH.

La media de PT del sistema Azul-Quemquemtreu del período 1995/96 (10 $\mu\text{g/L}$) aumentó 120% con respecto a la media hallada en este estudio (22 $\mu\text{g/L}$). Por su parte, la media de NT (49 $\mu\text{g/L}$ en 1995/96) aumentó en ~710% en el período 2019/20 (397 $\mu\text{g/L}$). Los incrementos registrados se deben al aumento poblacional en el mismo período (~145% según INDEC 2022), al tratamiento insuficiente de los efluentes cloacales y a las modificaciones en el uso del suelo en la cuenca. El período de mayor afluencia turística coincide con el estiaje y genera máximos de nutrientes, imponiendo fuertes desafíos al saneamiento.

La disminución de las precipitaciones y el aumento de la temperatura debidos al cambio climático (Masiokas et al. 2008), sumado a la extensión de las plantaciones y proliferación invasiva de coníferas exóticas (Farley et al. 2005; Raffaele et al. 2019) tienden a disminuir el caudal y, en consecuencia, a aumentar la concentración de los nutrientes en los cursos de agua de la cuenca. Por otra

parte, la urbanización de áreas rurales y los incendios forestales (Temporetti 2006) también incrementan el nivel de eutrofización actual.

Los cursos de agua dulce de la Patagonia andina son sistemas naturalmente pobres en nutrientes (Pedrozo et al. 1993; Drago and Quirós 1996). Estos sistemas son muy sensibles, y al enfrentar aumentos en los nutrientes por causas antrópicas, reaccionan de forma más abrupta que los sistemas eutrofizados (Margalef 1983; Manzo et al. 2020; Granitto et al. 2021). Por estos motivos y por los efectos acumulativos en el cuerpo de agua receptor (Lago Puelo), el control de la eutrofización es prioritario en este tipo de cuencas (Wilcock et al 2007).

Como medidas correctivas, se debe reducir el ingreso de nutrientes mediante la gestión del uso del suelo en la cuenca y de tecnologías de saneamiento adecuadas. Se debe considerar también aplicar sistemas alternativos de tratamiento de efluentes domiciliarios de bajo costo en áreas rurales, evitando así el aporte de nutrientes al agua subterránea (Sosnovsky et al. 2021).

AGRADECIMIENTOS. A la Dra. Yanina Assef por su predisposición en la recepción y análisis de las muestras, en época de pandemia, con las complicaciones que ello acarrió. A Nicolás Mazzini de la estación Bolsón Aero por su tiempo y sus conocimientos para poder interpretar con certezas la información meteorológica. A la Licenciada Florencia Latzke por la información brindada respecto del funcionamiento de la PTLC de la ciudad de El Bolsón. A Aguas Rionegrinas Sociedad Anónima, al Departamento Provincial de Aguas de Río Negro, al Servicio de Prevención y Lucha Contra Incendios Forestales, al Servicio Meteorológico Nacional, a la Secretaría de Turismo de El Bolsón por la información proporcionada. Este trabajo se llevó a cabo mayormente con fondos y medios propios del primer autor. Cabe mencionar que la última etapa del proyecto se realizó en el contexto de la pandemia COVID-19, con las dificultades que ello implicó.

REFERENCIAS

- Aguilera, A., S. Haakonsson, M. V. Martin, G. L. Salerno, and R. O. Echenique. 2018. Bloom-forming cyanobacteria and cyanotoxins in Argentina: A growing health and environmental concern. *Limnologia* 69(1):103-114. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2017.10.006>.
- Andén, D. A. 2022. Procesos de eutrofización en los ríos Azul y Quemquemtreu, subcuenca de Lago Puelo (Argentina) durante el período 1995-2020. Seminario de licenciatura de Ciencias Biológicas. Fac. Cs. Nat. y Cs. de la Salud. Universidad Nacional de la Patagonia. Esquel. Argentina. Pp. 97.
- APHA-AWWA-WPCF (American Public Health Association- American Water Works Association- Water Pollution

- Control Federation). 1992. Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. Diaz de Santos, Madrid.
- Bauer, G. 2010. Calidad del agua en el río Percy inferior en relación con las características naturales y de uso del suelo de la cuenca. Seminario de licenciatura. Fac. Cs. Nat. Universidad Nacional de la Patagonia. Esquel. Argentina. Pp. 58.
- Chorus, I., and E. Spijkerman. 2021. What Colin Reynolds could tell us about nutrient limitation N:P ratios and eutrophication control. *Hydrobiologia* 848:95-111. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04377-w>.
- Depetris, P. J., A. I. Pasquini, and K. L. Lecomte. 2014. Weathering and the riverine denudation of continents. Springer brief in earth system sciences. South America and Southern Hemisphere. Springer. Pp. 95. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-7717-0>.
- Diehl, P., M. J. Mazzarino, and S. Fontenla. 2008. Plant limiting nutrients in Andean-Patagonian woody species: effects of interannual rainfall variation, soil fertility and mycorrhizal infection. *Forest Ecol Manage* 225(7):2793-2980. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.02.003>.
- Dodds, W. K. 2006. Eutrophication and trophic state in rivers and streams. *Limnol Oceanogr* 51(1,2):671-680. https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0671.
- Dodds, W. K., and V. H. Smith. 2016. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. *Inland Waters* 6(2):155-164. <https://doi.org/10.5268/IW-6.2.909>.
- Drago, E., and R. Quirós. 1996. The hydrochemistry of inland waters of Argentina: a review. *Int J Salt Lake Res* 4: 1-11.
- Drewer, J. I. 1988. The geochemistry of natural waters. Prentice Hall. Pp. 436.
- Elosegi, A., and S. Sabater. 2009. Conceptos y técnicas en ecología fluvial. Fundación BBVA, Bilbao. Pp. 444. URL: tinyurl.com/5era5rcs.
- Elsaholi, M., and M. Kelly-Quinn 2013. The effect of nutrient concentrations and ratios on periphyton biomass in low conductivity streams: implications for determination of nutrient limitation. *Inland Waters* 3(4):451-458. <https://doi.org/10.5268/IW-3.4.595>.
- Elser, J. J., M. E. S. Bracken, E. E. Cleland, D. S. Gruner, W. S. Harpole, et al. 2007. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecology Letters* 10: 1135-1142. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01113.x>.
- Farley, K. A., E. G. Jobbágy, and R. B. Jackson. 2005. Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. *Glob Change Biol* 11(10):1565-1576. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01011.x>.
- Francoeur, S. N., B. J. F. Biggs, R. A. Smith, and R. L. Lowe. 1999. Nutrient Limitation of Algal Biomass Accrual in Streams: Seasonal Patterns and a Comparison of Methods. *JN Am Benthol Soc* 18(2):242-260. URL: jstor.org/stable/1468463.
- García Sotillo, F. 2011. Efectos de la Cloración de Efluentes Cloacales Tratados Sobre la Calidad del Agua de Ambientes Lóticos Naturales. Seminario de licenciatura. Fac. Cs. Nat. Universidad Nacional de la Patagonia. Esquel. Argentina. Pp. 60.
- Giacosca, R. E., and N. Heredia. 2004. Estructura de los Andes Nordpatagónicos en los cordones Piltriquitrón y Serrucho y en el valle de El Bolsón (41°30' - 42°00' S), Río Negro. *Revista de la Asociación Geológica Argentina* 59(1):91-102. URL: revista.geologica.org.ar/raga/article/view/1350.
- Granitto, M., S. Diodato, and P. Rodríguez. 2021. Water quality index including periphyton chlorophyll-a in forested urban watersheds from Tierra del Fuego (Argentina). *Ecological Indicators* 126. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107614>.
- INDEC (Instituto Nacional de Estadísticas y Censos). 2022. URL: censo.gob.ar/index.php/gobiernos-locales.
- Jarvie, H. P., D. R. Smith, L. R. Norton, F. K. Edwards, M. J. Bowes, et al. 2018. Phosphorus and nitrogen limitation and impairment of headwater streams relative to rivers in Great Britain: A national perspective on eutrophication. *Sci Total Environ* 621:849-862. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.128>.
- Karydis, M., L. Ignatiades, and N. Moshopoulou. 1983. An index associated with nutrient eutrophication in the marine environment. *Estuar Coastal Shelf Sci* 16:339-344. [https://doi.org/10.1016/0272-7714\(83\)90151-8](https://doi.org/10.1016/0272-7714(83)90151-8).
- Keck, F., and F. Lepori. 2012. Can we predict nutrient limitation in streams and rivers? *Freshwater Biol* 57:1410-1421. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2012.02802.x>.
- Lanciotti, M. L., and M. V. Cremona 1999. Los suelos del área de influencia de la agencia de extensión rural de El Bolsón. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Pp. 27.
- Lizuaín, A. 1995. Mapa Geológico de la Provincia de Chubut. Escala 1:750000. Dirección Nacional del Servicio Geológico. Secretaría de Minería. M.E.S.O.P., Buenos Aires.
- Manzo, L. M., L. B. Epele, C. N. Horak, A. M. Kutschker, and M. L. Miserendino. 2020. Engineered ponds as environmental and ecological solutions in the urban water cycle: A case study in Patagonia. *Ecol Eng* 154:1-9. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105915>.
- Margalef, R. 1983. *Limnología*. Ediciones Omega S.A. Barcelona, España. Pp. 1010.
- Martín, F. 2012. Estudio para la ampliación de las instalaciones de la planta de tratamiento de aguas residuales de El Bolsón. Trabajo final de especialización de tratamiento de efluentes y residuos orgánicos. Universidad Nacional de Río Negro. Argentina. Pp. 76.
- Masiokas, M., R. Villalba, B. Luckman, M. Lascano, S. Delgado, and P. Stepanek. 2008. 20th-century glacier recession and regional hydroclimatic changes in northwestern Patagonia. *Global Planet Change* 60:85-100. <https://doi.org/>

- 10.1016/j.gloplacha.2006.07.031.
- McDowell, R. W., A. Noble, P. Pletnyakov, B. E. Haggard, and L. M. Mosley. 2020. Global mapping of freshwater nutrient enrichment and periphyton growth potential. *Sci Rep UK* 10:3568. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-60279-w>.
- Mebane, C. A., A. M. Ray, and A. A. Marcarelli. 2021. Nutrient limitation of algae and macrophytes in streams: Integrating laboratory bioassays, field experiments, and field data. *PLoS ONE* 16(6):e0252904. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0252904>.
- Miserendino, M. L., and L. A. Pizzolon. 2003. Distribution of macroinvertebrate assemblages in the Azul-Quemquemtreu river basin, Patagonia, Argentina. *New Zeal J Mar Fresh* 37(3):525-539. <https://doi.org/10.1080/00288330.2003.9517187>.
- Miserendino, M. L., C. Brand, and C. Di Prinzio. 2008. Assessing urban impacts on water quality, benthic communities and fish in streams of the Andes Mountains, Patagonia (Argentina). *Water, Air Soil Poll* 194:91-110. <https://doi.org/10.1007/s11270-008-9701-4>.
- Miserendino, M. L., E. Williams-Subiza, L. M. Manzo, C. N. Horak, and C. Brand. 2022. Effects of multiple stressors associated to land use practices in the Percy-Corintos basin (Northwest Chubut). *En A. Torres and V. Campodónico (eds.). Environmental Assessment of Patagonia's Water Resources. Springer. Environmental Earth Sciences.* https://doi.org/10.1007/978-3-030-89676-8_1.
- Moreno Franco, D. P., J. Quintero Manzano, and A. López Cuevas. 2010. Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofia. *Contactos* 78:25-33.
- Muñiz Fredes, R. B. 2020. Geomorfología y dinámica del río Quemquemtreu en el sector de El Bolsón, provincia de Río Negro. Trabajo final de Licenciatura en Geología. Universidad Nacional de Río Negro. Argentina. Pp. 78.
- Nini, M., C. Lozeco, and D. Petri. 2018. Líneas de Ribera, Riesgo Hídrico y GIRH. Caso del Río Quemquemtreu en El Bolsón. Prov. de Río Negro, Argentina. *Aqua-LAC* 10(1):134-141. <https://doi.org/10.29104/PHI-2018-AQUALAC-V10-N1-12>.
- Oyarzabal, M., J. Clavijo, L. Oakley, F. Biganzoli, P. Tognetti, et al. 2018. Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecología Austral* 28:040-063. <https://doi.org/10.25260/EA.18.28.1.0.399>.
- Pizzolon, L., M. L. Miserendino, L. Arias, and R. Benedetti. 1992. Patrones de contaminación por efluentes cloacales en un sistema lótico andino-patagónico. *Actas del II Congreso Latino-Americano de Ecología (Caxambú, Minas Gerais, Brasil)*. Pp. 36-37.
- Pizzolon, L., N. Santinelli, M. C. Marinone, and S. Menú-Marque. 1995. Plankton and hydrochemistry of Lake Futalaufquen (Patagonia, Argent.) during the growing season. *Hydrobiologia* 316:63-73. <https://doi.org/10.1007/BF00019376>.
- Pizzolon, L., M. L. Miserendino, and L. Arias. 1997. Impacto de las descargas cloacales de Cholila sobre el arroyo Las Minas. *Ingeniería Sanitaria y Ambiental* 31:56-58.
- Pizzolon, L. 1998. Flujo de iones y nutrientes principales en la Cuenca del lago Puelo (Arg.) 1994-1996. Tesis de maestría en Ecología Acuática Continental. U.N.L., Santa Fe. Pp. 191.
- Pizzolon, L., and L. Arias. 2000. Nutrient fluxes in Puelo lake watershed, Patagonian Andes, Argentina. *Verh Internat Verein Limnol* 27:1310-1314. <https://doi.org/10.1080/03680770.1998.11901448>.
- Pizzolon, L., L. Miserendino, and G. Alday. 2001. Evolución de la calidad del agua en la cuenca del río Percy en la década 1991-2001. Informe Final, Convenio UNPat/FCN-Cooperativa 16 de Octubre, Anexo de Trabajo Nro. 2. Pp. 67.
- Pizzolon, L., G. Alday, and L. Miserendino. 2005. Calidad del Agua en el sistema Esquel-Percey. Informe Final Campaña 2004 y evolución plurianual, Convenio UNPat/FCN-Cooperativa 16 de Octubre, Anexo de Trabajo Nro. 2. Pp. 46.
- Raffaele, E., J. Franzese, R. Ripa, R. Moreyra, C. I. Pissolito, and M. Blackhall. 2019. Una nueva degradación de la tierra en Patagonia: retroalimentación positiva entre fuego e invasión de pinos. I Jornada Nacional de la Evaluación Integrada de la Desertificación: Enfoques y Metodologías Socioambientales. Mendoza, Argentina. 2018, 1-4. URL: <hdl.handle.net/11336/216486>.
- Redfield, A. C. 1958. The biological control of chemical factors in the environment. *Am Sci* 46:205-221. URL: [jstor.org/stable/27827150](https://www.jstor.org/stable/27827150).
- Rosemond, A. D., P. J. Mullholand, and J. W. Elwood. 1993. Top-Down and Bottom-Up control of stream periphyton: Effects of nutrients and herbivores. *Ecology* 74(4):1264-1280. <https://doi.org/10.2307/1940495>.
- Rosso, L., and L. Giannuzzi. 2011. Factores ambientales y antropogénicos que afectan la formación de floraciones de cianobacterias y cianotoxinas. Pp. 84-106 *en* Cianobacterias como determinantes de la salud. Ministerio de Salud de la Nación. Capítulo 5. URL: sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/72655.
- Sosnovsky, A., M. E. Lallement, M. Rechencq, E. E. Zattara, M. V. Fernández, S. Leiva, M. J. Suárez, R. Daga, and R. J. C. Cantet. 2020. The influence of topography and land use on hydrological and nutrient dynamics in two Andean streams from Northern Patagonia. *New Zeal J Mar Fresh* 56(1):78-97. <https://doi.org/10.1080/00288330.2020.1853575>.
- Sosnovsky, A., M. E. Lallement, M. Rechencq, M. V. Fernández, E. E. Zattara, and C. S. Feijoó. 2021. Nutrient export and population density relationships in a stream-lake basin from the Patagonian Andean Region. *New Zeal J Mar Fresh* 57(3):438-446. <https://doi.org/10.1080/00288330.2021.1993449>.
- Talling, J. F. 2009. Electrical conductance - a versatile guide in freshwater science. *Freshwater Reviews* 2:65-78. <https://doi.org/10.1608/FRJ-2.1.4>.
- Tartari, G., and R. Mosello. 1998. Tecniche analitiche in uso presso l'Istituto Italiano di Idrobiologia, Pallanza. *Doc Ist Ital Idrobiol* 60. Pp. 160.

- Temporetti, P. F. 2006. Efecto a largo plazo de los incendios forestales en la calidad del agua de dos arroyos en la subregión Andino-Patagónica, Argentina. *Ecología Austral* 16(2):157-166.
- Tobal, J. E., E. Vera Rojas, A. Folguera, and V. A. Ramos. 2012. Deformación andina en el cordón del Hielo Azul al oeste de El Bolsón: Implicancias en la evolución tectónica de la Cordillera Norpatagónica en Río Negro, Argentina. *Andean Geol* 39(3):442-463. <https://doi.org/10.5027/andgeoV39n3-a05>.
- Tundisi, J. G. 1999. Conferencia de Apertura. 27th International Congress Societas Internationalis Limnologiae. Brasil.
- Vilches, C. 2012. Efectos de la contaminación difusa sobre el perifiton de arroyos. Tesis doctoral. Universidad Nacional de la Plata. Pp. 156.
- Vollenweider, R. A. 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. Organization for Economic Co-operation and Development. Paris. Pp. 159.
- Vollenweider, R. A. 1981. Eutrophication: a global problem. *Water Quality Bull* 6(3):58-62.
- Weigelhofer, G., T. Hein, and E. Bondar-Kunze. 2018. Phosphorus and Nitrogen Dynamics in Riverine Systems: Human Impacts and Management Options. Pp. 187-202 *en* S. Schmutz and J. Sendzimir (eds.). *Riverine Ecosystem Management, Aquatic Ecology Series* 8. https://doi.org/10.1007/978-3-319-73250-3_10.
- Wilcock, B., B. Biggs, R. Death, C. Hickey, S. Larned, and J. Quinn. 2007. Limiting nutrients for controlling undesirable periphyton growth. Prepared for Horizons Regional Council. NIWA Client Report No. 00HAM2007-006. Pp. 38.
- Williams-Subiza, E. A., C. Brand, and M. L. Miserendino. 2022. Compositional shifts in freshwater macroinvertebrate communities over 30 years of urbanization. *Ecol Eng* 183:106738. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106738>.
- Zheng, L. and M. J. Paul. 2006. Effects of eutrophication on stream ecosystems. *Tetra Tech*. Pp. 42.