

Caracterización fisicoquímica del agua del estero Nonguén
y su confluencia con el río Andalién, región del Biobío.
Variación en relación a los distintos usos de suelo en su cuenca.

Physical-chemical water characterization of Nonguen stream
and its confluence with Andalien river, Biobio región.
Variations in relation with different soil uses in its basin.

Francisco Correa-Araneda^{1*} & Claudio Salazar N.²

¹Departamento de Medio Ambiente, División de Investigación en Acuicultura, Instituto de Fomento Pesquero, Puerto Montt, Chile.

²Laboratorio de Productos Forestales, Departamento de Ingeniería Química, Facultad de Ingeniería, Universidad de Concepción, Chile.

*Autor para correspondencia: francisco.correa@ifop.cl

Resumen

La cuenca del estero Nonguén es un ejemplo de la realidad que se observa en la mayoría de las cuencas localizadas en zonas urbanas, debido al alto grado de intervención que presenta en su parte baja, influenciada por el constante aumento de la alta densidad poblacional. Sin embargo, en su parte alta aún es posible observar sitios con muy poca intervención que permiten la conservación de ecosistemas acuáticos en condiciones relativamente prístinas. Se realizó una caracterización fisicoquímica del agua del estero Nonguén y de la zona de confluencia con el río Andalién. Los resultados mostraron que la parte alta de la cuenca presenta aguas de muy buena calidad, pero en la parte baja, a medida que la actividad urbana comienza a ser más intensa, esta calidad comienza a disminuir mostrando condiciones fisicoquímicas completamente distintas a las demás zonas evaluadas (ANOSIM, pairwise test $R = 1$; $p = 0.333$).

Palabras clave: calidad de agua, contaminación, cuenca.

Introducción

A lo largo de la historia, las cuencas hidrográficas, definidas como la superficie delimitada por la divisoria de aguas en donde las precipitaciones, sedimentos y los materiales disueltos, drenan hacia un punto en común (Francke 2003), han jugado un papel muy importante en el establecimiento y desarrollo de distintas civilizaciones, desde tiempos muy remotos donde los asentamientos humanos se establecían en la proximidad de un curso de agua. La explosión demográfica, con sus consiguientes exigencias, así como el desarrollo industrial, han provocado un incremento en el consumo del agua y una diversificación de sus usos; esto ha hecho que la tarea de administrar el recurso se vuelva más compleja, no sólo por los conflictos que se dan entre los distintos usuarios y las eventuales externalidades ambientales que ciertas prácticas generan, sino que también por la creciente escasez del agua (Ruiz-Dana et al. 2007).

Una cuenca hidrográfica en “buenas condiciones” entrega diversos bienes y servicios ecosistémicos a diversos usuarios. Entre los distintos bienes, el más destacado es el recurso hídrico, que permite, por ejemplo, el riego, el consumo humano, la generación hidroeléctrica, la pesca, la navegación y la conservación de la flora y la fauna. Entre los servicios están aquellos de regulación que permiten, por ejemplo, gozar de un agua limpia gracias a la protección de la cobertura vegetal de las partes altas de las cuencas; los socio-culturales, beneficios no materiales provistos por la cuenca; por ejemplo: recreación y turismo, servicios espirituales y culturales; y los de regulación, que permiten todos los anteriores, por ejemplo: la formación del suelo, el ciclo de los nutrientes y la producción primaria (Ruiz-Dana et al. 2007, CICES, 2010). Sin embargo, las diversas actividades antrópicas han provocado la contaminación de los recursos hídricos, implicando que la mayor parte de los ríos presenten algún grado de contaminación, que en casos extremos constituyen simples sistemas para el transporte de contaminantes líquidos (Murgel 1984), implicando la pérdida de la mayor parte de sus bienes y servicios ecosistémicos.

Las cuencas costeras de la Octava Región de Chile constituyen unidades hidrográficas de gran valor biogeográfico y de conservación biológica, puesto que albergan una alta proporción de la diversidad nativa total en áreas relativamente restringidas (Ruiz

1993). Sin embargo, el alto grado de intervención antrópica existente (Habit & Parra 2001), ha generado un proceso de disminución progresiva en la distribución y abundancia de su fauna acuática (Arratia 1983, Vila et al. 1999, Habit & Parra 2001), asociado a la depreciación en la calidad de las aguas. Por otro lado, la UNESCO (2012) ha señalado que las cuencas hidrográficas de la región del Biobío, se encuentran en la categoría de “fuertemente explotadas”, demostrando la fuerte presión ejercida por la población y los sectores productivos, los cuales han alterado la cantidad y calidad del recurso hídrico de la zona. Debido a lo anteriormente planteado, el objetivo del presente estudio fue realizar una caracterización fisicoquímica de las aguas del estero Nonguén y su confluencia con el río Andalién en relación a los diversos usos de suelo que se dan en su cuenca.

Materiales y Métodos

Época y área de estudio

El estudio se llevó a cabo en la época de invierno de 2009. El área de estudio corresponde la subcuenca del estero Nonguén (36°49'–36°54' S, 72°57'–73°01' O), último tributario del río Andalién. El estero Nonguén corresponde a un sistema fluvial de orden 3 (EULA, 2002), de 15 km de longitud con una cuenca de 44 km² de superficie (Jaque, 1995). Los muestreos se realizaron en tres puntos ubicados en el estero Nonguén y un cuarto punto en la parte estuarina del río Andalién (Tabla 1, Figura 1).

El primer punto de muestreo (P1; zona alta) se ubicó a 1 km del nacimiento del estero Nonguén, en una zona de baja intervención antrópica donde sus riberas estuvieron cubiertas con un bosque secundario de *Nothofagus* que por su extensión, naturalidad y grado de aislamiento, adquiere un alto valor ecológico y ambiental (Habit et al., 2003). El segundo y tercer punto (P2, P3; zona media) se ubicaron a 6,4 y 8,6 km del nacimiento respectivamente. En dicha zona el cuerpo de agua se encuentra canalizado, sus riberas presentan escasa cobertura vegetal y se emplaza en medio de una zona urbana densamente poblada (Ciudad de Concepción). El cuarto punto de muestreo (P4; zona baja) corresponde al río Andalién, luego de la confluencia con el estero Nonguén, sus riberas se encuentran despejadas con matorrales aislados y zonas destinadas a la agricultura.

Tabla 1. Caracterización de los puntos de muestreo de acuerdo a los usos de suelo y densidad poblacional. BN = Bosque Nativo; Urb = Urbano, Agr = Agrícola.

	Zona alta		Zona media		Zona baja
	P1	P2	P3	P4	
Coordenadas S	36°52'42	36°49'50	36°49'4	36°45'21"	
Coordenadas O	72°59'19	73°00'32	73°02'57	73°02'8"	
Uso suelo dominante	BN	Urb	Urb	Agr	
Densidad poblacional (Ind/km ²)	0	216,061	105,000	100	

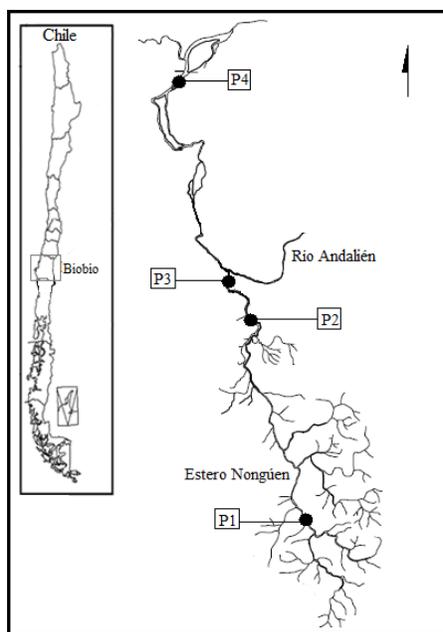


Figura 1. Ubicación de los puntos de muestreo (P1, P2, P3 y P4) en el área de estudio en el estero Nonguén y río Andalién.

Muestreo y análisis

Se muestrearon *in situ* las variables de temperatura, pH y conductividad, mediante la utilización de un equipo multiparamétrico y se tomaron muestras de agua para el análisis de alcalinidad, NH_4^+ , color verdadero, DBO_5 , fósforo total, NO_3^- , NO_2^- , nitrógeno total, PO_4^{3-} , $\text{O}_{2(\text{dis})}$, sólidos disueltos, sólidos suspendidos totales, sólidos suspendidos orgánicos, sólidos suspendidos inorgánicos y turbidez. Todas las muestras se tomaron en triplicado y luego fueron identificadas, preservadas, transportadas y analizadas siguiendo los procedimientos descritos en la Guía sobre preservación y manejo de muestras (NCh 41

1/3.Of96). Los análisis fueron realizados en el laboratorio de Química del Centro de Ciencias Ambientales Eula-Chile de la Universidad de Concepción, según las metodologías propuestas por “Standard methods for the examination of water and wastewater” (APHA, 2005).

Análisis estadístico

La relación entre las distintas zonas, según las variables fisicoquímicas medidas, se determinó utilizando el software estadístico Primer v.6 (Clarke & Gorley, 2005). Primero se realizó un análisis de Draftsman plot y se procedió a realizar la transformación de todas las variables a $\log(x+1)$, ya que mostraron una distribución sesgada en los scatterplots. Las variables fueron normalizadas por presentar distintas unidades de medida. Posteriormente se generó la matriz de distancia basada en distancia euclidiana, a través de la cual se realizó el análisis de escalamiento multidimensional no paramétrico (NMDS; Clarke & Green, 1988), con el fin de poder visualizar la relación entre los grupos en una representación de 3-dimensiones. Para analizar las diferencias entre los grupos definidos de manera previa, se utilizó el análisis ANOSIM de una vía utilizando la zona como factor (Clarke & Warwick, 2001).

Resultados y Discusión

Los valores de temperatura se presentaron en un rango entre 7 y 8°C sin variaciones importantes entre las distintas zonas (Tabla 2). La temperatura es una variable importante para definir la calidad del agua, puesto que afecta la mayoría de los procesos biológicos que tienen lugar en los ecosistemas fluviales, así como también afecta de forma inversamente proporcional a la solubilidad de los gases, destacándose el $O_{2(\text{dis})}$, pudiendo provocar una menor disponibilidad en el ambiente (Rivera et al. 2002).

El oxígeno es un elemento relevante en el control de la calidad de las aguas, desde un punto de vista biológico, siendo su presencia y concentración esenciales para sustentar distintas formas de vida, como también para evaluar los efectos de potenciales agentes contaminantes, principalmente por el balance de oxígeno en el sistema (Rivera et al. 2002). Los valores de oxígeno disuelto mostraron una disminución a través de las distintas zonas, con valores de 12.6 mg/l en la zona alta y 11.2 mg/l en la zona baja (Tabla 2). La

disminución de esta variable desde la cabecera hasta la zona estuarina se relaciona con el proceso de respiración de organismos fotosintéticos, sobre-saturación y demanda biológica de oxígeno por materiales orgánicos y sedimentos (Rivera et al. 2004). Sin embargo esta última variable no mostró variaciones a lo largo de los puntos de muestreo presentando un valor $< 0.14 \text{ mgO}_2/\text{L}$ (Tabla 2).

La DBO_5 se considera como la cantidad de oxígeno disuelto en el agua necesario para la oxidación bioquímica de la materia orgánica presente en el agua, y es por tanto un buen indicador de su calidad y concretamente de la contaminación orgánica (Rivera et al. 2004). Valores de esta variable superiores a $10 \text{ mgO}_2/\text{L}$, son característicos de aguas muy contaminadas y menores a $3 \text{ mgO}_2/\text{L}$ indicarían una contaminación muy débil (Rivera et al. 2004). Estos resultados demuestran que el área estudiada presenta una contaminación pobre y sin variaciones a través del gradiente longitudinal.

La alcalinidad es importante por estar relacionada con la estabilidad del pH, que viene dada por la presencia de la reserva alcalina o sistema tampón (Rivera et al. 2002), que en definitiva depende de la concentración en las aguas de CO_3^{2-} y HCO_3 (Rivera et al. 2002). Los valores mostraron una tendencia al aumento en los puntos de muestreo desde la parte alta ($22 \text{ mgCaCO}_3/\text{L}$) a la baja ($42 \text{ mgCaCO}_3/\text{L}$) (Tabla 2). La alcalinidad representa el principal sistema amortiguador, además desempeña un papel relevante en la productividad de los cuerpos de agua naturales, sirviendo como fuente de reserva para la fotosíntesis. Valores altos no producen efectos nocivos en la salud de los consumidores, pero si le confiere un sabor desagradable al agua y tiene interacciones importantes con los procesos de fotosíntesis y respiración celular (Rivera et al. 2004).

Tabla 2. Valor promedio de las variables fisicoquímicas medidas en los cuatro puntos de muestreo (P1, P2, P3 y P4) agrupados en las distintas zonas (alta, media y baja).

	Unidad	Zona alta		Zona media		Zona baja	
		P1	P2	P3	P4		
Temperatura	°C	7.0	7.5	8	7.3		
pH	0-14	6.2	5.9	6.4	6.4		
Conductividad	µS	52.2	70.5	80.9	965.0		

Alcalinidad	mgCaCO ₃ /L	22	29	37	42
NH ₄ ⁺	mg/L	0.02	0.06	0.09	0.61
Color Verdadero	Pt/Co	11	15	15	30
DBO ₅	Mg O ₂ /L	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0
Fósforo Total	mg/L	0.04	0.05	0.07	0.08
NO ₃ ⁻	mg/L	<0.09	0.58	0.84	2.83
NO ₂ ⁻	mg/L	0.049	0.067	0.082	<0.04
Nitrógeno Total	mg/L	0.04	0.26	0.39	1.48
PO ₄ ³⁻	mg/L	<0.14	<0.14	<0.14	<0.14
O ₂ (dis)	mgO ₂ /L	12.6	12.2	11.6	11.2
Sólidos disueltos	mg/L	79.0	93.0	115.0	662.5
Sólidos suspendidos totales	mg/L	2.7	31.2	20.4	32.3
Sólidos suspendidos inorgánicos	mg/L	1.3	24.2	15.0	24.0
Sólidos suspendidos orgánicos	mg/L	1.4	7.0	5.4	8.3
Turbidez	NTU	4	23	37	46

Las actividades biológicas como la fotosíntesis, respiración, y fenómenos físicos como la aireación, influyen en la regulación del pH a través de su capacidad para reducir o incrementar la concentración de dióxido de carbono disuelto en las aguas naturales (Poch 1999), cuyos valores en los puntos de muestreo se registraron en un rango entre 5.9 y 6.4 unidades de pH (Tabla 2). Considerando el requisito para aguas de riego, según las Normas Chilenas Oficiales (NCh 1333-1978), éstas deben tener un pH entre 5,5 y 9,0, por lo cual las aguas de este río son aptas para ese uso. Los requisitos de pH para aguas destinadas a recreación y estética, según la Norma Chilena 1333, son 6.5 a 8.3, de acuerdo a esta normativa las aguas de estos ríos no serían aptas para ese uso.

La presencia de color indica la existencia de sustancias extrañas (Poch 1999), cuya presencia fue notablemente mayor tanto en la zona media (15 Pt/Co) como en la baja (30 Pt/Co) (Tabla 2). Parte de este color puede ser debido a la materia en suspensión que lleva el agua (y que quedará reflejada en la medida de la turbidez o de los sólidos en suspensión), mientras que la otra parte es debida a la presencia de sustancias disueltas, que dan lugar al

denominado color verdadero. El origen de este color se debe fundamentalmente a la presencia de compuestos orgánicos, que pueden tener un origen natural (taninos o ácidos húmicos derivados del aporte tanto de la cuenca como de la ribera) o artificial (vertidos industriales; Poch 1999).

Los fosfatos son uno de los factores limitantes en el crecimiento vegetal, siendo éste un indicador común de tramos superiores de redes fluviales (Rivera et al. 2004). En donde la ausencia de plantas acuáticas es sinónimo de bajos niveles de fósforo en el cuerpo de agua. Caso que fue apreciable en los puntos de muestreo, aunque los valores de nitrógeno total fueron incrementando de manera espacial con valores que evidencia un aumento en la carga orgánica del sistema fluvial.

La conductividad es una medida del grado de mineralización de las aguas, como también de la carga iónica presente (Rivera et al. 2004). Está condicionada en primer lugar por las características del sustrato (Poch 1999). Pero además por la presencia de vertidos de aguas residuales, que caracterizan al cuerpo de agua por una salinidad inusual. Este fue otro de los parámetros que registró variaciones importantes en los sitios de muestreo, que en la parte media ($755 \mu\text{s} - 80.9 \mu\text{s}$) puede ser asociada con los vertidos de aguas residuales, mientras que en la parte baja la influencia marina explica el alto valor obtenido ($965 \mu\text{S}$) (Tabla 2).

La turbidez es una variable utilizada habitualmente en aguas naturales como indicador de la presencia de sólidos, esencialmente coloidales. La fuente principal de turbidez en las aguas naturales procede de proceso erosivos y transporte de material coloidal (arcilla, fragmentos de roca, sustancias del lecho) por parte de los ríos en su recorrido. También de fibras vegetales que son arrastradas y finalmente de las aguas residuales (domesticas y/o industriales) que pueden recibir (Poch 1999). Esta variable presentó valores bajos en la parte alta (4 NTU), los que aumentaron en la parte media (23-37 NTU) y nuevamente en la parte baja (46 NTU) (Tabla 2). El origen de estos valores se relaciona en la parte alta con el transporte natural de los sustancias coloidales del lecho del río, en tanto en la parte media y baja, la deforestación de las riberas, que genera una mayor escorrentía de materia orgánica vegetal hacia los ríos, y las descargas de residuos domésticos explican el aumento considerable de la turbidez de las aguas del sistema fluvial. Lo anterior está asociado de manera directa con las concentraciones de sólidos suspendidos

en la columna, cuyos valores presentan la misma tendencia al aumento al relacionarlo con las demás variables de origen antrópico.

Con respecto al fósforo, este es un elemento esencial para los organismos vivos y es posible encontrarlo disuelto y en partículas suspendidas en la columna de agua (Parra et al., 2009). El origen natural de este elemento en el agua es por disolución de la roca fosfática o la descomposición de la materia orgánica. Los valores de fósforo total y PO_4^{3-} (<0.14 mg/L) no presentaron importantes variaciones en las distintas estaciones de muestreo (Tabla 2), lo que indica que no hay influencia de aguas residuales que contengan detergentes o de aguas subterráneas que arrastren residuos de fertilizantes (Beltrán et al., 2004).

Los PO_4^{3-} son uno de los nutrientes limitantes en el crecimiento vegetal, siendo éste un indicador común de tramos superiores de redes fluviales (Rivera et al., 2004). En donde la ausencia de plantas acuáticas es sinónimo de bajos niveles de fósforo en el cuerpo de agua, comportamiento que fue apreciable en los puntos de muestreo de la parte alta. Por otro lado, las concentraciones de nitrógeno total registraron un incremento a través del gradiente longitudinal, lo que evidencia un aumento en la concentración de materia orgánica del sistema fluvial.

Los resultados muestran que la concentración de NO_2^- disminuye considerablemente en el punto 4, donde la mayor concentración de nitrógeno la registran los iones NH_4^+ y NO_3^- (Tabla 2). La presencia de NH_4^+ en todas las estaciones, principalmente en el punto 4, indica la presencia de materia orgánica no degradada, la que favorecería la multiplicación microbiana. Respecto a los altos valores registrados para estas especies químicas, Comas et al. (1998) señalaron que el ión NO_2^- puede estar presente en las aguas como consecuencia de la oxidación del NH_4^+ o como resultado de la reducción, microbiana o no, de los NO_3^- . Su presencia en el agua debe considerarse como un indicio fundado de una posible contaminación reciente (dada su inestabilidad) y, tal vez, de la impotabilidad del agua debida a la toxicidad de este ión.

El contenido de NO_3^- presenta un gran aumento en el punto 4 (Tabla 2), lo que indicaría que gran parte del nitrógeno contenido en el agua está siendo oxidado por microorganismos y de este modo, se genera una mayor disponibilidad de este nutriente para los productores primarios.

Con respecto al fósforo, este es un elemento esencial para los organismos vivos y es posible encontrarlo disuelto y en partículas suspendidas en la columna de agua (Parra et al., 2009). El origen natural de este elemento en el agua es por disolución de la roca fosfática o la descomposición de la materia orgánica. Los valores de fósforo total y ortofosfato (<0.14 mg/L) no presentaron importantes variaciones en las distintas estaciones de muestreo (Tabla 2), lo que indica que no hay influencia de aguas residuales que contengan detergentes o de aguas subterráneas que arrastren residuos de fertilizantes (Beltrán et al., 2004).

De acuerdo a la estequiometría aproximada de la fotosíntesis en las algas, la proporción N:P es del orden de 7. Según la Ley del Mínimo de Liebig, un cuerpo de agua con una relación N:P mucho mayor que 7 indica que el P es el nutriente limitante. Por otra parte, un valor de N:P mucho menor que 7 implica una limitación por N. Los valores de la proporción N:P para las estaciones 1, 2, 3 y 4 son: 1, 5.2, 5.6 y 18.5, respectivamente; esto indicaría que en las estaciones 1, 2 y 3 el nutriente limitante es el nitrógeno, en cambio en el punto 4, el nutriente limitante es el fósforo.

Los resultados analizados respecto a las variables de manera independiente, son concordantes con el análisis de NMDS, el cual contiene el conjunto de variables fisicoquímicas analizadas. Los resultados de este análisis muestran la formación de tres grupos (Figura 2), identificando diferencias significativas a nivel espacial entre los valores de las variables medidas en las zonas (ANOSIM R Global = 1; p = 0.167), cuyos valores además presentan diferencias significativas entre cada una las zonas: alta vs. media (ANOSIM, pairwise test R = 1; p = 0.333) y media vs. baja (ANOSIM, pairwise test R = 1; p = 0.333).

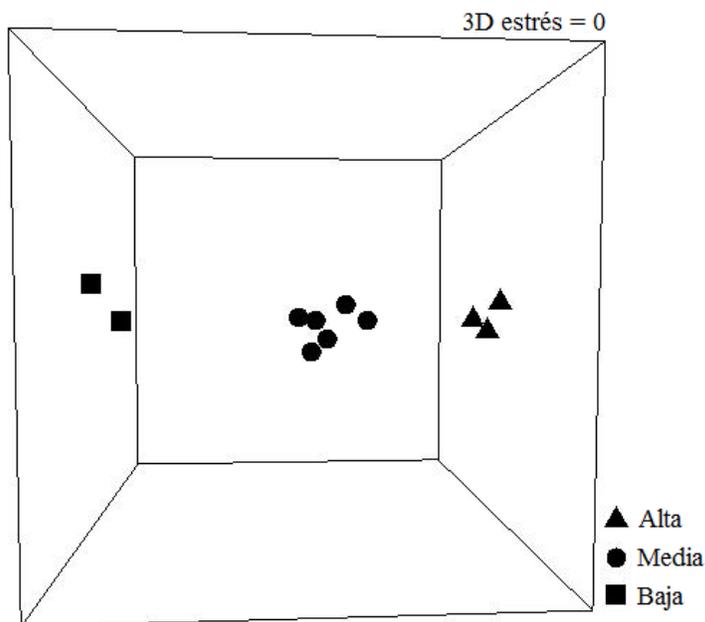


Figura 2. Ordenamiento en 3-dimensiones del escalamiento multidimensional no paramétrico (NMDS) de los 4 sitios, basado en la matriz de datos ambientales, utilizando la zona (alta, media y baja) como factor.

Los usos de suelo en las riberas del sistema fluvial estudiado presentaron una importante variación longitudinal. Esto fue más evidente a partir del segundo punto de muestreo, por la presencia de zonas urbanas densamente pobladas (Tabla 1), lo que implica la pérdida de cobertura vegetal y la descarga constante de contaminantes desde fuentes puntuales (Correa-Araneda et al. 2010), que derivan en importantes cambios en la comunidades acuáticas (Correa-Araneda et al. 2010b). Luego, en la parte baja de la cuenca se observó el desarrollo de agricultura y ganadería (Tabla 1), que implica un importante aporte difuso de materia orgánica y contaminantes químicos. En consecuencia, las variaciones espaciales de las intervenciones antrópicas estarían determinando las características físicas y químicas del cuerpo de agua, implicando fuertes alteraciones en la morfología y calidad del agua de su zona baja por cambios en el uso del suelo e ingreso de contaminantes al curso fluvial.

Agradecimientos

Al Centro de Ciencias Ambientales EULA-Chile de la Universidad de Concepción por su apoyo en la toma de muestras y realización de los análisis químicos.

Referencias

- APHA. 2005. "Standard methods for the Examination of Water and Wastewater". Washington, USA 21th edition. A. P. H. Association. 1325.
- Arratia, G. 1983. Preferencias de hábitat de peces siluriformes de aguas continentales de Chile (Fam. Diplomystidae y Trichomycteridae). *Studies of Neotropical Fauna and Environment* 18: 217-237.
- Beltrán, J. A. Torregrosa, M. Gonzalez y V. Domínguez. 2004. Análisis químico de aguas residuales". Instituto de Ciencias de la Educación. Primera edición.
- Clarke, K.R. and R.H. Green. 1988. Statistical design and analysis of a 'biological effects' study. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 46: 213–226.
- Clarke, K.R. and R.M. Warwick. 2001. *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. Natural Environment Research Council, UK.
- Clarke, K.R. and R.N. Gorley. 2001. *PRIMER v5: User Manual/Tutorial*. PRIMER-E Ltd: Plymouth, UK.
- Comas, E. J. Armengol, S. Sabater y F. Sababer. 1998. Variabilidad espacial y temporal de la calidad del agua en el Río Urola". *Ingeniería del agua* 5: 29-36.
- Correa-Araneda, F. A. Contreras and P. De Los Ríos. 2010a. Amphipoda and decapoda as potential bioindicators of water quality in an urban stream (38°S, Temuco, Chile). *Crustaceana* 83 (8): 897-902.
- Correa-Araneda, F. R. Rivera, J. Urrutia, P. De Los Ríos, Á. Contreras y F. Encina-Montoya. 2010b. Efectos de una zona urbana sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos de un ecosistema fluvial del sur de Chile. *Limnetica* 29 (2): 183-194.
- EULA. 2002. Diagnóstico y zonificación del Parque Metropolitano Fundo Nonguén. Informe Línea de Base, Oficina Asistencia Técnica, Centro de Ciencias Ambientales EULA– Chile, Universidad de Concepción, Concepción, Chile. 258 pp.

- Francke, C. 2003. La situación del manejo integral de cuencas hidrográficas en Chile. Ministerio de Agricultura. Chile. 30 pp.
- González, M. y D. García. 1998. Restauración de ríos y riberas. Escuela Superior de Ingenieros de Montes. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, 319 pp.
- Habit, E. P. Victoriano y A. Rodríguez-Ruiz. 2003. Variaciones espacio-temporales del ensamble de peces de un sistema fluvial de bajo orden del centro-sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 76: 3-14
- Habit, E. y O. Parra. 2001. Impactos ambientales de los canales de riego sobre la fauna de peces. *Ambiente y Desarrollo (Chile)* 17: 50-56.
- Jaque, E. 1995. Análisis integrado de los sistemas naturales de la cuenca del río Andalién: bases para la planificación ecológica del territorio de la cuenca. Tesis Doctoral, Centro EULA, Universidad de Concepción, Concepción, Chile. 267 pp.
- Murgel, S. 1984. Limnología sanitaria, estudio de la polución de aguas continentales. OEA, serie de biología, monografía 28. 120 pp.
- Norma Chilena Oficial 1333.Of78. Requisitos de calidad de agua para diferentes usos". Instituto Nacional de Normalización INN Chile, Segunda edición.
- Norma Chilena Oficial N° 1.333. 1987. Requisitos de calidad de agua para diferentes usos. Inscripción N° 49.092 por Instituto Nacional de Normalización, INN. Santiago de Chile, 20 pp.
- Parra, O. J. Castilla, H. Romero, R. Quiñones y A. Camaño. 2009. La cuenca hidrográfica del Río Itata: aportes científicos para su gestión sustentable. Editorial Universidad de Concepción.
- Poch, M. 1999. Las calidades del agua. Edit. Rubes, Barcelona, España. 159 pp.
- Rivera, N. A. Muñoz-Pedrerros y F. Encina. 2002. La calidad fisicoquímica de las aguas en la Reserva Nacional Malleco en la IX región de Chile. *Información Tecnológica*. 13: 37-45.
- Rivera, N. F. Encina, A. Muñoz-Pedrerros y P. Mejias. 2004. La Calidad de las Aguas en los Ríos Cautín e Imperial, IX Región-Chile. *Información Tecnológica*. 15: 89-101.
- Ruiz, V.H. 1993. Ictiofauna del río Andalién. *Gayana (Zoología)* 57: 109-284.
- Ruiz-Dana, A. H. Blanco y F. Molina. 2007. ¿Cómo Lograr una Gestión Integrada de Cuencas Hidrográficas en Chile?. *RIDES*. 18 pp.

UNESCO. 2012. "The United Nations World Water Development Report 4: Managing Water under Uncertainty and Risk". París, Francia. 407.

Vila, I. L. Fuentes y M. Contreras. 1999. Ictiofauna en los sistemas límnicos de la Isla Grande, Tierra del Fuego, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 72: 273-284.