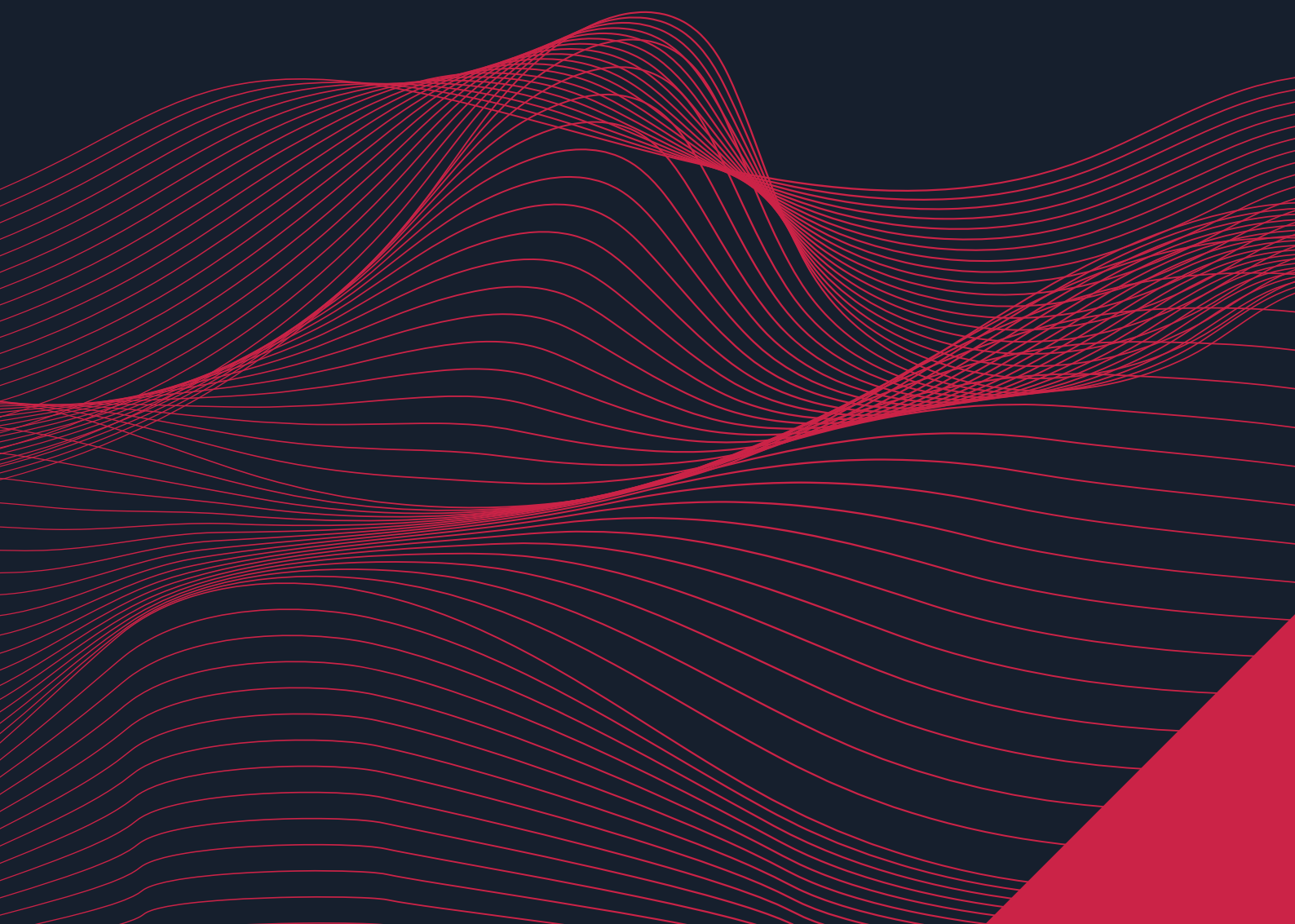


Informe del estado ambiental del río Negro 2019



INFORME DEL ESTADO AMBIENTAL DEL RÍO NEGRO

Coordinadora: Lic. Nathalia MIGUELES

Equipo Técnico: Dra. Mariza ABRAMETO
Dr. Pablo MACCHI
Dr. Patricio SOLIMANO

Investigadores colaboradores:

Dr. Andrés ARIAS; Dra. Norma TOMBESI; Dr. Enrique FABREGAT; Lic. Julieta PALACIOS;
Lic. Adela BERNARDIS; Lic. Johana SOPLANES; Lic. Fredy José GUARDIOLA RIVAS,
Lic. Mariano SORICETTI, Dra. Andrea TOMBARI, Dr. Santiago Nicolás MORAWICKI,
Dra. Ana Carolina RONDA y Dra. Ana Laura OLIVA.

Estudiantes UNRN colaboradores:

Martín AMESTOY, Rodrigo ARISTIMUÑO, Lautaro BAEZA, Renata BERRA,
Celeste CONTRERAS, Micaela Elizabeth ENCINA, Andrés GARRIDO,
Guillermo Alejandro MORA, Mónica NAVARRO, Facundo QUEZADA HENRY e Ivana SAADE.



RECTOR

Lic. Juan Carlos DEL BELLO

ÍNDICE

1. PRESENTACIÓN	9
2. METODOLOGÍA	11
3. ÁREA DE ESTUDIO	
3. 1. Sistema Hidrográfico de los ríos Limay, Neuquén y Negro.....	15
3. 2. Aspectos significativos del río Limay desde el Lago Nahuel Huapi hasta la confluencia	17
3. 3. Aspectos significativos del río Neuquén desde la cordillera hasta la confluencia.....	18
3. 4. Aspectos significativos del río Negro desde la confluencia hasta la desembocadura.....	19
3. 5. La organización socio espacial de la Cuenca del río Negro	23
3. 6. Análisis del Sistema Hidrográfico de los ríos Limay, Neuquén y Negro: un espacio de múltiples actividades.....	25
3. 7. Algunas características socioeconómicas del Alto Valle de Río Negro y Neuquén.....	26
3. 8. Un conjunto de Centros Urbanos en el norte de la Patagonia	26
3. 9. Análisis de la distribución de la Población e Infraestructura para el tratamiento de los desperdicios líquidos.....	30
3. 9. 1. Infraestructura para el tratamiento de líquidos cloacales y pluviales. Alto Valle.....	30
3. 9. 2. Infraestructura para el tratamiento de líquidos cloacales y pluviales. Valle Medio	37
3. 9. 3. Infraestructura para el tratamiento de líquidos cloacales y pluviales. General Conesa	38
3. 9. 4. Infraestructura para el tratamiento de líquidos cloacales y pluviales. Valle Inferior	40
4. CALIDAD DEL AGUA	
4. 1. Objetivo general	43
4. 2. Objetivos particulares.....	43
4. 3. Materiales y métodos. Locaciones de muestreo.....	43
4. 4. Recolección de muestras.....	43
4. 5. Temperatura del agua, CE, pH y Concentraciones de Oxígeno disuelto	45
4. 6. Indicadores Fecales.....	46
4. 7. Nutrientes.....	48
4. 8. Metales y Metaloides Disueltos	50
4. 9. Hidrocarburos aromáticos policíclicos.....	51
4. 9. 1. Objetivo y marco.....	51
4. 9. 2. Muestreo.....	51
4. 9. 3. Análisis de PAHs	52
4. 9. 3. 1. Análisis de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos.....	53
4. 10. Análisis de fuentes.....	56
4. 10. 1. Perfil composicional de PAHs de acuerdo al número de anillos bencénicos	56
4. 10. 2. Análisis de Fuentes de origen mediante índices moleculares	58

4. 11. Pesticidas Organoclorados	63
4. 11. 1. Metodología analítica	64
4. 11. 2. Organoclorados en Material Particulado en Suspensión	64
4. 12. HCHs	65
4. 13. DDTs	67
4. 14. Endosulfan	67
4. 15. Antecedentes para el área de estudio	69
5. EVALUACIÓN ECOLÓGICA DE LA CALIDAD DE AGUA DEL RÍO NEGRO UTILIZANDO MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS	
5. 1. Objetivos	75
5. 2. Introducción	75
5. 3. Metodología. Sitios de muestreo	78
5. 4. Parámetros fisicoquímicos	86
5. 5. Parámetros biológicos	86
5. 6. Análisis de datos	86
5. 7. Índice Biótico BMWP-RN	87
5. 8. Análisis estadístico	88
5. 9. Resultados	88
5. 9. 1. Parámetros fisicoquímicos	88
5. 9. 2. Parámetros biológicos. Descripción General	91
5. 10. Descripción espacial	94
5. 11. Características tróficas de los ensambles de macroinvertebrados	97
5. 12. Relaciones de las condiciones ambientales y los macroinvertebrados	99
5. 13. Evaluación de la calidad del agua con el índice biótico BMWP-RN	101
Conclusiones	105
6. FAUNA ÍCTICA DEL RÍO NEGRO	
6. 1. Objetivo	107
6. 2. Método de muestreo y análisis	108
6. 3. Artes de pesca	109
6. 4. Datos de la captura	109
6. 5. Variables generales	109
6. 6. Composición de especies	110
6. 7. Diversidad	113
6. 8. Consideraciones finales	118
7. CONCLUSIONES	119
Recomendaciones	121
8. BIBLIOGRAFÍA	123

1. PRESENTACIÓN

En el marco del compromiso que la Universidad Nacional de Río Negro asumió desde sus inicios para con el territorio y la sociedad en la que está inserta, me resulta grato presentar, los resultados del proyecto "Estado Ambiental del río Negro". Es un documento de primordial importancia por su dimensión académica pero, fundamentalmente, porque sus resultados y las eventuales acciones a tomar a partir de dichos resultados, tendrán impacto en la vida de todos los rionegrinos. Sus alcances son inéditos en el estudio de nuestro río, es el primer estudio integral realizado en simultáneo en distintos puntos georreferenciados abarcando toda la cuenca en dos oportunidades, evaluando química de agua (agua y material particulado en solución), peces y macroinvertebrados como indicadores ambientales. Constituye, por lo tanto, el primer paso para conocer el estado ambiental del río y poder evaluar a futuro la evolución de los indicadores ambientales más relevantes. No es posible tomar buenas decisiones ni ejercer buenas políticas ambientales sobre lo que no se conoce. Este proyecto propone iniciar el camino para alcanzar ese conocimiento.

En cuanto a su dimensión académica, "Estado Ambiental del río Negro", es un proyecto liderado por miembros de la comunidad universitaria, integrado por 11 docentes investigadores y 19 estudiantes avanzados de la Universidad Nacional de Río Negro, 2 investigadores de la Universidad Nacional del Sur y 1 investigador de la Universidad Nacional del Comahue. Fue realizado con la colaboración de otras universidades -como la Universidad Nacional del Sur a través del Departamento de Química en el IADO, CCT-CONICET, Bahía Blanca, el Centro Científico Tecnológico (CENPAT)-, y otros organismos como Prefectura Naval Argentina, Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca a través de la Subsecretaría de Pesca y la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la provincia de Río Negro.

Es importante destacar que el proyecto fue coordinado por la Jefa del Departamento de Consultoría e Ingeniería dependiente de la Secretaría de Investigación, Creación Artística, Desarrollo y Transferencia de Tecnología de la Universidad Nacional de Río Negro, Lic. Nathalia Migueles; y los subproyectos dirigidos por la Dra. Mariza Abrameto, el Dr. Patricio Solimano y el Dr. Pablo Macchi.

Fue un intenso trabajo de dos años, que incluyó desde la selección de los sitios de muestreo más representativos de la cuenca, sobre los ríos Limay, Neuquén y Negro, hasta la toma de muestras, su conservación, su traslado, y el análisis de las mismas en los distintos laboratorios de la Universidad Nacional de Río Negro, CENPAT y la Universidad Nacional del Sur, donde fueron procesadas, de acuerdo con protocolos estandarizados (EPA 3540C y IOC N° 20, UNEP, 1992). Los análisis se hicieron por cromatografía gaseosa capilar y espectrometría de masas (GC Hewlett-Packard 68906C/MS Hewlett-Packard 5972, adheridos al Sistema Nacional de Espectrometría de Masas, <https://www.argentina.gob.ar/ciencia/sistemasnacionales/espectrometria-de-masas>).

Se relevaron 21 sitios en la cuenca, 2 sobre el río Limay, 2 sobre el río Neuquén y 17 sobre el río Negro. Las campañas se realizaron durante el año 2018 en dos etapas, una de invierno y otra de primavera/verano.

Para el análisis integral de los resultados, se realizaron cuatro encuentros, de los que participaron la totalidad de los miembros del grupo de trabajo, y en los

cuales se evaluaron los datos relacionados a la química del agua (hidrocarburos poliaromáticos, bacteriológicos, microbiológicos, metales pesados y organoclorados), macroinvertebrados y peces como indicadores ambientales.

El estudio describe el sistema hidrográfico de los ríos Limay, Neuquén y Negro, relacionado a la distribución de la población y la infraestructura de saneamiento cloacal y pluvial.

El presente documento es de carácter exhaustivo, elaborado con el mayor rigor científico. El valor del mismo constituye un soporte importante para apoyar los esfuerzos de múltiples actores con intereses y responsabilidades en la cuenca hidrográfica del río Negro, desde la formulación de planes de manejo y la toma de decisiones para emprender programas o proyectos, hasta la consulta con fines didácticos, informativos y/o científicos.

Es nuestra intención avanzar en la formulación de un proyecto de monitoreo del río, que dé continuidad al trabajo iniciado, a partir del segundo semestre de 2019. Es este un gran reto para la UNRN, que requiere contar con el apoyo y el compromiso de los actores involucrados en el desarrollo de la cuenca, tanto en aspectos sociales y económicos como ambientales. Es este compromiso el que permitirá garantizar el éxito del proyecto.

Este estudio no se podría haber realizado sin la colaboración de la Subsecretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable Ing. Dina MIGANI, al Subsecretario de Pesca de la Provincia de Río Negro, Lic. Jorge BRIDI, quienes colaboraron con la logística necesaria para la toma de muestras, y a los técnicos del área, Lic. Cecilia HERNÁNDEZ y Julio DE FLORIAN, a la Prefectura Naval Argentina, y al resto de los profesionales y estudiantes de la UNRN que participaron de las campañas y del trabajo de laboratorio.

Esta presentación es una invitación a todos ellos a sumarse al trabajo de los profesionales de esta universidad y formar parte del equipo estratégico para monitorear los aspectos ambientales más relevantes.

Son muchas las tareas necesarias para alcanzar estos objetivos. Cada una de ellas dará respuestas concretas acerca de los cambios de los indicadores evaluados en este proyecto y de los que se acuerden en un futuro entre los integrantes que cuenten con la formación académica y profesional adecuada para discutirlos e implementarlos.

Las acciones integrales que promuevan la gestión estratégica del recurso hídrico, son parte de la solución al desarrollo sustentable de nuestro territorio. Es este el inicio de un camino en pos del bienestar social, económico y cultural de nuestra región.

2. METODOLOGÍA

La metodología desarrollada por el programa se basó en actividades de gabinete y campo. Para la determinación del estado ambiental del río Negro, se analizaron y definieron los puntos más representativos para la toma de muestras que permitieron caracterizar ambientalmente el río a través de actividades de campo y gabinete.

Se identificaron 21 puntos de muestreo desde Arroyito sobre el río Limay y Vista Alegre sobre el río Neuquén, pasando por la ciudad de Neuquén y hasta la isla La Paloma en cercanías a la desembocadura del río Negro.

Para ello durante los meses de mayo y junio de 2018, se llevaron a cabo 2 navegaciones de reconocimiento que permitieron garantizar la accesibilidad a los puntos de muestreo.

El trabajo consistió en recolectar muestras de aguas y sedimentos, como así también la observación y toma de datos *in situ* respecto del ambiente natural y socio-espacial de la zona.

Las campañas de muestreo, se realizaron en dos etapas, la primera de ellas fue llevada a cabo desde el 06 al 17 de agosto, y la segunda fue desde el 26 de noviembre al 07 de diciembre de 2018. De esta manera las muestras representan las condiciones hídricas del río para invierno y primavera, con caudales altos y bajos respectivamente. Cabe destacar que para la realización del presente estudio participaron más de 30 personas entre investigadores, estudiantes y personal de apoyo para las actividades de gabinete, laboratorio y campo.

A través de la Subsecretaría de Pesca de la Provincia de Río Negro, en la figura de su Subsecretario, Lic. Jorge BRIDI, y de la Lic. Cecilia HERNÁNDEZ, se gestionaron los permisos de obtención de peces para investigación y una embarcación para el muestreo para los puntos ubicados desde Confluencia hasta Chichinales, mientras que con la colaboración de Prefectura Naval Argentina, se llevó a cabo la navegación desde Chelforó hasta Viedma.

Si bien cada grupo de investigación, definió la metodología específica a su tema, todos se ajustaron a los lineamientos generales del programa, en cuanto a las fechas de campaña y sitios de muestreo de forma tal de realizarlas en simultáneo.

Se firmaron convenios específicos con el Departamento de Química de la Universidad Nacional del Sur para procesar muestras de agua y sedimentos, con el Centro Científico Tecnológico CENPAT para el procesamiento de metales pesados, y con Prefectura Naval Argentina, un convenio marco de cooperación institucional.

Metodológicamente se obtuvieron las características hidroquímicas empleando Medidor multiparamétrico de la calidad del agua SPER SCIENTIFICR 850081.

La recolección de las 21 muestras de agua en cada muestreo, se realizó en medio del cauce, sub-superficialmente, desde embarcación con motor fuera de borda mediante botella Van Doorn en todos los sitios.

En laboratorio se utilizaron filtros de microfibras de vidrio MG-F (0,7 μm), y discos de 47mm, Munktell Ahlstrom. Una vez separado el material particulado suspendido (MPS), se almacenaron las muestras filtradas a -18°C para el posterior análisis de hidrocarburos y nutrientes respectivamente. Para el análisis de metales pesados se acidificaron con ácido nítrico a pH 2, y se conservaron a 4°C hasta su análisis (APHA, 2017).

Los sedimentos de fondo se recolectaron mediante cilindro de acero inoxidable y se conservaron a -18°C hasta su posterior análisis (APHA, 2017).

Las muestras microbiológicas se recolectaron en envases estériles, se conservaron a 4°C hasta su análisis en el laboratorio.

Métodos de filtración por membranas: Se utilizó un equipo de filtración por vacío de vidrio con juntas esmeriladas Glassco, mechero de gas para mantener el sistema en condiciones de esterilidad. Cada muestra se filtró usando membranas Gamafil, de nitrocelulosa blanca reticulada estéril, $0,45\ \mu\text{m}$ de poro.

Enterococos (ENT): Para su determinación se empleó Agar selectivo Slanetz y Bartley (BiokarR). Una vez finalizada la filtración de 100 mL de la muestra, las membranas se depositaron sobre las placas del agar, que fueron incubadas durante 24hs a $35\pm 2^{\circ}\text{C}$. Para realizar el recuento se consideraron colonias de color rojo-rosados, las cuales constituyeron la primera lectura de colonias sospechosas. Para la confirmación del resultado se transfirió cada membrana a otra placa con medio Agar Bilis Esculina Azida (BritaniaR) que se incubó 3 hs a 44°C . En este medio se contaron las colonias capaces de hidrolizar la esculina dando lugar a una coloración oscura en el agar, entre marrón a negro. Los resultados se expresaron como unidades formadoras de colonia (UFC) en 100 mL de la muestra.

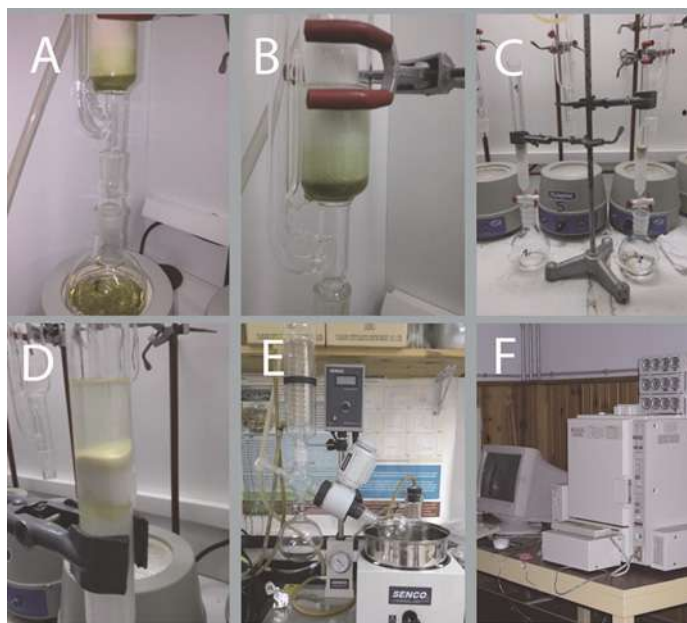
Coliformes Totales (CT) y Escherichia coli: Para la determinación de CT y E. coli se cultivó en medio de cultivo Tergitol Agar TTC (BiokarR). Se realizó una dilución de cada muestra con un factor 1/100 (1mL de muestra en 99 mL de agua estéril), con el fin de disminuir la cantidad de microorganismos contaminantes del agua capaces de crecer en el medio de cultivo seleccionado (Standard Methods, 2012). Esta dilución es necesaria en caso del uso del medio de cultivo escogido, dado que el mismo carece de capacidad inhibitoria, y por el contrario está diseñado para recuperar con mayor eficiencia bacterias en estado "viable no cultivable" por estrés físico químico (Standard Methods, 2012). La dilución se pasó por la membrana filtrante Gamafil, para luego transferirla a una placa con el medio de cultivo TTC (BiokarR). Las placas luego se incubaron durante 24 hs a $35 \pm 2^{\circ}\text{C}$, y se realizó la lectura, expresando los resultados como unidades formadoras de colonia (UFC) en 100 mL de muestra. Para identificar las colonias de coliformes se siguieron las indicaciones estandarizadas (ISO 9308): selección de colonias con un halo amarillo en el agar, consecuencia de la disminución de pH por la utilización de lactosa, inversión de placa, selección de aquellas con un centro más oscuro y realización de las siguientes pruebas metabólicas confirmatorias: oxidasa, producción de Indol por reactivo de Kovacs. Se confirmaron las colonias presuntivas de E. coli con la reacción positiva con agua oxigenada y negativa con discos de oxidasa.

Nutrientes: El análisis de nitratos se llevó a cabo por método potenciométrico empleando electrodo de iones nitratos y multiparamétrico SPER SCIENTIFICR 850081. El de fosfatos fue por métodos Espectrofotométrico empleando espectrofotómetro Cole Palmer 2100UV.

Análisis estadístico: Los recuentos de BIF fueron transformados a Log en base 10 antes del análisis. Los datos transformados fueron utilizados para la obtención de coeficientes de correlación r de Pearson. Análisis gráficos, multivariado y de correlación fueron realizados con software INFOSTAT (Di Rienzo et al., 2018)

En cuanto a los PHAs, las muestras fueron enviadas a las instalaciones del IADO, CCT- CONICET, Bahía Blanca, se procesaron según protocolos estandarizados (EPA 3540C y IOC N° 20, UNEP, 1992) y se analizaron por cromatografía gaseosa capilar y espectrometría de masas (GC Hewlett-Packard 68906C/MS

Hewlett- Packard 5972, adheridos al Sistema Nacional de Espectrometría de Masas). Las muestras fueron liofilizadas y extraídas en dispositivos Soxhlet (8 hs), utilizando una mezcla Hexano/Acetona 1:1. El volumen de los extractos fue reducido (Rotavap) hasta aproximadamente 5 mL, percolado en columnas de limpieza (silicagel/alúmina neutra 63 μ m mesh) y evaporado bajo corriente de N₂ de alta pureza hasta 1 mL. Previo al análisis cromatográfico, se adicionó a cada muestra Benzo-a-pireno-d12 a fines de evaluar la correspondiente recuperación. Durante el análisis cromatográfico la columna utilizada fue HP-5MS, 30 m; 0,25 mm d.i.; 0,25 μ m espesor de capa, el gas acarreador fue Helio y el espectrómetro de masas fue operado en el modo de impacto de electrones (EIM, del inglés "electron impact mode") (70 eV). Las muestras fueron inyectadas en modo "sin purga" a 250° C y el programa de temperaturas utilizado fue el siguiente: Temperatura inicial: 70° C (2 min), calentamiento hasta 150° C a una tasa de 30° C min⁻¹, calentamiento hasta 310° C a una tasa de 4° C min⁻¹; finalmente 310° C durante 10 min. Los PAHs fueron monitoreados a partir de espectrómetro de masas en modo de iones seleccionados (SIM, del inglés: Selected Ion Monitoring). Cada PAH fue confirmado mediante su tiempo de retención y la abundancia de sus iones de cuantificación en relación a los obtenidos por estándares auténticos de 16 PAHs certificados. Los PAHs evaluados fueron: Naftaleno (Na), Acenaftileno (Ac), Acenafteno (Ace), Fluoreno (Fl), Antraceno (An), Fenantreno (Phe), Fluoranteno (Flu), Pireno (Py), Benzo(a)antraceno (BaA), Criseno (Cr), Benzo(b)fluoranteno (BbF), Benzo(k)fluoranteno (BkF), Benzo(a)pireno (BaP), Dibenzo(ah)antraceno (DBA), Benzo(ghi)perileno (BghiP), Indeno-pireno (IP). La cuantificación se realizó mediante el método de estándar externo. Durante el análisis se implementaron blancos de método, blancos instrumentales y blancos de solvente (Arias et al., 2010, 2011, 2013, 2016).



Distintas fases metodológicas: A: Inicio del proceso de extracción en el soxhlet con solventes; B, C, D: Columnas de clean-up listas para sembrar la muestra; Sembrado y Elución de la muestra en la columna; E: Rotoevaporación; D:

Cromatografía Capilar Gaseosa-Espectrometría de Masas (Equipo adherido al Sistema Nacional de Espectrometría de Masas).

En relación a los pesticidas, se procedió a la extracción en dispositivos Soxhlet por 12 horas, utilizando una mezcla Hexano/Acetona (1:1). El volumen de los extractos fue reducido por rotaevaporación hasta un volumen de aproximadamente 5 mL, percolado en columnas de limpieza de sílicagel/alúmina desactivada al 5%, y evaporado bajo corriente de N₂ hasta 1 mL (Arias, et al., 2010).

El análisis de la serie de pesticidas clorados siguió los procedimientos de UNEP- IAEA (1982). Brevemente, se determinaron mediante GC/ECD (Hewlett-Packard 5890 GC/ECD 63Ni): Aldrin, HCHs - α , β , γ , δ -, DDTs - 4,4'-DDD, 4,4'-DDE, 4,4'-

DDT-, Dieldrin, α Endosulfan, β Endosulfan, Endosulfan sulfato, Endrin, Endrin aldehído, Heptachlor, Heptachlor epóxido. El límite de detección promedio (n=16) fue 0,060 ppb (p.s); 0.010 ppb (p.h.).

En todos los casos se trabajó con controles de calidad: blancos, muestras fortificadas y muestras certificadas.

Para el estudio de los macroinvertebrados, se definieron 19 sitios de muestreo, 11 correspondieron a Alto Valle, 3 a Valle Medio y 4 a Valle inferior, las coordenadas geográficas y las localidades se describen en la tabla 8. En cada uno de ellos, en las proximidades de la ribera se midieron los parámetros fisicoquímicos y se tomaron las muestras de macroinvertebrados. En el laboratorio la identificación y recuento de los invertebrados se realizó bajo estereomicroscopio y microscopio óptico, utilizando claves regionales y publicaciones científicas.

3. ÁREA DE ESTUDIO

La cuenca hidrográfica del río Negro es la única que se desarrolla totalmente en territorio nacional, convirtiéndola en una de las más importantes del sistema hidrográfico de la República Argentina.

Las actividades de investigación se han llevado a cabo a lo largo de los ríos Limay, Neuquén y Negro, entre los meses de agosto, noviembre y diciembre de 2018. La cuenca fue recorrida desde Arroyito sobre el río Limay y, desde Vista Alegre sobre el río Neuquén ambos en la Provincia de Neuquén, hasta la Confluencia y desde aquí hasta la Isla La Paloma cerca de la desembocadura del río Negro en el mar, siendo el último lugar donde se registró información.

En cuanto al análisis del sistema a partir de la Confluencia, el presente informe realiza un análisis especial de la cuenca específica del río Negro. Para ello y para lograr una mejor comprensión de cómo funciona la misma, se hace una descripción de cada uno de los valles que conforman la cuenca del río Negro, como así también, algunas de las problemáticas más significativas que afectan y deterioran la calidad del agua del río.

La metodología se basa en el análisis de cada una de las partes en que se divide históricamente la cuenca, en que la conforman desde la confluencia hasta la desembocadura.

Se considera que la distribución geográfica de la misma ha sustentado su organización y la construcción de este territorio, desde los pueblos originarios que habitaron este lugar muy cerca de los ríos, con todos los cambios y transformaciones que sobre este espacio realizaron los seres humanos.

Para ello, el proceso de intervención en el territorio parte con un trabajo que se inicia con el análisis de la cuenca del río Negro y que toma como criterio el cauce del río y sus diferentes estructuras espaciales desde las nacientes hasta la desembocadura. Así queda organizado en los siguientes tramos o zonas: Alto Valle del río Negro y Neuquén, Valle Medio, Valle de General Conesa y Valle Inferior. En el caso de los dos últimos valles, se analizaron juntos a partir de la organización del trabajo.

3. 1. Sistema Hidrográfico de los ríos Limay, Neuquén y Negro

El sistema hidrográfico de los ríos Limay, Neuquén y Negro, es un conjunto de cursos de agua que forman un ambiente natural, actualmente organizado por procesos sociales, culturales y económicos, donde pueden diferenciarse sectores que conforman la cuenca de estos ríos.

La estructura de análisis del sistema se hace de oeste a este. En primer lugar, la zona de alimentación localizada en el oeste de la provincia de Neuquén y Río Negro en el sector de la Región de los Lagos Cordilleranos y en la alta cordillera de Los Andes, donde se localizan las líneas divisorias de agua. Los aportes al sistema surgen a partir de las precipitaciones que se dan en la zona Andina, en forma de nieve como de lluvia, los caudales de todos los cursos de agua se dirigen hacia la cuenca emisaria final y principal del sistema hidrográfico que es el río Negro y por el cual llega al Atlántico.

Una vez que deja la cuenca de alimentación en la Región Andina de las provincias de Neuquén y Río Negro, se encuentra un tramo de los ríos que se puede identificar como la segunda parte y, es el área de captación de agua fuera del sector de alta montaña. Esta se conforma por dos importantes cursos de agua, uno al sur que es el río Limay y el otro al norte que es el río Neuquén, los dos principales tributarios del río Negro que trasladan por su cauce un importante caudal de agua hasta el último sector antes de llegar a la confluencia.

En la tercera y última parte del sistema se encuentran, la convergencia de los mismos, dando lugar a que la estructura del río organice toda la cuenca de la provincia del Río Negro Este cauce cumple el rol de emisario de los anteriores, transporta el agua de todo el sistema a través de su curso y atraviesa el amplio valle del río Negro hasta el Océano Atlántico.

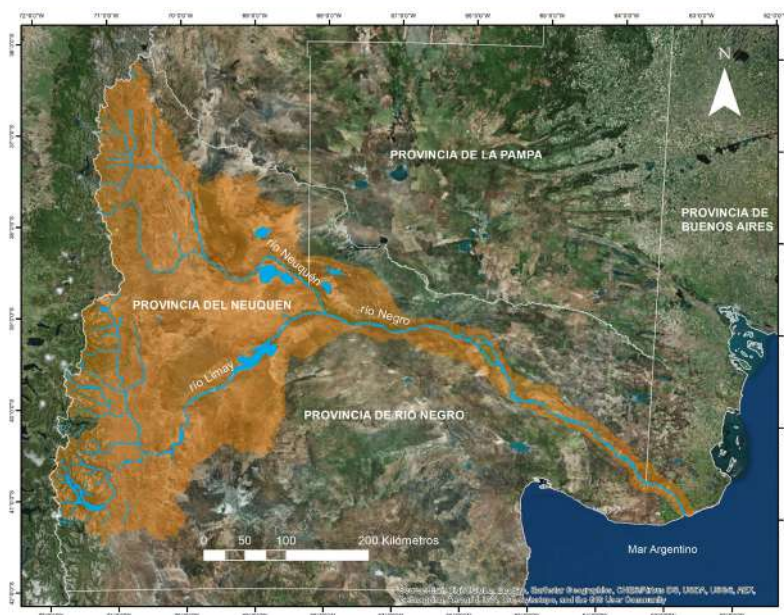


Figura 1. Cuenca Hidrográfica río Limay, Neuquén y Negro.

Fuente: elaboración propia

La parte superior del sistema hidrográfico se localiza en el sector oriental de la cordillera de Los Andes, en una zona montañosa que se caracteriza por tener un clima húmedo con abundantes precipitaciones que llegan hasta los 3.000 mm anuales.

La parte inferior del sistema del río Negro drena los cursos de agua que abarcan 125.000 km², lo que representa poco más del 4% del total de la superficie continental de la República Argentina.

Con respecto a los caudales de cada uno de los principales ríos de la cuenca, el río Negro tiene aproximadamente 1.000 m³/segundo, el río Limay 700 m³/segundo y el río Neuquén 300 m³/segundo.

Si bien la cuenca del río Negro, se forma a partir de la confluencia de los ríos Limay y Neuquén, los tributarios de los dos primeros hacen un gran aporte al caudal de estos. En el caso del río Negro, es un cauce que no recibe ningún afluente

en todo su recorrido. A partir de la confluencia discurre por el valle de este y atraviesa toda la provincia de Río Negro de oeste a este, en un ambiente de mesetas, bardas, islas y llanuras en toda su extensión.

La geomorfología, responde a un ambiente natural cuyo relieve se caracteriza por la presencia de zonas montañosas, lagos y valles de origen glaciar, zonas de alta meseta, mesetas y valles fluviales.

Por último, la vegetación en la zona alta de la cuenca, es de densos bosques y pastizales, mientras que la porción media e inferior se caracteriza por estar dentro de la zona de la estepa patagónica con registros de precipitación que en algunos sectores apenas supera los 200 mm anuales.

3. 2. Aspectos significativos del río Limay desde el Lago Nahuel Huapi hasta la confluencia

El río Limay que nace en el lago Nahuel Huapi, es un emisario del río Negro, ubicado en la región Andina próximo a la ciudad de San Carlos de Bariloche. Junto con el río Neuquén, es uno de los principales afluentes, puesto que aporta el 70 % del caudal que el río Negro lleva hacia el Océano Atlántico.

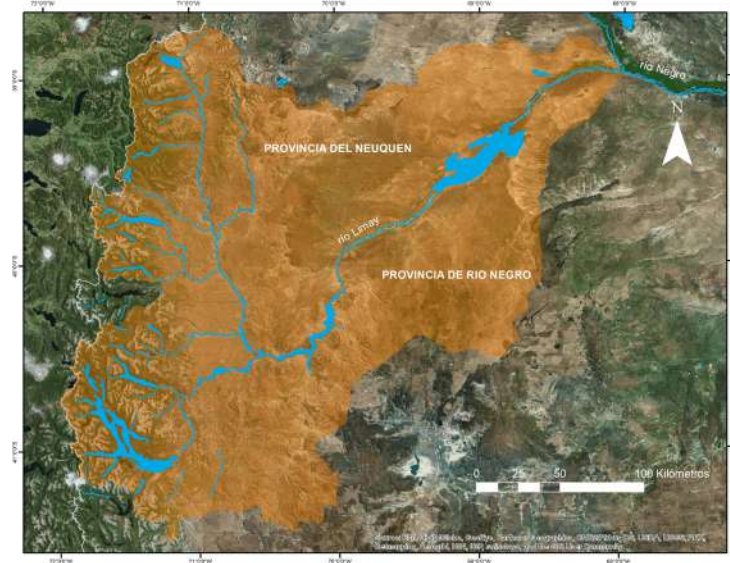


Figura 2. Cuenca del río Limay. Fuente: Cuenca del río Limay.

Fuente: elaboración propia

La dirección es sudoeste a noreste y recorre una distancia aproximada de 400 km hasta la confluencia con el río Neuquén y abarca una superficie de 56.185 km².

El curso principal del río recibe en su margen izquierdo el aporte de varios lagos cordilleranos, a partir de ríos emisarios de cuencas lacustres de origen glaciar, lagos Lolog, Traful, Huechulafquen, Tromen, Quillén y Aluminé. Todos se localizan en el territorio de la provincia de Neuquén y a través de emisarios llegan hasta el río Limay, como es el caso de los ríos Collon Cura y Traful, que lo une al lago del mismo nombre.

Por otro lado, en su margen derecha si bien no recibe el caudal de agua que llega desde la margen opuesta, el río Pichi Leufu, el arroyo Comallo, el Cañadón Pilahue y el arroyo Michihuau, son cursos provenientes todos del territorio provincial de Río Negro y hacen un importante aporte de agua a la cuenca.

Los cambios ambientales que tuvieron lugar en el cauce del río Limay, responden a la construcción de represas hidroeléctricas como Alicura, Piedra del Águila, Pichi Picun Leufu, Chocon y Arroyito. Estas abastecen de energía al sistema eléctrico nacional y producen el 47% de la energía hidroeléctrica producida en el país.

3.3. Aspectos significativos del río Neuquén desde la cordillera hasta la confluencia

El río Neuquén nace en la alta cordillera de Los Andes, a 1.000 m. de altura al norte de la provincia de Neuquén y tiene una orientación noroeste a sudeste, recorre una distancia de 540 km desde sus nacientes hasta la confluencia con el río Limay.

El mismo actúa como límite entre las provincias de Neuquén y Río Negro, es un tramo muy corto donde se han realizado importantes obras de infraestructura como el Dique Ingeniero Ballester, en donde nace el canal principal que riega la mayor parte del Alto Valle de río Negro. A su vez, de este dique surge un canal derivador que llega hasta la cuenca Vidal cerca de la ciudad de Cinco Saltos, donde forma el Lago Pellegrini, espejo de agua artificial que se utiliza no sólo para regular las crecidas del río Neuquén sino también para actividades recreativas y pesca.



Imagen 1. Lago Pellegrini. Noviembre 2018

Las obras hidráulicas de Cerros Colorados y Planicie Banderita controlan el caudal y, no permiten que en caso de grandes crecidas del río, provoquen fuertes trastornos a las actividades económicas en los valles.

Estas crecidas en el cauce del río, producto del deshielo o fuertes lluvias, afectan a la población que vive en la cuenca y sobre todo las que se ubican aguas abajo de la misma, en el valle fluvial.

En cuanto a las actividades económicas que se dan en el marco de la cuenca, están relacionadas principalmente a las actividades agrícolas como la fruticultura, la ganadería y la actividad petrolera.

En el cauce de este río existen otros proyectos de construcción de represas, además de las ya mencionadas, que son Chihuido I y II.

3. 4. Aspectos significativos del río Negro desde la confluencia hasta la desembocadura

El río Negro es el curso alóctono más importante del país y su curso ocupa después de la Cuenca del Plata, el lugar más destacado en la hidrografía argentina por el volumen de agua que transporta, lo que favorece el riego en casi toda su extensión, sin mayores dificultades en cuanto a la cantidad de agua que se utiliza con ese destino.

Por lo tanto, es el río más importante de todos los que surcan las tierras patagónicas, y, a la vez, el principal de todos los cursos de agua que corren íntegramente en territorio argentino, desde sus nacientes hasta la desembocadura. Dado que todo su recorrido lo realiza dentro de la provincia de Río Negro, no sólo atraviesa su territorio sino que organiza gran parte de las actividades económicas, sobre todo las productivas, relacionadas con la agricultura bajo riego.

El río Negro es el principal emisario de esta cuenca hidrográfica y se origina en la confluencia de los ríos Limay y Neuquén, a 257 m.s.n.m., a los 39° de latitud sur y a 68° de longitud oeste de Greenwich. Los araucanos lo denominaron Curruleuvu, (curru: negro y leuvu: río), en cambio los españoles lo llamaron río de los Sauces por la abundancia de sauce criollo (*Salix chilensis*) en sus orillas.



Imagen 2. Cauce del río Negro al salir del tramo del Alto Valle cerca de Chichinales. Noviembre 2018.

Su recorrido alcanza los 637 kilómetros, desde las nacientes hasta su desembocadura en el Océano Atlántico. Su cuenca de alimentación se encuentra en el

área andinopatagónica de la Cordillera de los Andes, motivo por el cual su caudal está en directa relación con la cantidad de precipitaciones que se producen en la montaña, donde nacen los dos ríos tributarios que lo forman. Se desplaza con dirección oeste a este a través de las áridas mesetas patagónicas, en medio de un valle amplio y profundo, de ancho irregular según los tramos, que varían entre un mínimo de 5 kilómetros en Chelforó y un máximo de 25 kilómetros en Choele Choel. Esto hace que se presente como un extenso corte que, en forma de diagonal, cruza toda la provincia de Río Negro.

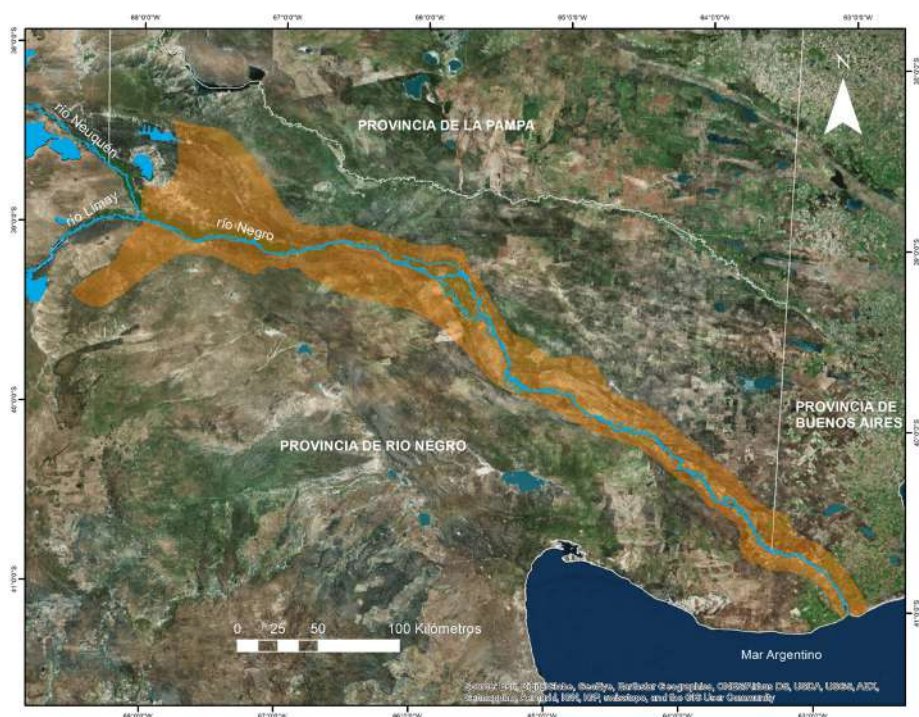


Figura 3. Cuenca hidrográfica del río Negro.

Fuente: Elaboración Propia

El relieve del cauce principal es el resultado de la intensa erosión que afectó a las mesetas patagónicas, favorecida por la escasa dureza de las rocas. En sus bordes se observan mesetas de altura variable que tienden a disminuir hacia el este. En el corte de la meseta, aparecen las barrancas que acompañan al río en todo su recorrido y no superan los 200 metros de altura. Sin embargo, estas elevaciones no impidieron el acceso al cauce del río a los grupos de pueblos originarios que se desplazaban por los valles, antes de la llegada de los españoles, como tampoco a los grupos de inmigrantes que posteriormente se asentaron en ellas.



Imagen 3. Cauce del río Negro a su paso por la Isla Jordán en el ejido de Cipolletti.
Noviembre 2018

Durante su desplazamiento, el río adquiere varias modalidades como consecuencia de acercarse alternativamente a una u otra de las barrancas que limitan su valle, determinando la formación de sectores que llevan localmente distintos nombres. Así, los trechos en los que el río corre junto al pie de la barranca se llaman "angosturas", y "rincones" o "rinconadas", los lugares comprendidos entre una concavidad de la orilla y algún brazo antiguo, que lleva agua solamente durante las crecidas. Adquieren mucha significación en algunos sectores, como en el caso del Valle Inferior, que reconoce a la Primera Angostura, como su punto de origen, muy cerca de la localidad de Guardia Mitre.



Imagen 4. Zona de bardas puentes y vías del ferrocarril próximos al río en la zona de Cerrito de Piedra en Chichinales. Agosto 2018

En la zona de Alto Valle, su cauce alcanza en algunos tramos hasta veinte kilómetros de ancho. El río recorre el valle describiendo numerosos meandros, para luego estrecharse considerablemente al llegar a Chelforó. A partir de allí, continúa y se divide en brazos que forman islas. Las mayores son las de Choele Choele, en el Valle Medio. Aguas abajo, el río tuerce ligeramente con rumbo al sudeste y toma

carácter divagante, acompañando alternadamente la barranca norte y la barranca sur. Después de Guardia Mitre, se mantiene sobre la barranca norte para finalmente recorrer un sector muy amplio del Valle Inferior hasta su desembocadura.



Imagen 5. Cauce del río Negro. Balneario de coronel Belisle. Valle Medio. Noviembre 2018

Cabe destacar, que en todo su curso el río Negro es un río alóctono, pues no recibe ningún afluente. A pesar de la pérdida de caudal que le ocasiona la evaporación, la infiltración y sobre todo el uso que se hace de sus aguas para el riego de los cultivos, es un río, que conserva siempre un importante caudal que le permite alcanzar su nivel de base en el océano Atlántico.



Imagen 6. Cauce del río Negro. Guardia Mitre. Primera Angostura. Valle Inferior. Agosto 2018

Su carácter de río alóctono demuestra la pobreza hídrica de la región que atraviesa, recibiendo escasos aportes por lluvias y por lo tanto, insuficientes para alimentar algún curso de agua.

Los registros de lluvia medios anuales en toda la cuenca del río Negro varían según el tramo: Alto Valle, 180 milímetros, Valle Medio, 325 milímetros, Valle de General Conesa, 330 milímetros y Valle Inferior 396 milímetros. En este último caso, aparecen algunas oscilaciones anuales que pueden superar los 500 milímetros o excepcionalmente 600 milímetros como el año 1.997.

3. 5. La organización socio espacial de la Cuenca del río Negro

En el análisis de la Cuenca del río Negro, hay que destacar que en su organización territorial están involucradas tres provincias argentinas: Neuquén, Río Negro y Buenos Aires.

En la provincia de Neuquén los ríos Neuquén y Limay, principales tributarios del río Negro, recorren diferentes departamentos de la provincia en el primer caso son: Minas, Chos Malal, Ñorquín, Loncopué, Añelo y Confluencia. Estos seis departamentos suman un total de 477.248 habitantes, cuyas principales localidades y las que registran mayor concentración de población están localizadas en las márgenes de los ríos afluentes del río Negro.

Tabla 1. Población estimada por departamentos año 2019

DEPARTAMENTOS	POBLACIÓN 2010	POBLACIÓN 2019
Minas	7.234	7.906
Chos Malal	15.256	17.123
Ñorquín	4.692	5.999
Loncopué	6.925	7.802
Añelo	10.786	16.003
Confluencia	362.673	422.415
Total	407.566	477.248

Fuente: Dirección de Estadística y Censos. Neuquén

Por otro lado el río Limay, recorre los departamentos de Los Lagos, Lacar, Collón Cura y Picun Leufu, al igual que el caso anterior las localidades se ubican muy cerca del cauce del río y el total de población para estos cuatro departamentos es de 64.269 habitantes.

Tabla 2. Población estimada por departamentos año 2019

DEPARTAMENTOS	POBLACIÓN 2010	POBLACIÓN 2019
Los Lagos	11.998	17.057
Lacar	29.748	37.078
Collón Curá	4.532	4.899
Picún Leufú	4.578	5.235
Total	50.856	64.269

Fuente: Dirección de Estadística y Censos. Neuquén.

Los ríos Neuquén y Limay recorren el departamento Confluencia, y en la intersección de ambos cauces, es donde se encuentra la mayor concentración de población de la provincia de Neuquén y donde se asienta la ciudad capital, con casi 220.000 habitantes.

Este departamento ha tenido un crecimiento sostenido de población en los últimos cincuenta años, principalmente por población migrante de otros lugares del país atraídos por la posibilidad de mejoras socioeconómicas. Una de las principales actividades de la zona es la industria hidrocarburífera.

El total de población radicada en la cuenca dentro de la provincia de Neuquén es de 541.517 habitantes, según las estimaciones de la Dirección Provincial de Estadísticas y Censos para el año 2019.

La provincia de Río Negro comparte con la provincia de Neuquén el río Limay en toda su extensión desde que nace en el Lago Nahuel Huapi hasta la confluencia. A diferencia de este, con el río Neuquén coinciden en un pequeño tramo ya muy próximo al encuentro de ambos ríos para formar el río Negro.

Los departamentos que recorre el cauce del río Limay en la provincia de Río Negro son: Bariloche, Pilcaniyeu y El Cuy, en cercanías de la cuenca se ubican las localidades más importantes de cada uno de estos.

Tabla 3. Población estimada por departamentos año 2019

DEPARTAMENTOS	POBLACIÓN 2010	POBLACIÓN 2019
Bariloche	133.500	161.012
Pilcaniyeu	7.428	9.180
El Cuy	5.280	6.643
Total	146.208	176.835

Fuente: Dirección de Estadística y Censos. Río Negro

El río Negro pasa por los departamentos de General Roca, El Cuy, Pichi Mahuida, Avellaneda, Conesa y Adolfo Alsina. En el caso del departamento Pichi Mahuida no se localiza ningún centro poblado de importancia en sus márgenes, pero es atravesado por una zona rural con escasa población.

Por otro lado el departamento El Cuy, es considerado también en la cuenca del río Limay, ya que limita la parte norte del mismo con los departamentos Confluencia y Picún Leufu de la provincia de Neuquén. En función de ello al estar considerado en esta cuenca, en esta ocasión no se suma la población a los efectos de no duplicar la cantidad de personas que viven el mismo.

Tabla 4. Población estimada por departamentos año 2019

DEPARTAMENTOS	POBLACIÓN 2010	POBLACIÓN 2019
General Roca	320.921	366.014
Avellaneda	35.323	39.920
Conesa	7.069	8.119
Adolfo Alsina	57.678	64.791
Total	420.991	478.834

Fuente: Dirección de Estadística y Censos. Río Negro

En lo que respecta a la organización espacial de la cuenca, ésta se estructura en distintos valles que involucran el área desde la confluencia hasta la desembocadura: Alto Valle, Valle Medio, Conesa y Valle Inferior. Esta distribución de zonas sirve para analizar la población dentro de los valles, sin embargo a los fines del presente trabajo y por cuestiones relacionadas con la toma de las muestras se acordó como criterio de análisis incluir al Valle de Conesa como parte del Valle Inferior.

De acuerdo con las proyecciones de población realizadas por la dirección de estadística de la provincia de Río Negro la sumatoria de valles, que forman este territorio tienen actualmente 493.277 habitantes. El 74% de la población se concentra en el departamento de General Roca, en el Alto Valle de Río Negro. En este caso, todos los centros urbanos se ubican muy próximos al cauce del río, lo mismo ocurre con el resto de las localidades que se localizan dentro de la cuenca.

A manera de conclusión puede decirse que según las proyecciones de población para el año 2019; distribuidos entre las provincias de Neuquén, Río Negro y Buenos Aires; el sistema hidrográfico de la cuenca del río Negro alcanzaría una población total de 1.065.794 habitantes.

3. 6. Análisis del Sistema Hidrográfico de los ríos Limay, Neuquén y Negro: un espacio de múltiples actividades

En la cuenca de los ríos Limay, Neuquén y Negro se desarrolla una gran diversidad de actividades económicas que están relacionadas con el petróleo, la recreación y el turismo, grandes y pequeñas industrias, como así también las actividades agrícola-ganaderas y en especial la actividad frutihortícola.

La actividad frutícola es la que más se destaca dentro de la denominada área del "Alto Valle de Río Negro y Neuquén". Otras actividades de relevancia en el Alto Valle son la hidrocarbúfera, industrial, productiva y domésticas con cambios significativos en las formas de organización espacial, con otros actores, maquinarias y formas de ocupar el territorio.

Hay que tener en cuenta además, que se suma a esto la actividad industrial de pequeñas, medianas y grandes empresas que se han localizado en la zona, tanto en Neuquén como en Río Negro, y que por ende también son responsables del cambio en la fisonomía de la zona.

En la zona que comprende el Municipio de Neuquén en el departamento Confluencia, la extracción de petróleo y gas es una de las actividades económicas más importante. Sin embargo, mantiene una actividad significativa a través de la producción de frutas de pepita y la actividad ganadera tanto de bovinos como de caprinos.

La actividad industrial relacionada con el aprovechamiento de los recursos naturales ha ido creciendo, como es la explotación de hidrocarburos, la producción industrial de cerámicos y la elaboración de jugos tanto de manzanas como peras y otras industrias tales como metalúrgicas, cerámicas, madereras, de fundición, construcción, textiles, materiales de empaque y frigoríficos. Esto llevó a la puesta en funcionamiento, el crecimiento y el desarrollo del Parque Industrial en Neuquén, que permitió la instalación de varias empresas dentro del mismo.

Según datos de la Dirección de Estadística y Censos de Neuquén, en el año 2016 sólo dentro del Municipio de Neuquén habían 877 industrias manufactureras y, en cuanto al total del departamento Confluencia ese número asciende

a 1190 empresas industriales, que incluye la ciudad capital y las localidades de Vista Alegre, Centenario, Plottier, Senillosa, Arroyito y El Chocón.

3. 7. Algunas características socioeconómicas del Alto Valle de Río Negro y Neuquén

La zona de Alto Valle se localiza en la confluencia del río Neuquén y Limay, y parte del río Negro, con una extensión del valle por más de 130 kilómetros, desde Villa Manzano hasta Chichinales en la provincia de Río Negro. Dentro de la provincia de Neuquén, desde la ciudad de Neuquén hasta Senillosa, son 44 kilómetros de distancia que sigue el valle del río Limay y, desde la misma ciudad capital de la provincia hasta Añelo hacia el noroeste, 103 kilómetros, siguiendo el valle del río Neuquén.

A 54 Km al suroeste de la ciudad de Neuquén, se encuentra la planta que produce agua pesada, única en Sudamérica, necesaria para el funcionamiento de las plantas nucleares que se encuentran en Argentina.

Otra de las actividades que por las condiciones de los embalses y la calidad del agua se da la cría de salmónidos, actividad que se desarrolla principalmente a lo largo del río Limay, producto que tiene muy buen mercado en la zona de los lagos cordilleranos y orientado a la comercialización dentro de la actividad turística gastronómica.

3. 8. Un conjunto de Centros Urbanos en el norte de la Patagonia

En el Alto Valle de Río Negro y los valles inferiores de los ríos Limay y Neuquén, se localiza la denominada área metropolitana del Alto Valle de Río Negro y Neuquén, el conjunto de pueblos y ciudades más grandes de la Patagonia.

El área se organiza a partir de una posición central, que es la que ocupa hoy la ciudad de Neuquén. Es una zona de alrededor de 100 kilómetros desde la ciudad de Neuquén, viven cerca de 800.000 personas incluyendo los municipios de ambas provincias. Todos ubicados sobre estos ejes, conformados por los tres ríos y las rutas que fueron construidas en forma paralela a los mismos.

Dentro de este fenómeno de metropolización que se observa en la zona, se puede detectar un área de conurbación en los alrededores de la ciudad de Neuquén. De acuerdo con la definición que establece el Programa de Desarrollo de Áreas Metropolitanas del Interior (BID Neuquén 2013) define a la conurbación "como un espacio de interdependencias, flujos y moviidades, en el que convergen múltiples decisiones públicas y privadas en relación al uso del suelo y al ambiente. Estas se resuelven en cada ámbito de decisión de índole municipal dado la autonomía de cada una de ellas."

Todo esto recibe el apoyo de los gobiernos locales y provinciales, como así también el estímulo de empresas privadas que aportan capital para la construcción de obras e inversiones urbanas.

Estos aspectos fueron conformando espacios diferentes a los existentes y generando una fuerte expansión territorial a través de proyectos relacionados con barrios cerrados y cambios en la configuración de los distintos espacios en la zona, en muchos casos los negocios inmobiliarios fueron en detrimento de áreas productivas.

Dicha expansión territorial produce la necesidad de realizar nuevas obras públicas y mejorar las existentes, como las calles de acceso a los centros urbanos, la construcción de defensas en áreas costeras inundables, las mejoras en las vías de circulación troncales, la pavimentación de calles rurales para poder acceder a las zonas, entre otras.

La provisión de agua potable a zonas periféricas junto con la instalación de plantas potabilizadoras y de tratamiento de líquidos cloacales y, el tratamiento de los residuos son indispensables ante este avance de la urbanización en la región.

Por otro lado, se ha generado un sistema de pueblos y ciudades con una fuerte dependencia con el nodo central de la ciudad de Neuquén. De esta manera la ciudad ha dejado de competir con otros centros urbanos alcanzando un nivel de representación significativa en el contexto regional, y desplazando a otros centros urbanos de esa condición obteniendo un capital simbólico muy fuerte en el contexto nacional.

En el área del Alto Valle en general, es posible observar la falta de planificación, provocando un crecimiento desordenado de las zonas urbanas que han avanzado hacia sectores productivos, en detrimento del área rural. Estos desequilibrios territoriales, como así también, la instalación de industrias y la falta de control sobre la localización de estas, ha generado problemáticas ambientales severas y difícil de resolver en el corto plazo.

Los problemas ambientales, surgen por diferentes causas, como la fuerte segregación urbana que aumenta los conflictos sociales permanentes por la apropiación del espacio para uso tanto residencial como comercial y también productivo.

Por lo tanto, la población y la actividad económica en la mayoría de los centros urbanos de más de 50.000 habitantes en el Alto Valle, se expanden hacia la periferia, por este motivo la mancha urbana se ha extendido hacia las localidades más próximas. Esta situación ha modificado el espacio generando extensas áreas periurbanas que entran en contacto con el centro urbano vecino, a través de una suburbanización que cada año crece en forma dispersa y sin un proyecto de organización en función de los servicios existentes.

Estos procesos como hasta aquí se han explicado, en virtud de las formas dispersas de la ocupación del espacio en muchas zonas, plantean para los gobiernos municipales serias dificultades para resolver, sobre todo las problemáticas ambientales. Generan ineficiencias en la provisión de los servicios domiciliarios sobre todo la evacuación de líquidos cloacales como también de residuos urbanos.



Imagen 7. Desagüe pluvial hacia el río Negro en la zona de Allen

La mancha urbana avanza sobre las zonas agrícolas ubicadas en los diferentes ejidos del Alto Valle, generando una mayor demanda de terrenos sobre la costa de los ríos donde en algunas de las ciudades se han instalado barrios cerrados de alto poder adquisitivo, con precios altos y servicios de calidad. Pero que en muchos casos conviven con sectores de fuerte deterioro ambiental en la costa del río, como ocurre en la confluencia.



Imagen 8. Toma de muestras en el río Neuquén Agosto 2018
zona barrios cerrados próximos a la confluencia



Imagen 9. Toma de muestras en el río Neuquén. Noviembre 2018
zona barrios cerrados próximos a la confluencia

El crecimiento de los centros urbanos presenta diferentes conflictos que son: la competencia entre el uso urbano y las áreas agrícolas, la expansión urbana hacia las zonas de bardas en algunas ciudades, las chacras abandonadas sin ningún tipo de mantenimiento, las ocupaciones costeras ilegales de población vulnerable, la construcción de edificación sobre el trazado original de la red de canales de riego, los emprendimientos inmobiliarios privados, conocidos como barrios cerrados para familias de alto poder adquisitivo.

El avance de las ciudades sobre el área rural, no sólo afecta la superficie de tierras productivas sino también la infraestructura existente de canales y desagües, que en Río Negro tiene una longitud de 1.977 km desde el Dique Ballester, sobre el río Neuquén, hasta Chichinales.



Imagen 10. Zona de Allen próxima al cauce del río

La cuenca de los diferentes ríos que conforman el sistema hidrográfico requiere de un tratamiento especial en cuanto a su abordaje y búsqueda de posibles soluciones a los conflictos planteados ya que estos cursos de agua son los receptores de gran parte de los residuos urbanos, rurales e industriales que se dan dentro del territorio que abarca la cuenca de los ríos Limay, Neuquén y Negro.

3. 9. Análisis de la distribución de la Población e Infraestructura para el tratamiento de los desperdicios líquidos

3. 9. 1. Infraestructura para el tratamiento de líquidos cloacales y pluviales. Alto Valle

La mayoría de las plantas cloacales que se encuentran en las localidades del Alto Valle de Río Negro, según un informe publicado por el Diario Río Negro del 14 de Marzo de 2018, están desbordadas en su capacidad de tratamiento de líquidos cloacales, por lo tanto el excedente va directamente en crudo al cauce del río. Si se tiene en cuenta la cantidad de materia fecal y de residuos químicos que cada una de estas localidades produce, el número es representativo y lleva a pensar en la necesidad de una respuesta a corto plazo ante los problemas de contaminación que esto puede originar, tanto en la planicie aluvial, en la zona de bardas como también en el cauce del río.



Imagen 11. Zona de Allen donde se tomaron las muestras. Noviembre 2018

El caudal, varía de manera estacional. En las siguientes imágenes es posible observar las diferencias en el caudal de agua del río Neuquén ocurridas en los meses de agosto y noviembre cuando fueron tomadas las muestras.

Estas diferencias son notables en cualquiera de los ríos que integran la cuenca, en este caso los dos ríos principales Limay y Neuquén hasta la confluencia y, el río Negro hasta su desembocadura presentaba en el mes de agosto niveles mayores de caudal en toda su extensión no así en noviembre cuando fue posible comprobar la baja en el caudal de estos.



Imagen 12. Río Neuquén, Balneario Vista Alegre, Noviembre 2018

En cuanto a la utilización de la costa, en varios lugares es usada para recreación y turismo, sobre todo en los meses de verano. Estos sectores se definen como balnearios y lugares de esparcimiento en cada uno de los pueblos y ciudades del Alto Valle.



Imagen 13. Costa del río Neuquén y sector de la costa límite con Río Negro.
Cipolletti y ciudad de Neuquén

En muchos casos, el río Neuquén con costa en ambas provincias, es un espacio no habilitado como balneario, pero es utilizado por los vecinos como lugar de esparcimiento. Junto a la costa es posible encontrar viviendas y observar la salida de desagües hacia el río donde se vierten en crudo líquidos cloacales de asentamientos cercanos. (Información suministrada por informantes calificados de la zona, que en algunos casos viven cerca del lugar).



Imagen 14. Balneario Isla Jordán Cipolletti

En la ciudad de Cinco Saltos, próxima al curso del río Neuquén, la planta actual de líquidos cloacales está desbordada por el aumento de la población y el consiguiente crecimiento de la planta urbana. Se encuentra en ejecución la obra de reacondicionamiento de las actuales conexiones que existen en la planta de depuración y la construcción de nuevos ramales para poder recolectar todos los líquidos cloacales y llevarlos a la nueva planta de tratamiento. La construcción de la misma se está llevando adelante en el predio que se encuentra la actual planta de la ciudad y está prevista para una población de 60.000 habitantes.

En el caso de la ciudad de Cipolletti la planta de líquidos cloacales, al igual que en otras localidades del Alto Valle y la provincia, está superada en su capacidad para el tratamiento de efluentes, por diversos motivos, uno de los principales es el aumento de la población y la falta de ampliación de la planta. Por ello se está llevando adelante el proceso de licitación para la ampliación de la Planta Depuradora de Cipolletti, la cual será construida con fondos provinciales.

Si bien el aporte de posibles desagües cloacales e industriales aguas arriba de la cuenca es un factor determinante del estado ambiental de la zona, no sólo es esta la razón que contamina la zona de la Isla Jordán, sino también el aporte a través de diferentes desagües tanto cloacales como pluviales de la propia ciudad de Cipolletti.



Imagen 15. Costa de Allen. Agosto 2018

Lo mismo ocurre en la ciudad de Fernández Oro, donde el caudal posible de tratamiento de los líquidos cloacales de la ciudad ha sido ampliamente superado, en más del 50% de su capacidad, en este caso como en el anterior la razón está en la capacidad de la planta en relación con el crecimiento poblacional que ha tenido la localidad.

En la ciudad de Allen, no sólo es un problema el tema del tratamiento de los líquidos cloacales, sino que además las piletas han quedado localizadas en medio de sectores urbanos, con los consiguientes problemas que representan para la población que vive en los alrededores del lugar. La descarga al desagüe PII y de ahí al río se hace porque ha superado la capacidad de la planta, por lo tanto gran parte de lo que llega a la cuenca es con escaso tratamiento.



Imagen 16. Costa de Paso Córdoba. Noviembre 2018

En lo que respecta a la ciudad de General Roca el sistema cloacal también se encuentra colapsado. Como en los otros casos la razón obedece principalmente al crecimiento de la población en los últimos años que ha superado la expectativa de funcionamiento, por encima de su capacidad. Esto genera una situación de complejidad, ya que no sólo afecta a la planta sino a la red que no da abasto a poder evacuar la cantidad de líquidos que llegan a la misma. Es por este motivo que la alternativa que queda es enviar a la cuenca el excedente recibido, sin ningún tipo de tratamiento.



Imagen 17. Costa de Paso Córdoba. Noviembre 2018



Imagen 18. Costa del río Negro en Cervantes. Noviembre 2018

En la localidad de Mainqué se trabaja en la nueva planta de saneamiento, donde actualmente se están realizando trabajos de construcción de la red colectora para transportar los efluentes cloacales. Junto con la cual se realizará una estación de bombeo y otras elevadoras.

Otra de las localidades del Alto Valle es General Enrique Godoy donde se construye una nueva cañería de impulsión para trasladar los efluentes hasta la planta de tratamiento de Ingeniero Huergo. Aquí el municipio de Godoy, junto a ARSA y el DPA tienen a su cargo la ampliación de la red, a cual prevé llevar los líquidos a las piletas de tratamiento que se encuentran en Ingeniero Huergo. Para alcanzar este objetivo es necesario modificar algunas estructuras existentes para que se puedan redireccionar hacia la localidad vecina, al este de la misma. Para esto hay que instalar cañerías de impulsión que llevarían los líquidos a la planta de tratamiento ubicada en el límite del ejido entre ambas localidades, así se anularían las piletas de tratamiento existentes en Godoy.

En la ciudad de Villa Regina, la planta de tratamiento está se localiza a unos cinco kilómetros hacia el sector este de la zona urbana, y en el sector norte del Parque Industrial, un área donde si bien no hay población, se localizan algunas empresas y una pequeña población dispersa. Los líquidos pasan por las piletas de tratamiento y, una vez terminado el proceso, son descargados a un desagüe que los conduce al arroyo Salado, así se denomina a un curso intermitente que llega hasta el Negro.



Imagen 19. Toma de muestras en el Balneario de Villa Regina Agosto 2018

Este arroyo se desplaza en forma paralela a la ruta nacional N° 22, en una extensión de aproximadamente 7 Km, luego se interna en la zona rural de Chichinales y a través de unos 15 Km hasta llegar a su desembocadura en un sector conocido como Cerrito de Piedra, ubicado a unos 8 Km al este de la localidad de Chichinales y al cual se accede por un camino que va paralelo a la vía del ferrocarril.



Imagen 20. Río Negro en Cerrito de Piedra. Chichinales Agosto 2018



Imagen 21. Río Negro en Cerrito de Piedra. Chichinales Agosto 2018



Imagen 22. Cerrito de Piedra. Chichinales Agosto 2018



Imagen 23. Toma de muestras en costa de Chichinales. Cerrito de Piedra Agosto 2018

3.9.2. Infraestructura para el tratamiento de líquidos cloacales y pluviales. Valle Medio

Desde el año 2018 la ciudad de Choele Choel es la primera ciudad de la provincia en tener vuelco cero al río. Se ha construido una planta de tratamiento en la cual los líquidos resultantes de la misma no se derivan al río si no que serán reutilizados en un terreno de 20 hectáreas del Parque Industrial en donde se desarrollará un plan forestal, principalmente con distintas variedades de álamo.

Este proyecto está en desarrollo y se localiza en la zona de prebaldas, aproximadamente a 3 km de la ruta nacional N° 22, en dirección a Río Colorado. De esta manera se comienza con una experiencia que puede significar un cambio significativo en la manera de tratar los líquidos cloacales en las localidades de la provincia.

En cuanto al resto de las localidades del Valle Medio, en el caso de Luis Beltrán, se está elaborando en un plan que contempla la extensión de la red de cloacas y la instalación de una planta depuradora que permita tener vuelco cero al río y el 100% de cobertura para toda la localidad.

En algunos pueblos más pequeños, no tienen plantas de tratamiento de líquidos cloacales por lo tanto va a las napas a través de pozos o volcado hacia el cauce del río, el proyecto que se está trabajando en la provincia tiene como objetivo que en los próximos años, todos los pueblos y ciudades de la cuenca puedan tener su planta de tratamiento.



Imagen 24. Toma de muestras en el Balneario de Coronel Belisle. Noviembre 2018



Imagen 25. Balneario de Choele Choel Agosto 2018



Imagen 26. Balneario de Pomona. Agosto 2018

3. 9. 3. Infraestructura para el tratamiento de líquidos cloacales y pluviales. General Conesa

La localidad de General Conesa, sólo posee red cloacal en un 30% de la planta urbana, que lleva los líquidos a lagunas de decantación río abajo.

En el año 2018, se inició un proceso de tratamiento de los líquidos cloacales a través de un trabajo de reutilización de las aguas para forestación, que es realizado por el Departamento Provincial de Aguas (DPA) en forma conjunta con el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) del Valle Inferior y Aguas Rionegrinas S.A. (ARSA).

Estos trabajos, tienen como objetivo regar con los líquidos que llegan de la red para producir y proporcionar material de plantación, de distintas variedades de sauces seleccionados para los valles. Este proyecto está dentro del programa de Mejoramiento Genético Forestal que desarrolla la Estación Experimental

Agropecuaria Delta del Paraná del INTA. El proyecto se lleva adelante dentro del predio de la planta de líquidos cloacales de la localidad de General Conesa, por lo tanto parte de los efluentes son utilizados en esta plantación y otra parte va al río con tratamiento previo, lo que asegura un volcado limpio a la cuenca.



Imagen 27. Puente sobre el río Negro en General Conesa. Agosto 2018



Imagen 28. Embarcados para tomar muestras en General Conesa. Agosto 2018



Imagen 29. Costa del río Negro. Balneario de General Conesa Agosto 2018

3.9.4. Infraestructura para el tratamiento de líquidos cloacales y pluviales. Valle Inferior

El Valle Inferior se caracteriza por tener la particularidad de ser un área compartida por dos provincias, tiene por un lado la ciudad de Viedma, que es la ciudad con mayor cobertura de red cloacal en el territorio provincial, donde el servicio casi alcanza al 100% de la población y, por el otro en la provincia de Buenos Aires, la ciudad de Carmen de Patagones que según la información obtenida por consultas realizadas, la red cloacal para el tratamiento de líquidos alcanza el 80% de cobertura.

En cuanto a los servicios de la red, las dos provincias tienen las propias empresas a cargo del tratamiento de efluentes, en Río Negro es ARSA y en la provincia de Buenos Aires: Aguas Bonaerenses S.A. (ABSA).

Estas empresas localizadas en el Valle Inferior son las que tienen a cargo el funcionamiento de las plantas de tratamientos de líquidos cloacales, como también planificar y realizar las reparaciones que fueran necesarias para evitar circunstanciales derrames en crudo.

En la ciudad de Viedma según datos obtenidos de informes publicado en medios locales, la Planta de Tratamientos de Líquidos Cloacales se encuentra superada en su capacidad instalada, para tratar en m³/por día, en aproximadamente un 15% de sus posibilidades.

Desde los organismos mencionados en diciembre de 2018, se ha informado que en la ciudad de Viedma se construirá una nueva planta de tratamiento de líquidos cloacales, a unos 10 Km de la ciudad, en una zona de campo hacia la cuchilla en el sureste de la ciudad. Esta nueva planta por un lado permitirá vuelco cero al río y por otro reutilización con fines forestales del agua tratada.

La infraestructura de desagües pluviales, en ambas ciudades consta su propia red que descarga en la cuenca. Los problemas surgen cuando ocurren lluvias torrenciales, puesto que los pluviales desbordan llevando todo su caudal hacia el cauce del río. Por lo tanto, todos los residuos, que suelen ser abundantes como así también los desbordes cloacales van por el pluvial y descargan en el río, desmejorando la calidad de la cuenca.



Imagen 30. Imagen aérea Viedma y Patagones

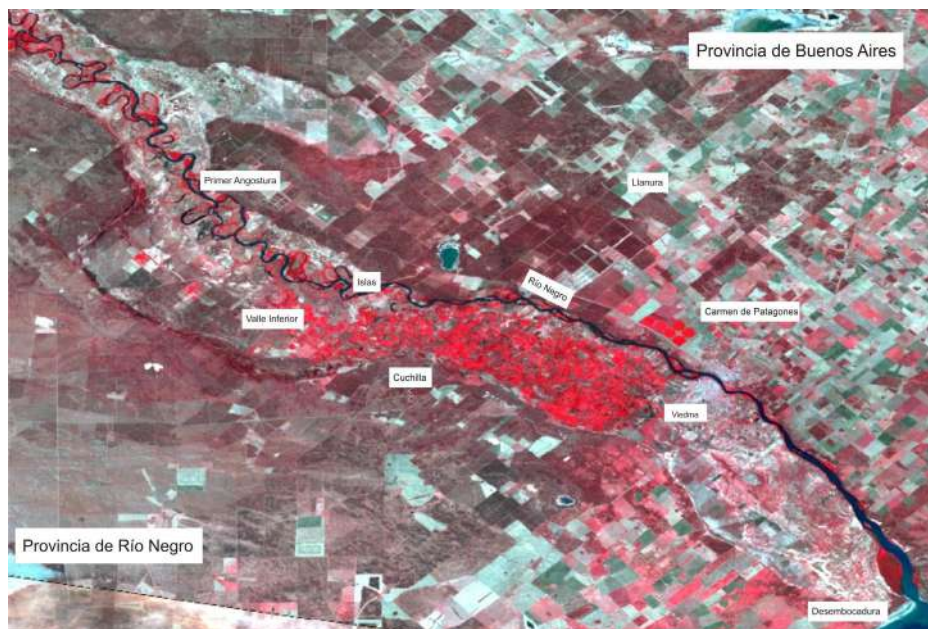


Imagen 31. Imagen satelital del Valle Inferior.

Fuente: Autoridad Interjurisdiccional de Cuencas de los ríos Neuquén, Limay y Negro (AIC)

4. CALIDAD DEL AGUA

4.1. Objetivo general

Este trabajo comprendió el monitoreo de indicadores químicos y biológicos de la calidad del agua a partir del relevamiento de 21 sitios sobre la Cuenca Hidrográfica del Río Negro, en dos momentos del año.

4.2. Objetivos particulares

- Descripción geográfica de los sitios seleccionados para el monitoreo
- Evaluación in Situ de parámetros ambientales pH, Temperatura del agua, Conductividad Eléctrica, Oxígeno Disuelto
- Recolección de muestras de aguas y filtración para obtención de material particulado suspendido (MPS):
 - a. Bacterias indicadoras Fecales de contaminación (BIF)
 - b. Mencionar metales y metaloides
 - c. Órgano clorados presentes en material particulado suspendido (MPS)
 - d. Hidrocarburos aromáticos polinucleares presentes en material particulado suspendido (MPS)
- Recolección de muestras de sedimentos para análisis de:
- Contenido de Materia orgánica
- Hidrocarburos aromáticos polinucleares

4.3. Materiales y métodos. Locaciones de muestreo

La tabla 5 resume los sitios geográficos para el muestreo de aguas y la proximidad al uso del suelo de cada sitio distancia entre área residencial y punto de muestreo y usos extractivos o consuntivos (los que consumen el agua de su lugar de origen) usos no extractivos, o no-consuntivos corresponden a los usos que ocurren en el ambiente natural de la fuente de agua sin extracción o consumo del recurso.

4.4. Recolección de muestras

El trabajo a campo comprendió dos campañas desarrolladas durante los meses de agosto y diciembre de 2018. In Situ se obtuvieron las características hidroquímicas de las aguas empleando Medidor multiparamétrico de la calidad del agua SPER SCIENTIFIC R 850081.

La recolección de las 21 muestras de agua por cada estación del año, se realizó en columna de agua, sub superficialmente, desde embarcación con motor fuera de borda mediante botella Van Doorn en todos los sitios.

Una vez en laboratorio se filtraron por filtros de microfibras de vidrio MG-F (0,7 µm), discos de 47mm, Munktell Ahlstrom. Una vez separados el material

particulado suspendido (MPS) y las muestras filtradas se almacenaron a -18°C para posterior análisis de hidrocarburos, nutrientes respectivamente. Para análisis de metales pesados se acidificaron con ácido nítrico a pH 2 se conservaron a 4°C hasta su análisis (APHA, 2017).

Los sedimentos de fondo se recolectaron mediante cilindro de acero inoxidable y se conservaron a -18°C hasta su posterior análisis (APHA, 2017).

Las muestras microbiológicas se recolectaron en envases estériles, se conservaron a 4°C hasta su análisis en el laboratorio.

Métodos de filtración por membranas: Se utilizó un equipo de filtración por vacío de vidrio con juntas esmeriladas Glassco y mechero de gas para mantener el sistema en condiciones de esterilidad. Cada muestra se filtró usando membranas Gamafil, de nitrocelulosa blanca reticulada estéril, $0,45\ \mu\text{m}$ de poro.

Enterococos (ENT): Para su determinación se empleó Agar selectivo Slanetz y Bartley (BiokarR). Una vez finalizada la filtración de 100 mL de la muestra, las membranas se depositaron sobre las placas del agar, que fueron incubadas durante 24hs a $35\pm 2^{\circ}\text{C}$. Para realizar el recuento se consideraron colonias de color rojo- rosados, las cuales constituyeron la primera lectura de colonias sospechosas. Para la confirmación del resultado se transfirió cada membrana a otra placa con medio Agar Bilis Esculina Azida (BritaniaR) que se incubó 3 hs a 44°C . En este medio se contaron las colonias capaces de hidrolizar la esculina dando lugar a una coloración oscura en el agar, entre marrón a negro. Los resultados se expresaron como unidades formadoras de colonia (UFC) en 100 mL de la muestra.

Coliformes Totales (CT) y Escherichia coli: Para la determinación de CT y E. coli se cultivó en medio de cultivo Tergitol Agar TTC (BiokarR). Se realizó una dilución de cada muestra con un factor 1/100 (1mL de muestra en 99 mL de agua estéril), con el fin de disminuir la cantidad de microorganismos contaminantes del agua capaces de crecer en el medio de cultivo seleccionado (Standard Methods, 2012). Esta dilución es necesaria en caso del uso del medio de cultivo escogido, dado que el mismo carece de capacidad inhibitoria, y por el contrario está diseñado para recuperar con mayor eficiencia bacterias en estado "viable no cultivable" por estrés físico químico (Standard Methods, 2012). La dilución se pasó por la membrana filtrante Gamafil, para luego transferirla a una placa con el medio de cultivo TTC (BiokarR). Las placas luego se incubaron durante 24 hs a $35 \pm 2^{\circ}\text{C}$, se realizó la lectura, expresando los resultados como unidades formadoras de colonia (UFC) en 100 mL de muestra. Para identificar las colonias de coliformes se siguieron las indicaciones estandarizadas (ISO 9308): selección de colonias con un halo amarillo en el agar, consecuencia de la disminución de pH por la utilización de lactosa, inversión de placa, selección de aquellas con un centro más oscuro y realización de las siguientes pruebas metabólicas confirmatorias: oxidasa, producción de Indol por reactivo de Kovacs. Se confirmaron las colonias presuntivas de E. coli con la reacción positiva con agua oxigenada y negativa con discos de oxidasa.

Nutrientes: El análisis de nitratos se llevó a cabo por método potenciométrico empleando electrodo de iones nitratos y multiparamétrico SPER SCIENTIFICR 850081. El de fosfatos fue por métodos Espectrofotométrico empleando espectrofotómetro Cole Palmer 2100UV.

Elementos Traza fueron analizados en la fracción disuelta por Espectrómetro de Emisión Atómica por Plasma de Acoplamiento Inductivo (ICP-OES) Agilent 720 con configuración axial y detección multielemental simultánea perteneciente al CENPAT, Madryn.

Análisis estadístico: Los recuentos de BIF fueron transformados a Log en base 10 antes del análisis. Los datos transformados fueron utilizados para la obtención de coeficientes de correlación r de Pearson. Análisis gráficos, multivariado y de correlación fueron realizados con software INFOSTAT (Di Rienzo et al., 2018)

Tabla 5. Usos de la tierra, del agua y proximidad a las zonas residenciales

Sitio	Coordenadas geográficas	Usos y distancia a zonas residenciales
ARRO	Lat: 39°07'S Long: 68°56' W	Residencial alta densidad 57 km
VALE	Lat:38°44'41" S Long: 68°18'20" W	Recreación - Producción frutícola < 0,250km
NNQN	Lat: 38°58'14" S Long: 68°00'05" W	Residencial alta densidad < 0,250km
LNQN	Lat: 38° 59' 20" S Long: 68°00' 24" W	Descarga cloacal - Residencial alta densidad < 0,250km
CIPO	Lat: 38°59'20" S Long: 67°59'13" W	Recreación (no habilitado)
ORO	Lat: 38°59'49" S Long: 67°57'18" W	Descarga industrial - Producción frutícola < 0,250km
ALLD	Lat: 39°01'35" S Long: 67°51'36" W	Descarga industrial Residencial moderada densidad
ALLG	Lat: 39°01'56" S Long: 67°50'37" W	Gasoducto Produccion Frutícola < 250 km
ALLT	Lat: 39°01'56" S Long: 67°50'27" W	Captación Agua Residencial > 0,250 km Recreación
PCOR	Lat: 39°06'32" S Long: 67°37'48" W	Recreación Residencial moderada densidad < 250km
ROCA	Lat: 39°04'23" S Long: 67°31'54" W	Descarga cloacal- Producción frutícola < 0,250 km
REGI	Lat: 39°10'27" S Long: 67°06'25" W	Recreación moderada densidad < 0,250 km
CHIC	Lat: 39°07'56" S Long: 66°49'57" W	Descarga cloacal > 0,250km
CHEL	Lat: 39°05'29" S Long: 66°31'50" W	Recreación Residencial baja densidad > 0,250km
CHOE	Lat: 39°18'07" S Long: 65°39'46" W	Descarga industrial Residencial < 0,250 km
POMO	Lat: 39°29'17" S Long: 65°36'28" W	Recreación Residencial < 0,250 km
CONE	Lat: 40°06'18" S Long: 64°27'84" W	Recreación Residencial baja densidad < 0,250 km
MITR	Lat: 40°27'21" S Long: 63°47' 09" W	Transporte vehicular- Balsa > 0,250km
VIDE	Lat: 40°52'32" S Long: 62°54'34" W	Captación Agua- Producción Hortícola > 0,250km
PALO	Lat: 40° 49' 74" S Long: 62° 56' 57"	Descarga Cloacal Residencial baja densidad < 0,250km
CPAT	Lat: 40° 48' 05" S Long: 63°00'42" W	Descarga Cloacal > 0,250km

4. 5. Temperatura del agua, CE, pH y Concentraciones de Oxígeno disuelto

Las temperaturas medias de las aguas se encontraron entre 9,7°C (Agosto) a 20,9°C (diciembre) Durante el invierno, período de mayor caudal, se registraron conductividades eléctricas medias del agua del orden de 0,097 mS/cm, que incrementaron hacia la primavera a 0,168 mS/cm. El pH medio del agua fue de alcalino a ligeramente ácido, 7,99 a 6,34. Mientras que los niveles medios de Oxígeno disuelto fueron desde 11,62 a 9,17 mg/l siguiendo el incremento estacional de temperatura (Figura 4, Tabla 7. Las variables T, pH y CE se mantuvieron en los órdenes registrados en otros períodos en la cuenca (DPA, 2016; DPA 2006).

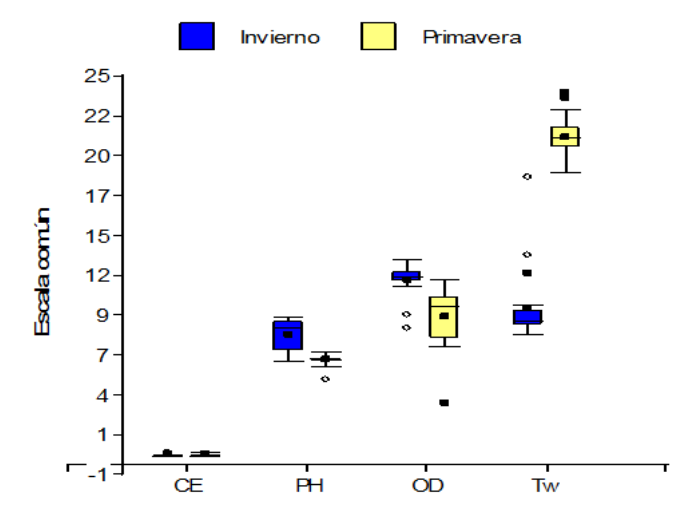


Figura 4. Box plots de Medias de las variables ambientales del agua, entre las dos estaciones del año muestreadas

4.6. Indicadores Fecales

Un indicador de patógeno se define como: "una sustancia que indica acerca de una potencial enfermedad infecciosa humana". La mayoría de las cepas de enterococos y *Escherichia coli* no causan enfermedad humana, es decir, no son patógenos humanos. El criterio en la utilización de estos indicadores bacterianos fecales de contaminación es que los patógenos a menudo coexisten con los indicadores de contaminación fecal (EPA, 2012)

En este trabajo fueron determinadas, Bacterias indicadores fecales de contaminación en un contenido bacteriano variable según su fuente y estación del año. Los niveles de concentración más altos de *E. coli* se registraron durante el muestreo de invierno con min 200 y max 15.103 UFC/100ml mientras que en primavera fueron de 0 a 6.103. Enterococos los niveles más elevados se observaron en primavera 1-300 y en invierno 4-205 UFC/100ml (Figura 5). Los registros de *E. coli* superaron el standard de calidad utilizado (línea de corte en cada gráfico) en más del 50% de los casos, mientras que para ENT fue en primavera.

Correlación entre BIF y variables ambientales Durante el invierno se observaron correlaciones negativas bajas, con la salinidad, pH y OD no significativas. Mientras que entre enterococos y *E. coli* la correlación fue positiva y significativa indicando una fuente común de las mismas como han publicado otros autores (Laws, 2014; Couillette & Noble, 2008). Cuando el mismo análisis se repitió con los datos de la primavera se encontraron evidencias de correlación positiva significativa para los enterococos y la salinidad, dando cuenta de la persistencia de estas bacterias como también se ha registrado en otros estuarios y/o ambientes marinos Tabla 6.

E. coli crece y se divide en su hábitat primario (parte baja del intestino humano y de animales homeotermos), tiene una proporción neta negativa de crecimiento en el hábitat secundario, con una supervivencia aproximada de un día en agua, 1,5d en sedimentos y tres días en el suelo. Estas estimaciones implican que un

continuo volumen transferido desde las fuentes (humanas y animales) mantiene una población estable fuera del hospedador como pudo observarse durante el invierno. Mientras que en primavera donde el ambiente se mantuvo, más templado y con falta de nutrientes, las condiciones ambientales habrían contribuido a bajar la sobrevivencia de estos microorganismos.

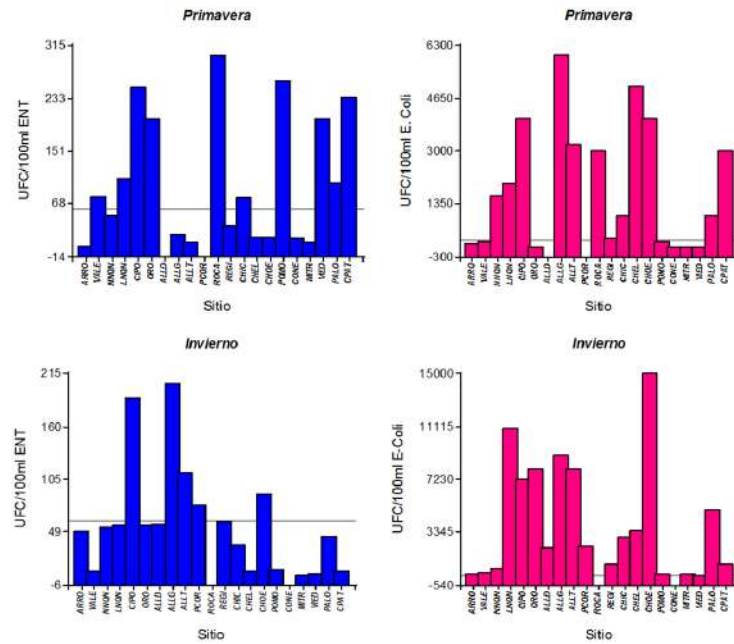


Figura 5. Distribución espacial y estacional de BIF, en la cuenca del río Negro. Línea de corte con estándares de calidad para única muestra [ENT 61 UFC/100ml y E Coli 235 UFC/100ml, Cambuzzi, 2016]

Tabla 6. Correlación de Pearson, parámetros ambientales y BIF. **p<0.001 : *p<0,05

Invierno	EColi	ENT	As	CE	PH	OD	T _{H2O}
EColi	1,00						
ENT	0,73**	1,00					
As	0,08	0,35	1,00				
CE	-0,21	-0,08	0,68*	1,00			
PH	-0,17	-0,38	-0,44	-0,12	1,00		
OD	0,19	-0,18	0,08	-0,08	0,04	1,00	
T _{H2O}	-0,49	* -0,28-	0,01	0,54*	0,08	-0,68**	1,00

Primavera	EC	ENT	As	CE	PH	OD	TH20
EC	1,00						
ENT	0,20	1,00					
As	0,21	0,26	1,00				
CE	0,12	0,60*	-0,01	1,00			
PH	0,10	0,21	-0,45	0,37	1,00		
OD	-0,32	-0,29	0,02	-0,39	-0,15	1,00	
T _{H2O}	0,11	0,11	0,19	0,12	-0,24	0,40	1,00

4.7. Nutrientes

A nivel global, se ha observado, que los ecosistemas costeros sobre todo de países en desarrollo tienen procesos limitados de tratamientos de aguas residuales y en consecuencia, presentan problemas de eutrofización de los sistemas costeros debido a los aportes de nutrientes de fuentes antropogénicas. Los estados tróficos pueden interpretarse bajo distintos criterios. El fitoplancton permite conocer las condiciones del momento, pues responde rápidamente a los cambios abióticos de la columna de agua. Otros autores utilizan como criterio la concentración de aniones nitrogenados, fósforo de fosfatos, clorofila o combinación de ellos en índices matemáticos (Pulido López y Punilla Agudelo, 2017). El índice de estado trófico (TRIX) se ha usado para evaluar el estado trófico de diversos cuerpos acuáticos (Vargas et al, 2014). En este trabajo se muestra la distribución espacio temporal de formas disueltas de nutrientes que son las formas en la que están disponibles para las algas (Tabla 7).

Tabla 7. Características hidroquímicas de las aguas, N en ppm y P en µg/L-1

Sitio	Agosto								Diciembre							
	PH	CEµS	ODmgL-1	Tw	P-PO4	PO4	N-NO3	NO3	PH	CEµS	ODmgL-1	Tw	P-PO4	PO4	N-NO3	NO3
ARRO	8,6	27	8,4	13,2	2	7	0,28	1,23	6,3	37	9,8	18,7	ND	ND	0,12	0,53
VALE	8,0	229	9,3	18,4	ND	ND	0,38	1,69	6,5	246	11,6	20,5	2	5	0,12	0,55
NNQN	6,9	245	11,4	12	ND	ND	0,32	1,41	6,8	275	11,2	22	7	20	0,14	0,63
LNQN	9,2	21	11,5	8	ND	ND	0,42	1,85	6,5	183	7,8	19,2	42	127	0,39	1,74
CIPO	7,7	253	11,8	9,4	ND	ND	0,38	1,69	6,4	230	8,2	20,3	22	66	0,13	0,58
ORO	8,9	64	12,2	8,7	ND	ND	0,35	1,54	6,4	258	3,5	18,8	248	761	0,33	1,46
ALLD	8,6	66	12,4	9,3	ND	ND	0,38	1,69	6,4	90	10,9	19,5	18	56	0,11	0,50
ALLG	6,7	59	11,7	8,2	ND	ND	0,58	2,55	6,4	99	10,2	20,5	12	35	0,13	0,58
ALLT	6,6	66	11,8	8,6	ND	ND	0,52	2,32	6,2	161	9,8	20,5	20	61	0,17	0,75
PCOR	7,2	58	11,6	8,6	ND	ND	0,55	2,43	6,8	99	8,7	19,7	10	30	0,19	0,86
ROCA	6,3	74	11,7	8,7	ND	ND	0,44	1,94	6,6	121	10,9	22,1	13	40	0,12	0,53
REGI	6,9	54	11,3	8,1	ND	ND	0,33	1,47	5,9	103	10,7	21,1	10	30	0,14	0,60
CHIC	6,8	79	11,9	8,4	ND	ND	0,36	1,61	5,1	121	10,1	21,6	ND	ND	0,13	0,58
CHEL	7,3	72	12,1	8,9	ND	ND	0,38	1,69	6,0	129	10,5	22,8	2	5	0,23	1,02
CHOE	9,1	70	11,2	8,9	ND	ND	0,36	1,61	6,2	142	7,2	21	ND	ND	0,21	0,94
POMO	9,0	117	11,5	8,9	ND	ND	0,60	2,67	6,3	184	9,8	23,6	ND	ND	0,23	1,02
CONE	8,8	78	11,9	9,8	2	7	0,52	2,32	6,6	208	8,5	21	ND	ND	0,24	1,07
MITR	9,0	77	12,8	8,9	ND	ND	0,52	2,32	6,1	159	10	23,9	ND	ND	NA	NA
VIED	8,8	95	12,8	9,6	11	34	0,44	1,94	6,9	245	7,8	21	ND	ND	0,38	1,67
PALO	8,9	102	11,8	9,1	ND	ND	0,46	2,03	6,3	225	7,6	21	18	56	NA	NA
CPAT	8,4	132	12,9	10	ND	ND	0,48	2,12	6,4	212	7,8	21,2	ND	ND	0,19	0,82

NA: no analizado por perdida de muestra durante el traslado

ND: no detectado

Los niveles de clorofilas medias anuales para los meses muestreados se tomaron de la bibliografía (DPA, 2006) y utilizando los datos de N inorgánico disuelto, P de fosfatos, % de saturación de oxígeno, medidos para el período estudiado (agosto-diciembre) se evaluó el índice como:

$$\text{TRIX} = [\log_{10} (\text{Chl } \alpha \cdot \text{D} \% \text{O} \cdot \text{N} \cdot \text{P}) + 1.5]$$

Donde:

Chl es clorofila ($\mu\text{g L}^{-1}$),

D: es oxígeno disuelto expresado como (%) de la saturación,

N inorgánico disuelto o nitrógeno de $\text{N} - \text{NO}_3 + \text{NO}_2 + \text{NH}_4$ (μM)

y P es fósforo de fosfatos P-PO_4 (μM).

Según el rango indica cuatro clases de estados tróficos:

0-4 alta calidad y bajo nivel de trófico

4-5 buena calidad y moderado nivel trófico;

5-6 calidad moderada y alto nivel trófico;

6-10 nivel degradado y muy alto nivel trófico

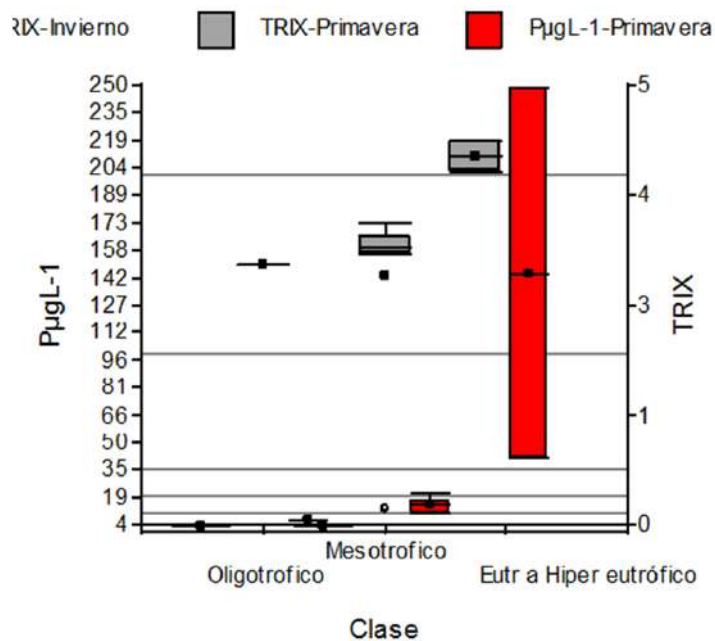


Figura 6. Índice TRIX y eutrofización por rangos de P-PO4

Para el corto período estudiado en el sistema, el índice TRIX en invierno clasifica las aguas como de buen estado trófico mientras que en primavera las clasifica de estado trófico moderado (Figura 6).

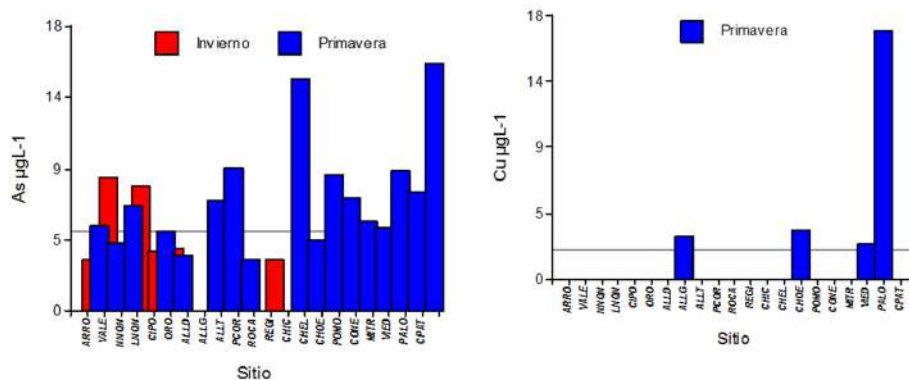
El contenido de fósforo, en invierno en las estaciones ubicadas entre ciudad de NQN y CHIC y POMO tuvo registros de $\text{P-PO}_4 < 4 \mu\text{g L}^{-1}$ ó $< 0,1 \mu\text{M}$. En el valle inferior únicamente hubo detección en el punto ubicado en Toma de aguas de Viedma (ubicado aguas abajo de la descarga El Molino). En primavera se observaron algunos eventos particulares: en ORO se midieron concentraciones de oxígeno disuelto del orden de $3,5 \text{ mg L}^{-1}$ lo que indica eventos hipóxicos y representa un probable impacto para el medio ambiente y la vida acuática. Este evento fue acompañado

por alta concentración de P-PO₄ como también ocurrió en el sitio LNQN Según el contenido de P-PO₄ el sistema puede clasificarse de mesotrófico a hiper eutrófico en los sitios mencionados (Figura 6).

4. 8. Metales y Metaloides Disueltos

Durante los meses de agosto y diciembre de 2018, los niveles de Cr, Ni, Cd, Zn y Pb disueltos analizados, fueron menores al límite de cuantificación del método empleado para el análisis (2,5 µg/L.)

Desde VALE, LNQN, hacia Isla PALO, en proximidades de la desembocadura del río Negro, incrementaría el input para As y Cu (Figuras 7 y 8). Los niveles de Arsénico presentaron una correlación moderada con la CE (0.5-0.7 $p < 0,05$ Tabla 6) durante el invierno evidenciando su forma de ingreso al sistema. Estuvieron entre 5-16µg/L y superaron el nivel guía sugerido por normas canadienses para protección de vida acuática en el 50% de los sitios relevados (CCME, 2019). El Cu disuelto registrado en ALLG, CHOE, VIED estuvo en el orden de valores medidos en otros ríos patagónicos (Gaiero, et al, 2002). Mientras que el nivel registrado en PALO es comparable a los rangos obtenidos en otros ambientes costeros (Phillips, 1997) superando en todos los casos el nivel guía sugerido por normas canadienses para preservación de vida acuática (Figuras 7 y 8).



Figuras 7 y 8. Niveles de Cu y As disueltos en cuenca del río Negro. Líneas de corte significan niveles de protección de vida acuática [CCME, 2019] As 5 µg/L y Cu 2 µg/L.

Las principales actividades responsables de dichas emisiones podrían ser aplicación de fertilizantes a base de fosfatos, industria maderera y quema de combustibles fósiles.

4. 9. Hidrocarburos aromáticos policíclicos

4. 9. 1. Objetivo y marco

La presente sección tiene como objetivo describir los niveles, distribución y frecuencia de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (PAHs) en material particulado en suspensión y sedimentos de la cuenca alta media y baja del río Negro, Argentina, en dos períodos de muestreo situados en agosto y diciembre de 2018. Se trata de una serie de compuestos orgánicos persistentes (vida media > 6 meses) constituyentes naturales del petróleo crudo, que conforman una fracción de hasta el 20% del total de sus hidrocarburos. También resultan de los procesos de combustión incompleta a alta temperatura de diversos tipos de materia orgánica. Este grupo de compuestos, entre todos los hidrocarburos, es potencialmente el más tóxico. Anualmente, aproximadamente 6.1 millones de toneladas métricas de productos derivados del petróleo y su combustión, previo paso a través de las zonas costeras, van a dar al océano. La mayor proporción de estos hidrocarburos deriva de fuentes antropogénicas.

4. 9. 2. Muestreo

El muestreo fue realizado durante el período comprendido entre el 8 al 15 de agosto de 2018 y primeros días de diciembre de 2018 por el equipo de trabajo de la UNRN a cargo de la Dra. Mariza Abrameto. En cada sitio de muestreo se tomaron muestras de agua (5L) las cuales fueron filtradas y refrigeradas *in situ* por medio de filtros GF/F previamente muflados y tarados.

Tabla 8. Sitios de muestreo de PAHs

	Sitio	FECHA	COORDENADAS
1	RLim-Arroyito	07/08/2018	Lat39°07'S Long68°56' W
2	RNeu-Vista Alegre Brio		Lat38°44'41" S Long68°18'20"W.
3	RNeu-ciudad		Lat38°58'14"S Long68°00'05"W
4	RN_Descarga Tronador	08/08/2018	Lat38° 59' 20" S Long68° 00' 24" W.
5	Isla Jordán		Lat38°59'20"S Long67°59'13"W
6	F Oro- PII		Lat38°59'49' S Long67°57'18"W
7	Allen gasoducto pozo		Lat39°01'35"S Long67°51'36" W
8	Descarga Allen(ClubArco Iris)	09/08/2018	Lat39°01'56" S Long67°50'37" W
9	Allen Toma aguas		Lat39°01'56" S Long67°50'27" W
10	Paso Córdoba		Lat39°06'32"S Long67°37'48"W
11	G.Roca descarga		Lat39°04'23"S Long67°31'54"W
12	Villa Regina	10/08/2018	Lat39°10'27"S Long67°06'25"W
13	Chichinales desague		Lat39°07'56"S Long66°49'57"W
14	Cheriforo Brio		Lat39°05'29"S Long66°31'50"W.
15	Choele Brio	13/08/2018	Lat39°18'07" S Long65°39'46" W
16	Pomona (puente Camping)		Lat39°29'17"S Long65°36'28"W.
17	Conesa Brio		Lat40°06'18"S Long64°27'84"W
18	Guardia Mitre Balsa	14/08/2018	Lat40°27'21"S Long63°47' 09" W
19	Isla La Paloma		Lat40° 52' 32" S Long62° 54' 34" W
20	Desague Patagones	15/08/2018	Lat 40° 49' 74" S Long 62° 56' 57" W
21	Toma Aguas Viedma		Lat 40° 48' 05" S Long 63° 00' 42" W

4. 9. 3. Análisis de PAHs

Las muestras recibidas en las instalaciones del IADO, CCT-CONICET, Bahía Blanca, se procesaron según protocolos estandarizados (EPA 3540C y IOC N° 20, UNEP, 1992) y se analizaron por cromatografía gaseosa capilar y espectrometría de masas (GC Hewlett-Packard 68906C/MS Hewlett-Packard 5972, adheridos al Sistema Nacional de Espectrometría de Masas, <https://www.argentina.gob.ar/ciencia/sistemasnacionales/espectrometria-de-masas>). Las muestras fueron liofilizadas y extraídas en dispositivos Soxhlet (8 hs), utilizando una mezcla Hexano/Acetona 1:1. El volumen de los extractos fue reducido (Rotavap) hasta aproximadamente 5 mL, percolado en columnas de limpieza (silicagel/alúmina neutra 63 μm mesh) y evaporado bajo corriente de N_2 de alta pureza hasta 1 mL. Previo al análisis cromatográfico, se adicionó a cada muestra Benzo-a-pireno- d_{12} a fines de evaluar la correspondiente recuperación. Durante el análisis cromatográfico la columna utilizada fue HP-5MS, 30 m; 0,25 mm d.i.; 0,25 μm espesor de capa, el gas acarreador fue Helio y el espectrómetro de masas fue operado en el modo de impacto de electrones (EIM, del inglés "electron impact mode") (70 eV). Las muestras fueron inyectadas en modo "sin purga" a 250° C y el programa de temperaturas utilizado fue el siguiente: Temperatura inicial: 70° C (2 min), calentamiento hasta 150° C a una tasa de 30° C min^{-1} , calentamiento hasta 310° C a una tasa de 4° C min^{-1} ; finalmente 310° C durante 10 min. Los PAHs fueron monitoreados a partir de espectrómetro de masas en modo de iones seleccionados (SIM, del inglés: *Selected Ion Monitoring*). Cada PAH fue confirmado mediante su tiempo de retención y la abundancia de sus iones de cuantificación en relación a los obtenidos por estándares auténticos de 16 PAHs certificados. Los PAHs evaluados fueron: Naftaleno (Na), Acenaftileno (Ac), Acenafteno (Ace), Fluoreno (Fl), Antraceno (An), Fenantreno (Phe), Fluoranteno (Flu), Pireno (Py), Benzo(a)antraceno (BaA), Criseno (Cr), Benzo(b)fluoranteno (BbF), Benzo(k)fluoranteno (BkF), Benzo(a)pireno (BaP), Dibenzo(ah)antraceno (DBA), Benzo(ghi)perileno (BghiP), Indeno-pireno (IP). La cuantificación se realizó mediante el método de estándar externo. Durante el análisis se implementaron blancos de método, blancos instrumentales y blancos de solvente (Arias et al., 2010, 2011, 2013, 2016).



Figura 9. Distintas fases metodológicas: A: Inicio del proceso de extracción en el soxhlet con solventes; B, C, D: Columnas de clean-up listas para sembrar la muestra; Sembrado y Elución de la muestra en la columna; E: Rotoevaporación; F: Cromatografía Capilar Gaseosa-Espectrometría de Masas

4. 9. 3. 1. Análisis de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos

Se presentan a continuación los resultados de los análisis de las muestras de agua obtenidas durante ambas campañas de muestreo a lo largo de 21 estaciones sobre el río Negro.

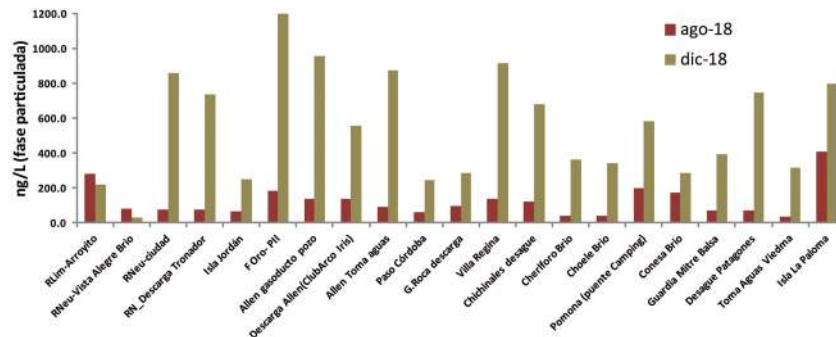


Figura 10. Sumatoria de PAHs (ng/L fase particulada) en cada sitio de muestreo [Campaña Agosto y Diciembre 2018]

En todos los casos se hallaron concentraciones detectables de PAHs en la fase particulada del agua superficial del recurso. La media de concentraciones de PAHs totales para el área en estudio fue de 352.7 ng/L (material particulado, n=42), con un mínimo de 27.8 ng/L (R.N.Vista Alegre Brío-Dic 2018) y los máximos (desde la zona alta hacia desembocadura) ubicados en R. Neuquén ciudad (859.1 ng/L), F.Oro-PII (1827.4 ng/L –el máximo para todo el estudio-), Allen Gasoducto (957.0 ng/L), Allen toma de aguas (874.4 ng/L), Villa Regina (917 ng/L) e Isla Paloma (799.6 ng/L). Esta distribución se esquematiza en la Figura 10.

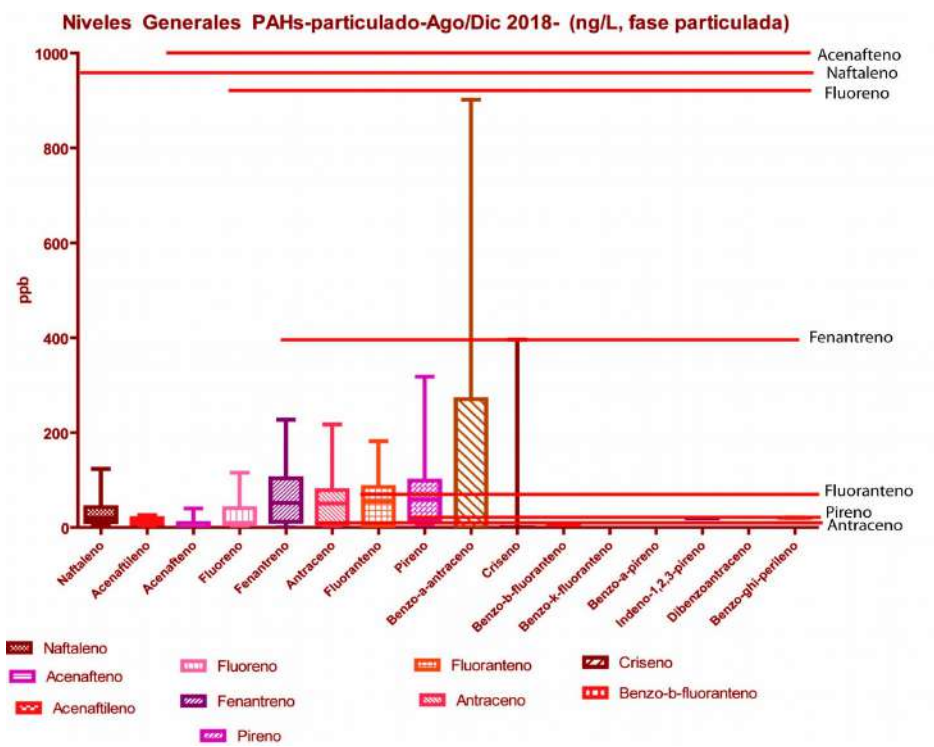


Figura 11. Niveles medios de PAHs en M.P.S. (ng/g fase particulada) incluyendo todas las estaciones muestreadas a lo largo del Río Negro. Se incluyen algunos niveles guía de la CCME [Canadian Water Quality Guidelines for the protection of Aquatic Life- <https://www.ccme.ca/en/resources/ea.html>].

Los compuestos registrados en mayor concentración fueron Benzo-a-Antraceno, Criseno, Pireno, Fenantreno (Figura 11). Los compuestos más frecuentemente detectados fueron Acenaftileno, Pireno, Fenantreno, Acenaftileno, Fluoranteno y Naftaleno.

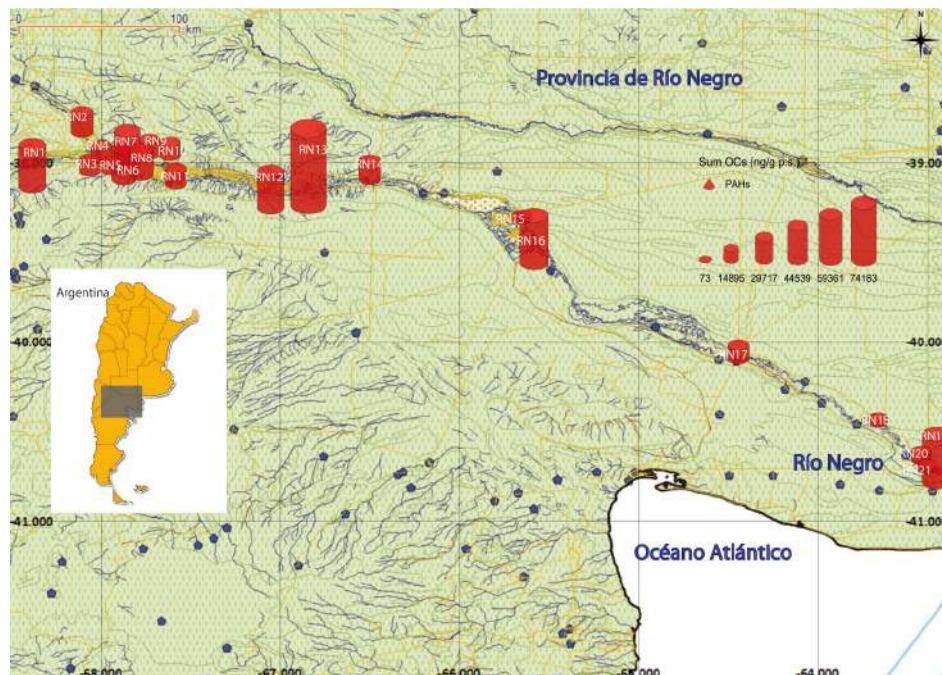


Figura 12. Niveles medios de PAHs Totales en agua (fase particulada) por estación de muestreo

Tomando esto en consideración, los resultados del presente informe evidencian la existencia de un nivel dinámico de transporte de PAHs en fase particulada, que en principio estaría condicionado a la época del año y caudal del recurso al momento de la toma de muestra.

El material particulado en suspensión es el vector de transporte de innumerables compuestos: desde material biológico, carbono orgánico e inorgánico, minerales (entre ellos metales pesados) y también es por excelencia la matriz de partición preferencial de los compuestos orgánicos persistentes con altos valores de K_{ow} , tales como los PAHs y otros hidrocarburos (McKay et al., 1992; Zhou et al., 2000).

La distribución geoespacial registrada debe interpretarse como una imagen instantánea del estado del sistema durante las fechas de muestreo. Se trata de un sistema altamente dinámico, con caudales estacionalmente variables y alta tasa de transporte de material particulado el cual debe monitorearse en el tiempo.

Consideraciones ecotoxicológicas y análisis en relación a otros cursos fluviales

Los niveles de PAHs en agua (fase particulada) fueron contrastados con los niveles sugeridos por la Norma Canadiense (Ministerio de Ambiente de Canadá, CCME - <https://www.ccme.ca/en/> -) los cuales establecen objetivos de calidad a alcanzar para diferentes cuerpos de agua y tipos de actividad. En el caso del presente estudio, se realizaron 336 contrastes con los 8 niveles de PAHs en agua sugeridos para la "protección de vida acuática en recursos de agua dulce". Como resultado, sólo se registraron excedencias a partir de 4 de los 8 compuestos nombrados (Antraceno, Pireno, Fluoranteno y Benzo-a-antraceno) y estas excedencias ocurrieron en <20% del total de muestras analizadas (Gráfico indicativo en la Figura 11). Como

corolario, a lo largo de dos períodos de muestreo y en un total de 21 estaciones de muestreo que abarcaron las tres cuencas (alta, media y baja), más del 80 % de las muestras de agua obtenidas se hallaron dentro de los objetivos de calidad para PAHs más exigentes en cuanto a estándares internacionales.

En ese sentido, se han desarrollado numerosos trabajos de investigación sobre la distribución de PAHs en cursos fluviales, lo que ha provisto valiosa información sobre la concentración y distribución de estos compuestos alrededor del mundo. En comparación con otros ríos, la media del contenido de PAHs en el MPS del río Negro se ubicó en un rango bajo (media 352.7 ng/L) muy por debajo de los valores reportados en el Río Amarillo (Henan Reach, China. Sun et al., 2009), cuenca del Río Dailao (China, Guo et al., 2009), Río Pearl (China, Deng et al., 2006) y similares a los reportados para el Río Sarno (Italia, Montuori et al., 2012). Al considerar el rango total de valores de las concentraciones de PAHs obtenidas, existieron registros puntuales ubicados en un región de impacto moderada (>1000 ng/L).

La Figura 13 presenta el rango de concentraciones halladas por diversos autores para la suma de PAHs analizados en cada caso.

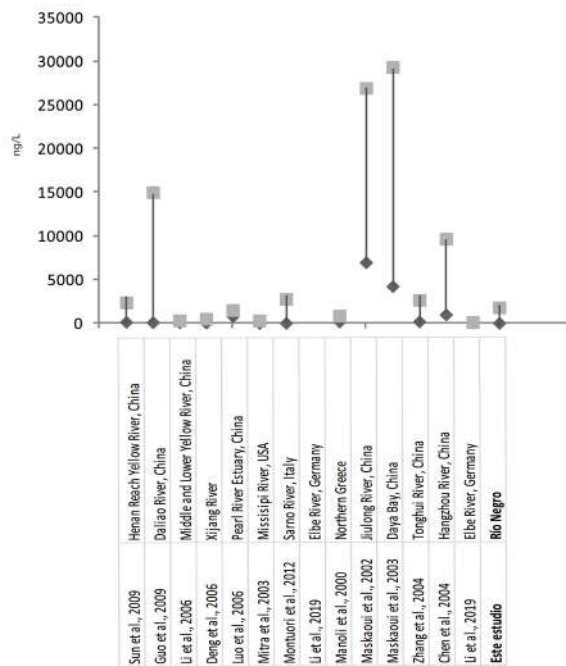


Figura 13. Comparación de rango [min-max] de PAHs en material particulado en suspensión del área de estudio vs. otros ríos del mundo

4. 10. Análisis de fuentes

4. 10. 1. Perfil composicional de PAHs de acuerdo al número de anillos bencénicos

La Figura 14 muestra la distribución relativa de los grupos de PAHs hallados en el M.P.S. del río Negro según el número de anillos bencénicos que conforman su

estructura molecular. En Agosto de 2018, el patrón de composición de los PAHs fue dominado por compuestos con 2, 3 y 4 anillos en su estructura, en ese orden, con promedios porcentuales en el rango de 41 al 19 % de abundancia relativa. Sólo ocasionalmente compuestos de 6 anillos presentaron concentraciones cuantificables en el M.P.S.

Los valores porcentuales de la distribución promedio de anillos bencénicos mostraron relativa homogeneidad a lo largo de la cuenca muestreada, con aportes puntuales de PAHs de alto peso molecular en las estaciones RN7 y RN8. En forma preliminar esto sugiere un grupo homogéneo de fuentes aportando perfiles similares de PAHs al sistema y/o así también, mecanismos de degradación comunes para los sitios estudiados (meteorización, biodegradación, etc). Los cambios composicionales en el patrón de PAHs registrados entre algunas estaciones muestreadas a lo largo del tiempo pueden tener origen en fuentes puntuales específicas de cada sitio (por ej., procesos de combustión de media o alta temperatura –quemadas a cielo abierto, escape de motores, procesos industriales, etc.- o diferentes combustibles fósiles). En particular, los dos grupos mayoritarios (2 y 3 anillos) estuvieron representados por el Naftaleno, Acenaftileno, Fluoreno y Fenantreno. Estos compuestos son caracterizados como compuestos bencénicos de bajo peso molecular, marcadores característicos de fuentes petrogénicas. El grupo de 4 anillos bencénicos estuvo representado por Fluoranteno, Pireno y Criseno, compuestos de origen mixto, comunmente indicativos de combustión de combustibles y materia orgánica.

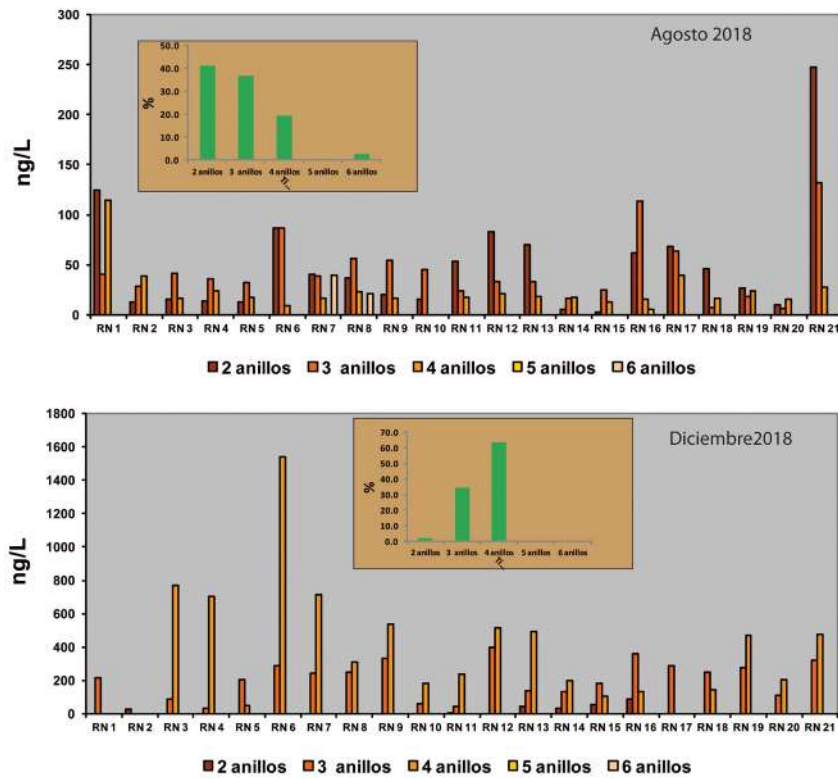


Figura 14. Distribución de congéneres de PAHs de acuerdo al número de anillos, como índice de la fuente dominante

La presencia de PAHs de 6 anillos catacondensados (por ej., Benzofluorantenos), sugiere un aporte adicional de procesos pirolíticos de alta temperatura, particularmente para las estaciones RN7 y RN8.

Durante la campaña estival (Diciembre 2018) permanece la dominancia de congéneres de 3 y 4 anillos dominada por la presencia de Fenantreno, Pireno. Simultáneamente disminuye la traza de compuestos de 2 anillos bencénicos para toda el área de estudio y se mantiene la nula preponderancia de compuestos pesados (5 y 6 anillos condensados).

El patrón general de PAHs en el M.P.S. analizado, da lugar a postular:

1. Que existe un grupo relativamente uniforme de fuentes aportando PAHs al sistema.
2. Que existe dominancia de un núcleo de grupos de 3 y 4 anillos sumada a la presencia estacional de compuestos livianos (dos anillos) y ocasional de grupos de 6 anillos (alto peso molecular). La preeminencia de compuestos de 3 y 4 anillos responde a un patrón de origen mixto (combustión de materia orgánica (pirogénesis) + maduración lenta de materia orgánica a alta presión (petrogénesis)

4. 10. 2. Análisis de Fuentes de origen mediante índices moleculares

Los índices moleculares de PAHs son tradicionalmente utilizados para determinar las potenciales fuentes de los hidrocarburos aromáticos policíclicos, clasificar muestras por sitio y estimar la importancia de los PAHs derivados del petróleo y/o de procesos de combustión (Lipiatou & Saliot, 1991; Yunker et al., 1999; 2001; Budzinsky et al., 1997).

El índice comúnmente usado para caracterizar ingresos provenientes de procesos de combustión es un incremento en la proporción de los isómeros de PAHs menos estables (cinéticamente originados) en relación a los isómeros termodinámicamente estables. Como ejemplo podemos mencionar el índice fluoranteno relativo a pireno, o bien al total de las masas moleculares (Yunker et al., 2001). Los cálculos de estos índices usualmente se restringen a especies de PAHs de una cierta masa molecular, de manera de minimizar factores de ruido tales como las diferencias en la volatilidad, coeficientes de partición agua/carbono orgánico, adsorción, etc. (Mc Veety & Hites, 1988), y en la mayoría de los casos reflejan con certeza las características de origen de los PAHs (Yunker et al., 2002).

En este estudio, para alcanzar el potencial máximo de interpretación de la geoquímica de los PAHs, se utilizaron los cocientes de masa que fueron posibles de calcular de acuerdo a los resultados para su consideración simultánea.

En principio se evaluó la relación fluoranteno vs fluoranteno + pireno (FI/202). Este índice molecular FI/202 < 0.40 usualmente indica un origen petrogénico (petróleo, diesel, carbón, aceites); entre 0.40 y 0.50 indica combustión de combustibles fósiles líquidos (tráfico automotor, combustión de fuel oil), mientras que los valores de este índice superiores a 0.50 son atribuidos a la quema de pasturas, maderas y carbón. Este índice fue suplementado mediante el cálculo del índice Antraceno vs Antraceno + Fenantreno (An/178) y el índice de PAHs de bajo PM/PAHs de alto PM (LMW/HMW), el cual puede ser usado para determinar fuentes petrogénicas y/o pirolíticas: valores relativamente bajos (<1) sugieren una carga de PAHs pirolíticos, mientras que valores altos indican fuentes petrogénicas (Yuam et al., 2001).

Tabla 9. Origen PAHs

	Origen Pirolítico	Origen Petrogénico
FLU/202	>0,40	<0,40
An/178	>0,10	<0,10
LMW/HMW	<1	>1

La evaluación general (agosto-diciembre 2018) de índices diagnósticos de PAHs para las muestras de agua en fase particulada (MPS) evidenció aportes mixtos: petrogénicos (petróleo, aceite y combustibles), combustión de combustibles fósiles y quema de biomasa, con una dominancia en términos generales de fuentes pirolíticas provenientes de la quema de combustibles fósiles y biomasa (Fig 15., II y III).

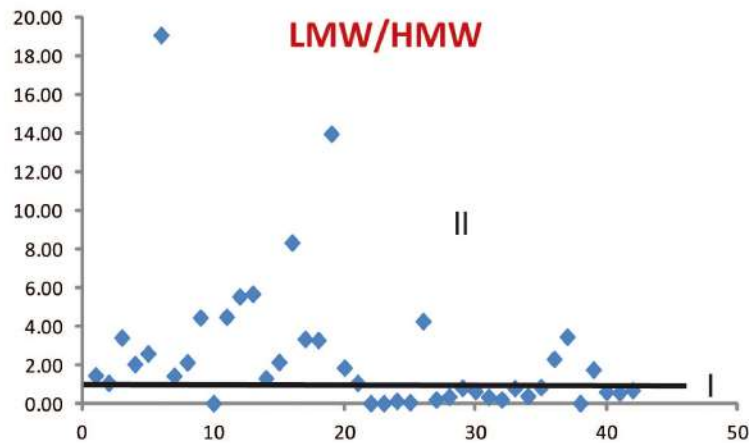
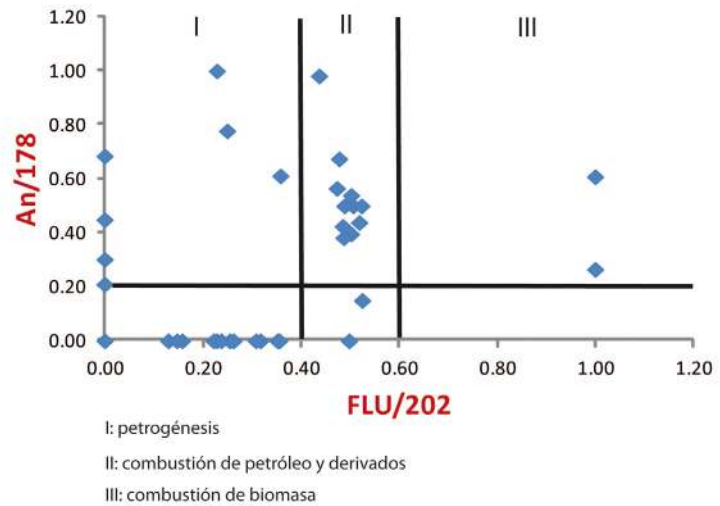


Figura 15. Puntuaciones obtenidas para An/178 vs. FLU/202 aplicado para todas las muestras obtenidas del sistema en el período en estudio

Análisis de Sedimentos

En todos los casos se hallaron concentraciones detectables de PAHs, la media de concentraciones totales el área bajo estudio fue de 171 ppb (n=7, peso seco), con un mínimo de 28 ppb, p.s. (S6) y un máximo de 480 ppb, p.s. (S2).

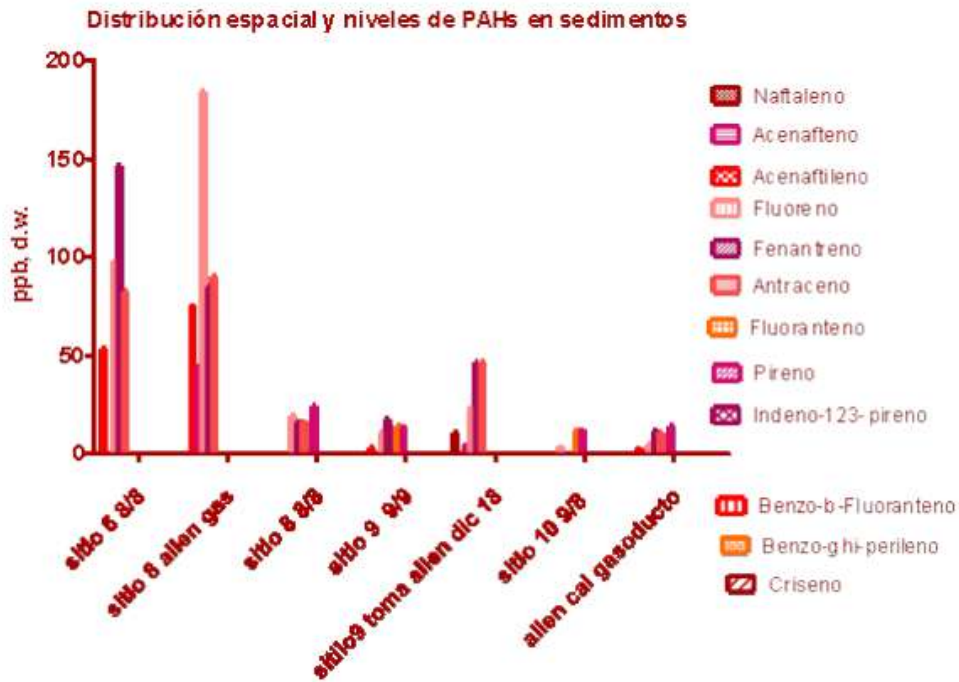


Figura 16. Niveles Promedio de PAHs incluyendo todas las estaciones y períodos de muestreo

Los compuestos registrados en mayor concentración y mayor frecuencia en el lecho sedimentario fueron Fluoreno, Fenantreno y Antraceno los cual es consistente con lo hallado en la fase particulada de la columna de agua

El análisis geoespacial ubicó a las estaciones S1 y S2 como las estaciones con mayores concentraciones de PAHs en el período estudiado (Figura 16).

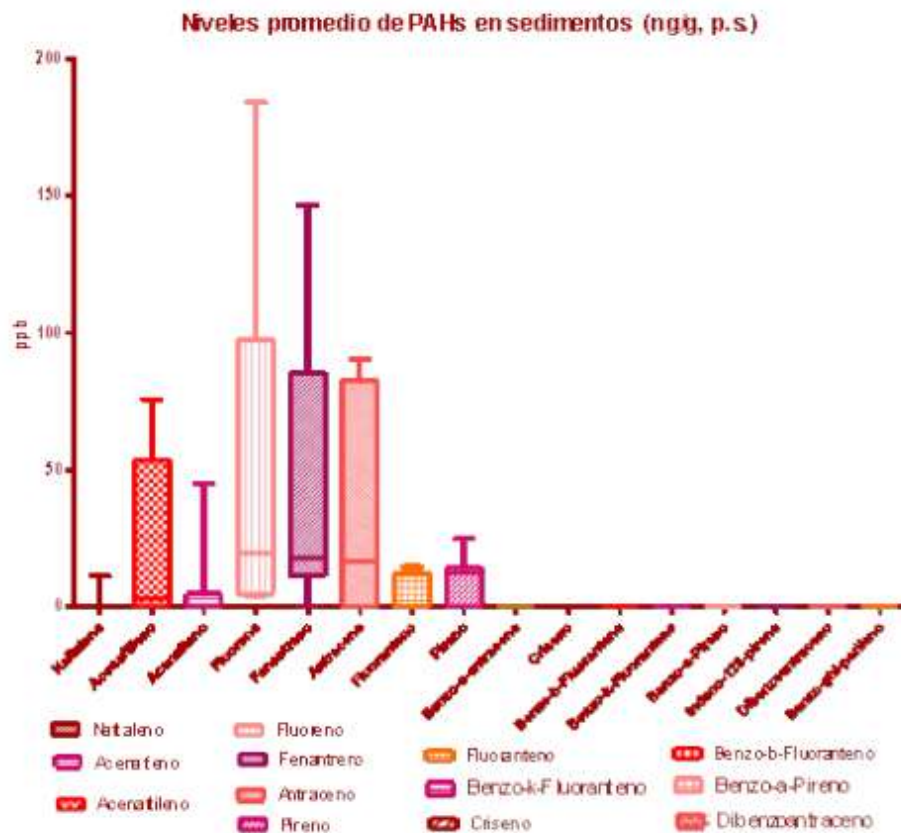


Figura 17. Niveles Promedio de PAHs Totales en sedimentos por cada estación incluyendo todo el período de muestreo

En términos cuantitativos es de amplio consenso científico que los valores de PAHs en sedimentos menores a 10 ng.g^{-1} corresponden a un nivel de de distribución basal o *background* de los ecosistemas. Estos valores son hallados en lugares prístinos y/o alejados de poblaciones. Las concentraciones que se ubican entre 10 y 100 ng.g^{-1} corresponden a bajos niveles de impacto, encontrados por ejemplo en zonas turísticas (Baumard et al., 1998). Por otro lado, los niveles de PAHs en el rango de 100 - 1000 ng.g^{-1} identifican zonas con moderado impacto antrópico; estos valores son hallados en general en zonas portuarias y costeras urbanizadas alrededor del mundo. Valores de PAHs por encima de 1000 ng.g^{-1} indican niveles de moderados a altos de contaminación y probables procesos de introducción crónica de estos contaminantes en los sistemas. Los valores por encima de 10000 ng.g^{-1} responden a procesos de contaminación severa de sedimentos, con efectos frecuentes observados sobre la biota (Long et al., 1995). Tomando esto en consideración, los resultados del presente informe evidenciaron la existencia valores bajos a moderados, los cuales pueden ser esperados para el tipo de presión antrópica en la región. Se trata de los primeros registros de línea de base en sedimentos que se registran para la zona.

Análisis de Fuentes

En cuanto a los orígenes de los aportes de PAHs cuantificados para el lecho sedimentario, la evaluación de índices diagnósticos para los sedimentos muestreados durante todo el período mostraron preeminencia de aportes pirolíticos (quema de combustibles fósiles+biomasa) sobre los aportes petrogénicos (vertido de aceites, combustibles, etc.), lo cual queda evidenciado en la Figura 18.

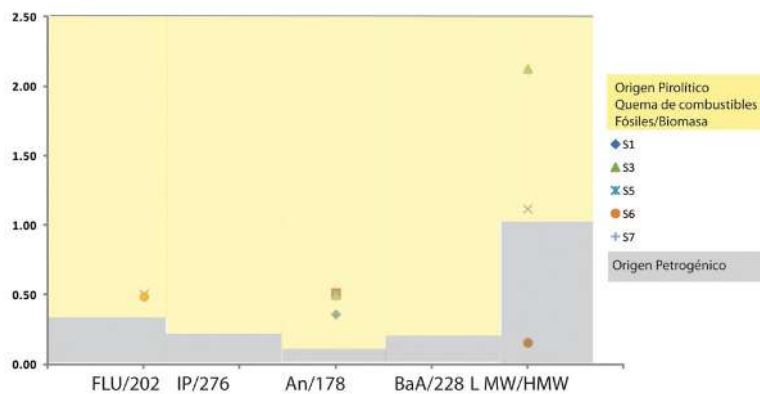


Figura 18. Puntuaciones obtenidas para cada índice diagnóstico aplicado para todas las muestras obtenidas del sistema en el período en estudio [FLU/202=Fluoranteno/(Flu+Pireno); IP/276=Indenopireno/(IP+BghiP); An/178= Antraceno/(An+Fenantreno); BaA/228=Benzo-a-antraceno/[BaA+Criseno]; LMW/HMW=PAHs de bajo peso molecular/PAHs de alto peso molecular]

Contraste con niveles Guía

Los resultados se contrastaron con diversos niveles guía científicos desarrollados con el criterio de protección de la vida acuática asociada:

Tabla 10. Niveles guía

	EPA guidance for freshwater sediments			DutchLevels	
	TEL Hyalella	TEC	LEL	Target	Intervention
Total PAHs (ppb, p.s.)	264.1	1610	4000	1000	40000
LMW PAHs	76.42	-	-	<1000	<40000
HMW PAHs	193	-	-	<1000	<40000
Fluoranteno	31.46	423	750	1000	260000
Fluoreno	10	77.4	190	-	-

La concentración total sedimentaria de PAHs solo excedió el nivel más conservativo (TEL Hyalella, EPA) en dos ocasiones (S1 y S2) mientras que todos los niveles restantes de protección de la vida acuática fueron cumplidos para ese parámetro.

Se registraron sólo 5 excedencias para el nivel más conservativo de Fluoreno (TEL Hyalella, EPA 1994) ocurridas en S1-5 mientras que el resto de los niveles se cumplieron para todas las muestras analizadas. Por otro lado, de acuerdo a la norma Danesa, no se espera ningún tipo de afecto asociado a la concentración de PAHs hallada en el sedimento.

Conclusión: Tomando esto en cuenta en forma general no se esperan efectos adversos para la biota asociada debido a las concentraciones halladas de PAHs;

sin embargo, de acuerdo al índice más conservativo desarrollado para anfípodos de agua dulce, podrían existir ocasionales efectos adversos en la biota asociada de las estaciones S1 y S2.

4. 11. Pesticidas Organoclorados

Los Compuestos persistentes corresponden a un grupo de sustancias de origen natural o antropogénico, resistentes a la degradación fotolítica, química y biológica. En muchos casos se trata de compuestos hidrófobos, lo cual genera bioacumulación en el tejido adiposo de los distintos niveles de la cadena trófica, dando lugar a la biomagnificación en sentido ascendente de la cadena (Sangster, 1989; Yalkoswky, 2010). La toxicidad consecuente incluye diversas alteraciones en la reproducción, desarrollo y en algunas funciones inmunológicas de animales y vegetales (Chora et al. 2009; Langston et al. 2010). Dentro de los compuestos persistentes, los compuestos organoclorados incluyen los conocidos pesticidas: hexaclorociclohexanos (HCHs), hexaclorobenceno (HCB), diclorodifeniltricloroetano (DDT), clordanos, endosulfanes. Todos los compuestos mencionados están clasificados como plaguicidas que han sido prohibidos o severamente restringidos por razones sanitarias o ambientales en el Anexo III del Convenio de Róterdam (2004). Además se encuentran prohibidos para su uso en Argentina a excepción del DDT que presenta uso restringido para ciertas aplicaciones (Tabla 11).

Tabla 11. Marco regulatorio de algunos pesticidas organoclorados analizados en este estudio [Argentina]

Principio activo	Norma Legal	Resolución
Clordanos y Lindano	ResoluciónSAGPyA 513/98	Prohibida su importación, comercialización y uso como fitosanitarios, así como los productos formulados con base en éstos
DDT, Endrin, Aldrin	DecretoN° 2121/90	Prohibida su importación, fabricación, fraccionamiento, comercialización y uso de productos de aplicación agrícola formulados a base a estos principios activos
Hexaclorobenceno (H.C.B)	Resolución SAGPyAN° 750/2000	Prohibición Total
Hexaclorociclohexano (H.C.H), Dieldrin	Ley 22.289	Prohibición Total
Endosulfan	Resolución de SENASA 511/11	Prohibición Total. Sólo reexportación o destrucción a partir del 1 de Julio de 2013.

De acuerdo al Centro Internacional de Investigaciones sobre el Cáncer (**IARC** del inglés: *International Agency for Research on Cancer*) de la Organización Mundial de la Salud los Hexaclorociclohexanos se pueden clasificar como cancerígenos para los seres humanos (1); al DDT como probablemente cancerígeno para los

seres humanos (2A) y a los Hexaclorobencenos y los Clordanos como posiblemente cancerígenos para los seres humanos (2B).

4.11.1. Metodología analítica

Se procedió a la extracción en dispositivos Soxhlet por 12 horas, utilizando una mezcla Hexano/Acetona (1:1). El volumen de los extractos fue reducido por rotavaporación hasta un volumen de aproximadamente 5 mL, percolado en columnas de limpieza de sílicagel/alúmina desactivada al 5%, y evaporado bajo corriente de N₂ hasta 1 mL (Arias, *et al.*, 2010).

El análisis de la serie de pesticidas clorados siguió los procedimientos de UNEP-IAEA (1982). Brevemente, se determinaron mediante GC/ECD (Hewlett-Packard 5890 GC/ECD ⁶³Ni): Aldrin, HCHs - α , β , γ , δ -, DDTs - 4,4'-DDD, 4,4'-DDE, 4,4'-DDT-, Dieldrin, α Endosulfan, β Endosulfan, Endosulfan sulfato, Endrin, Endrin aldehído, Heptachlor, Heptachlor epóxido. El límite de detección promedio (n=16) fue 0,060 ppb (p.s); 0.010 ppb (p.h.).

En todos los casos se trabajó con los siguientes controles de calidad: blancos, muestras fortificadas y muestras certificadas.

4.11.2. Organoclorados en Material Particulado en Suspensión

Se determinó el contenido de 16 pesticidas organoclorados en Material Particulado en Suspensión (M.P.S.) obtenido de 21 sitios de muestreo a lo largo de la cuenca del río Negro, en campañas realizadas por el equipo de la UNRN durante los meses de Agosto y Diciembre de 2018.

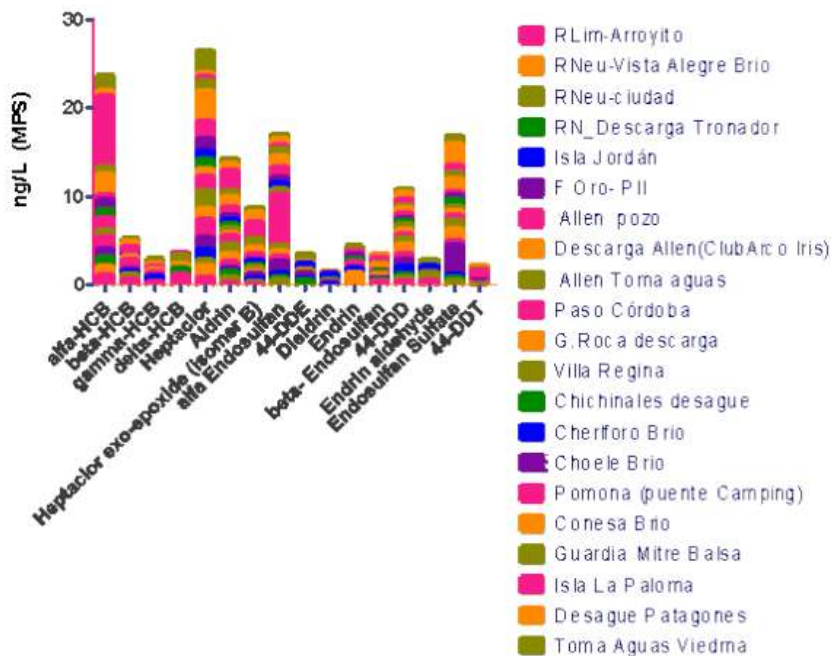


Figura 19. Concentraciones acumuladas por sitio de muestreo de los 16 compuestos target estudiados sobre la fase particulada de la columna de agua de la cuenca del Río Negro, Argentina

Los compuestos más abundantes fueron, Heptachlor, α -Endosulfan (y su derivado como sulfato) y α -HCB, los cuales a su vez ocurrieron mayoritariamente –de Oeste a Este- en las estaciones Fernández Oro, Paso Córdoba, Pomona, Conesa, Isla La Paloma y Desagüe Patagones (Figura 20).

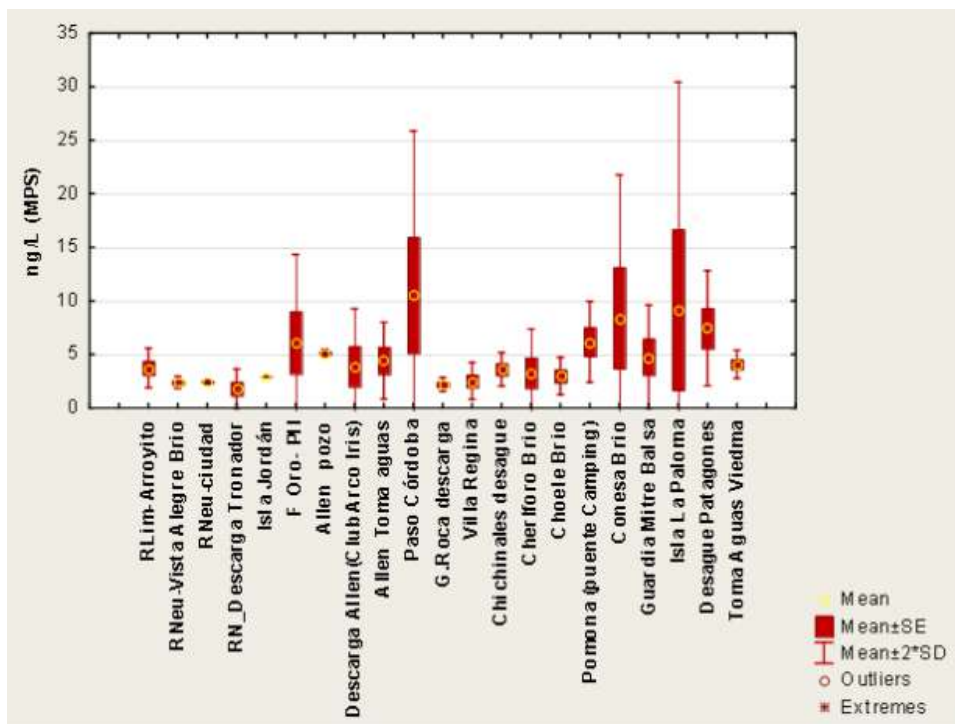


Figura 20. Concentraciones totales de organoclorados para la sumatoria de los 16 compuestos target por estación de muestreo [Agosto/Diciembre 2018]

El valor medio general de la sumatoria de concentraciones de los 16 OCs (Σ_{16} OCs) analizados para Material Particulado en Suspensión fue de 4.81 ng/L, con un valor máximo de 16.69 ng/L, registrado en "Isla La Paloma" (Agosto 2018) y un mínimo de 1.16 ng/L para Tronador (Diciembre 2018). La mediana del conjunto total de datos fue de 3.62 ng/L

4. 12. HCHs

Los HCHs son compuestos persistentes; por ejemplo, en suelos arenosos, luego de 14 años persiste un diez por ciento de la concentración original mientras que en agua, luego de ocho semanas desaparece (por traslocación a fases orgánicas) (FAO, UNEP, 1991). Este grupo de isómeros comprende una serie de compuestos contenidos frecuentemente en los siguientes productos comerciales: Benzex (Woolfolk Chemical), Dol, Dolmix, Gammexane, Gexane, HCCH, Hexafor, Hexablanc, Hexamul, Hexapoudre, Hexyclan, Hillbeech, Kotal (Shell, Reino Unido), Lindacol (Shell, Reino Unido, perchlorobenzene, Soprocide, Submar (India Medical). Se trata de insecticidas por contacto e ingestión. Todos sus isómeros fueron hallados en

distinta proporción en el Material Particulado en Suspensión del río Negro, con picos de concentración para el alfa-HCH.

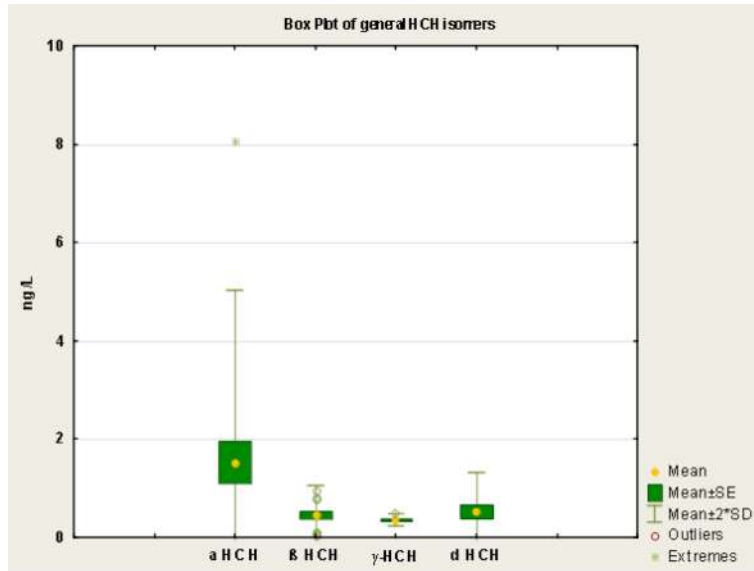


Figura 21. Niveles medios de HCHs y dispersión de valores medidos en M.P.S. del Río Negro

Las posibles Fuentes de HCHs en el ambiente son la utilización del compuesto técnico o de lindano. Por ejemplo, la proporción típica del producto técnico incluye 55-80% alfa, 5-14% beta, 8-15% gama, y 2-16% delta HCH. Un discernimiento de fuentes puede realizarse a partir de un cociente de concentraciones de isómeros (ratios) tales como $\alpha\text{HCH}/\gamma\text{HCH}$ y $\beta\text{HCH}/(\alpha+\gamma)\text{HCH}$ (Iwata et al., 1993, 1995; Willett et al., 1998; Walker et al., 1999; Liu et al., 2008; Liu et al., 2012; Ouyang et al., 2012; Wang et al., 2013a; Xu et al., 2013).

El radio $\alpha\text{HCH}/\gamma\text{HCH}$ para el HCH "técnico" va de 4 a 7 mientras que para el lindano es menor a 0,1. Esto es debido a que el lindano comercial contiene más del 99% de γHCH (Qiu et al., 2004). Por otro lado, el cociente $\beta\text{HCH}/(\alpha+\gamma)\text{HCH}$ puede ser indicativos de la antigüedad de los aportes dado que βHCH es el isómero más estable y con la menor tasa de degradación en el ambiente. Un alto coeficiente $\beta\text{HCH}/(\alpha+\gamma)\text{HCH}$ indica un uso histórico/antiguo de HCH técnico o lindano mientras que puntuaciones de este ratio menores a 0,5 pueden indicar un uso reciente de ambos (Willett et al., 1998; Liu et al., 2008; Ouyang et al., 2012; Wang et al., 2013a; Xu et al., 2013).

Los resultados generales indicaron el ingreso de HCH técnico por sobre lindano ($\alpha\text{HCH}/\gamma\text{HCH}$ promedio: 4.26) sobre el recurso (Figura 21) así como un uso relativamente reciente del mismo ($\beta\text{HCH}/(\alpha+\gamma)\text{HCH}=0.24$).

En Agosto, las estaciones F Oro- PII, Allen gasoducto pozo, Paso Córdoba e Isla La Paloma mostraron aportes recientes de HCH técnico, las estaciones Pomona (puente Camping) y Desagüe Patagones mostraron una utilización pasada (histórica/degradada). Por otro lado, en Diciembre de 2018, se evidenció un aporte reciente de HCH en las estaciones: Isla Jordán, Fernández Oro, Paso Córdoba, Chelforo, Isla La Paloma y no reciente/degradado en Allen gasoducto pozo, Pomona y Desagüe Patagones.

4. 13. DDTs

El DDT comercial usualmente contiene 75% de p, p'-DDT, 15% de p'-DDT, 5% de p,p'-DDE, <0.5% de p,p'-DDD, <0.5% de p'-DDD, <0.5% de p'-DDE,y 5% de compuestos no identificados (WHO 1979). Los isómeros del DDT tienen alta persistencia en los ambientes y se degradan gradualmente a DDE y DDD en condiciones aeróbicas y anaeróbicas (Arias, et al., 2011; WHO, 2007; Allen et al., 1997).

Los DDX medidos en el río Negro representaron aproximadamente el 9% del total de los organoclorados detectados.

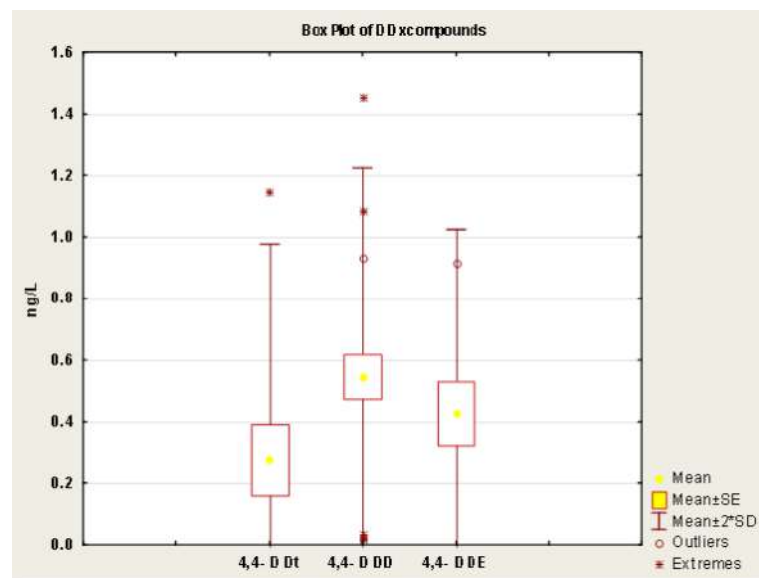


Figura 22. Niveles medios de DDXs y su dispersión en M.P.S del río Negro (Agosto/ Diciembre 2018)

Una vez liberado al medio, el 4,4–DDT (el componente principal del DDT) se degrada a 4,4–DDE, y la abundancia relativa del compuesto parental y su metabolito usualmente se utiliza para distinguir el uso reciente ($DDT/DDE > 1$) de la liberación en el pasado ($DDT/DDE < 1$) (Pozo, *et al.*, 2009; Verhaert *et al.*, 2013; Yatawara *et al.*, 2010). Haciendo un análisis de las concentraciones del compuesto parental (DDT) vs. sus productos de degradación/metabolitos (DDE+DDE), se concluye que si bien para agosto se registraron ingresos no recientes/meteorizados, en el caso del muestreo de diciembre se comprobó la presencia de mayores niveles de DDT parental (Estación “Paso Córdoba” en adelante) lo cual indicaría un ingreso relativamente reciente a partir de fuentes primarias (aplicación y lavado de tierras) o secundarias (por ej., resuspensión de sedimentos, dragados de mantenimiento, etc.)

4. 14. Endosulfan

El Endosulfan grado técnico es una mezcla que usualmente contiene 95% de los dos diastereoisómeros, conocidos como α - Endosulfan y β - Endosulfan en proporciones desde 2:1 a 7:3, y 5% de impurezas y productos de degradación (GFEA,

2007; Tombesi et al., 2018; Hu et al., 2009). Ambos isómeros se descomponen en el medio ambiente produciendo el Endosulfan sulfato, de una estructura similar al compuesto parental y más tóxico que el mismo (Stadler et al., 2006).

α -Endosulfan fue uno de los compuestos organoclorados más abundantes detectados en la cuenca del río Negro, con una media general de 1.18 ng/L (en MPS) y una mediana de 0.62 ng/L. α -Endosulfan fue detectado en altas concentraciones en Paso Córdoba en agosto de 2018, sin embargo, por fuera de ese valor puntual las concentraciones halladas fluctuaron en un rango de <N.D-1,29 ng/L. En cuanto a su frecuencia, se detectó en 5 estaciones en agosto y en 16 en diciembre de 2018. En ninguna oportunidad fue detectado en Arroyito, Vista Alegre, Roca y Chichinales. β -Endosulfan fue detectado en 11 zonas para ambos muestreos con una concentración media menor a la de su isómero principal, 0.22 ng/L.

El Endosulfán ha sido uno de los pesticidas clorados más utilizados en Argentina como insecticida y acaricida de amplio espectro en frutas, vegetales y producción de cereales; por ejemplo, ha sido ampliamente utilizado en la producción de soja. Desde el año 2013 se encuentra prohibida su importación y uso (Res. SENASA 511/11). A pesar de esto, ha sido recientemente detectado en distintos estudios científicos en la zona, para aire y sedimentos. Por ejemplo, se detectaron 3400 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de Σ Endosulfanes en aire del sudoeste Bonaerense (Tombesi, et al., 2014) mientras que para el Estuario de Bahía Blanca (sedimentos) se detectó un máximo de 26,2 $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$ de α -Endosulfan (Arias, et al., 2010).

Por último, el producto de degradación del $\alpha+\beta$ Endosulfan, el sulfato de Endosulfán (media=0,89 ng/L) –el cual es mas tóxico y más persistente-, fue hallado en el 85% de las estaciones, sugiriendo un amplio grado de utilización y permanencia en el recurso.

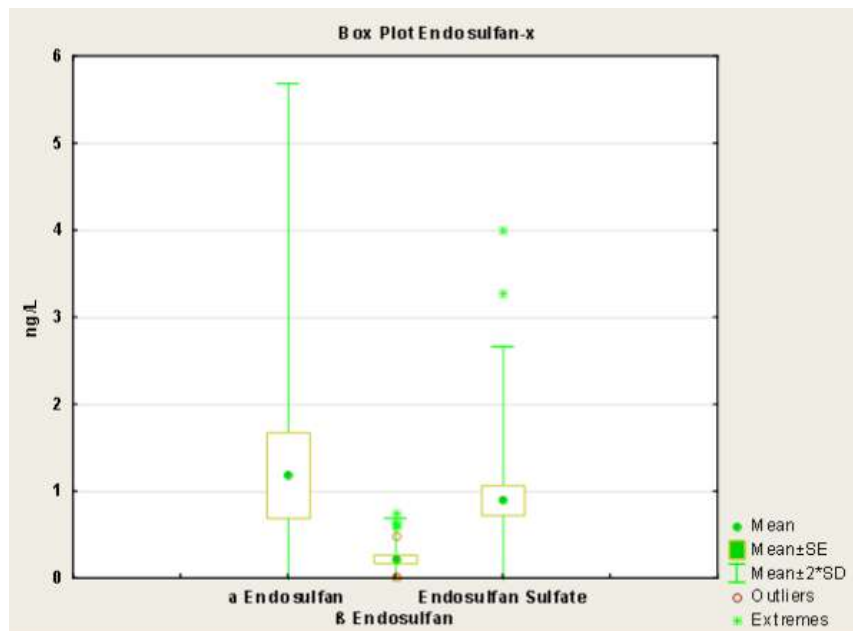


Figura 23. Niveles de endosulfan del río Negro [Agosto/Diciembre 2018]

4. 15. Antecedentes para el área de estudio

El antecedente inmediato para OCs en SPM del río Negro se encuentra en un trabajo de Miglioranza et al; 2013, y corresponde a un muestreo realizado en abril de 2006. En ese momento se detectó una alta predominancia de HCHs, DDXs y Endosulfanes en el material particulado en suspensión, corroborando el uso reciente de Endosulfanes (permitido para ese momento) así como DDT (rel 2:2:1 para DDT/DDE/DDD).

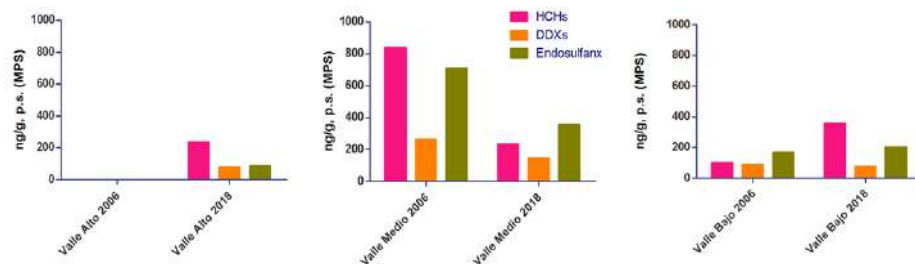


Figura 24. Registros de distribución [Valle Alto, Medio y Bajo] de niveles de Compuestos Organoclorados en el MPS de acuerdo a los grupos químicos Hexaclorociclohexanos, Diclorodifenilcloroetanos y Endosulfanes.

(Fuente: Miglioranza et al., 2013 y este estudio)

Una comparación inicial permite concluir que se mantiene la presión sobre el sistema a partir de la utilización de DDT como insecticida. Se registra un descenso en los valores de HCHs y Endosulfanes transportados en el MPS del valle medio (la zona que evidenció mayores niveles generales de pesticidas clorados) mientras que en el valle bajo se registró un leve aumento de aportes de HCHs y Endosulfanes respecto a los valores medidos en 2006.

Evaluación de la Ecotoxicidad de aguas y sedimentos asociada a Organoclorados

Aguas

A fin de analizar las concentraciones de OCs en agua (fase particulada) se utilizaron diversos índices guías de calidad internacional para agua dulce. Como salvedad, si bien los índices de calidad se desarrollan para concentraciones en agua total (fase disuelta + fase particulada), se utilizaron igualmente como guías comparativas vs. las concentraciones en agua en fase particulada obtenidas en el presente estudio.

En el caso del Endosulfán, existe un nivel guía de exposición crónica desarrollado por el Consejo Ambiental Canadiense -CCME- para la protección de la vida acuática, con un valor límite de 3 ng/L.

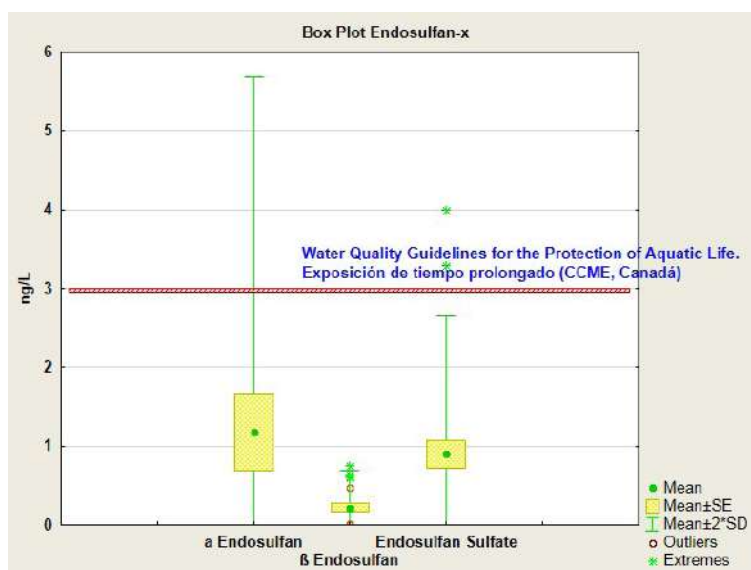


Figura 25. Endosulfan del río Negro (Agosto/Diciembre 2018)

En ocasiones aisladas los registros de este estudio superaron el límite de exposición crónica para Endosulfán, sin embargo la media general del recurso se halló ampliamente por debajo de dicho nivel de recomendación. Por otro lado, el criterio de exposición aguda para Endosulfán es de 60 ng/L (CCME, Canadá) el cual nunca fue superado.

Para el caso de los HCHs, el límite disponible de exposición crónica para la protección de vida acuática por HCHs (disponible solo para Lindano, γ -HCH) no fue superado nunca en el período de muestreo.

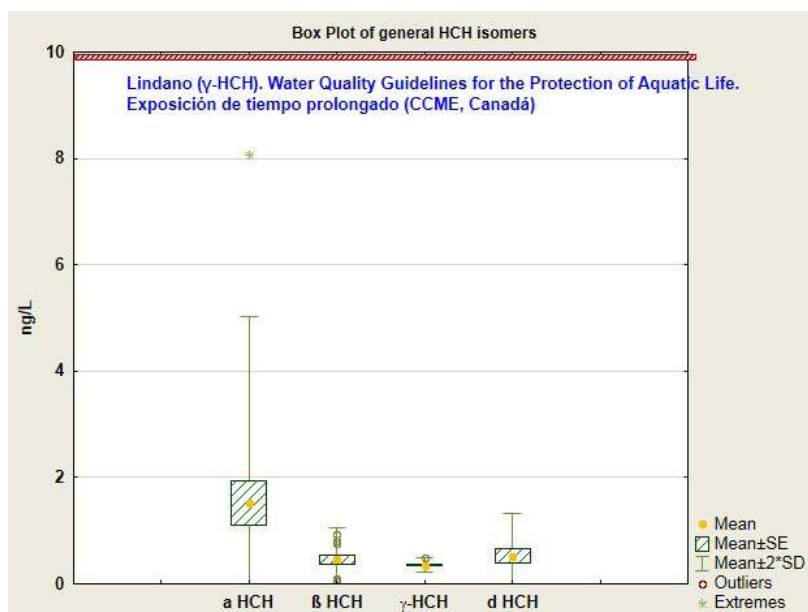


Figura 26. HCH isómeros del río Negro (Agosto/Diciembre 2018)

En el caso del DDT, el valor indicado en el gráfico fue originalmente publicado en "Canadian Water Quality Guidelines"; sin embargo, no es actualmente recomendado por la CCME puesto que la exposición a los DDXs se da principalmente en la interacción sedimento/biota. A pesar de esto existen muchas legislaciones que lo mantienen como la "Texas Surface Water Quality Standards" (30 TAC 307.6, Table 1). Effective March 1, 2018.

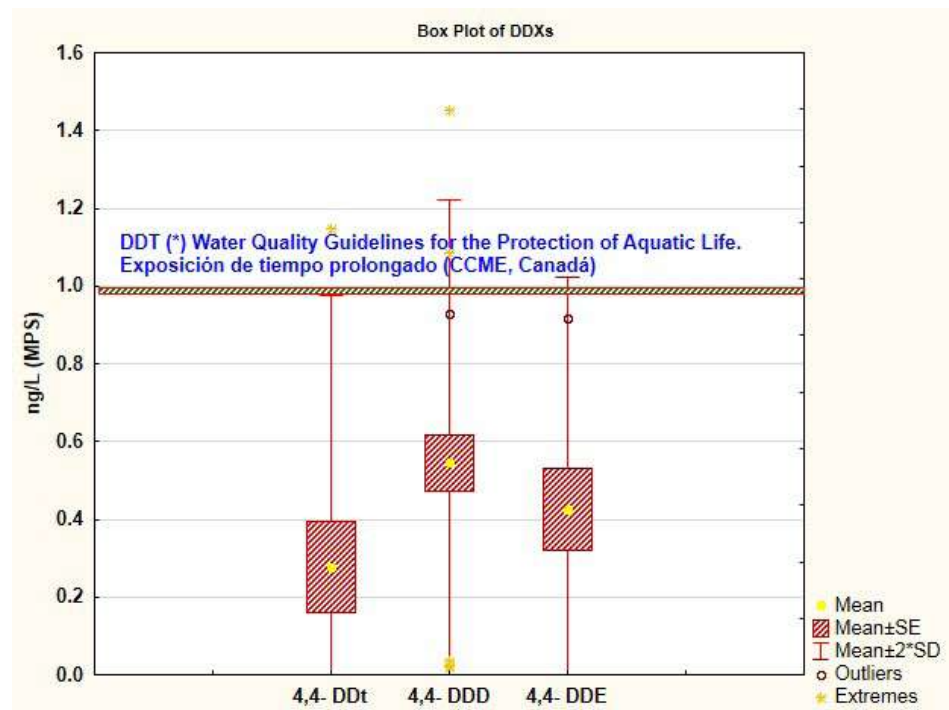


Figura 27. DDXs del río Negro (Agosto/Diciembre 2018)

De acuerdo a los criterios revisados y los valores registrados en la fase particulada del río Negro, si bien existen algunas excedencias puntuales a los valores recomendados, se puede concluir que no se esperan efectos adversos en la vida acuática por exposición crónica de estos compuestos.

Sedimentos

Las concentraciones de organoclorados en sedimentos halladas a lo largo del área de estudio fueron evaluadas en el contexto de niveles guías internacionales a fin de obtener una clasificación objetiva de calidad de sedimentos en relación al contenido de OCs para el río Negro.

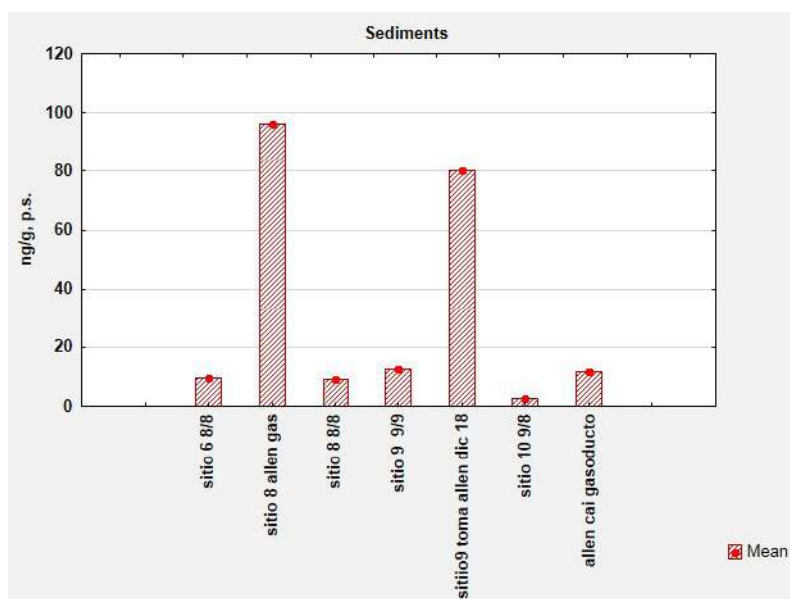


Figura 28. Sumatoria de OCs para cada muestra de sedimento analizada

Como observación, al momento de evaluar este tipo de información debe tenerse en cuenta que estos enfoques no tienen en cuenta el sinergismo entre los diferentes contaminantes que puedan coexistir en los sedimentos (ej: distintos PAHs, metales, TBTs, PCBs, etc.). Por lo tanto, de alguna manera pueden subestimar los efectos nocivos de estos contaminantes en la matriz; más aún, los métodos estadísticos utilizados en su desarrollo evalúan correlación y no causalidad, y tampoco discriminan entre las fracciones presentes (por ej: fracción disponible y no disponible).

Tabla 12. Significancia de los umbrales guía utilizados para el contraste ecotoxicológico

TEL-ISQG ^(†)	Debajo del TEL -el rango de efectos mínimos- es una zona de seguridad dentro del cual los efectos adversos rara vez ocurren. Entre TEL y PEL se encuentra un rango posible de efectos, dentro del cual ocasionalmente ocurren efectos adversos sobre la biota en contacto con los sedimentos.
PEL ^(†)	Por encima del PEL; el rango de efecto probable- los efectos adversos ocurren frecuentemente
LEL ^(*)	Por debajo de este valor, los sedimentos se consideran limpios a marginalmente contaminado; sin efectos para la mayoría de los organismos en contacto

(†) Canadian Sediment Quality Guidelines for the protection of the aquatic Life, Summary Tables, updated 2019. <http://st-ts.ccme.ca/en/index.html>

(*) Persaud D, Jaagumagi R, Hayton A [1993] Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario. Water Resources Branch, Ontario Ministry of the Environment, Toronto, 27 pp.

En términos generales, el DDT excedió el nivel ISQG-TEL (CCME) en algunas ocasiones así como lo hizo DDE. No fue el caso para DDD y ninguno de estos compuestos excedió su "Nivel de efectos probables" (PEL)

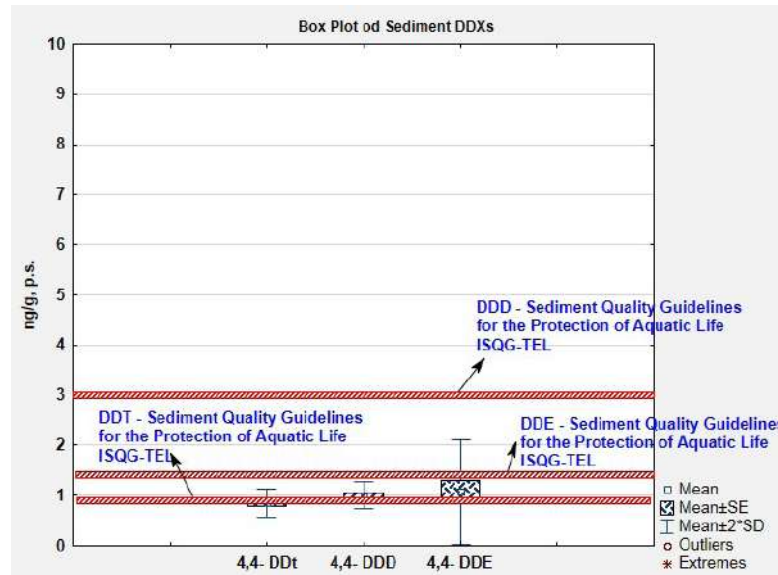


Figura 29. DDx en sedimentos

Por otro lado, la concentración general media de Aldrin excedió ampliamente el límite de "efectos probables" por encima del cual se esperan efectos adversos ocasionales sobre la biota (Persuad et al., 1993), mientras que el compuesto Dieldrin excedió los límites "umbrales" o admisibles en contadas ocasiones (TEL ISQG).

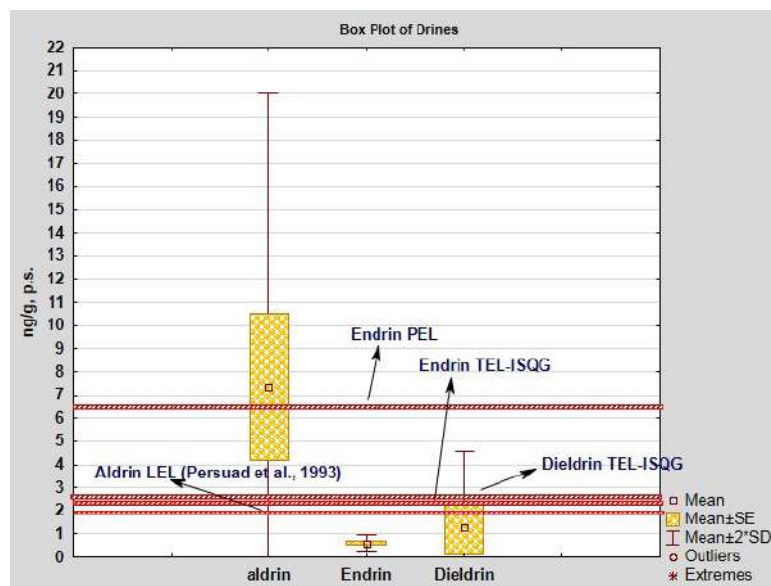


Figura 30. Drines

El caso del Heptachlor y su derivado epóxido, su media general excedió ambos límites (umbral y de efectos probables), por lo cual se esperan efectos adversos sobre la biota acuática en la zonas donde esto ocurre.

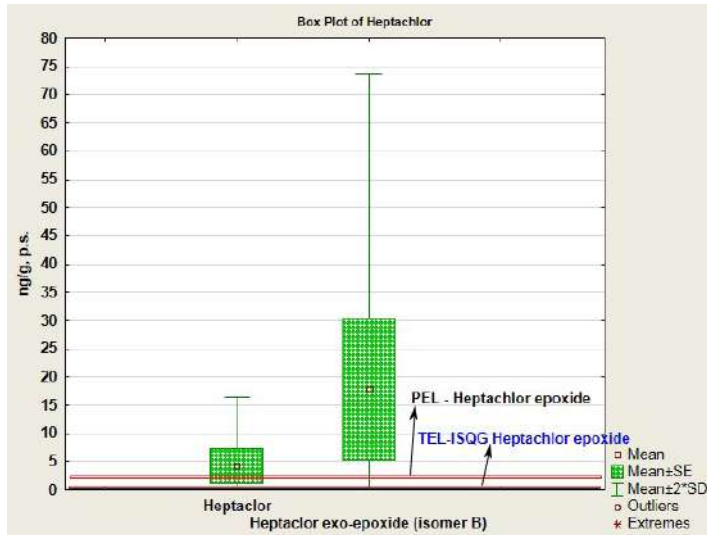


Figura 31. Hepachlor

Por último, la concentración media de Lindano (γ -HCH) en los sedimentos analizados se halló en todos los casos por encima de los valores recomendados por la CCME, Canadá, indicando la posible ocurrencia de efectos adversos ocasionales.

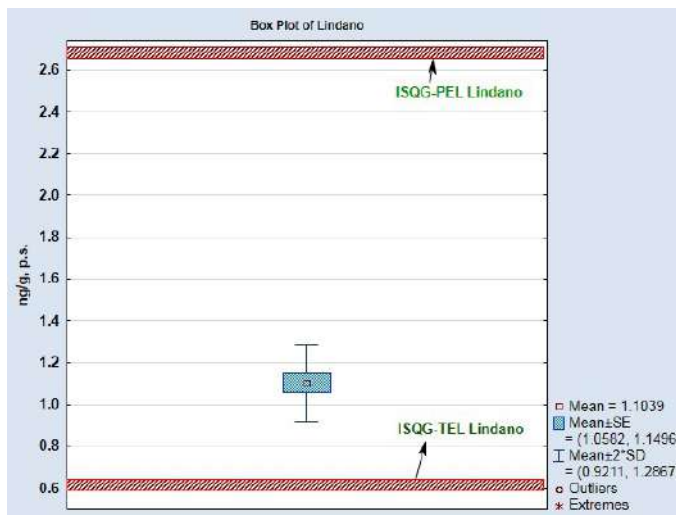


Figura 32. Lindanos

Como conclusión, todos los sedimentos evaluados exceden por lo menos un nivel de calidad y por lo tanto se predicen efectos adversos sobre la biota adyacente ocasionales y en algunos casos puntuales, frecuentes.

5. EVALUACIÓN ECOLÓGICA DE LA CALIDAD DE AGUA DEL RÍO NEGRO UTILIZANDO MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS

5.1. Objetivos

Objetivos generales

Caracterizar y evaluar la calidad del agua del río Negro, utilizando parámetros físicos, químicos y biológicos (macroinvertebrados acuáticos), identificando los tramos más disturbados asociados a los diferentes usos del suelo.

Seleccionar bioindicadores de referencia que permitan ser utilizados en el diseño de planes de vigilancia y monitoreo ambiental para una gestión y conservación sustentable del río Negro.

Objetivos específicos

- Analizar la composición, estructura y dinámica de los ensambles de macroinvertebrados acuáticos, estableciendo relaciones con los parámetros fisicoquímicos del agua y con los usos del suelo en la cuenca.
- Establecer una línea de base de la calidad del agua del río Negro, basada en los ensambles de macroinvertebrados acuáticos (bioindicadores).
- Identificar y proponer indicadores que puedan ser utilizados para una evaluación integral de degradación de la calidad del agua del río Negro, en relación al uso del suelo.
- Elaborar, con los datos obtenidos, mapas ambientales que permitan identificar los tramos más disturbados del río Negro.

5.2. Introducción

Los macroinvertebrados acuáticos, definidos por convención, son aquellos organismos superiores a 1 mm (Batzer y Boix 2016) e incluyen platelmintos, moluscos, anélidos, ácaros, crustáceos e insectos. El uso de los macroinvertebrados como indicadores del estado ecológico constituye una herramienta útil para detectar alteraciones que se producen en los ecosistemas acuáticos (Barbour et al. 1996, Resh 2008, Summerville et al. 2004, Ocon y Rodrigues Capítulo 2012).

En Patagonia, diversas actividades humanas han impactado, en diferentes grados, sobre los ecosistemas acuáticos: la ganadería extensiva, la agricultura y el uso de plaguicidas, la forestación y la extracción de madera, la explotación de hidrocarburos y el crecimiento de las urbanizaciones (Miserendino 2007, Macchi et al. 2012, Epele 2015, Macchi 2018).

En las últimas décadas varios estudios han abordado el efecto de las actividades antrópicas en ríos y arroyos de Patagonia debido a los diferentes usos del

suelo y sus relaciones con las comunidades de macroinvertebrados acuáticos (Miserendino y Pizzolón 2003; Miserendino y Pizzolón 2004; Macchi 2008; Macchi y Dufilho 2008; Miserendino 2009; Miserendino y Brand 2009; Miserendino y Masi 2010; Miserendino et al. 2011; Lares et al. 2014; Brand y Miserendino 2015; Macchi et al. 2018).

Particularmente para el río Negro, la composición y estructura de los ensambles de macroinvertebrados acuáticos, así como su relación con la calidad del agua y su potencial uso como bioindicadores ha sido poco estudiada. Uno de los primeros relevamientos documentados corresponde a Wais (1987), quién realizó una descripción de los ensambles de macroinvertebrados presentes en la cuenca del río Negro (ríos Limay y Neuquén), a lo largo de 34 sitios de muestreo distribuidos en ríos y arroyos, lagos y embalses. Se identificaron 112 taxa de macroinvertebrados, de los cuales 84 fueron insectos. Aproximadamente la mitad (49) correspondieron al orden Diptera y luego siguieron Coleoptera y Trichoptera con 19 taxa. Por otro lado, diferentes ensambles de macroinvertebrados pudieron distinguirse de acuerdo al tipo de biotopo. De esta forma algunos taxa estuvieron fueron característicos de arroyos y ríos menores como *Edwardsina* (Diptera), *Parasericostoma* y *Mastigopila* (Trichoptera), *Potamoperla*, *Araucanioperla* y *Klapopteryx* (Plecoptera), *Chiloporter* y *Penaphlebia* (Ephemeroptera), otros en lagunas y charcas como Culicidae, *Laccophilus*, *Desmoprachria*, *Lancetes* y *Tropisternus* (Coleoptera), Corixidae y Notonectidae (Heteroptera) y por último algunos unos pocos fueron exclusivos de lagos y embalses como *Rheotanytarsus* y *Goeldichironomus* (Diptera). Por otro lado varios taxa fueron compartidos tanto en ríos como en lagos como *Smicridea*, *Oxyethira*, *Metrichia* y *Nectopsyche* (Trichoptera), *Aeshna* (Odonata), *Antactoperla* y *Limnoperla* (Plecoptera), *Meridialaris* (Ephemeroptera), *Aegla* y *Hyaella* (Crustacea), *Chilina*, *Biomphalaria* y *Diplodon* (Mollusca) entre otros (Wais 1987). En cuanto a las características fisicoquímicas de las aguas, las mismas fueron bicarbonatadas cálcicas, con mayor enriquecimiento de sulfato y sodio al atravesar la región semiárida de la meseta patagónica. El oxígeno disuelto estuvo cercano a la saturación y el pH varió de neutro a levemente alcalino (6,8-8).

Ampliando el trabajo anterior, se realizó un checklist de macroinvertebrados acuáticos en toda la cuenca del río Negro, desde las nacientes hasta la desembocadura, dividiendo a la misma en cuenca alta, media y baja (Wais 1990). Se tomaron muestras en 50 sitios y asimismo se determinaron los grupos funcionales tróficos de los macroinvertebrados. Un total de 63 familias y 129 taxa de macroinvertebrados fueron descritos, de los cuales 91 correspondieron a la cuenca alta, 98 a la cuenca media y sólo 29 fueron reconocidos en la cuenca baja. El análisis de los grupos funcionales, mostró mayor abundancia de colectores en toda la cuenca, con mayor preponderancia de los mismos en el río Negro (Wais 1990).

Otros estudios realizados en la región sobre el arroyo Durán, afluente del río Limay (ciudad de Neuquén), mostraron una importante variación en la composición de la comunidad de macroinvertebrados en relación a la calidad del agua (Macchi 2008). Este arroyo se origina por el escurrimiento de aguas provenientes de lagunas temporarias en la llanura de inundación del río Limay y en su breve recorrido de 10 km, atraviesa el sur de la ciudad de Neuquén, recibiendo descargas de diversos tipos de efluentes, cloacales, agrícolas y pluviales, hasta desembocar en el río Limay. En las nacientes del arroyo, con una concentración de oxígeno disuelto de 9,61 mg/l, se registró la mayor riqueza específica (38 taxa) destacándose la presencia de Sericostomatidae y Leptoceridae (Trichoptera) y Leptophlebiidae

(Ephemeroptera), familias sensibles a contaminación orgánica. A lo largo del gradiente longitudinal, en los sitios más degradados, la concentración de oxígeno disminuyó a valores próximos a la anoxia como 1,09 mg/l, coincidiendo con una baja riqueza específica (5 taxa), representados por Tubificidae, Glossiphoniidae y Chironomidae, familias tolerantes al enriquecimiento orgánico.

Por otro lado una serie de estudios realizados en canales y desagües en el valle inferior del río Neuquén (Centenario) evidenciaron que la riqueza y abundancia de macroinvertebrados disminuyó significativamente en aquellos sitios contaminados con plaguicidas (Macchi et al. 2012, Lares et al. 2014, Macchi et al. 2016). La presencia de residuos de plaguicidas en agua y sedimentos constituyó el factor más importante que modificó la calidad de agua en la microcuenca agrícola. En ambas matrices ambientales el clorpirifos fue el plaguicida que presentó mayor frecuencia de detección, luego siguió el metil-azinfos y finalmente el carbaril, que sólo fue detectado a nivel de trazas (Lares et al. 2014). Los ensambles de los macroinvertebrados en sitios no impactados mostraron una composición similar a la encontrada en los ríos y arroyos de la región, con una alta abundancia relativa de diversas especies de Ephemeroptera y Trichoptera (Macchi et al. 2016). Sin embargo los sitios con presencia de plaguicidas la composición y una abundancia relativa fue diferente, con dominancia de diversas especies de Gastropoda, Annelida y el anfípodo *Hyallolella curvispina*. Estos resultados evidenciaron que la presencia de residuos de plaguicidas en agua y sedimentos constituye uno de los principales factores que modifica la composición y estructura de los ensambles de macroinvertebrados en la microcuenca de estudio, posibilitando su como bio-indicadores (Macchi et al. 2016).

Otro estudio sobre macroinvertebrados fue realizado en el río Neuquén, en su tramo inferior en la región del Alto Valle, cuyo objetivo fue comparar los ensambles de macroinvertebrados presentes en el río, aguas arriba del área agrícola, con aquellos presentes en canales de desagüe sometidos a contaminación con plaguicidas (Lares et al. 2016). Los resultados mostraron concentraciones significativamente más altas de fósforo, nitratos y nitritos en los canales de drenaje en comparación con el río Neuquén. En tanto la riqueza taxonómica en ensambles de macroinvertebrados del río fue baja con 24 taxa, sin embargo fue significativamente superior a los 16 taxa registrados en los canales de desagüe. En el río Neuquén predominaron especies del orden Ephemeroptera y Trichoptera, en cambio en los canales sobresalieron Diptera, Mollusca y Crustacea. Asimismo en este estudio se evaluó la toxicidad de clorpirifos en especies nativas de macroinvertebrados como *Hyallolella curvispina* (Crustacea), *Heleobia* spp. (Mollusca) y *Girardia tigrina* (Platyhelminthes), comparando entre poblaciones del río Neuquén y del canal de desagüe. Los resultados evidenciaron que tanto *H. curvispina* como *G. tigrina* del río fueron 6 y 2 veces más susceptibles al clorpirifos que sus homólogos de los canales de desagüe y las diferencias resultaron significativas (Lares et al. 2016).

Un reciente trabajo evaluó el impacto de plaguicidas en ensambles de macroinvertebrados acuáticos en canales de riego y desagües al río Neuquén, integrando el biomonitoreo con un análisis de riesgo (Macchi et al. 2018). En el agua las concentraciones máximas detectadas de plaguicidas correspondieron a metil-azinfos, clorpirifos y carbaril (1,02 µg/L - 1,45 µg/L - 11,21 µg/L respectivamente). En tanto la abundancia y la riqueza taxonómica de macroinvertebrados fueron significativamente menores en noviembre (período de mayor aplicación de plaguicidas) respecto a otros períodos de muestreo (antes y después de la aplicación).

La disminución en la riqueza de taxones observada en noviembre estuvo asociada con las concentraciones pico de clorpirifos y metil-azinfos. Para los tres plaguicidas, el cociente de riesgo agudo excedió los criterios de riesgo para los invertebrados. En tanto los efectos de los plaguicidas detectados en los organismos acuáticos, caracterizados por curvas de probabilidad conjuntas, mostraron que la LC50 del 10% de las especies se excedió entre tres y cinco veces por las concentraciones de metil-azinfos y clorpirifos encontradas durante el período de estudio, evidenciando que los ensamblajes de macroinvertebrados acuáticos se vieron altamente afectados por los niveles de plaguicidas (Macchi et al. 2018).

5.3. Metodología. Sitios de muestreo

El total se definieron 19 sitios de muestreo, 11 correspondieron a Alto Valle, 3 a Valle Medio y 4 a Valle inferior, las coordenadas geográficas y las localidades en describen en la tabla 13. En cada uno de ellos, en las proximidades de la ribera se midieron los parámetros fisicoquímicos y se tomaron las muestras de macroinvertebrados.

Tabla 13. Localización geográfica de los sitios de muestreo

SITIO	RIO	LUGAR	LONGITUD	LATITUD
ARRO	Limay	Arroyito	-68.560	-39.076
VALE	Neuquén	Vista Alegre	-68.140	-38.745
LNQN	Limay	Neuquén	-68.022	-38.977
NNQN	Neuquén	Neuquén	-68.001	-38.972
CIPO	Negro	Cipolletti	-67.980	-38.994
ORO	Negro	Fernández Oro	-67.926	-39.006
ALLD	Negro	Allen	-67.862	-39.027
ALLT	Negro	Allen	-67.842	-39.032
PCOR	Negro	Paso Córdoba	-67.629	-39.109
ROCA	Negro	General Roca	-67.510	-39.060
REGI	Negro	Villa Regina	-67.102	-39.164
CHIC	Negro	Chichinales	-66.838	-39.132
CHEL	Negro	Chelforó	-66.525	-39.094
CHOE	Negro	Choele Choel	-65.665	-39.300
POMO	Negro	Pomona	-65.607	-39.488
CONE	Negro	Conesa	-64.475	-40.077
MITR	Negro	Guardia Mitre	-63.682	-40.438
VIDE	Negro	Viedma	-62.993	-40.801
PALO	Negro	Isla La Paloma	-62.907	-40.874

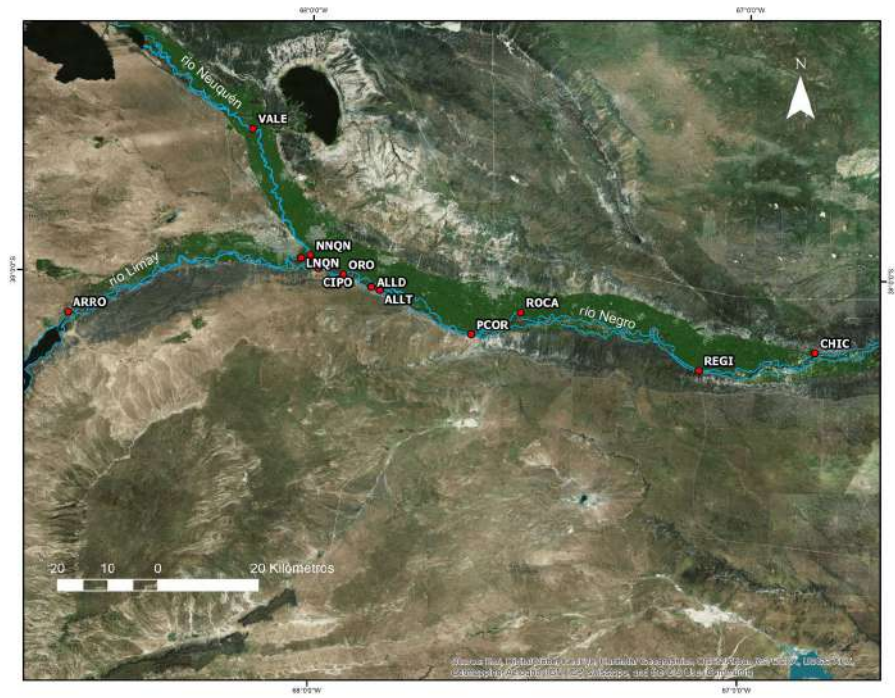


Figura 33. Ubicación geográfica de los sitios de muestreo en Alto Valle

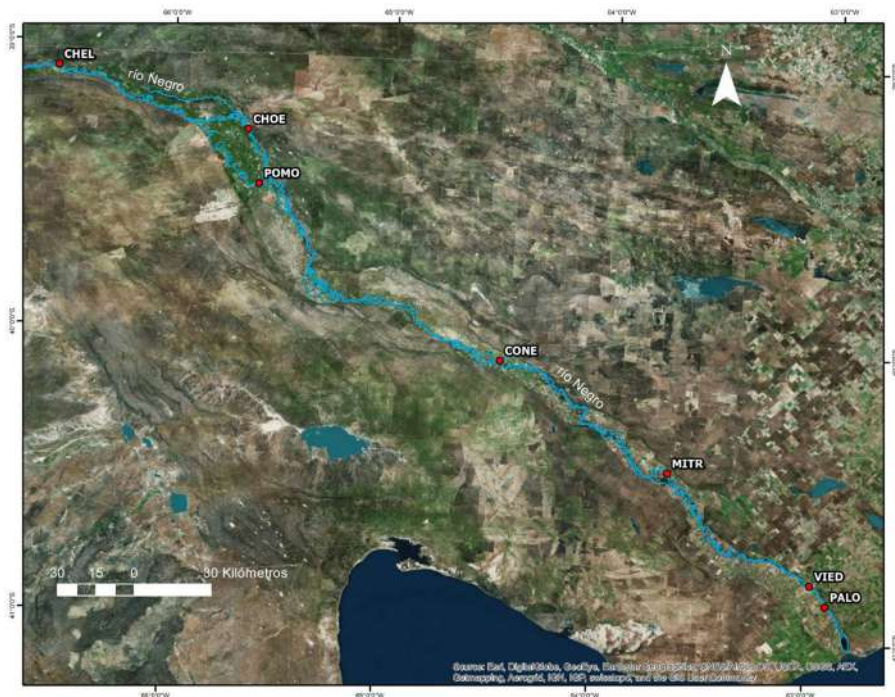


Figura 34. Ubicación geográfica de los sitios de muestreo en los Valles Medio e Inferior



Imagen 32. Sitio ARRO, en el río Limay aguas abajo del embalse Arroyito



Imagen 33. Sitio VALE, en Vista Alegre sobre el río Neuquén



Imagen 34. Sitio NNQN, en la ciudad de Neuquén sobre el río del mismo nombre. Aguas debajo de la desembocadura del canal de los Milicos



Imagen 35. Basura y escombros en la ribera del sitio LNQN en el río Limay, en las proximidades de la descarga de la Planta de tratamiento efluentes urbanos Tronador en la ciudad de Neuquén



Imagen 36. Toma de muestras de agua en el sitio LNQN sobre el río Limay



Imagen 37. Sitio CIPO, en la isla Jordán, Cipolletti, sobre el río Negro



Imagen 38. Sitio ORO en el río Negro, localizado aguas abajo del desagüe PII, donde se vuelcan los efluentes de la planta de tratamiento de líquidos urbanos de la ciudad de Cipolletti



Imagen 39. Sitio ALLD en un brazo del río Negro, aguas debajo de un desagüe, cercano al balneario de la ciudad de Allen



Imagen 40. Sitio ALLT, en el río Negro en la toma de agua para potabilizar de la ciudad de Allen



Imagen 41. Toma de muestras para determinaciones de parámetros fisicoquímicos en sitio ALLT



Imagen 42. Sitio PCOR, en el área Protegida Paso Córdoba en el río Negro en la localidad de General Roca



Imagen 43. Sitio ROCA, en las proximidades del desagüe PV, sobre el que se vierten los efluentes de la planta de tratamiento de líquidos urbanos de la ciudad de General Roca



Imagen 44. Basura en el Desagüe PV en el río Negro, sitio ROCA



Imagen 45. Sitio REGI en el río Negro, en el balneario de Villa Regina



Imagen 46. Muestreo de macroinvertebrados con red D en el sitio REGI sobre el río Negro



Imagen 47. Sitio CHIC en el río Negro, en la desembocadura del arroyo Salado en la localidad de Chichinales



Imagen 48. Sitio CHEL en el río Negro, localizado en el balneario de la localidad de Chelforó



Imagen 49. Sitio CHOE en el río Negro, localizado en el balneario de la localidad de Choele Choele



Imagen 50. Sitio POMO en el río Negro, localizado en el balneario de la localidad de Pomona en el Valle Medio



Imagen 51. Sitio CONE en el río Negro, localizado en el balneario de la localidad de Conesa en el Valle Inferior



Imagen 52. Sitio GMIT en el río Negro sobre el balneario de Guardia Mitre



Imagen 53. Sitio VIED en el río Negro sobre la ribera de la ciudad de Viedma



Imagen 54. Muestreo de macroinvertebrados acuáticos en el río Negro en el sitio VIED, la ciudad de Viedma



Imagen 55. Sitio PALO, en la isla La Paloma en el río Negro

5.4. Parámetros fisicoquímicos

Se determinaron diversos parámetros fisicoquímicos para caracterizar la calidad del agua de los ríos en los sitios muestreados (n=19). Para ello se midió *in situ* en cada cuerpo de agua:

- Temperatura (°C), con sonda multiparámetro OAKTON PCS Testr 35
- pH, con sonda multiparámetro OAKTON PCS Testr 35
- Conductividad ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), con sonda multiparámetro OAKTON PCS Testr 35
- Oxígeno disuelto (mg/L), con oxímetro YSI Pro 20
- Profundidad máxima (m) con varilla graduada (precisión 1cm)

5.5. Parámetros biológicos

Los macroinvertebrados fueron colectados según el método multihábitat (Barbour et al. 2006, Hering et al. 2006) que consistió en la toma de muestras, con una red marco tipo D-frame 250 μm de tamaño de poro, en todos los microhábitats presentes en el área de muestreo en función de su representatividad. Cada réplica tomada con este tipo de muestreador constó de cinco movimientos de red distribuidos, a largo de una transecta, por todos los microhábitats del tramo. Las muestras se almacenaron en recipientes plásticos (500 cm^3), previamente rotulados y se fijaron *in situ* con alcohol etílico al 70% (v/v). Teniendo en cuenta el área de abertura de la red D-frame (radio 20 cm) y la distancia recorrida dentro del agua (0,5 metros), las densidades de invertebrados se expresaron como $\text{ind}\cdot\text{m}^{-2}$ (Bolduc y Afton 2003, Balcombe et al. 2005, Hornung y Foote 2006).

En laboratorio se realizó la separación de los organismos de las muestras que se realizó mediante el lavado de las mismas en una serie de tamices de 2000 μm , 1000 μm , 500 μm y 250 μm (Rodríguez Capitulo et al. 2009). Los organismos se conservaron en frascos, rotulados por sitio y preservados en alcohol al 70%.

La identificación y recuento de los macroinvertebrados se realizó bajo estereomicroscopio y microscopio óptico utilizando claves regionales y publicaciones (Bachmann 1981, Wygodzinsky y Coscarón 1989, Wiederholm 1989, Rodríguez Capítulo 1992, Lopretto y Tell 1995, Muzón y Von Ellenrieder 1997, Cranston 2000, Epler 2001, Fernández y Domínguez 2001, Heckman 2006, Michat y Archangelsky 2007, Heckman 2008, Michat et al. 2008, Alarie et al. 2009, Domínguez y Fernández 2009, Libonatti et al. 2011, Muzón et al. 2014).

5.6. Análisis de datos

Para la sistematización de los datos se confeccionó, con cada una de las réplicas, un inventario taxonómico de macroinvertebrados acuáticos. Con estos datos se determinó la riqueza taxonómica media y acumulada, así como la densidad media ($\text{inv}\cdot\text{m}^{-2}$). Para analizar la estructura de los ensambles de invertebrados acuáticos, se aplicó el índice de diversidad de Shannon-Wiener y el índice de equitatividad de Pielou.

El Índice de Shannon- Wiener, derivado de la teoría de información como una medida de la entropía, refleja la heterogeneidad de una comunidad sobre la base de dos factores: el número de especies presentes y su abundancia relativa (Pla, 2006). Mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a que especie

pertenecerá un individuo escogido al azar de una comunidad (Magurran, 1988; Pal y Choudhury, 2014). Asume que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra.

$$H' = - \sum p_i \ln p_i$$

donde:

H' = índice de Shannon- Wiener ($\text{nats} \cdot \text{inv}^{-1}$)

p_i = proporción del taxa i en la muestra dada por $n_i \cdot S^{-1}$, donde n_i = n° de individuos del taxa i .

S = n° de taxa en la muestra.

Adquiere valores entre cero, cuando hay una sola especie, y el logaritmo de S (número de especies), cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Moreno, 2001).

El índice de equitatividad de Pielou mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad. Es decir, analiza con qué grado de igualdad están representadas las especies presentes en una muestra. Cuando las abundancias de una muestra son similares, el valor arrojado por el índice es máximo, mientras que cuando son muy diferentes el valor del índice se acerca a cero (Magurran, 1988).

$$J' = \frac{H'}{\ln S}$$

donde:

J' = índice de Pielou

H' = índice de Shannon-wiener

S = n° de taxa en la muestra

5. 7. Índice Biótico BMWP-RN

Para la evaluación ecológica de la calidad de agua se aplicó el índice biótico BMWP-RN (Biological Monitorig Working Parting adaptado para el Río Negro por Macchi 2018).

El índice biótico BMWP-RN es un índice biótico que combina la presencia de los diferentes macroinvertebrados con un valor de tolerancia/intolerancia. Se calcula sumando las puntuaciones asignadas a cada una de los tipos de macroinvertebrados (familias) identificadas en el sitio de muestreo. El puntaje se asigna una sola vez por familia, independientemente de la cantidad de individuos recolectados. La suma total de los puntajes de las familias presentes en el sitio muestreado permite determinar la calidad del agua, de acuerdo a las categorías consignadas en la siguiente tabla:

Tabla 14. Calidad- Valor- Significado

CLASE	CALIDAD	VALOR	SIGNIFICADO	COLOR
I	Muy Buena	> 81	Aguas muy limpias	
II	Aceptable	56 - 80	Aguas limpias con incipiente contaminación	
III	Dudosa	31 - 55	Aguas probablemente contaminadas	
IV	Crítica	16 - 30	Aguas contaminadas	
V	Muy Crítica	< 15	Aguas fuertemente contaminadas	

5. 8. Análisis estadístico

La descripción, análisis y evaluación de los datos obtenidos se realizaron mediante la aplicación de métodos estadísticos univariados y multivariados, aplicando previamente una verificación de la normalidad y homogeneidad de la varianza mediante el test de Kolmogorov-Smirnov y la prueba de Levene, respectivamente y, cuando así se requiera se transformarán los datos mediante el log (x+1) (Gotelli & Ellison, 2004).

Para evaluar las diferencias entre los atributos estructurales de los ensambles de macroinvertebrados se aplicaron modelos no paramétricos por rangos de ANOVA test de Kruskal-Wallis (Ludwing & Reynolds, 1988).

Las relaciones entre los sitios de muestreo, variables ambientales y abundancia de invertebrados acuáticos se examinaron mediante métodos de ordenamiento. Previamente se realizó un análisis preliminar ACP (análisis de componentes principales) y AC (análisis canónico) con los datos de abundancia para analizar la respuesta de la comunidad. En función de estos resultados se aplicaron modelos lineales o unimodales utilizando el software CANOCO (ter Braak & Smilauer, 1998). Este programa permite explicar las principales relaciones entre especies, variables ambientales y sitios combinando ordenación y regresión (ter Braak, 1986). Para verificar la significancia de los modelos obtenidos será utilizado el test de permutación de Monte Carlo (9999 permutaciones) (ter Braak & Smilauer, 1998).

5. 9. Resultados

5. 9. 1. Parámetros fisicoquímicos

Los caudales registrados en las fechas de muestreo mostraron una variación estacional. De esta forma en Arroyito (río Limay) en agosto se registró un caudal de $900 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, reduciéndose a más de la mitad para el muestreo de diciembre con $358 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Acorde a esa variación se observó similar tendencia para el río Negro con $1072 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ en agosto y $418 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ en diciembre. En tanto el río Neuquén, la variación fue menor con $172 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ en el muestreo de invierno y $136 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ para primavera.

Tabla 15. Caudales medios de los ríos en las fechas de muestreo

CAUDALES	Río Limay (m ³ .s ⁻¹)	Río Neuquén (m ³ .s ⁻¹)	Río Negro (m ³ .s ⁻¹)
Agosto	900	172	1072
Diciembre	358	136	418

Fuente: www.aic.gov.ar

El análisis de la granulometría del sustrato, con los valores medios por sitio de muestreo (dos campañas de muestreo), evidenció un ordenamiento longitudinal decreciente conforme a la reducción de la potencia del agua hacia los sitios de la parte baja de la cuenca. De esta forma en el Alto Valle prevalecieron, en los sitios de la parte alta, guijarros y guijones (64-256 mm), con mayor proporción de grava (2-64 mm) a partir de Allen. En los sitios asociados a desagües (LNQN, ORO, ROCA y CHIC), se observó una mayor proporción de sustrato fino (arena y limo) (<2mm) y grava (Figura 35).

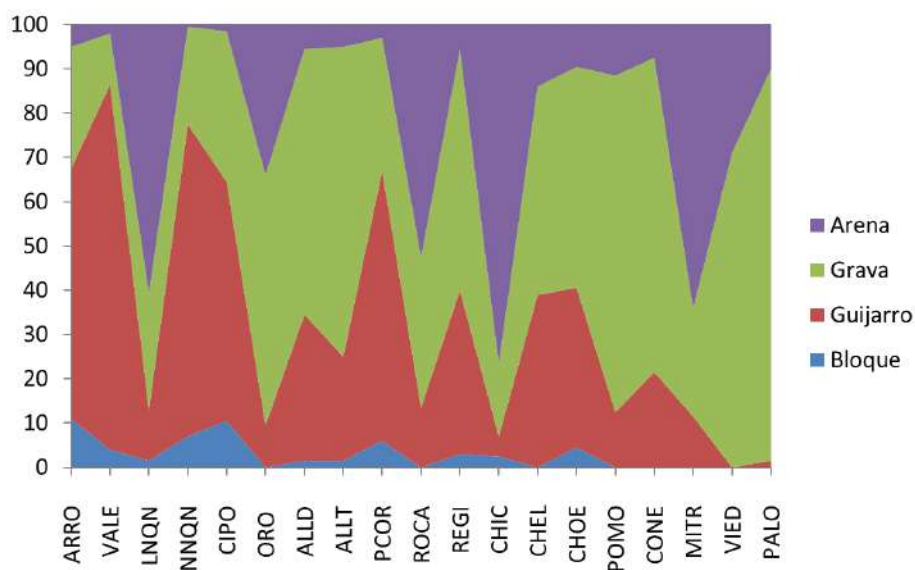


Figura 35. Granulometría del sustrato y su variación longitudinal

En tanto las características físicoquímicas del agua, el pH indicó aguas neutras a moderadamente alcalinas con valores que estuvieron comprendidos entre 6.84 y 8.88, no evidenciando variación entre ambos momentos de muestreo.

En cambio la conductividad eléctrica estuvo asociada a la variación de caudales, de esta forma, en general, los valores más bajos en los sitios fueron registrados con caudales altos durante el mes de agosto y, los más altos en el mes de diciembre. En el río Limay, en el sitio de referencia ARRO (Arroyito), se registró la conductividad más baja en el sistema de estudio con 78,5 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ y 98,4 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ para agosto y diciembre respectivamente, aumentando a 112,3 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ y 152,2 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ aguas abajo en el sitio con influencia de la descarga de la planta

de tratamiento de efluentes cloacales Tronador de la ciudad de Neuquén (LNQN). Por otro lado el río Neuquén, otro de los sitios de referencia VALE (Vista Alegre), presentó valores más altos, dadas las características geológicas de la cuenca y, con poca variación estacional, acorde a la leve variación del caudal, con valores comprendidos entre 282-288 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, sin embargo aguas abajo en el sitio NNQN, en la ciudad de Neuquén, se registró un aumento principalmente en diciembre con 362 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Finalmente en el río Negro y en los sitios no asociados a la descarga de los desagües, la conductividad presentó valores intermedios a los ríos Limay y Neuquén, oscilando entre 130-180 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, aumentando progresivamente aguas abajo en el tramo inferior de la cuenca, en la ciudad de Viedma. En tanto aquellos sitios localizados en la influencia de desagües, ORO, ROCA y CHIC se registraron los valores más altos, principalmente en el primero con una conductividad eléctrica de 695 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ en diciembre. Este sitio recibe la descarga del desagüe PII, que nace en la ciudad de Cinco Saltos y recibe a lo largo de su recorrido efluentes de plantas de tratamiento urbanas (Cipolletti) e industriales, sumado al excedente de riego de las chacras aledañas.

Otro de los parámetros evaluados fue el oxígeno disuelto, cuya concentración puede ser indicadora de contaminación trófica, debida a procesos de degradación de la materia orgánica por parte de hongos y bacterias. En general las concentraciones registradas estuvieron cercanas a la saturación, con valores máximos registrados en agosto debido a las bajas temperaturas del año con una media de 11,4 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ y mínimos en diciembre con una media de 8,5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Al igual que la conductividad eléctrica, los valores más bajos estuvieron asociados a la descarga de los desagües, con una concentración mínima de 3,89 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ registrada el ORO en la segunda campaña de muestreo.

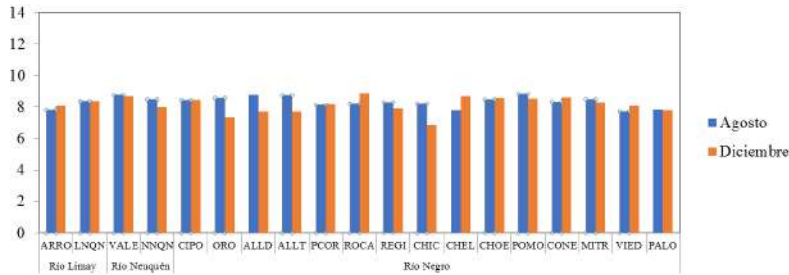


Figura 36. pH según campaña y sitio de muestreo

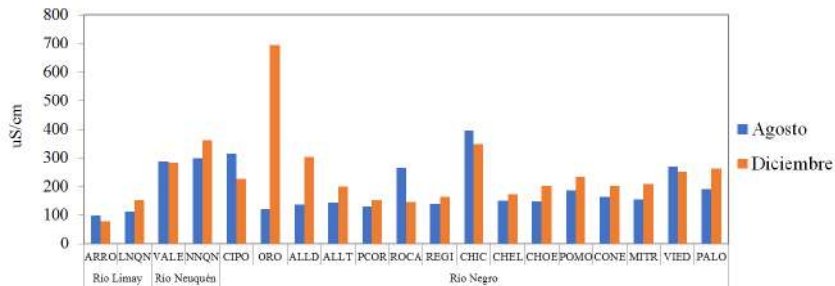


Figura 37. Conductividad eléctrica según campaña y sitio de muestreo

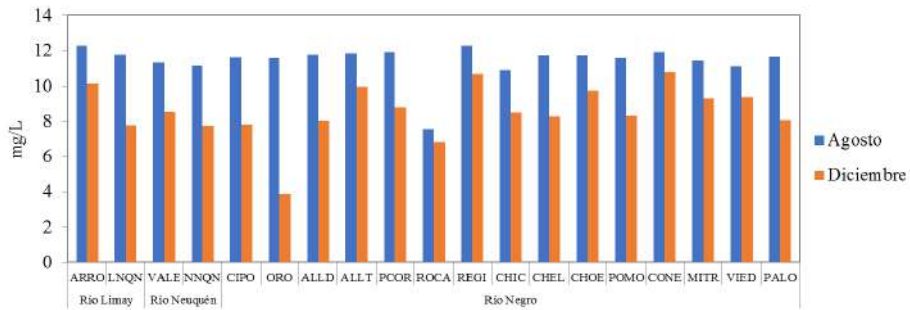


Figura 38. Concentración de oxígeno disuelto según campaña y sitio de muestreo

5.9.2. Parámetros biológicos. Descripción General

En la composición de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos, se registraron durante la campaña de agosto 83 taxones. De los cuales 34 correspondieron a insectos del orden Diptera (41%), la mayoría géneros de la familia Chironomidae. Luego siguieron en orden decreciente Anellida con 11 (13%), Ephemeroptera y Mollusca con 9 (11%) y Trichoptera con 7 (8%), entre los más destacados (Figura 39).

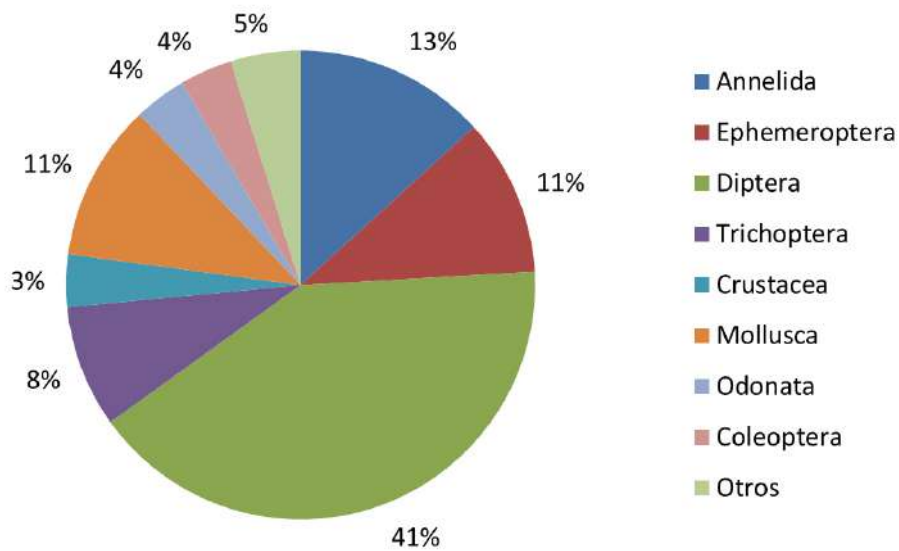


Figura 39. Riqueza taxonómica según los principales grupos de macroinvertebrados

Entre las especies más frecuentes a lo largo de la cuenca de estudio, *Hyallela curvispina* (Figura 41) fue la especie con mayor frecuencia de aparición, registrándola en el 92,5 % de los muestreos, evidenciando una gran plasticidad ecológica. Junto a *H. curvispina*, los ensambles de macroinvertebrados estuvieron mayormente conformados por la efemeróptera *Americabaetis alphas*, los quironómidos *Tanytarsus* sp.1, *Eukefferiella* sp.1 (Figura 8), *Cricotopus* sp.1, *Cricotopus* sp.2,

Pseudochironomus y *Limaya longitarsis*; el tricóptero *Smicridea* (*Rhyacophylax*) *murina* (Figura 41) y el bivalvo invasor *Corbicula fluminea*, taxones que superaron una frecuencia superior a 70 % (Figura 40).

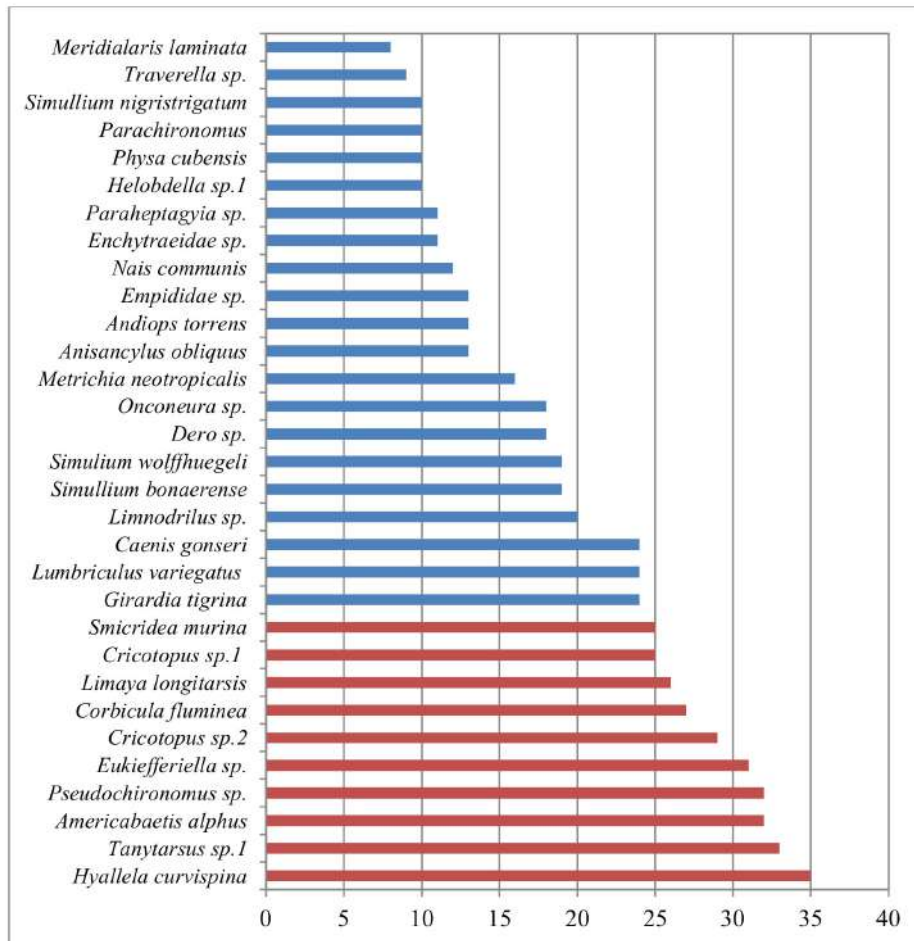


Figura 40. Frecuencia de aparición de especies de macroinvertebrados en sitios de muestreo



Figura 41. Arriba izq. *Hyallela curvispina*; medio der. *Simulium* (*Ectemnaspis*) *wolffhuegeli*; abajo izq. *Eukefferiella* sp1; medio der. *Smicridea* (*Rhyacophylax*) *murina*; abajo izq. *Metrichia neotropicalis*; abajo der. *Girardia tigrina*.

Por otro lado al analizar la abundancia relativa de los principales grupos de macroinvertebrados (Figura 42), el orden de insectos Diptera fue ampliamente dominante con 61%, donde sobresalieron diversos géneros de la familia Chironomidae como *Eukiefferiella*, *Pseudochironomus*, *Tanytarsus*, *Cricotopus* y *Limaya longitarsis*. Luego siguió Ephemeroptera con 13%, donde *Americabaetis alphas* (familia Baetidae) constituyó la especie más abundante. Como tercer grupo que más contribuyó a la abundancia relativa con 8%, fue Crustacea con *Hyallela curvispina* como especie destacada. En cuarto lugar Annelida aportó el 8 % con *Dero* y *Dero* sp. y *Limnodrilus* sp. como especies más abundantes y, finalmente Trichoptera con 6%, destacándose *Smicridea* (*Rhyacophylax*) *murina* como la especie con mayor densidad.

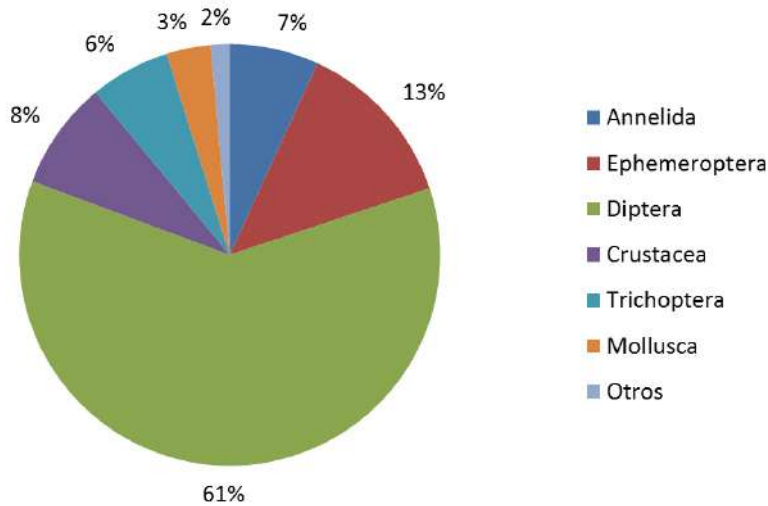


Figura 42. Abundancia relativa según los principales grupos de macroinvertebrados

5.10. Descripción espacial

Los macroinvertebrados son capaces de reflejar las diferentes perturbaciones antrópicas a través de cambios en la estructura y función de sus asociaciones. Dado que estos organismos proporcionan la base fundamental de la red trófica de los ríos, su presencia resulta fundamental en el funcionamiento de los procesos ecológicos, como la degradación de la materia orgánica y el transporte de energía en las tramas tróficas (Covich et al. 1999). De esta forma los macroinvertebrados representan un importante vínculo entre los recursos de materia orgánica (MO), tales como la hojarasca, algas, detritus, entre otros aspectos, y los consumidores de niveles superiores en la red trófica. (Allan y Castillo 2007). Por lo tanto cambios en atributos estructurales (riqueza taxonómica, abundancia, diversidad, equitatividad, etc) o en la proporción o abundancia relativa de los grupos funcionales tróficos (GFA) de macroinvertebrados acuáticos a lo largo del río, pueden ser utilizados para comprender y predecir alteraciones en las condiciones ambientales como contaminación, cambios en el uso del suelo de la cuenca, alteración del hábitat, etc.

El análisis de la abundancia relativa de los principales taxones de macroinvertebrados y su variación longitudinal mostró dominancia de Ephemeroptera (particularmente *Americabaetis alphas*) en los sitios VALE (río Neuquén), para ambos momentos de muestreo, y ARRO (río Limay), en agosto con caudales altos. En cambio en diciembre, en este último sitio dominó por su abundancia Trichoptera, con *Smicridea (Rhyacophylax) murina*. Ambos sitios fueron seleccionados de referencia por localizarse aguas arriba de las principales ciudades y actividades económicas (agricultura y extracción de hidrocarburos) del Alto Valle.

En resto de los sitios, la mayor contribución a la abundancia relativa, en agosto, se debió al orden Diptera, principalmente a larvas de la familia Chironomidae, con valores superiores a 60%, salvo en los sitios VIED y PALO el río Negro, donde

Annelida presentó valores destacados. En tanto con aguas bajas se registró un mayor aporte de *Hyallela curvispina* y diversos taxa de Annelida y Mollusca. Particularmente este último grupo, presentó valores superiores al 80 % de la abundancia relativa en VIED y PALO, debido a la alta densidad de *Corbicula fluminea*.

Respecto a los otros taxones, los insectos del orden Trichoptera presentaron en general baja abundancia, y su mayor contribución se registró en el sitio del río Limay, ARRO, y los sitios del río Negro, en el Alto Valle, PCOR y REGI con *Smicridea (Rhyacophylax) murina* como especie sobresaliente. En cuanto a Mollusca, si bien este grupo registró una destacada riqueza con nueve especies, su abundancia fue escasa y solo sobresalió en el sitio de la Isla La Paloma, PALO, con 20%, debido principalmente a la presencia de *Corbicula fluminea* (almeja asiática), bivalvo invasor de la cuenca y registrado en la mayoría de los sitios. Finalmente entre los taxa principales, Crustacea, con sólo una única especie *Hyallela curvispina*, fue la única especie registrada en todos los sitios, aunque por su abundancia se destacó principalmente en CHIC con 58% en el muestreo de diciembre.

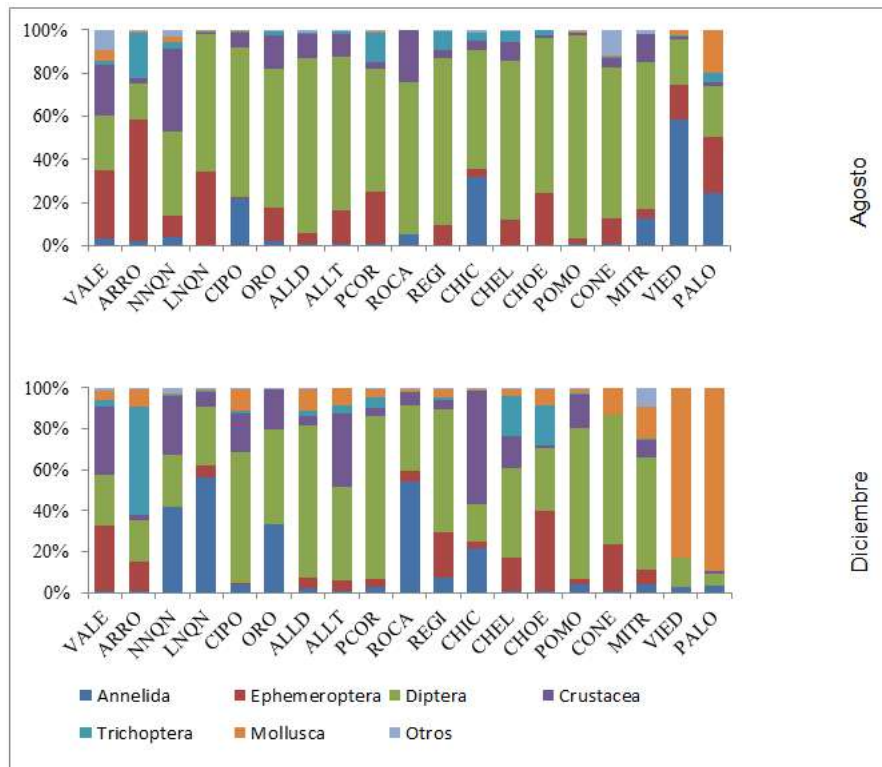


Figura 43. Abundancia relativa de los principales grupos de macroinvertebrados según sitios de muestreo

La riqueza taxonómica media por sitio presentó los mayores valores en aquellos seleccionados de referencia en cada uno de los valles (Tabla 16, Figura 44). De esta forma en Alto Valle en VALE se registró un valor de 21 taxones, en Valle Medio en CHEL 19 taxones y en Valle Inferior en CONE 13,33 taxones. Los valores más bajos en Alto Valle se encontraron en ROCA y CHIC con sólo 10,33 y 8,17 taxones respectivamente, ambos sitios localizados aguas abajo de canales de desagües,

en cuyas aguas se vuelcan los efluentes de las planta de tratamiento de líquidos cloacales de las ciudades de General Roca, en el primero, y de Villa Regina, en el segundo. En el Valle Inferior, el sitio VIED con una media de 6 taxones, registró el valor más bajo de riqueza taxonómica. El mismo se localiza en el sector balneario de la playa Barco Hundido, 100 metros aguas abajo del desagüe pluvial de las calles Ayacucho y Basilio Villarino.

En tanto la densidad fue muy variable y en general estuvo asociada a los hábitats disponibles, tamaño y estabilidad del sustrato, presencia de detritos y/o plantas acuáticas. Los valores medios estuvieron comprendidos entre 31 y 1192 inv.m⁻² (VIED y ALLEND respectivamente). La diversidad según el índice de Shannon osciló entre 1,13 y 2,21 (VIED y CHEL en ese orden). Finalmente la equitatividad media en la mayoría de los sitios superó el 60% evidenciando una distribución equilibrada en las abundancias por especies.

Tabla 16. Atributos estructurales medios de los ensambles de macroinvertebrados según sitios (n=6)

	Riqueza		[2-Densidad (ind.m		Diversidad		Equitatividad	
	\bar{x}	de	\bar{x}	de	\bar{x}	de	\bar{x}	de
VALE	21	4.1	758.67	232.13	1.95	0.24	0.64	0.06
ARRO	15.5	3.51	350.22	193.88	1.89	0.39	0.69	0.12
NNQN	16	5.93	395.56	217.25	2	0.34	0.74	0.05
LNQN	16.67	6.62	460.44	251.35	1.98	0.23	0.73	0.09
CIPO	13.67	3.14	271.56	134.82	2.01	0.22	0.77	0.02
ORO	12.5	2.95	295.78	222.91	2.07	0.17	0.83	0.06
ALLD	18.17	7.39	1191.8	859.64	2.2	0.36	0.78	0.08
ALLT	14.67	3.01	819.56	783.4	2.08	0.13	0.78	0.04
PCOR	18.17	2.71	783.56	685.28	2.05	0.18	0.71	0.07
ROCA	10.33	7.23	135.56	130.9	1.7	0.72	0.83	0.11
REGI	17.5	4.76	1069.3	908.17	2.16	0.12	0.77	0.07
CHIC	8.17	2.71	110	53.88	1.45	0.35	0.7	0.11
CHEL	19	3.16	405.56	147.82	2.21	0.3	0.75	0.07
CHOE	13.67	2.73	374.89	199.07	1.84	0.41	0.7	0.11
POMO	12.5	3.02	279.33	210.37	1.41	0.22	0.57	0.1
CONE	13.83	6.65	599.78	656.07	1.77	0.17	0.73	0.12
MITR	7	1.67	45.11	18.39	1.4	0.4	0.72	0.13
VIED	6	3.74	43.11	30.51	1.13	0.66	0.65	0.14
PALO	7.33	3.14	72.44	35.4	1.25	0.87	0.59	0.35

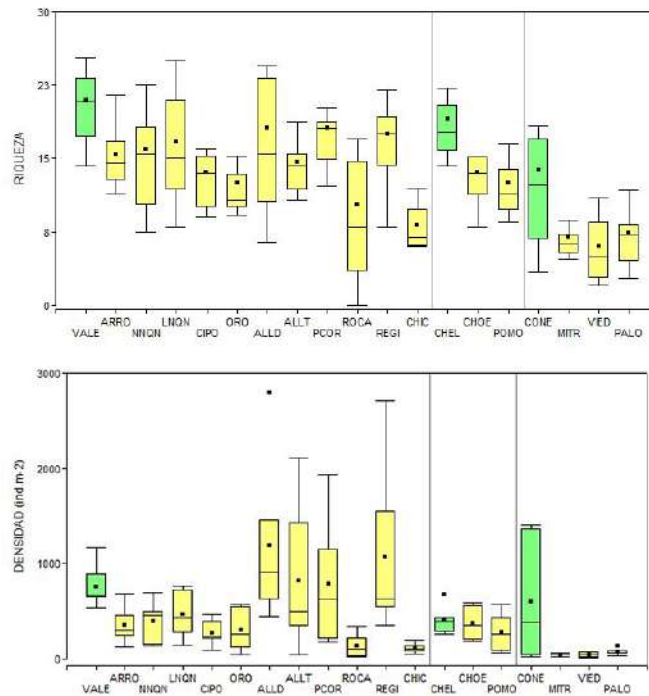


Figura 44. Box Plot según sitios de muestreo. Arriba: Riqueza taxonómica
Abajo: Densidad. En verde sitios de referencia de cada uno de los valles

5. 11. Características tróficas de los ensamblajes de macroinvertebrados

Las variaciones en la estructura trófica de macroinvertebrados fueron evaluadas a partir de los grupos funcionales. Los macroinvertebrados son clasificados en seis grupos funcionales tróficos fragmentadores, raspadores, predadores, colectores recolectores, colectores filtradores y picadores herbívoros de acuerdo a Merritt y Cummins (1996). Esta clasificación se basa en el tipo de alimento y las estrategias utilizadas por los organismos.

Los colectores recolectores que se alimentan de materia orgánica particulada fina (MOPF) fueron el grupo funcional dominante, con más de 50 % de abundancia relativa, en la mayoría de los sitios (Figura 45). Entre los taxones destacados de este grupo fueron varios géneros de dípteros de la familia Chironomidae como *Eukiefferiella*, *Cricotopus* y *Pseudochironomus*, junto al anfípodo *Hyalella curvispina*. Diversos estudios han demostrado que en ríos afectados por contaminación orgánica e inorgánica, con alto grado de impacto antropogénico, los colectores recolectores están ampliamente representados. Este tipo de estrategia alimenticia, se ve favorecida en ambientes inestables o con mayor enriquecimiento de materia orgánica debido a que no se requiere gran movilidad para la búsqueda de alimento (a diferencia de los raspadores y depredadores) y muchas de las especies son de tipo generalistas y con amplios rangos de tolerancia a las condiciones de cambio.

Como segundo grupo con mayor contribución a la abundancia relativa se destacaron los colectores filtradores, que se alimentan de materia orgánica particulada ultrafina (MOPUF). Los mayores valores fueron registrados en la parte alta de la cuenca, en Arroyito (ARRO) y en la parte baja en Viedma (VIED) y en la isla La Paloma (PALO). Las especies principales de este grupo fueron *Smicridea (Rhyacophylax) murina* del orden Trichoptera y diversas especies de dípteros de la familia Simuliidae, *Simulium* spp y la almeja asiática *Corbicula fluminea*.

El tercer grupo funcional con mayor abundancia relativa fueron los raspadores, que se alimentan de algas. Este grupo fue dominante en los sitios VALE y ARRO y prevalece en ambientes estables y menos degradados. Cuando este grupo trófico es dominante en el sistema prevalecen las características autotróficas, respecto de las heterotróficas. Los taxones sobresalientes en abundancia fueron diversas especies de Ephemeroptera como *Americabaetis alphus*, *Meridialaris diguillina*, *Andiops torrens* y *Caenis gonseri*.

Finalmente los depredadores estuvieron poco representados y sólo fueron destacados en VALE y CONE en la localidad de Conesa en agosto y en NQNN y ORO, con una contribución a la abundancia relativa cercana a 10 % y *Girardia tigrina* como especie principal (Figura 45).

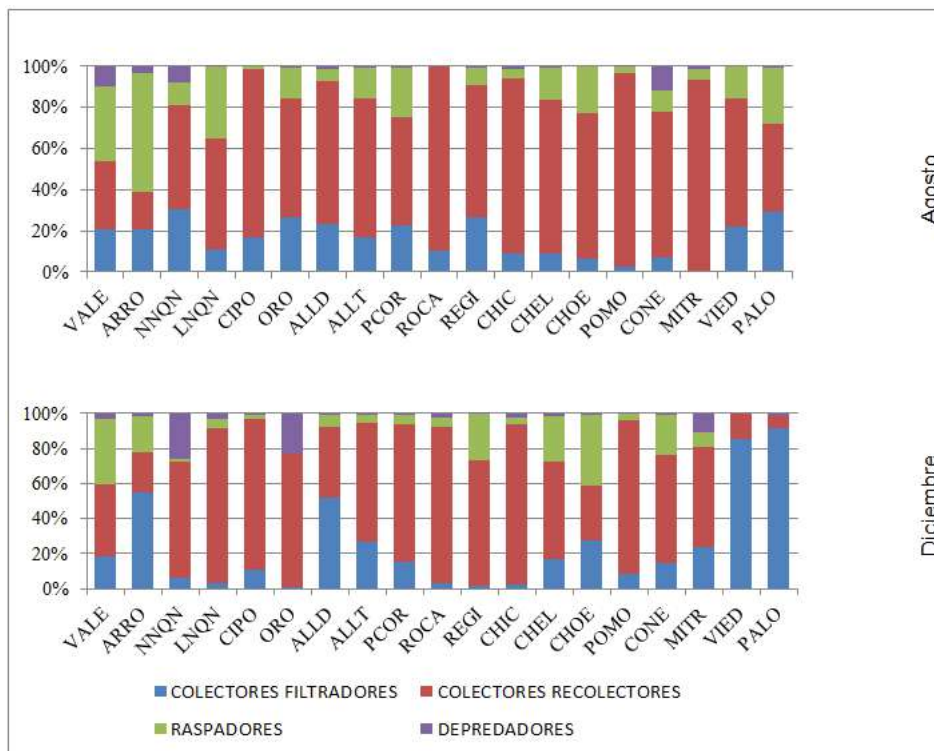


Figura 45. Abundancia relativa de grupos funcionales tróficos según sitios de muestreo

5. 12. Relaciones de las condiciones ambientales y los macroinvertebrados

Excepto la equitatividad todas las métricas de macroinvertebrados mostraron algún grado de correlación con las variables de calidad del agua. La riqueza taxonómica, la densidad, el índice biótico BMWP-RN, las abundancias relativas de Ephemeroptera, Trichoptera, y Crustacea y las abundancias grupos funcionales tróficos colectores filtradores y raspadores mostraron una relación negativa y significativa con la turbidez y con el porcentaje de arena en el sustrato. En cambio mostraron una relación positiva y significativa con la velocidad del agua y un mayor tamaño de sustrato con el porcentaje de guijones. Asimismo la riqueza taxonómica y el % de Mollusca evidenciaron una relación negativa y significativa con el aumento de la concentración de nitratos y el % de Annelida mostró una relación significativa y positiva con la conductividad eléctrica. Finalmente entre las correlaciones más destacadas, la densidad, el % de Ephemeroptera y el % de Trichoptera revelaron una relación positiva y significativa con la concentración de oxígeno disuelto; el índice BMWP-RN disminuyó significativamente con el aumento Enterobacterias y el % de Annelida aumentó significativamente a mayor concentración de Hidrocarburos Poli aromáticos en los sedimentos en suspensión (Tabla 17).

Los resultados de este análisis evidenciaron que las mejores métricas de macroinvertebrados para evaluar la calidad del agua serían la riqueza taxonómica, la densidad, el índice BMWP-RN, el % de Ephemeroptera, el % de Trichoptera y el % de Annelida.

Tabla 17. Análisis de correlación de Spearman entre las métricas de macroinvertebrados y las variables de calidad del agua (n=38)

	Temp. agua	OD	Vel.	pH	CE	NO ₃ -	Turbidez	Enterob	PAHs	% Bloque	% Guijón	% Arena
Riqueza	ns	ns	0.63**	ns	ns	-0.36*	-0.38*	ns	ns	0.49**	0.71**	-0.52**
Densidad	ns	0.33*	0.48**	ns	-0.34*	ns	-0.54**	ns	ns	ns	0.49**	-0.42**
Diversidad	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0.48**	-0.48**
Equitatividad	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
BMWP-RN	ns	ns	0.63**	ns	-0.32*	ns	-0.51**	-0.45**	ns	0.44**	0.63**	-0.53**
%Ephemeroptera	-0.33*	0.57**	0.54**	ns	-0.52**	ns	-0.58**	ns	ns	ns	0.39*	-0.36*
%Trichoptera	ns	0.39*	0.65**	ns	-0.41*	ns	-0.63**	ns	ns	0.42**	0.57**	-0.52**
%Annelida	ns	ns	ns	ns	0.34*	ns	ns	ns	0.61**	ns	ns	ns
%Chironomidae	ns	ns	0.49**	0.34*	-0.43**	ns	-0.51**	ns	ns	ns	ns	ns
%Mollusca	0.50**	-0.34*	0.33*	ns	ns	-0.39*	ns	ns	ns	0.41*	0.50**	-0.55**
%Crustacea	ns	ns	0.43**	ns	ns	ns	-0.48**	ns	ns	0.38*	0.58**	-0.41*
%Filtradores	ns	0.39*	0.51**	ns	ns	ns	-0.58**	ns	ns	0.32*	0.49**	-0.53**
%Colectores	ns	ns	0.40*	ns	ns	ns	-0.45**	ns	ns	ns	0.38*	ns
%Raspadores	ns	0.52**	0.59**	ns	-0.51**	ns	-0.60**	ns	ns	ns	0.47**	-0.44**
%Depredadores	ns	ns	0.34*	ns	ns	NO ₃ -	ns	ns	ns	0.33*	0.56**	-0.36*

Significancia: *p<0.05; **p>0.01

El Análisis de Correspondencias Canónicas (ACC) realizado a partir de los datos de abundancias de macroinvertebrados acuáticos y las variables ambientales, en los sitios de muestreo, integrando ambas campañas, se presenta en la figura 45. La suma de los dos primeros ejes explicó el 48% de la varianza de la relación entre los diferentes taxones y las variables ambientales. Los valores de correlación especie-ambiente fueron de 0,95 para el primer eje y 0,92 para el segundo. De acuerdo al test de Montecarlo el ordenamiento obtenido tanto para el primer eje como para los cuatro ejes en su conjunto fue significativo (Tabla 17).

El eje 1 (ACC 1), permitió discriminar un gradiente ambiental definido por la conductividad eléctrica, el número de Enterobacterias y el porcentaje de arena en el sustrato. El eje 2 (ACC 2), definió un gradiente ambiental determinado por el tamaño del sustrato, la turbidez y la concentración de hidrocarburos poliaromáticos. En el cuadrante superior derecho se localizaron los sitios con mayor degradación de la calidad del agua ROCA, CHIC, NNQN y ORO debido a una mayor conductividad eléctrica, mayor concentración de hidrocarburos poliaromáticos (PAHs) y alta presencia de bacterias enterococas producto de la contaminación de efluentes cloacales, junto a un mayor porcentaje de arena en el sustrato.

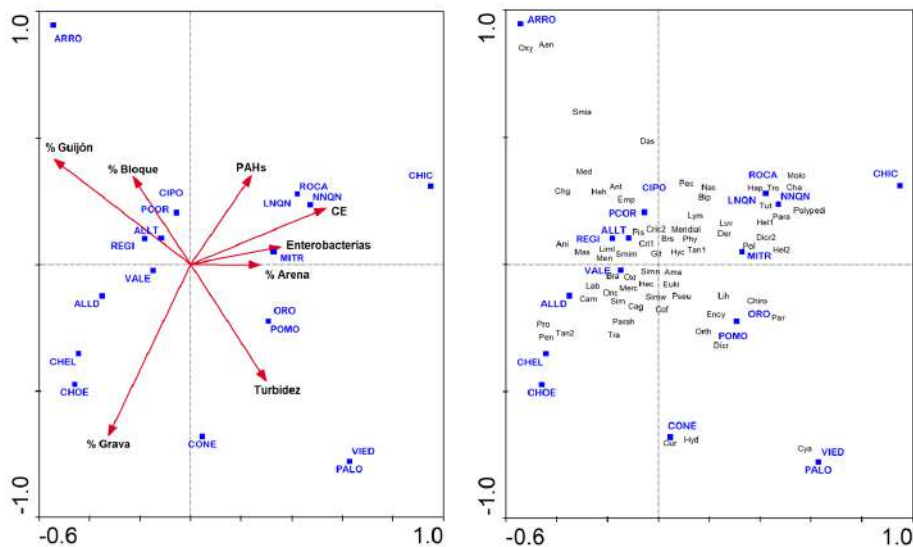


Figura 46. Representación del análisis de correspondencias canónica (ACC), reflejando las relaciones ambientales y asociaciones de macroinvertebrados. lqz: Biplot relaciones sitio-ambiente. Der: Biplot relaciones especie-ambiente

En la Figura 46 se representan los 83 taxones en el hiperespacio definido por las variables ambientales, el diagrama presenta las asociaciones de especies que caracterizaron los sitios de muestreo. En el cuadrante superior derecho se localizaron los taxones que dominaron por su frecuencia en los sitios con mayor grado de degradación de la calidad del agua relacionados a mayores concentraciones de salinidad (conductividad eléctrica), PAHs y altos niveles de bacterias enterococos. Estos ensambles estuvieron caracterizados por: *Dero*

(Oligochaeta), *Biomphalaria peregrina* (Mollusca), *Cricotopus* sp1, *Cricotopus* sp2, *Tanytarsus* (Chironomidae). En cambio en ambos cuadrantes inferiores se localizaron las asociaciones de macroinvertebrados en aquellos sitios con mejor calidad de agua y mayor tamaño de sustrato, lo que posibilita una mayor heterogeneidad de hábitats. Los taxones que se destacaron en esos sitios fueron: *Pemphlebia chilensis*, *Meridialaris diguillina*, *Meridialaris chiloensis* y *Andiops torrens* (Ephemeroptera), *Mastigopila* sp., *Protoptila* sp., *Oxyethira bidentata*, *Metrichia neotropicalis* y *Smicridea (Rhyacophylax) annulicornis* (Trichoptera), entre los más importantes y que sus presencias podrían constituir un indicador de buena calidad del agua.

5. 13. Evaluación de la calidad del agua con el índice biótico BMWP-RN

La aplicación del índice biótico BMWP-RN permitió identificar los sitios críticos en el sistema hidrológico de estudio (Figuras 48 y 49). Este índice basado en la presencia o ausencia de familias y su diferente grado de sensibilidad, clasificó a los sitios seleccionados de cabecera en cada uno de los valles como muy buena y aceptable calidad de agua (Figura 47).

Para la campaña de agosto con aguas altas, el mejor sitio, con aguas limpias, resultó ser VALE, en el río Neuquén, cuyos resultados fisicoquímicos y bacteriológicos confirman esta evaluación. Por otro lado el efecto de los usos del suelo debidos a las actividades económicas preponderantes en cada uno de los valles, se ve reflejado en la calidad del agua del río Negro y en la evaluación del índice BMWP-RN, cuyos resultados indican aguas de calidad dudosa, probablemente contaminadas. Particularmente el sitio ROCA fue clasificado, de acuerdo al índice, como muy crítico con aguas fuertemente contaminadas. Este sitio se localiza unos metros aguas debajo de la desembocadura del desagüe PV (Imagen 56). Otros dos sitios con evaluación negativa, fueron CIPO y MITR, aunque en este último los resultados se vieron afectados por la dificultad de acceso, debido a los altos caudales, para la realización del muestreo.

En la campaña de diciembre con aguas bajas, los sitios VALE, ARRO y LNQN, de acuerdo el índice BMWP-RN, indicaron de buena calidad. En cambio los sitios NNQN, CIPO, ORO, ROCA y CHIC indicaron aguas de calidad dudosa, probablemente contaminadas, constituyendo de esta forma puntos críticos en los ríos Neuquén y Negro (Alto Valle) (Figura 50). En tanto con aguas bajas la degradación de la calidad del agua, fue también evidenciada por el índice BMWP-RN en Valle Medio y Vale Inferior, donde los sitios VIED y PALO fueron clasificados con aguas de mala calidad.

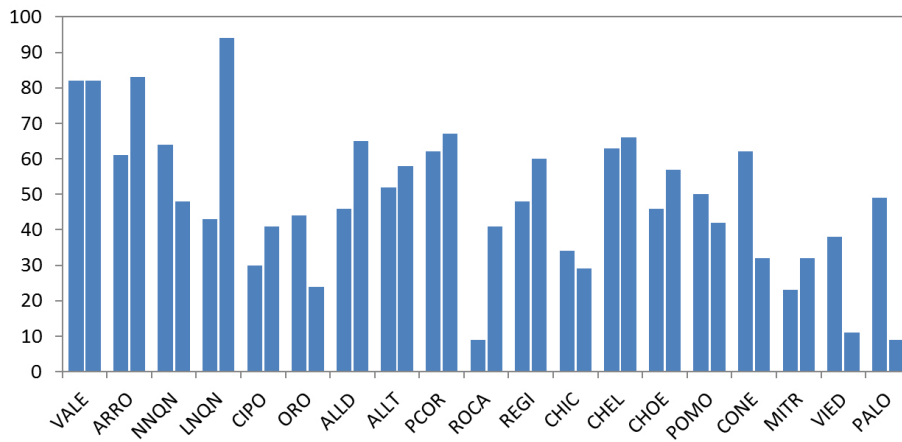


Figura 47. Valores de calidad del índice biótico BMWP-RN según sitios de muestreo. Barra izquierda agosto, barra derecha diciembre

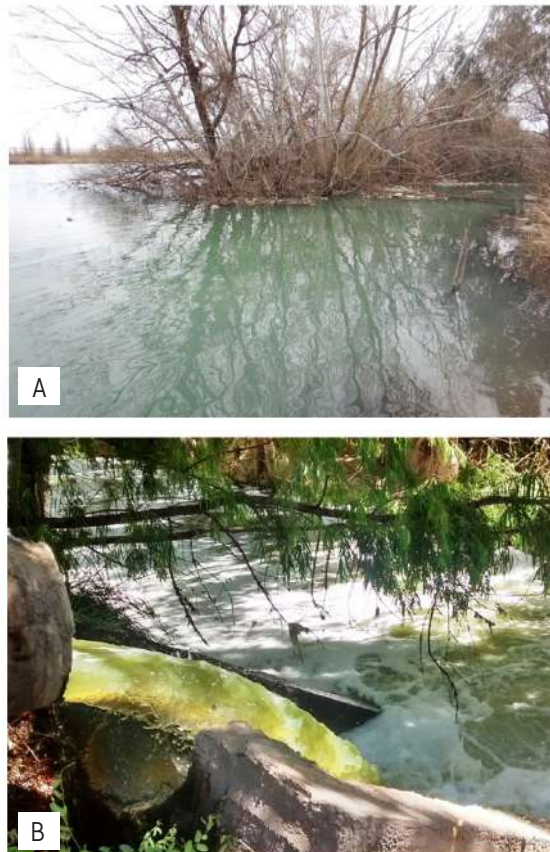


Imagen 56. (A). Sitio ROCA, en la desembocadura del desagüe PV en el río Negro.
 (B). Vuelco de efluentes de la planta de líquidos cloacales de General Roca en el desagüe PV



Figura 48. Mapa de calidad del agua según el índice biótico BMWP-RN en sitios del Alto Valle, muestreo de agosto de 2018



Figura 49. Mapa de calidad del agua según el índice biótico BMWP-RN en sitios del Alto Valle, muestreo diciembre de 2018



Figura 50. Mapa de calidad del agua según el índice biótico BMWP-RN en sitios del Valle Medio e Inferior, muestreo agosto de 2018



Figura 51. Mapa de calidad del agua según el índice biótico BMWP-RN en sitios del Valle Medio e Inferior, muestreo diciembre de 2018

Conclusiones

El análisis de los resultados del estudio de los ensambles de macroinvertebrados acuáticos en el sistema hidrológico del río Negro y sus ríos afluentes, Limay y Neuquén, permitió describir una comunidad de macroinvertebrados de 83 taxones, valor muy superior a lo encontrado por Wais (1990) de solo 29 taxones y por Macchi (2008) con 38 taxones. Al comparar estos resultados con otros ríos de Patagonia, también la riqueza resultó ser superior al río Chubut, que en sus tramos medios y superior registró 54 taxones (Miserendino 2007) y al río Santa Cruz con 40 taxones descriptos (Tagliaferro et al. 2013).

Entre los principales grupos de macroinvertebrados, Diptera resultó ser el orden de insectos con mayor riqueza de taxones (34), representando el 41 % de las especies descriptas. Asimismo fueron el grupo de macroinvertebrados más abundantes, con el 61 % de los organismos contados. Los taxones más abundantes fueron *Eukiefferiella* sp1, *Cricotopus* sp1, *Tanytarsus*, *Pseudochironomus* y *Limaya longitarsis* pertenecientes a la familia Chironomidae. El segundo grupo destacado en riqueza (8) y abundancia (13 %) fue el orden Ephemeroptera, cuya más abundante especie, *Americabaetis alphus* de la familia Baetidae, fue registrada desde los sitios de cabecera (VALE y ARRO) hasta los tramos finales del río Negro en la Isla La Paloma (PALO) durante el muestreo de agosto. Otra familia presente de este orden, pero en menor abundancia fue Leptophlebiidae, con cuatro especies: *Penaphlebia chilensis*, *Meridialaris diguillina*, *M. chiloeensis*, *M. laminata* y *Traverella* sp., las que resultan ser sensibles a la degradación de la calidad del agua y estuvieron ausentes en los sitios más críticos como CIPO, ROCA y CHIC.

El tercer grupo sobresaliente en los ensambles de macroinvertebrados fue Crustacea, con una con tres especies, pero solo una, *Hyaella curvispina*, presente en todos los sitios y que aportó 8 % a la abundancia relativa. Estudios antecedentes muestran que *H. curvispina*, es una especie con gran plasticidad ecológica, con un amplio rango de tolerancia a las variaciones de las condiciones ambientales.

El cuarto grupo en orden de contribución a la abundancia fue Annelida, por la presencia de Oligocheata (lombrices) e Hirudinea (sanguijuelas). Los primeros presentaron mayor abundancia con caudales bajos (diciembre) y en sitios con mayor presencia de materia orgánica como LNQN y NNQN.

Por último Trichoptera, con una riqueza de seis taxones y una abundancia relativa cercana a 5 %, donde *Smicridea (Rhyacophylax) murina* fue la especie con mayor densidad y registrada en el 80 % de los sitios muestreados. Por último Los atributos estructurales de los ensambles de macroinvertebrados mostraron cambios significativos en aquellos sitios con una degradación de la calidad del agua. De esta forma en ROCA, CIPO, ORO y CHIC en el tramo de Alto Valle y en VIED y PALO en Valle Inferior, se registraron la menor riqueza y diversidad, reflejando los efectos de los cambios ambientales como aumento de la conductividad eléctrica, turbidez, mayores concentraciones de hidrocarburos poliaromáticos y plaguicidas organoclorados, así como un alto número de bacterias enterococos.

Entre las métricas evaluadas como indicadoras de cambios ambientales, se observó que la riqueza taxonómica, el % de Ephemeroptera, el % de Trichoptera y el índice BMWP-RN, disminuyen significativamente al aumentar la degradación de la calidad del agua. En cambio el % de Annelida mostró una relación inversa y sus valores crecen en sitios con mayor grado de disturbio. Por lo tanto, se propone el

uso de estas métricas para el monitoreo de la calidad del agua en el río Negro y continuar con su evaluación en futuras campañas de muestreo.

Finalmente la evaluación ecológica de la calidad del agua, según el índice biótico BMWP-RN, fue congruente con los resultados anteriores y puso en evidencia la fuerte relación de la degradación de la calidad del agua y la composición de los ensambles de macroinvertebrados, resultando ser muy buenos indicadores. De esta forma se pudo visualizar una muy buena y aceptable calidad del agua en los sitios de referencia en cada uno de los valles (VALE y ARRO en Alto Valle, CHEL en Valle Medio y CONE en Valle Inferior) y, una progresiva degradación de la calidad del agua aguas abajo de los mismos. Es importante destacar el papel bioindicador que poseen los macroinvertebrados, y que se reflejó en este estudio, poniendo en evidencia los sitios más críticos a lo largo de la cuenca. Esta metodología resulta muy útil, ya que puede ser utilizada por los organismos de gestión para el monitoreo rápido de la calidad del agua, permitiendo la toma de decisiones y acciones correctivas para la conservación de los ecosistemas lóticos.

Se recomienda a futuro profundizar el estudio en fuentes puntuales de contaminación, como los canales de desagües a lo largo del sistema, identificando contaminantes y cambios en los ensambles de macroinvertebrados.

6. FAUNA ÍCTICA DEL RÍO NEGRO

Sudamérica, alberga la fauna de peces más ricas del mundo con más de 5 mil especies (Reis et al. 2003). Los peces de aguas continentales están incluidos en dos grandes regiones biogeográficas, la Región Brasileña y la Región Austral, (Ringuelet 1975, Arratia et al. 1983, Almirón et al. 1997). Dentro de la Región Austral está ubicada la provincia ictiogeográfica Patagónica, donde se localiza el río Negro (Fig. 52). Esta provincia se extiende desde el río Colorado hasta Tierra del Fuego (Ringuelet 1975, Alvear et al. 2008) y limita al norte con la provincia ictiogeográfica Parano-Platense perteneciente a la Región Brasileña. Argentina posee 548 especies de peces de aguas continentales y un total de 17 especies introducidas (Mirande & Koerber 2015, Koerber et al. 2017).

Las especies Brasileñas y Patagónicas se unen a lo largo de las cuencas del río Colorado y del Negro, definiendo una zona de transición zoogeográfica reconocida como un ecotono (Arratia et al. 1983, Almirón et al. 1997). La provincia ictiogeográfica Patagónica comprende 29 especies, de las cuales solo 15 son nativas (Baigún & Ferriz 2003) y el resto invasoras, introducidas en la Patagonia desde América del Norte y Europa o translocadas desde fuera de la región, de estas al menos 11 han establecido poblaciones autosostenibles (Pascual et al. 2007). Según Alvear et al. (2007) el río Negro posee 13 especies, si a esto le agregamos descubrimientos recientes como los de Perez (2008) y Soricetti et al. (2018) el número de especies de peces presentes es de 16 en total.

Los peces se han utilizado a menudo como modelos ecotoxicológicos en la evaluación de riesgos y para probar la toxicidad de los insecticidas en la fauna (Saha & Kaviraj 2008; Sharbidre et al. 2011). Se ha demostrado que los efectos combinados de la exposición a los pesticidas y la temperatura del agua son relevantes para la supervivencia y el éxito reproductivo de las especies ícticas, afectando la tasa de supervivencia, crecimiento y proporción de sexos de larvas durante la ventana de sensibilidad (Carriquirborde, et.al, 2009).

El proyecto evaluó la comunidad íctica como bio-indicador de impactos en el ambiente, posibles impactos letales y subletales en las poblaciones y efectos sobre la biodiversidad de peces. Se analizaron la alteración de los ensamblajes de peces, diferencias en su composición y abundancia. Además se evaluó a nivel poblacional efectos subletales como la capacidad reproductiva, crecimiento y condición.

El aspecto relevante del presente estudio se basa en que integra la cadena de acciones y análisis que se llevarán a cabo en el proyecto global, teniendo en cuenta que los peces representan el último eslabón de la trama trófica acuática en el río Negro, los impactos deberían acumularse en ellos de manera visible y medible.

6.1. Objetivo

Evaluar como los diferentes usos antrópicos (hidrocarburífero, agronómico y urbano) afectan la cuenca del río Negro a través del estudio de la comunidad íctica (biodiversidad, riqueza, variables poblacionales y fisiológicos de los individuos).

6.1.1. Objetivos específicos:

- Definir y comparar los ensambles de peces en los cursos superior, medio e inferior del río Negro.
- Correlacionar el uso de la cuenca con la diversidad íctica.
- Estudiar efectos subletales en las variables poblacionales de cada ensamble.
- Estudiar posibles impactos sobre la fauna íctica.

6.2. Método de muestreo y análisis

Los muestreos se realizaron durante invierno y primavera/verano 2017/2018. Las estaciones de muestreo seleccionadas (Figura 1) fueron la 1.-Primera Angostura (Guardia Mitre) (Valle Inferior); 2.-General Conesa (Valle Medio) y 3.-Villa Regina y 4.-Allen (punto definido como Allen b) (Alto Valle). En cada sitio de muestreo se realizó una pesca de 12 h de duración aproximadamente, en donde las artes de pesca utilizadas fueron redes de enmalle, trasmallo y red de arrastre. Este último arte fue utilizado al menos 5 veces por sitio, cubriendo una distancia de 50 m en cada ocasión.. En la localidad de Allen se utilizó el trasmallo para realizar una pesca por encierro y además se colocaron las redes agalleras en el canal principal durante 8 h. También se realizaron varias pasadas de red de arrastre. La pesca nocturna no fue posible, por cuestiones de seguridad.

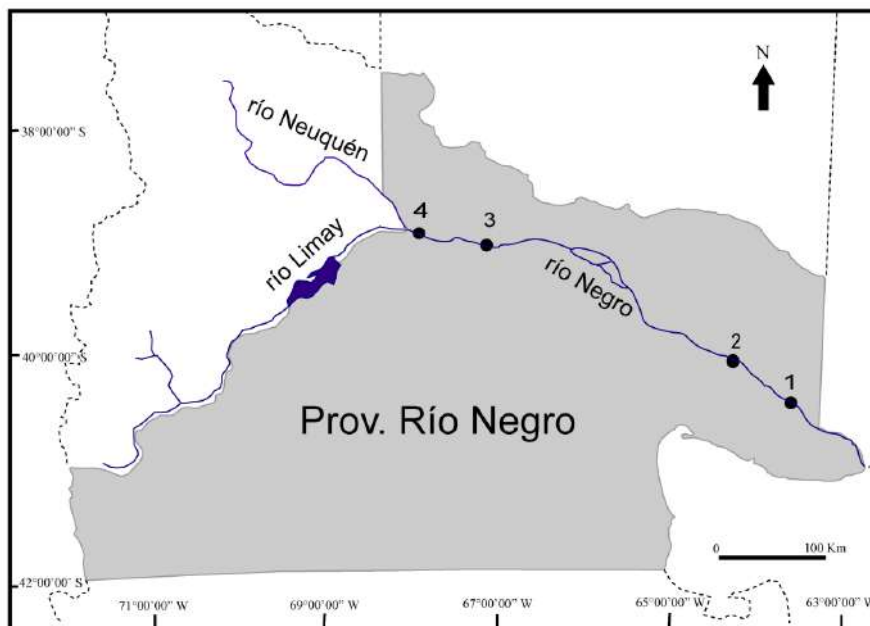


Figura 52. Mapa de las zonas de trabajo. 1.- Guardia Mitre, 2.- Gral. Conesa, 3.- Villa Regina, 4.- Allen

Los ejemplares capturados en cada muestreo fueron clasificados hasta el nivel de especie. A los peces con tallas mayores a 10 cm, se los clasifico y se les tomaron las medidas a campo (ver sección a continuación). Los individuos de menor

talla fueron preservados en alcohol 70% (Previa fijación en formaldehído 4% por 48 h), y luego fueron clasificados en el laboratorio donde se tomaron el resto de las medidas.

Debido a las abundancias y a que se capturaron en la mayoría de los sitios, *Jenynsia lineata* (tosquero), *Odontheistes hatcheri* (pejerrey patagónico) y *Cyprinus carpio* (Carpa común), se estudiaron a nivel poblacional buscando impactos subletales sobre sus variables biológicas.

6.3. Artes de pesca

Para el análisis cuantitativo de la comunidad íctica se calaron, en cada maniobra de pesca, una batería de redes agalleras. Este arte está compuesto por siete paños armados de distinto tamaño de malla (catálogo de Moscuza–Mar del Plata, Bs As) (Tabla 18). También se utilizó un trasmallo de 25 mts de largo (Moscuza, estilo laguna).

Tabla 18. Artes de pesca

Paño	Hilo	Malla estirada	Altura (m)	Largo (m)	Nombre
1	3	30	1,90	25	Sardina
2	3	50	1,90	25	Pej. Laguna
3	3	60	2,28	25	Pej. Laguna
4	3	70	2,66	25	Pej. Laguna
5	6	76	2,43	25	Pej. río
6	4	105	3,99	25	Trucha
7	4	160	4,20	25	Carpa

6.4. Datos de la captura

Se tomaron los siguientes datos merísticos de los peces para su posterior evaluación: largo total (Lt); largo estándar (Lst); peso total (W); peso eviscerado (We); peso del hígado y peso de la gónada.

Asimismo, se extrajeron y conservaron escamas, otolitos, gónadas, músculo, hígado y tracto digestivo para posteriores análisis.

6.5. Variables generales

Abundancia relativa

Se realizó una evaluación de los resultados del monitoreo, analizando las capturas por unidad de esfuerzo, tanto en peso (CPUW) como en número (CPUN),

considerando la composición íctica por zona; sus fluctuaciones y la composición característica del sitio de pesca.

CPUN: N° individuos

Superficie x tiempo

CPUW: Peso indiv.

Superficie x tiempo

6.6. Composición de especies

Se realizó un diagrama de OLMSTEAD Tukey (Sokal & Rohlf, 1979) para caracterizar los ensambles de fauna íctica presentes en el río y así jerarquizar la participación de las especies dentro del ensamble de peces. Se evaluó la estructura del ensamble en cada zona mediante el cálculo de diversos índices: Riqueza específica (S); Índice de diversidad de Shannon-Wiener (H); Índice de equitatividad de Pielou (J) y otros, con el fin de evaluar la relación entre riqueza, dominancia y equidad en los ensambles de peces. También se aplicó mediante una técnica de bootstrap, la evaluación del número de especies capturadas versus las esperadas por el modelo, donde se calculan número máximo y mínimo de especies que se espera capturar por sitio de muestreo. Además con el índice de Shannon se realizó un test de de T de Hutcheson (Magurran 1988.), todo esto con el programa PAST (Estatistical software). Permitiendo así estimar la complejidad de la naturaleza multivariada de los datos.

Dinámica poblacional

Parámetros morfométricos condición de los peces.

Se evaluaron las relaciones longitud-peso y el factor de condición (K), que evidencia el estado "nutricional" de los organismos para cada zona del río Negro. Además se evaluó si existían diferencias significativas entre los índices por punto de muestreo. En relación al estado de repleción de los digestivos extraídos se evaluó según una escala macro métrica de 0 a 3 (0= vacío; 3 =plenitud).

$$K = (W / Lst^3) * 100$$

W= peso

Lst= longitud estandar

Reproducción [adultos]

Estadio gonadal

Se determinaron los estadios gonadales de hembras mediante el empleo de una escala macroscópica de seis categorías (Nicolisky 1963).

Fecundidad

Se evaluó el Índice gonadosomático $IGS = (Wg / W) / 100$, donde Wg es el peso de la gónada y W el peso total corporal. En las especies evaluadas se comparó mediante ANOVA o Kormologov-Smirnof (Depende lo que corresponda) si existían diferencias significativas entre los sitios de trabajo.

Retención de ovas
Observación visual.

Resultados y conclusiones

Análisis de las capturas

En la captura diferenciada por artes de pesca durante las campañas (Tabla 19), se observó que las redes agalleras y el trasmallo, pescaron individuos de tallas grandes (mayores a 20cm), ya que las más eficientes fueron las medidas de 102 mm, 160 mm y el trasmallo. Estas redes impactaron principalmente sobre la especie exótica *Cyprinus carpio* (Carpa común). Las redes son artes de pesca pasivas, donde la captura generalmente se da debido al movimiento de la especie objetivo de la pesca hacia el arte. Estas artes presentan un sesgo de pesca importante con respecto al tamaño (en relación tamaño pez/tamaño de malla de la red) y a la capacidad de movimiento de los peces. Es de destacar que estas artes son muy eficientes en la captura de pejerrey, y los tamaños de malla de 30 mm, 50 mm y 60 mm están pensados para su captura, mientras que las mallas de 50 mm, 60 mm y 70 mm son para la captura de percas y truchas. Estas especies presentan una gran capacidad de desplazamiento, por lo que la escasa eficacia mostrada por estas redes (Tabla 19) puede deberse a la baja densidad de las especies en la zona de estudio o al menos a la presencia de tallas menores a las que estas redes pueden atrapar.

Tabla 19. Especies y número de individuos capturados por cada arte de pesca

Spp / A. de pesca	30 mm	50 mm	60 mm	70 mm	102 mm	160 mm	Arrast	Caña	TraM	Total
Bagre marino	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Carpa común	0	0	1	1	25	22	0	1	13	63
Corydora	1	0	0	0	0	0	11	0	0	12
Pejerrey bona	0	3	0	0	0	0	1	0	0	4
Pejerrey pat	0	1	0	0	0	0	147	0	0	148
Perca criolla	0	3	0	0	0	0	20	1	0	24
Puyen	0	0	0	0	0	0	14	0	0	14
Mojarra A/P	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Mojarra C/N	0	0	0	0	0	0	4	0	0	4
Jenynsia	0	0	0	0	0	0	326	0	0	326
Trucha	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Total	1	7	1	1	25	23	525	2	13	598

Por otro lado, la red de arrastre es un arte de pesca eficaz para peces de acotada capacidad de desplazamiento o incluso juveniles., esto se pudo comprobar al capturar varias especies de pequeño tamaño y principalmente juveniles de pejerrey y perca.

La ictiofauna del río Negro presenta una importante variedad de peces introducidos, ya sean traslocados o exóticos (Grafico 1).Las mojarra son especies traslocadas provenientes de otras cuencas de la Argentina, mientras que las carpas o las truchas son especies exóticas provenientes de otros continentes o regiones

del planeta. Por lo tanto, el ensamble de peces de este río está constituido por más de un 65% de especies introducidas. Este problema es uno de los más complejos que este ecosistema está atravesando, ya que la introducción de especies a ecosistemas es uno de los problemas ambientales más críticos en la actualidad (Lodge 1993, Wilcove et al. 1998, Koehn 2004).

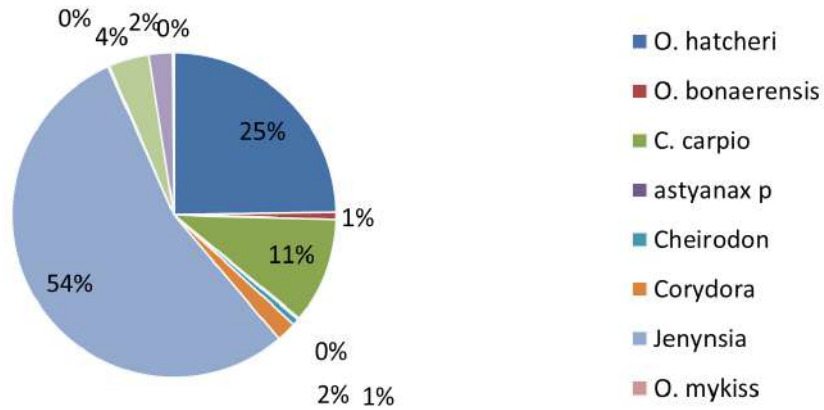


Figura 53. Capturas porcentuales por especie en todos los sitios evaluados

El análisis grafico de OLMSTEAD Tukey (Sokal & Rholf, 1979) (Figura 54), expone la estructura del ensamble de peces del río Negro, donde se observa la frecuencia de aparición de las especies a lo largo de los muestreos. De este análisis se desprende que existen 4 especies que se pueden considerar dominantes, como son *J. lineata* (tosquero), *O. hatcheri* (Pejerrey patagónico), *C. carpio* (Carpa común) y *Percichthys trucha* (perca común). La ocurrencia de las demás especies dentro de las capturas de los muestreos realizados hacen que las mismas caigan en la zona de especies comunes o raras (Figura 54). De este análisis se concluye que la gran abundancia y presencia de *J. lineata*, *O. hatcheri* y *C. carpio* en la mayoría de los muestreos, sean consideradas especies útiles para realizar un análisis de los efectos subletales del ambiente sobre sus poblaciones.

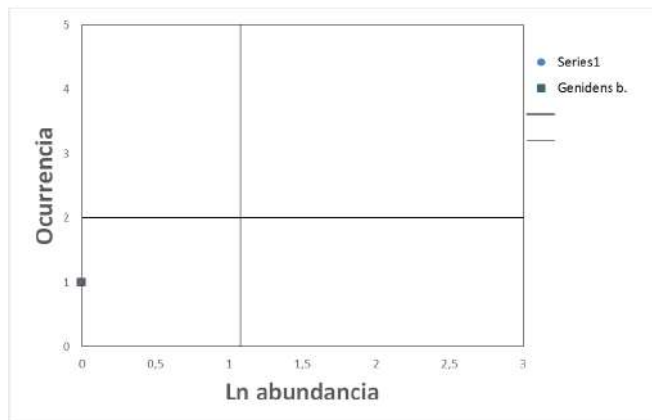


Figura 54. Análisis de Homstead-Tucky de las capturas realizadas en las campañas

6. 7. Diversidad

Los índices de diversidad sirven para caracterizar zonas en base a las características de las comunidades que las componen. Del bootstrap realizado para las especies capturadas por zona de muestreo es relevante resaltar que el único sitio que exhibe menos especies de las predichas por la técnica es Villa Regina, donde solo se capturaron 4 especies y teóricamente se plantean un mínimo de 5 especies. (Tabla 20).

Tabla 20. Índices de diversidad calculados por lugar. Menor y Mayor hacen referencia a los valores para cada índice calculados teóricamente. Se destacan en negrita índices bajos y altos para zonas de particular relevancia

Índice/lugar	Allen	Menor	Mayor	Guardia_M	Menor	Mayor	Regina	Menor	Mayor	Conesa	Menor	Mayor
Taxa_S	8	5	9	8	7	11	4	5	9	6	5	9
Individuals	88	88	88	332	332	332	91	91	91	87	87	87
Dominance_D	0,41	0,30	0,47	0,54	0,33	0,42	0,69	0,31	0,46	0,31	0,31	0,47
Simpson_1-D	0,59	0,53	0,70	0,46	0,58	0,67	0,31	0,54	0,69	0,69	0,53	0,69
Shannon_H	1,29	1,03	1,46	0,92	1,17	1,40	0,65	1,05	1,46	1,35	1,03	1,46
Evenness_e^H/S	0,45	0,40	0,65	0,31	0,34	0,48	0,48	0,39	0,63	0,64	0,41	0,66
Brillouin	1,17	0,95	1,34	0,89	1,13	1,35	0,60	0,96	1,34	1,25	0,95	1,34
Menhinick	0,85	0,53	0,96	0,44	0,38	0,60	0,42	0,52	0,94	0,64	0,54	0,96
Margalef	1,56	0,89	1,79	1,21	1,03	1,72	0,67	0,89	1,77	1,12	0,90	1,79
Equitability_J	0,62	0,55	0,75	0,44	0,53	0,65	0,47	0,55	0,74	0,75	0,56	0,75
Fisher_alpha	2,14	1,15	2,51	1,48	1,25	2,19	0,86	1,14	2,48	1,46	1,15	2,52
Berger-Parker	0,61	0,44	0,65	0,70	0,49	0,60	0,82	0,44	0,64	0,44	0,44	0,66
Chao-1	11	5	14	9,5	7	14	4	5	14	6	5	14

En relación a los índices de diversidad (Tabla 20), podemos inferir que los puntos más diversos fueron Gral. Conesa y Allen, donde los índices de diversidad máximos y los de dominancia mínimos se encontraron principalmente en Gral. Conesa, lo que plantea que en este lugar se encuentra una comunidad íctica más homogénea y diversa. Por otro lado, Villa Regina presenta índices de dominancia altos, esto se debe a que hay algunas especies muy abundantes e índices de diversidad (Equitatividad y riqueza) bajos, lo que demuestra que esta comunidad no presenta ciertas especies.

En la Tabla 21 se puede observar que existen diferencias significativas entre los índices de Shannon en los diferentes sitios de muestreo. Allen y Gral. Conesa conforman un grupo donde la diversidad es igual, mientras que Guardia Mitre presenta una diversidad intermedia y Villa Regina una diversidad inferior a todos los otros puntos. Se puede concluir que Villa Regina tiene una composición del ensamble de peces que puede estar demostrando los impactos de lo que sucede aguas arriba de este punto.

Tabla 21. Test de T Hutchinson sobre el índice de Shannon. Se muestran los Valores P obtenidos. Se resaltan valores significativos

	Allen	Guardia M	Regina	Conesa
Allen		0,010341	0,0001507	0,61974
Guardia M			0,024272	3,65E-05
Regina				6,11E-10
Conesa				

Análisis Poblacional

Carpa

La carpa común (*Cyprinus carpio*) es una especie introducida en Argentina a mediados del siglo XIX (Baigún & Quirós, 1985). Actualmente es la especie de distribución más extensa entre los peces de agua dulce de Argentina después del *O. bonariensis* (Maiztegui et al., 2016) Esta especie exótica fue catalogada como un ingeniero ecosistémico ya que posee la capacidad de controlar la disponibilidad de recursos mediante la habilidad de causar cambios físicos en el ambiente tanto en materiales bióticos como abióticos (Crooks, 2002; Matsuzaki et al., 2009). El ingreso de las carpas a nuevos sistemas acuáticos resulta en disrupciones ecológicas a nivel de las comunidades y del ecosistema, relacionadas, en gran parte, a los hábitos alimenticios (Crivelli, 1983; Sidorkewicz et al., 1996; Koehn et al., 2000).

Durante los muestreos se capturaron un total de 63 carpas, de las cuales 32 eran hembras, 30 machos y un individuo indeterminado (juvenil). Las proporciones de sexos en la mayoría de los lugares de muestreo fueron equitativos, solo en Regina se obtuvieron más machos.

Tabla 22. Promedios de talla, peso y estado de repleción de las carpas capturas en cada sitio. DS= desviación estándar de la variable

Sitio/variable	Largo total (mm)	DS Lt	Peso (gr)	DS peso	Estado de repleción
Allen	602,80	79,34	2975,50	1206,94	1,10
Conesa	440,00	113,32	1201,00	853,77	0,59
Guardia Mitre	450,96	114,16	1314,25	896,21	0,80
Villa Regina	551,00	118,51	2614,60	1150,96	1,00
Total general	482,35	123,88	1682,87	1177,71	0,81

Las carpas capturadas en los distintos sitios de muestreo fueron en su mayoría individuos adultos. Las tallas más grandes se obtuvieron en Allen y las más pequeñas en Guardia Mitre. Las carpas de Gral. Conesa exhibieron índices de repleción bajos cercanos a 1, lo que implica poca actividad y estómagos semivacíos.

Tabla 23. Índices de las carpas capturadas, K: índice de condición; IGS: Índice gonadosomático; IHS: Índice hepatosomático. DS= desvío estándar para cada variable.

Lugar/índice	Kn	DS Kn	IGS	DS IGS	IHS	DS IHS
Allen	1,30(b)	0,11	3,79	1,07	0,25	0,06
Conesa	1,20(a)	0,11	2,80	3,30	0,17	0,20
Guardia Mitre	1,24(a,b)	0,09	2,58	2,91	0,18	0,10
Villa Regina	1,45(c)	0,27	4,40	2,29	0,19	0,09
Total general	1,26	0,15	3,06	2,81	0,19	0,14

De los índices evaluados solo se pudieron evidenciar diferencias significativas en los índices de condición K ($p=0,0003$), donde las carpas capturadas en Villa Regina exhibieron los índices más altos. Las carpas son organismos microfágicos generalistas, por lo que los ambientes con más materia orgánica, favorecerían su condición (Harris *et al.* 1999). Que los índices hepatosomáticos sean similares implica que los organismos presentan los mismos niveles de actividad trófica en las distintas zonas. Por último, el hecho de que el índice gonadosomático sea similar en todos los sitios implica que los peces están en un estado reproductivo semejante a lo largo de todo el río Negro.

Pejerrey

En el río negro se pueden encontrar dos especies de pejerrey, el bonaerense (*O. bonariensis*), que fue introducido en el río Negro desde Chascomús, y el pejerrey patagónico (*O. hatcheri*), que es una especie nativa en toda la Patagonia., El pejerrey bonaerense se puede pescar principalmente en el Valle Inferior del río Negro (Hernandez *et al.* 2017) En este trabajo se obtuvieron *O. bonariensis* tanto en Guardia Mitre como en General Conesa, mientras que el *O. hatcheri* se obtuvo en todos los lugares muestreados. Los pejerreyes capturados fueron principalmente juveniles, solo 5 fueron adultos (4 *O. bonariensis* y 1 *O. hatcheri*). Para el cálculo del índice de condición sólo se utilizaron los peces juveniles de la especie patagónica, ya que se obtuvo un número elevado de ejemplares.

Tabla 24. Datos promedio de los juveniles de pejerrey capturados. Lt: Largo total; W: Peso; K: índice de condición. DS= desvíos estándar de cada variable

Lugar/Variable	Lt (mm)	DS (Lt)	W(g)	DS (W)	K	DS (Kn)
Allen	29,22	5,83	0,11	0,08	0,38	0,13
Conesa	38,20	6,47	0,24	0,13	0,40	0,05
Guardia	39,00	3,42	0,23	0,06	0,39	0,05
Regina	40,53	7,20	0,26	0,15	0,35	0,03
Total general	37,57	6,93	0,22	0,12	0,38	0,07

Los datos de los pejerreyes capturados se evaluaron en relación a los diferentes puntos de muestreo. En lo que respecta a la relación talla vs. peso de los juveniles de pejerreyes, no se evidenciaron diferencias significativas entre los sitios, por lo que se puede concluir que la eclosión/crecimiento de los individuos fue en momentos similares.

Por otro lado, se evaluaron los índices de condición de los peces, lo que nos estaría evidenciando las condiciones de crecimiento de estos organismos, ya que el índice se ve afectado por la cantidad y calidad del alimento. No se observaron diferencias significativas entre los índices de condiciones de los peces de cada lugar, por lo que los pejerreyes están en buenas condiciones en los diferentes lugares evaluados.

Jenynsia

La especie *Jenynsia lineata*, es una especie del orden cyprinodontiforme, muy común en la mayoría de los ambientes acuáticos de la Argentina. Esta especie de pequeño tamaño y de reproducción vivípara (las hembras paren a las crías vivas, no pone huevos) es muy común en ambientes poco profundos, con poco contenido de oxígeno y con abundante vegetación. Estas características las convierten en un buen bioindicador para evaluar la condición de los ambientes acuáticos.

La mayoría de las *Jenynsias* capturadas fueron hembras, por lo general grávidas, de tallas media 4,8 cm. En el punto de muestreo de Villa Regina no se pudieron capturar ejemplares de esta especie, si bien se pasó la red de arrastre en diferentes ambientes típicos de estos organismos.

En relación a las tallas y pesos (Tabla 25) no se observaron diferencias entre las capturas por sitio de muestreo. El número de embriones encontrado por hembra grávida no se evaluó directamente, ya que esta variable se ve afectada por la talla/peso del pez, por lo que se creó un valor estandarizado para ser evaluado estadísticamente. El mismo se definió como Gr/embri que es la cantidad de gramos de pez adulto que equivale a un no nato (Tabla 25 y 26).

Tabla 25. Datos promedio de *Jenynsia* capturadas por zona de trabajo, Lt: Largo total; W: peso; N° embr: número de embriones por hembra. DS= desvío estándar para cada variable

Lugar/variables	Lt(mm)	DS Lt	W(gr)	DS W	N° embr	DS N embri
Allen	50,44	4,72	1,65	0,50	13,80	11,71
Conesa	46,24	4,00	1,06	0,34	8,92	11,17
Guardia Mitre	48,04	6,26	1,49	0,66	14,16	14,06
Total general	48,24	5,30	1,40	0,57	12,29	12,44

Los índices evaluados por zona fueron el IGS, el índice de condición y Gr/Embri (Tabla 26). Los índices relacionados a la reproducción no mostraron diferencias significativas entre las diferentes zonas, lo que implica que no habría efectos sobre la reproducción de esta especie en los diferentes ambientes evaluados. Para el índice de condición (K), si se observó diferencias, exhibiendo los peces de Gral Conesa índices de condición más bajo.

Tabla 26. Índices de las Jenynsias. IGS: índice gonadosomático; Gr/embr: gramos de pez por juveniles por hembra; K: Índice de condición. DS= desvío estándar para cada variable

Lugar/Índice	IGS	DS IGS	Gr/Embr	DS Gr/Embr	K	DS K
Allen	0,186	0,112	0,113	0,211	1,268[a]	0,233
Conesa	0,178	0,100	0,042	0,058	1,039[b]	0,156
Guardia Mitre	0,145	0,128	0,048	0,042	1,276[a]	0,171
Total general	0,169	0,114	0,068	0,131	1,194	0,217

Conclusiones

El ensamble de peces del río Negro está constituido por 4 especies dominantes, la carpa común (*Cyprinus carpio*), el tosquero (*Jenynsia lineata*), el pejerrey patagónico (*Odontesthes hatcheri*) y la perca (*Percichthys trucha*), por un grupo de especies comunes, como las mojarras, *Astyanax pampa* y colita negra (*Cheirodon interruptus*); las truchas arcoiris (*Oncorhynchus mykiss*); el limpia fondo (*Corydoras paleatus*), el pejerrey bonaerense (*O. bonariensis*) y el puyen (*Galaxias maculatus*), y por una sola especie rara, el Bagre de mar (*Genidens barbatus*) en zonas alejadas al mar.

Esta composición no exhibe algunas especies citadas para este río, la más destacable es el bagre aterciopelado, *Diplomystes viedmensis*. Estos bagres, de importancia evolutiva para todo el orden Siluriformes, no se encuentran categorizados por la UICN red List y el género esta como DD (data deficient). Las inusuales capturas en estos ríos y el alto desconocimiento, sumado a que son peces sin escamas y muy susceptibles a la contaminación, es algo que no debe dejarse de analizar como problemático.

Por otro lado, que las capturas estén compuestas por más de un 60% de especies introducidas (exóticas y trasladadas), demuestra que el río está en un estado crítico si concebimos la integridad biológica de la comunidad de peces como indicadora (Harris *et al.* 1999). Cabe destacar que los procesos de invasión, remplazo de especies y modificación de los ecosistemas por parte de especies introducidas, son ampliamente conocidos. Los procesos ecosistémicos de homogenización de ensambles como los planteados por Magurran (2016), son procesos críticos en este río y es este uno de los mayores problemas para la fauna íctica en estos momentos.

Los índices de diversidad más altos se muestran en, la localidad de Allen y en la localidad de General Conesa. En el caso de Allen, las especies introducidas como la carpa y las truchas son las más comunes. Los ambientes más cercanos a cordillera presentan condiciones, como son la temperatura y la calidad del agua (Oxígeno y turbidez), más aptas para la trucha y el pejerrey patagónico, situación que cambia en el Valle Inferior del río Negro, haciendo que el hábitat no sea óptimo para las truchas afectando la abundancia y cantidad de las mismas. En Gral Conesa, el equilibrio en el ensamble de peces es de destacarse, ya que los índices de equidad y dominancia son los mejores para las zonas evaluadas, por lo que es la comunidad íctica en mejor estado. Por último, es notorio la baja diversidad encontrada en Regina, estos más otros indicadores podrían estar evidenciando un deterioro de esta zona del río.

Entre las poblaciones evaluadas para determinar efectos subletales, no se observaron graves consecuencias en la reproducción de los peces, este es uno de

los primeros efectos y más importantes, que se pueden evidenciar como consecuencia de la presencia de contaminantes (Von Westernhagen 1988).

Por otro lado, la condición de los peces se vio afectada directamente por la zona del río donde fueron pescados. Las carpas de Regina mostraron valores más altos con respecto a los índices de condición comparándolos con los de otras zonas, esto podría evidenciar que esta especie se encuentra mejor en este lugar. Esto no es un dato alentador, primero porque la carpa es introducida y segundo porque el nicho trófico que ocupa genera problemas en el ecosistema (Harris *et al.* 1999).

Del mismo modo, los pejerreyes evaluados mostraron que el río no presenta conflictos para su desarrollo y crecimiento, sumado a que no se observaron diferencias en las variables evaluadas.

En relación a los tosqueros/jenynsias es de destacarse que no se encontraron en el muestreo de Villa Regina, lo que evidenciaría un problema ya que es una especie resistente y muy abundante en el río. Por otro lado, esta especie exhibió un menor índice de condición en la zona de General Conesa, lo que indicaría que estos peces están en peores condiciones nutricionales en esta zona. Al contrario, esto no se evidencia en las otras especies evaluadas para esta zona, por lo que no queda en claro que es lo que sucede con los tosqueros en Conesa.

6.8. Consideraciones finales

Para realizar relevamientos en el río Negro, se deben usar redes grandes (arriba de 100mm) y trasmallo, principalmente para capturar carpas. Y para evaluar especies pequeñas, como la jenynsia, el limpia fondo y las mojarras, y juveniles de pejerrey o perca, que son abundantes en el río, se debe usar una red de arrastre costero. Si se desea evaluar las truchas, pejerreyes adultos (de ambas especies), bagre de mar y percas adultas, las artes utilizadas en este estudio no dieron resultados buenos. Se considera que esto no fue por ineficiencia de las artes sino por la baja abundancia de estas especies en el río.

En este contexto se recomiendan la carpa (*C. carpio*), la Jenynsia (*J. lineata*) al pejerrey patagónico (*O. hatcheri*) y en última instancia a la perca (*P. trucha*), como las especies a relevar para evaluar impactos a futuro en el río Negro.

Este estudio evidencia que el impacto más importante sobre el ensamble de peces del río Negro son las especies invasoras, lo que da relevancia a lo que plantea Karr (1998), que evaluar la calidad de un ambiente acuático solo por la calidad del agua es una visión estrecha que no permite resolver los problemas de manejo de un río. Dejando en claro que es necesario analizar los ecosistemas en sus funciones. Lo que requiere evaluar las comunidades, la manipulación que se le hace a los flujos de agua, el consumo y las descargas.

Es de destacarse que Villa Regina muestra indicadores, que hacen necesario profundizar y tener cautela en esta zona del río en relación al estado del recurso peces. Principalmente en relación a la diversidad capturada, la condición de una especie introducida como la carpa y la falta de una especie resistente como la jenynsia.

Por último que los índices gonadosomaticos al igual que la reproducción de los peces, no presenten diferencias en el muestreo nos estará mostrando que la comunidad no evidencia efectos subletales en un indicador clave para la fauna íctica. Ya que la formación de huevos y el desarrollo de los embriones es considerado el estadio más crítico en el desarrollo de los peces óseos, y este proceso se ve afectado fácilmente por cualquier cambio ambiental al que se los exponga (Von Westernhagen 1988).

7. CONCLUSIONES

A partir del análisis integral de los resultados obtenidos de las muestras analizadas en este programa, se hallaron evidencias suficientes para sostener que la cuenca del río Negro, en el tramo de estudio, se encuentra antropizada, donde algunos parámetros de la calidad del agua se apartan de las condiciones de referencia del sistema. Estos cambios permitieron identificar sitios críticos como: Cipolletti, Fernández Oro, Allen, General Roca, Chichinales, Pomona, Carmen de Patagones, y la Paloma. Los resultados reflejaron el ingreso de contaminantes de múltiples fuentes, principalmente en el tramo del Alto Valle, siendo relevantes los asociados a un uso del suelo urbano, industrial y productivo.

Cuando se clasificó el sistema por estado trófico, este resultó bueno en invierno hacia moderado en primavera. Si la clasificación se hace únicamente por contenido de P-PO₄ el sistema presenta características de mesotrófico, mostrando evidencias de eutrófico e hiper eutrófico únicamente en dos sitios (LNQN y ORO respectivamente).

En la evaluación de bacterias de origen fecal, los recuentos más altos de enterococos se observaron durante la primavera, mientras que los registros más elevados de E Coli ocurrieron durante el muestreo de invierno. En ambos momentos superaron el standard de calidad utilizado en más del 50% de los casos.

En la fracción disuelta, este trabajo presenta evidencias de As y Cu que no han sido ambientalmente secuestrados. Se registra As y Cu Bioaccesible. Es decir que existe^o en el ambiente cierta cantidad del elemento disponible que interactúa con la superficie de contacto de organismos y está potencialmente disponible para la absorción.

Los PAHs (del inglés *Polycyclic Aromatic Hydrocarbons*) se generan a partir de la combustión incompleta de sustancias orgánicas como la madera, el carbono o el aceite mineral. Las fuentes antropogénicas más comunes de estos compuestos son el tráfico automotor, la generación de energía eléctrica (fuentes pirolíticas) y las descargas de ciertos productos derivados del petróleo a partir de galpones, estaciones de combustible y lavado y mantenimiento de vehículos (fuentes petrogénicas). La media de concentraciones de PAHs totales (sumatoria de 16 compuestos) para el área en estudio fue de 352.7 ng/L (en fase particulada, n=42). En comparación con otros ríos, la media del contenido de PAHs en el MPS del río Negro se ubicó en un rango bajo.

En cuanto a su análisis composicional, se comprobó la dominancia de un núcleo de grupos de 3 y 4 anillos sumada a la presencia estacional de compuestos livianos (dos anillos) y ocasional de grupos de 6 anillos (alto peso molecular). La preeminencia de compuestos de 3 y 4 anillos responde a un patrón de origen mixto (combustión de materia orgánica -pirogénesis- + maduración lenta de materia orgánica a alta presión -petrogénesis-).

El análisis de fuentes de origen de estos PAHs mediante índices diagnósticos (cocientes moleculares) para las muestras de agua en fase particulada evidenció aportes mixtos con una dominancia en términos generales de fuentes pirolíticas (combustión incompleta de materia orgánica). Por último, del análisis de sedimentos del lecho, en sentido general no se predicen efectos adversos para la biota asociada debido a las concentraciones de PAHs registradas.

A partir del análisis de 16 pesticidas organoclorados en Material Particulado en Suspensión obtenido de 21 sitios de muestreo a lo largo de la cuenca del río Negro, se obtuvieron concentraciones cuantificables en todas las muestras analizadas.

Se detectaron isómeros de HCH, contenidos frecuentemente en productos comerciales actualmente fuera de stock (por ej. Gammexane); del análisis de resultados se desprende un posible origen a partir de HCH técnico

Los DDX medidos en el MPS del río Negro representaron aproximadamente el 9% del total de los organoclorados detectados y la presencia de DDT parental podría sugerir el ingreso relativamente reciente a partir de fuentes primarias (aplicación y lavado de tierras) o secundarias (por ej., resuspensión de sedimentos, dragados de mantenimiento, etc.).

α -Endosulfan fue uno de los compuestos organoclorados más abundantes detectados en la cuenca y su producto de degradación, el sulfato de Endosulfán –el cual es más tóxico y más persistente–, fue hallado en el 85% de las estaciones, sugiriendo un amplio grado de utilización y permanencia en el recurso.

De acuerdo con valores precedentes (2006), se concluye que se mantiene la presión sobre el sistema a partir de la utilización de DDT como insecticida. Se registra un descenso en los valores de HCHs y Endosulfánes transportados en el MPS del valle medio (la zona que evidenció mayores niveles generales de pesticidas clorados) mientras que en el valle inferior se registró un leve aumento de aportes de HCHs y Endosulfánes respecto a los valores medidos en 2006.

Según los criterios revisados y los valores registrados en la fase particulada del río Negro, si bien existen algunas excedencias puntuales a los valores recomendados, se puede concluir que no se esperan efectos adversos en la vida acuática por exposición crónica de estos compuestos.

Todos los sedimentos evaluados excedieron algún nivel de calidad para la protección de la vida acuática y por lo tanto se predicen efectos adversos sobre la biota adyacente ocasionales y en algunos casos puntuales, frecuentes.

Los atributos estructurales de los ensambles de macroinvertebrados mostraron cambios significativos en aquellos sitios con una degradación de la calidad del agua. De esta forma en ROCA, CIPO, ORO y CHIC en el tramo de Alto Valle y en VIED y PALO en Valle Inferior, se registraron la menor riqueza y diversidad, reflejando los efectos de los cambios ambientales debido a la presión urbana, agrícola e industrial en la calidad del agua como aumento de la conductividad eléctrica, turbidez, mayores concentraciones de hidrocarburos poliaromáticos, plaguicidas organoclorados, así como un alto número de bacterias enterococos.

La comunidad de macroinvertebrados estuvo representada por 83 taxones, donde se destacaron por su abundancia *Hyalella curvispina* (Crustacea), *Americabaetis alphas* (Ephemeroptera), *Smicridea (Rhyacophylax) murina* (Trichoptera), *Corbicula fluminea* (Mollusca), *Tanytarsus*, *Eukefferiella*, *Cricotopus*, *Pseudochironomus* y *Limaya longitarsis* (Diptera).

Entre las métricas evaluadas como indicadoras de cambios ambientales, se observó que la riqueza taxonómica, el % de Ephemeroptera, el % de Trichoptera y el índice BMWP-RN, disminuyen significativamente al aumentar la degradación de la calidad del agua. Mientras que el % de Annelida mostró una relación inversa, es decir sus valores crecen en sitios con mayor grado de disturbio. Finalmente la evaluación ecológica de la calidad del agua, según el índice biótico BMWP-RN, fue congruente con los resultados anteriores y puso en evidencia la fuerte relación de la degradación de la calidad del agua y la composición de los ensambles

de macroinvertebrados, resultando ser muy buenos indicadores. Es importante destacar el papel bioindicador que poseen los macroinvertebrados, reflejado en este estudio, poniendo en evidencia los sitios más críticos a lo largo de la cuenca.

En relación a la comunidad íctica, las especies dominantes que se evaluaron para el monitoreo del río Negro, son la Carpa (*C. carpio*) el Pejerrey patagónico (*O. hatcheri*), la Jenynsia (*J. lineata*) y la Perca (*P. trucha*), ya que se encuentran en abundancias altas y en todos los ambientes relevados. Por otro lado es evidente la acción antrópica sobre la cantidad de especies introducidas presentes en el río, esto es uno de los principales problemas a los que se enfrenta la fauna íctica.

Por otro lado existen indicadores en la zona de Villa Regina que hacen necesario profundizar y tener cautela en esta zona del río. La falta de especies, la buena condición de las carpas capturadas y las bajas abundancias y riquezas de la comunidad son evidencia de problemas ambientales en esta zona.

Por último en relación a los efectos sobre la reproducción de los peces, no se observaron diferencias significativas entre los lugares evaluados, lo que muestra que las poblaciones no ven afectado una variable crítica para su desarrollo.

Recomendaciones

De acuerdo al análisis y discusión de los resultados obtenidos, este equipo de trabajo recomienda profundizar y extender los estudios en zonas críticas detectadas en el relevamiento 2018. Se propone monitorear como mínimo, dos veces al año, 15 sitios de muestreo incluyendo en el mismo tres sitios para el monitoreo del área de influencia de Vaca Muerta. S1 Sauzal Bonito, S2 Añelo, S3 El Chañar, S4 Vista Alegre, S5 Tronador, S6 Cipolletti, S7 Fernández Oro, S8 Allen Gasoducto, S9 Allen Descarga, S10 Allen Toma, S11 Paso Córdoba, S12 Roca, S13 Villa Regina, S14 Chichinales, S15 Choele Choel, S16 Pomona, S17 General Conesa, S18 Guardia Mitre, S19 Carmen de Patagones y S20 Viedma. Los sitios 1 al 4 son sobre el río Neuquén el 5 Tronador sobre el río Limay y el resto sobre el río Negro.

Los parámetros a monitorear son:

1. TPH: Hidrocarburos Totales de Petróleo, matriz: agua y sedimento. Métodos: IR
2. Hidrocarburos volátiles incluyendo BTEX (Benceno, Tolueno, Etilbenceno y Xileno) en agua y sedimento. Método: cromatográfico USEPA 8020. 8240, 8260, 524, 624.
3. PAHs (mínimo 16 congéneres)
4. Nonilfenoles
5. Serie de n- Alcanos hasta C34 + Pristano + Fitano
6. Pesticidas Organofosforados y organoclorados
7. Análisis fisicoquímicos propuestos para aguas:
 - a. In situ. CE, pH, O₂, T
 - b. SDT: Sólidos Disueltos Totales (agua)
 - c. SST: Sólidos Suspendidos Totales (agua)
 - d. DBO: Demanda Bioquímica de Oxígeno (agua)
 - e. DQO: Demanda Química de Oxígeno (agua)
 - f. Nutrientes: (Nitratos, Nitritos, Amonio)
 - g. Bacterias Fecales
 - h. Bacterias Hidrocarburohíticas
 - i. Plomo Total (agua y sedimento)
 - j. Plomo Orgánico (agua y sedimento)

11. Fitoplancton y fitobentos, variaciones algales estacionales y su relación con la presencia de contaminantes.
12. Biomonitoreo de macroinvertebrados acuáticos y aplicación de índices bióticos de la calidad del agua.
13. Toxicidad y bioacumulación de hidrocarburos y plaguicidas en poblaciones de macroinvertebrados.
14. Diversidad de comunidad íctica, análisis poblacionales sobre especies indicadoras.

Lo anteriormente expuesto se basa en la necesidad de conformar un equipo multi e interdisciplinario de los organismos que tienen injerencia en el estado ambiental del río Negro, para la formulación y ejecución de un programa estratégico de uso del recurso hídrico.

BIBLIOGRAFÍA

- Alarie, Y., Michat, M. C., Nilsson, A. N., Archangelsky, M. y Hendrich, L. (2009). Larval morphology of *Rhantus Dejean*, 1833 (Coleoptera: Dytiscidae: Colymbetinae): descriptions of 22 species and phylogenetic considerations. *Zootaxa*, 2317, 1-102.
- Almirón A, Azpelicueta M, Casciotta J, López Cazorla A (1997) Ichthyogeographic boundary between the Brazilian and Austral subregions in South America, Argentina. *Biogeographica* 73 (1): 23–30.
- Alvear PA, Rechencq M, Macchi PJ, Alonso MF, Lippolt GE, Denegri MA, Navone G, Zattara EE, García Asorey MI & Vigliano PH (2007) Composición, distribución y relaciones tróficas de la ictiofauna del río Negro, Patagonia Argentina. *Ecología Austral* 17(2): 231- 246.
- APHA-AWWA-WPCF, 2013. Standard Methods for the examination of Water and Wastewaters 22nd Edition. Ed. Rice Baird Eaton and Clesceri.
- Arias, A. H., A. Vazquez-Botello, N. Tombesi, G. Ponce-Velez, H. Freije, and J. Marcovecchio. (2010). Presence, distribution, and origins of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments from Bahía Blanca estuary, Argentina. *Environ. Monit. Assess* 160(1), 301.
- Arias, A. H., Pereyra, M. T., & Marcovecchio, J. E. (2011). Multi-year monitoring of estuarine sediments as ultimate sink for DDT, HCH, and other organochlorinated pesticides in Argentina. *Environmental monitoring and assessment*, 172(1-4), 17-32.
- Arias, A. H., Souissi, A., Roussin, M., Ouddane, B., & Souissi, S. (2016). Bioaccumulation of PAHs in marine zooplankton: an experimental study in the copepod *Pseudodiaptomus marinus*. *Environmental Earth Sciences*, 75(8), 691.
- Arias, A. H., Vazquez-Botello, A., Díaz, G., & Marcovecchio, J. E. (2013). Accumulation of polychlorinated biphenyls (PCBs) in navigation channels, harbors and industrial areas of the Bahía Blanca Estuary, Argentina.
- Arratia G, Peñafort MB, Menu-Marque S (1983) Peces de la región sureste de los Andes y sus probables relaciones biogeográficas actuales. *Deserta* 7: 48–107.
- Bachmann A.O. (1981). Insecta, Hemiptera, Corixidae. Fauna de agua dulce de la República Argentina 35: 1 –270. Baigún C & Ferriz R (2003) Distribution patterns of native freshwater fishes in Patagonia, Argentina. *Organ. Divers. Evol.* 3: 151–159.
- Baigún C & Ferriz R (2003) Distribution patterns of native freshwater fishes in Patagonia, Argentina. *Organ. Divers. Evol.* 3: 151–159.
- Balcombe, C. K., Anderson, J. T., Fortney, R. H. y Kordek, W. S. (2005). Aquatic macroinvertebrate assemblages in mitigated and natural wetlands. *Hydrobiologia*, 541(1), 175-188.
- Barbour, M.T., Stribling, J.B. y Karr K.R. (2006). Multimetric approach for establishing biocriteria and measuring biological condition. In *Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making*, W.S. Davis and T.P. Simon, eds. CRC Press, Boca Ratan, FL. 63-77.
- Baumard, P., Budzinski, H., Michon, Q., Garrigues, T., Burgeot, T. & Bellocq, J. 1998. Origin and Bioavailability of PAHs in the Mediterranean Sea from Mussel and Sediment Records. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 47: 77-90.
- Bolduc, F. y Afton, A. D. (2003). Effects of structural marsh management and salinity on invertebrate prey of waterbirds in marsh ponds during winter on the Gulf Coast Chenier Plain. *Wetlands*, 23(4), 897-910.

- Callahan, M.A., Slimak, M.W., Gabel, N.W., May, I.P., Fowler, C.F., Freed, J.R., Jennings, P., Durfee, R.L., Whitmore, F.C., Maestri, B., Mabey, W.R., Holt, B.R., Gould, C. Water-Related Environmental Fate Of 129 Priority Pollutants. Volume I: Introduction and Technical Background, Metals and Inorganics, Pesticides and PCBs. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, D.C., Usa.
- Cambruzzi, N. 2016. Tesis de grado. indicadores de contaminación microbiológica en el estuario del río negro UNRN.
- Carriquiriborde, P., Díaz, J., López, GC, Ronco, AE, y Somoza, GM (2009). Efectos de la exposición crónica a la cipermetrina y la temperatura del agua en la supervivencia, el crecimiento, la diferenciación sexual y las etapas de desarrollo gonadal de *Odontesthes bonariensis* (Teleostei). *Quemofera*, 76 (3), 374-380.
- Couillete A. D. & Noble, RT. 2008. Impacts of rainfall on the water quality of the Newport River Estuary (Eastern North Carolina, USA) *J Water Health*. 2008 Dec;6(4):473-82. doi: 10.2166/wh.2008.136.
- Cranston, P. S. (2000). Electronic guide to the Chironomidae of Australia. h <http://entomology.ucdavis.edu/chiropage/index.html>.
- CCME, 2019 <http://st-ts.ccme.ca/en/index.html>
- Daza, C.G., 2016. La agricultura pampeana, evolución de resultados económicos en el período 1990- 2016 Grupo Economía, INTA EEA Marcos Juárez.
- Domínguez, E. y Fernández, H. R. (2009). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología. Tucumán: Fundación Miguel Lillo.
- Dirección Provincial de Estadística y Censos de la Provincia. Ministerio de Economía e Infraestructura. Gobierno de la Provincia de Neuquén. 2018.
- Dirección de Estadística y Censos de la Provincia. Ministerio de Economía. Secretaria de Planificación. Gobierno de Río Negro. 2019.
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. InfoStat versión 2018. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>
- DPA, 2006. Calidad del agua del río Negro años 2001-2006
- DPA, 2016 Calidad del agua del río Negro años 2011-2016 <http://rionegro.gov.ar/download/archivos/00007640.pdf>
- Epler, J. H. (2001). Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina. A guide to the taxonomy of the midges of the southeastern United States, including Florida. Special Publication SJ2001-SP13. North Carolina Department of Environment and Natural Resources, Raleigh, NC, and St. Johns River Water Management District, Palatka, FL, 526.
- EPA, 2015. Recreational water Quality criteria, Marzo 2019 <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-10/documents/rwqc2012.pdf>
- FABREGAT, Enrique Hugo. 2010 "La construcción de las representaciones mentales en los alumnos de nivel medio que habitan el Valle Inferior del Río Negro". Universidad Nacional del Sur. Tesis doctoral. Repositorio Biblioteca Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca.
- FABREGAT, Enrique Hugo. 2006. Las etapas de construcción del Valle Inferior de Río Negro. *Revista Universitaria de Geografía UNSur*. EDUNS, Bahía Blanca.
- Fernández, H. y Domínguez, E. (2001). Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos Sudamericanos. *Entomotropica*, 16(3), 219.
- Gaiero, D., Probst, J.L., Depetris, P. y Kempe, S. 2002. Riverine transfer of heavy metals from Patagonia to the southwestern Atlantic Ocean. *Regional Environmental Change* 3(1):51-64. https://www.researchgate.net/publication/225411322_Riverine_transfer_of_heavy_metals_from_Patagonia_to_the_southwestern_Atlantic_Ocean

- Harris J.H. & Silveira R. 1999. Large-scale assessments of river health using an Index of Biotic Integrity with low-diversity fish communities. *Freshwater Biology* (41) 235,252.
- Heckman, C. W. (2006). *Encyclopedia of South American Aquatic Insects: Odonata-Anisoptera: Illustrated Keys to Known Families, Genera, and Species in South America*. Springer Science & Business Media.
- Heckman, C. W. (2008). *Encyclopedia of South American aquatic insects: Odonata-Zygoptera: Illustrated keys to known families, genera, and species in South America*. Springer Science & Business Media.
- Heinisch, E., Kettrup, A., Bergheim, W., Martens, D., Wenzel, S., 2005. Persistent chlorinated hydrocarbons (PCHC), source oriented monitoring in aquatic media. The isomers of hexachlorocyclohexane. *Fresenius environmental bulletin*, 14(6), 444–462.
- Hering, D., Feld, C. K., Moog, O. y Ofenböck, T. (2006). Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia*, 566(1), 311-324.
- Hornung, J. P. y Foote, A. L. (2006). Aquatic invertebrate responses to fish presence and vegetation complexity in western boreal wetlands, with implications for waterbird productivity. *Wetlands*, 26(1), 1-12.
- Hu, G., Dai, J., Mai, B., Luo, X., Cao, H., Wang, J., Li, F., Xu, M., 2009. Concentrations and Accumulation Features of Organochlorine Pesticides in the Baiyangdian Lake Freshwater Food Web of North China. *Arch Environ Contam Toxicol* 58, 700–710.
- Karr J.R. (1998) Rivers as sentinels: using the biology of rivers to guide landscape management. *River Ecology and Management: Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion* (Eds R.J. Naiman and R.E. Bilby), pp. 502±528. Springer-Verlag, New York.
- Ken Wilkinson, K., Ellis, R., Faint, S., Hetherington, J., Skull, A., 1999. *The Dictionary of Substances and their Effects*, Second Edition. The Royal Society of Chemistry.
- Koehn JD. 2004. Carp (*Cyprinus carpio*) as a powerful invader in Australian waterways. *Freshwater Biology* 49, 882–894.
- Koerber S, Litz TO, Mirande JM (2017) CLOFFAR—update 4—supplement to Checklist of the Freshwater Fishes of Argentina. *Ichthyological Contributions of Peces Criollos* 55: 1–11.
- Laws E. 2014 *Understanding the Connections Between Coastal Waters and Ocean Ecosystem Services and Human Health: Workshop Summary*. Washington (DC): National Academies Press (US); chap. 7, Ensuring Benefits of Recreational Waters Through Monitoring. Available from: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK209263/>
- Libonatti, M. L., Michat, M. C. y Torres, P. L. M. (2011). Key to the subfamilies, tribes and genera of adult Dytiscidae of Argentina (Coleoptera: Adephaga). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina* 70(3-4): 317-336
- Liu, w., Wang, Y., He, W., Qin, N., Kong, X., He, Q., Yang, B., Yang, C., Jiang, Y., Jorgensen, S.E., Xu, F., 2016. Aquatic biota as potential biological indicators of the contamination, bioaccumulation and health risks caused by organochlorine pesticides in a large, shallow Chinese lake (Lake Chaohu). *Ecological Indicator*, 60,335–345.
- Liu, Z., Zhang, H., Tao, M., Yang, S., Wang, L., Liu, Y., Ma, D., He, Z., 2010. Organochlorine Pesticides in Consumer Fish and Mollusks of Liaoning Province, China: Distribution and Human Exposure Implications. *Arch Environ Contam Toxicol* 59, 444–453.
- Lodge DM. & Shrader-Frechette K. 1993 Nonindigenous Species: Ecological Explanation, Environmental Ethics, and Public Policy. *Conservation Biology*, 31–37.

- Long, E. R., D. D. MacDonald, S. L. Smith, and F. D. Calder. 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management* 19(1): 81-97.
- López Cazorla, A. (2004). Peces. Ecosistema del estuario de Bahía Blanca. Instituto Argentino de Oceanografía, Bahía Blanca, 191-201.
- Magurran, A. 1988. *Ecological Diversity and Its Measurement*. Princeton University Press.
- Marcovecchio, J., Botte, S., Spetter, C., Arias, A.H., 2014. Programa de monitoreo de la calidad ambiental de la zona interior del estuario de Bahía Blanca. Informe final del periodo 2013 / 2014. CAPITULO V. Química marina de la zona interna del estuario. IADO, CONICET, UNS.
- Martín, P.R., 2002. Allometric growth and inter-population morphological variation of the freshwater snail *Chilina parchappi* (Gastropoda: Chiliniidae) in the Napostá Grande stream, Southern Pampas, Argentina *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 37.
- Michat, M. C. y Archangelsky, M. (2007). Descriptions of larvae of *Desmopachria* Babington (Coleoptera: Dytiscidae: Hydroporinae): the *D. vicina* Sharp species group. *The Coleopterists Bulletin*, 61(2), 264-276.
- Michat, M. C., Archangelsky, M. y Bachmann, A. O. (2008). Generic keys for the identification of larval Dytiscidae from Argentina (Coleoptera: Adephaga). *Rev. Soc. Entomol. Argent*, 67(3-4), 17-36.
- Mirande JM, Koerber S (2015) Checklist of the Freshwater Fishes of Argentina (CLOFFAR). *Ichthyological Contributions of Peces Criollos* 36: 1–68.
- Moluscos de agua dulce de Argentina. *Rev. Biol. Trop. (Int. J. Trop. Biol.)*. 56: 77-111.
- Montenegro Ayelén, Mañueco Lucía, 17 Febrero 2019 "Hacia una mejor gestión del recurso hídrico". INTA Alto Valle. *Diario Río Negro. Pulso Económico*.
- Monlhouse F. J. *Diccionario de términos geográficos*. 1978 Colección CIENCIAS GEOGRÁFICAS. Oikos Tau, S.A. Ediciones Barcelona.
- Muzón, J. y Von Ellenrieder, N. (1997). Description of the last larval instar of *Sympetrum villosum* Ris (Odonata Libellulidae). *Neotropica*, 43, 43-46.
- Muzon, J., Pessacq, P. y Lozano, F. (2014). The Odonata (Insecta) of Patagonia: A synopsis of their current status with illustrated keys for their identification. *Zootaxa*, 3784(4), 346-388.
- Nhan, D.D., Carvalho, F.P., Manh Am, N., Quoc Tuan, N., Hai Yen, N.T., Villeneuve, J.P., Cattini, C, 2001. Chlorinated pesticides and PCBs in sediments and molluscs from freshwater canals in the Hanoi region. *Environmental Pollution* 112, 311±320
- Nisbet I.C.T. & Lagoy, P., K. 1992. Toxic Equivalency Factors (TEFs) for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs). *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 16: 290-300.
- Pérez CHF (2008) Fish, southernmost record of *Astyanax pampa* (Ostariophysi, Characiformes, Characidae). *Check List* 4 (4): 424-426.
- Pérez, Germán Gabriel, La conurbación de la ciudad de Neuquén, *Perspectivas Regionales y Aportes al Ordenamiento Territorial*. 2018. Tesis Doctoral, Repositorio Universidad Nacional de La Plata.
- Phillips, D.J.H. 1977. The use of biological indicator organism to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environment, a review. *Environment Pollution* (13)
- Pulido-López, PC. y, Pinilla-Agudelo GA. 2017. Evaluación del estado trófico de El Salitre, último humedal urbano de referencia en Bogotá. *Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat.* 41(158):41-50.
- Organización de Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Aspectos Ambientales de la Provincia de Río Negro. 2015 Documento de Trabajo N° 12.

- Reis RE, Kullander SO, Ferraris CJ (2003) Check list of freshwater fishes of South and Central America (CLOFFSCA). Edipucrs, Porto Alegre, 729 pp.
- Ringuelet RA (1975) Zoogeografía y ecología de los peces de aguas continentales de la Argentina y consideraciones sobre las áreas ictiológicas de América del Sur. *Ecosur* 2(3): 1–122.
- Rodrigues-Capítulo, A., Muñoz, I. Bonada, N., Gaudes, A. y Tomanova, S. (2009). La biota de los ríos: los invertebrados. In: Elosegui, A. y Sabater, S. (Eds.). *Conceptos y técnicas en ecología*. Fundación BB VA. Bilbao.
- Rodríguez-Capítulo, A. (1992). Los Odonata de la República Argentina (Insecta). *Fauna de agua dulce de la República Argentina* 34(1): 1-91.
- Rumi, A., Gutiérrez Gregoric, D.E., Núñez, V., Darrigran, G.A., 2008. *Malacología Latinoamericana*.
- Sangster, J., 1989. Octanol-Water coefficients of simple organic compounds.
- Saha S, Kaviraj A. 2008. Acute toxicity of synthetic pyrethroid cypermethrin to some freshwater organisms. *Bull Environ Contam Toxicol.* 80:49–52.
- Sharbidre AA, Metkari V, Patode P. 2011. Effect of methyl parathion and chlorpyrifos on certain biomarkers in various tissues of guppy fish, *Poecilia reticulata*. *Pest Biochem Physiol.*
- Sokal RR; Rohlf FJ. 1995. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. 3rd edition. W.H. Freeman and Company, New York.
- Soricetti M, Guardiola Rivas F, Tombari A, Quezada F, Palavecino L, Solimano P. 2018. Nuevos aportes a la ictiofauna del curso inferior del río Negro, Patagonia Argentina. Congreso argentino de conservación de la Biodiversidad SAO 2018.
- Stadler, T., Buteler, M., Ferrero, A.A., 2006. Susceptibility to endosulfan and resistance monitoring in "green stinkbug" populations, *Piezodorus guildinii* (Insecta, Heteroptera: Pentatomidae), in soya crops in Argentina. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina* 65, 109–119.
- Synthesis of Research and Application of the CCME Water Quality Index https://www.ccme.ca/files/Resources/water/water_quality/SynthesisResearchApplicationCCMEWaterQualityIndex2017.pdf
- Swartjes, F.A. 1999. Risk-based Assessment of Soil and Groundwater Quality in the Netherlands: Standards and Remediation Urgency. *Risk Analysis* 19(6): 1235-1249
- Tombesi, N., Pozo, K., Arias, A., Alvarez, M., Pribylova, P., Audy, O., Klánová, J., 2018 Records of organochlorine pesticides in soils and sediments on the southwest of Buenos Aires Province, Argentina. *Environmental Earth Sciences* 77, 403
- Tombesi, N., Pozo, K., Harner, T., 2014. Persistent organic pollutants (POPs) in the atmosphere of agricultural and urban areas in the province of Buenos Aires in Argentina using PUF disk passive air samplers. *Atmos. Pollut. Res.* 5 (2), 170–178.
- Tombesi, N., Zotelo C., 2017. Evaluación de las trayectorias de masas de aire en el sudoeste bonaerense para el estudio de cops. PROIMCA – PRODECA.
- UNEP/IAEA, 1982. United Nations Environment Programme / International Agency of Energy Atomic. *Determination of DDT's, PCB's and other hydrocarbons in marine sediments by gas liquid chromatography*. Reference methods for marine pollution studies. No. 17.
- US EPA, 1995. Method No 508: Determination of chlorinated pesticides in water by gas chromatography with an electron capture detector. US EPA No 508, 30 pp.
- US EPA, 1996. Method No 8081-A: Organochlorine pesticides by gas chromatography. US EPA No8081-A, 44 pp.

- US EPA, 2000.a. Guidance for Assessing Chemical Contaminant Data for Use in Fish Advisories. United States Environmental Protection Agency. EPA 823-B-00-008. November 2000.
- US EPA, 2000.b. Method No8081-B: Organochlorine pesticides by gas chromatography. US EPA No8081-B, 57 pp.
- USEPA. Guidance for Assessing Chemical Contaminant Data for Use in Fish Advisories. United States Environmental Protection Agency. EPA 823-B-00-008. November 2000.
- Vargas-González, H., Arreola-Lizárraga, J. A., Mendoza-Salgado, R. A., Méndez-Rodríguez, L.C., Lechuga-Deveze, CH., Padilla-Arredondo, G., and Cordoba-Matson, M. 2014. Effects of Sewage Discharge on Trophic State and Water Quality in a Coastal Ecosystem of the Gulf of California. *The Scientific World Journal* • Volume 2014, Article ID 618054, 7 pages <http://dx.doi.org/10.1155/2014/618054>.
- Verhaert, V., Covaci, A., Bouillon, S., Abrantes, K., Musibono, D., Bervoets, L., Verheyen, E., Blust, R., 2013. Baseline levels and trophic transfer of persistent organic pollutants in sediments and biota from the Congo River Basin (DR Congo) *Environment International*, 59, 290–302
- Von Westernhagen 1988. Sublethal effects of pollutants on fish eggs and larvae fish. *Physiology*, vol. XIA (235-246)
- Wang, Y., Thanhwang, Anli, Jianjiefu, Puwang, Qinghuazhang, Guibinjiang, 2008. Selection of Bioindicators of Polybrominated Diphenyl Ethers, Polychlorinated Biphenyls, and Organochlorine Pesticides in Mollusks in the Chinese Bohai Sea. *Environ. Sci. Technol.*, 42, 7159–7165.
- Wang, Y., Yang, R., Jiang, G., 2007. Investigation of organochlorine pesticides (OCPs) in mollusks collected from coastal sites along the Chinese Bohai Sea from 2002 to 2004. *Environmental Pollution*, 146, 100-106.
- Wiederholm, T. (1989). Chironomidae of the Holarctic region. Keys and diagnoses. Part 3. Adult males. *Entomologica Scandinavica*, Supplement (34).
- Wilcove D.S., Rothstein D., Dubow J., Phillips A. & Losos E. (1998) Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience* 48, 60.
- World Health Organization (WHO), 2007. Use of DDT in the control of the malaria vector: Statement of position of the WHO, World Program against Malaria. http://www.who.int/ipcs/capacity_building/who_statement.pdf.
- Wygodzinsky, P. W. y Coscarón, S. (1989). Revision of the black fly genus *Gigantodax* (Diptera, Simuliidae). *Bulletin of the American Museum of Natural History (USA)*.
- Yalkowsky, S., Yan, H., Jain, P., 2010. *Handbook of Aqueous Solubility Data* second edition.
- Yatawara, M., Qi, S., Owago, O.J., Zhang, Y., Yang, D., Zhang, J., Burnet, J.E., 2010. Organochlorine pesticide and heavy metal residues in some edible biota collected from Quanzhou Bay and Xinghua Bay, Southeast China. *Journal of Environmental Sciences*, 22(2) 314–320
- Yunker M.B., Backus S.M., Graf Pannatier E., Jeffries D. S., Macdonald R. W. (2002) Sources and Significance of Alkane and PAH Hydrocarbons in Canadian Arctic Rivers. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 55, 1–31.
- Zhao, Z., Zhang, L., Wu, J., Fan, C., 2009. Distribution and bioaccumulation of organochlorine pesticides in surface sediments and benthic organisms from Taihu Lake, China. *Chemosphere*, 77, 1191–1198.
- Zhao, Z.; Zhang, L.; Cai, Z.; Chen, Y, 2014. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) residues in several tissues of edible fishes from the largest freshwater lake in China, Poyang Lake, and associated human health risk assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 104 (2014) 323-331.

U. **Río Negro**
Universidad Nacional



Río Negro

Universidad Nacional

