

EFFECTO DE LA CONTAMINACIÓN Y EL TIPO DE
CAUCE SOBRE LA ESTRUCTURA TRÓFICA DEL
RÍO MAIPO, USANDO COMO MODELO A LOS
MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS Y AL
PEJERREY *BASILICHTHYS MICROLEPIDOTUS*
(JENYNS, 1841)

Tesis

Entregada A La
Universidad De Chile
En Cumplimiento Parcial De Los Requisitos
Para Optar Al Grado De

Magíster en Ciencias Biológicas

Facultad De Ciencias

Por

Matias Felipe Briones Osorio

Septiembre, 2018

Director de Tesis Dra.:

Caren Vega Retter

Co-Director de Tesis Dr.:

David Veliz Baeza

RESUMEN

Los ecosistemas de agua dulce cercanos a ciudades están más expuestos a las perturbaciones antrópicas, en particular a la contaminación, afectando la estructura de las poblaciones naturales y disminuyendo la supervivencia de los organismos. En Chile, el río Maipo se encuentra altamente intervenido por el hombre, afectando a la fauna nativa que habita en él, como es el caso del pejerrey *Basilichthys microlepidotus*. Considerando que *B. microlepidotus* se encuentra tanto en zonas contaminadas y menos contaminadas del Maipo, y además habita en canales y en el cauce central del río, se evaluó el efecto de los factores contaminación y tipo de cauce, sobre aspectos tróficos del ecosistema del Maipo, utilizando a la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y al pejerrey *B. microlepidotus*. Para ello se determinó: i) la riqueza y diversidad de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos ii) el contenido calórico y lipídico de los macroinvertebrados como un indicador de su calidad como alimento, iii) el comportamiento alimenticio del pejerrey, iv) la razón RNA/DNA, como indicador de la condición fisiológica, y v) la posición trófica del pejerrey. Los resultados mostraron una riqueza y diversidad de macroinvertebrados mayor en los sitios menos contaminados y además un contenido calórico y lipídico de los macroinvertebrados mayor en comparación a los sitios contaminados, esto indica que los pejerreyes que

habitan en los sitios menos contaminados del Maipo tienen una oferta ambiental de alimento más diversa y de mayor calidad en comparación a los sitios contaminados. Por otra parte, hubo mayor contenido calórico y lipídico de los macroinvertebrados en los cauces de tipo central, pero con una comunidad menos diversa y equitativa en comparación a los sitios de cauce tipo canal. La posición trófica de los pejerreyes del sitio menos contaminado fue mayor en comparación a los sitios más contaminados, indicando posibles cambios en la dieta de los pejerreyes entre los sitios con distinto grado de contaminación. Finalmente, en cuanto a la razón RNA/DNA no hubo diferencias significativas entre los sitios de estudio del Maipo, por lo cual los pejerreyes presentan condiciones fisiológicas similares.

INTRODUCCION

A lo largo de la historia las actividades del hombre han causado diversas alteraciones en la estructura y función del medio ambiente (Smith y col., 1999), el crecimiento de la población humana ha provocado una mayor demanda de espacios y recursos naturales tanto acuáticos como terrestres, transformándolos y destruyéndolos a causa de la agricultura, la industria, la ganadería y la urbanización (Vitousek y col., 1997; Smith y col., 1999). Las alteraciones del espacio natural pueden provocar cambios en la composición de las comunidades biológicas, disminuyendo los tamaños poblacionales y causando extinciones locales de especies de flora y fauna (Dobson y col., 1997; Matson y col., 1997). Uno de los ecosistemas mayormente impactados debido a la actividad humana, son los ecosistemas de agua dulce, siendo la contaminación una de las principales causantes de la degradación de la calidad del agua (World Water Assessment Programme, 2017). La contaminación por materia orgánica proveniente de aguas servidas y desechos domésticos, junto con los compuestos nitrogenados y fosforados provenientes de fertilizantes y pesticidas agrícolas, provocan eutroficación del ecosistema acuático, lo que promueve el crecimiento de microalgas que agotan el oxígeno del agua, aumentando la mortalidad de los organismos (Carpenter y col., 1998; Camargo y Alonso, 2006). En general, el efecto de estos contaminantes sobre la

biota de los ecosistemas acuáticos es negativo, aumentando la mortalidad y disminuyendo la fertilidad de los organismos, y como consecuencia transforman la estructura y función de la comunidad natural del ecosistema (Cooper, 1992; Moyle y Leidy, 1992; Smith y col., 1999).

En los ecosistemas acuáticos los macroinvertebrados bentónicos desarrollan un papel fundamental en la estructura trófica (Wallace y Webster, 1996; Covich y col., 1999; Fu y col., 2015). La diversidad de taxa de este grupo: artrópodos, moluscos, nemátodos, anélidos y platelmintos (Hanson y col., 2010), sumado a las distintas funciones alimenticias que desempeñan: raspadores, filtradores, trituradores, colectores-recolectores, depredadores y generalistas (Cummins y Klug, 1979; Merritt y Cummins, 2006; Príncipe y col., 2010), los convierten en un grupo clave para el reciclamiento de materia orgánica (por ejemplo hojarasca, algas y detritus) y como intermediarios para el traspaso de energía desde la materia orgánica y los productores primarios hacia los organismos de niveles tróficos más altos, como por ejemplo, los peces (Philips, 2004; Fu y col., 2015). La diversidad y abundancia de macroinvertebrados bentónicos de un ecosistema, puede ser afectada por una variedad de factores ambientales tales como las características del hábitat (Fierro y col., 2015), la calidad del agua (Figueroa y col., 2003), la estacionalidad (Tupinambás y col., 2007) y además de factores biológicos como la competencia y depredación (Kohler 1992). En general, en ríos prístinos abundan taxa sensibles a las perturbaciones, por ejemplo, los órdenes Efemeróptera, Megalópetera, Plecóptera, Odonata y Trichóptera los cuales prefieren hábitats con agua corriente y alta oxigenación (Lenat y Penrose 1996; Menetrey y col. 2008; Simaika y Samways 2011). Por otra parte, en caudales más contaminados y con entornos intervenidos, por

ejemplo cercano a ciudades, industrias o plantaciones agrícolas, la estructura comunitaria de macroinvertebrados bentónicos cambia, los organismos más sensibles tienden a desaparecer, mientras que la abundancia de otros taxa más resistentes aumenta, por ejemplo nemátodos, anélidos, y gastrópodos y ciertas larvas de dípteros, por ejemplo, las pertenecientes a la familia Chironomidae (Azrina y col., 2006; Theodoropoulos y col., 2015; Fierro y col., 2017a), estos taxa toleran baja cantidad de oxígeno disuelto en el agua y altas cantidades de sedimentos suspendidos (Theodoropoulos y col., 2015). La presencia, ausencia y abundancia de ciertos taxa de macroinvertebrados en los ambientes acuáticos ha sido utilizada ampliamente como un indicador biológico de la calidad del agua (Patang y col., 2018). La literatura muestra diversos casos que muestran el efecto de la contaminación sobre la comunidad de macroinvertebrados, por ejemplo, el estudio realizado por Iwasaki y col. (2009) quienes evaluaron el efecto de la contaminación por metales pesados sobre los macroinvertebrados bentónicos en el río Namari en Japón. Los resultados mostraron que, excepto por la abundancia de quironómidos, la riqueza y abundancia de macroinvertebrados fueron significativamente menores en los sitios contaminados en comparación con los sitios de referencia. Esto autores discuten además que en los sitios contaminados habría menor disponibilidad potencial de alimento para las truchas *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792) y *Salmo trutta* (Linnaeus, 1758), cuya dieta se basa principalmente en macroinvertebrados. En Chile, cambios similares en la comunidad de macroinvertebrados fueron observados en el río Damas al sur del país, eutrofizado por nutrientes provenientes de la agricultura (Figueroa y col., 2003), o en el río Elqui al norte del país, el cual recibe descargas de metales pesados producto de la minería (Alvial y col., 2012). Por otra parte, un aspecto escasamente abordado en la literatura es el efecto de las perturbaciones antrópicas, en particular de la

contaminación, sobre la calidad de los macroinvertebrados bentónicos como alimento para los organismos bentófagos superiores (Malzahn y col., 2007). Algunos estudios muestran que algunos contaminantes pueden causar un aumento de la peroxidación lipídica (degradación oxidativa de los lípidos) en los organismos expuestos, por ejemplo, en moluscos expuestos a metales pesados (Belcheva y col., 2015), y en crustáceos expuestos a materia orgánica disuelta (Timofeyev y col., 2007), lo cual indicaría que la contaminación podría disminuir la calidad de los macroinvertebrados como alimento, a través del daño oxidativo de sus lípidos.

La importancia de los macroinvertebrados bentónicos como recurso alimenticio para los peces que habitan ríos y arroyos está bien documentado en la literatura (Williams y col., 2003), incluso algunos investigadores utilizan la diversidad de macroinvertebrados encontrada en el estómago de los peces como un reflejo de la comunidad existente en el ambiente (Williams y col., 2003). Un ejemplo de esto lo muestra Fierro y col. (2016) quienes compararon, la abundancia y diversidad de macroinvertebrados bentónicos en ríos de la zona centro-sur de Chile, los cuales están rodeados por vegetación nativa y exótica. Además, compararon el contenido estomacal de la trucha arcoíris *Oncorhynchus mykiss* la cual habita estos ríos, los resultados de este estudio mostró diferencias significativas en la composición de macroinvertebrados entre los ríos con distinta vegetación y diferencias significativas en el contenido estomacal de las truchas, además la abundancia de los taxa encontrados en el contenido estomacal estuvo relacionada directamente con la abundancia de los taxa presentes en cada caso, indicando un comportamiento alimenticio generalista por parte de la trucha, consumiendo los macroinvertebrados de mayor abundancia en el ambiente.

En Chile, los ríos y lagos de la zona central del país están expuestos a una intensa presión antrópica (Orrego, 2002), siendo el río Maipo uno de los cauces mayormente impactados por la actividad del hombre, sus recursos hídricos son utilizados para el consumo humano, para el regadío en agricultura, y además se vierten contaminantes domésticos e industriales, se realizan deportes acuáticos y pesca recreativa (DGA, 2004). Geográficamente, esta cuenca cubre tres regiones político administrativas: La Región de Valparaíso, la Región Metropolitana y la Región del Libertador Bernardo O'Higgins. El régimen hidrológico del cauce es de alimentación mixta, o nivo-pluvial. En sus zonas alta y media el río Maipo es de régimen marcadamente nival, presentando un gran aumento de caudal en los meses de primavera producto de los deshielos cordilleranos. En la zona baja, el río Maipo posee un régimen pluvial, por lo cual presenta crecidas asociadas directamente con las precipitaciones (DGA, 2003). En cuanto a la diversidad de peces presentes en el Maipo, se ha reportado la presencia de 16 especies de las cuales 10 son autóctonas y 6 son introducidas (Duarte y col., 1971; DGA, 2004). La abundancia y riqueza de especies nativas en esta cuenca se ha visto fuertemente mermada, llegándose a considerar a todas ellas en algún estado de conservación (Campos y col., 1998), y se señala como principales causantes a la degradación del hábitat y la contaminación (Muñoz, 2007). La actividad agrícola en la zona central del país exige una alta demanda de agua, por lo cual, la desviación y canalización del agua con fines de riego es una práctica común (Habit y col. 2005). La alteración de los regímenes de caudal de los ríos supone cambios importantes en la estructura de los ensambles de peces (Travnichek y Maceina, 1994) y además genera un ambiente con fuertes perturbaciones para la mayor parte de la ictiofauna fluvial (Redding y Midlen, 1992), sin embargo, Habit y col. (2005) indican que los canales artificiales de regadío son

utilizados como hábitats temporales por la mayoría de la fauna nativa del río Itata en la provincia del Ñuble, incluso una de las especies nativas *Trichomycterus areolatus* (Valenciennes, 1846) ha logrado colonizar completamente estos canales artificiales, donde ha logrado completar todo su ciclo de vida, pudiéndose encontrar en este tipo de ambiente durante todo el año. Los autores proponen que la principal causa de este fenómeno es la similitud entre las ofertas alimenticias entre los canales de regadío y el cauce central, referido principalmente a la comunidad de macroinvertebrados bentónicos.

En el Maipo una especie que ha mostrado una importante disminución de su abundancia es el pejerrey perteneciente a la familia Atherinopsidae *Basilichthys microlepidotus* (Muñoz, 2007). Esta especie habita en lagos y ríos de 28° y 39°S, su dieta se basa de larvas de insectos y pequeños invertebrados (Duarte y col., 1971; Bahamondes y col., 1979; Véliz y col., 2012), y se reproduce entre los meses de agosto a enero (Comte y Vila, 1992). Un estudio genético realizado con *B. microlepidotus* utilizando loci microsatélites, mostró la presencia de 5 poblaciones independientes habitando en el Maipo, 2 en zonas contaminadas y 3 poblaciones en zonas menos contaminadas, además estas poblaciones habitan tanto en el cauce central como en cauces artificiales y/o cauces alternativos al cauce central, como lo son los canales de regadío (Vega-Retter y col., 2014). Posteriormente, en otro estudio genético, se encontró un patrón de expresión de genes diferencial, entre individuos de pejerreyes de las zonas contaminadas comparado con las zonas menos contaminadas del Maipo, en genes relacionados con relacionados con la gluconeogénesis y la proteólisis, planteando la posibilidad de que los individuos de *B. microlepidotus* que habitan en zonas contaminadas podrían estar expuestos a periodos de inanición,

debido posiblemente a una menor disponibilidad de alimento, o a un alimento de menor calidad (Vega-Retter y col., 2018), lo cual podría generar un deterioro en la condición fisiológica de los peces habitando en las zonas contaminadas de la cuenca del Maipo.

En los ecosistemas acuáticos la contaminación puede afectar en múltiples aspectos biológicos de los organismos expuestos, por ejemplo, en su comportamiento, afectando patrones de migraciones y alimentación, en el desarrollo de enfermedades y en procesos fisiológicos, por ejemplo, las sustancias tóxicas y los sedimentos suspendidos pueden dañar la membrana mucosa de las branquias en los peces afectando su respiración (Lawrence y Hemingway 2003), todos estos efectos en conjunto disminuyen la condición fisiológica de los organismos. Un indicador de la condición fisiológica es la razón ARN/DNA (Foley y col., 2016), la utilización de esta razón como un indicador de la condición fisiológica es debido a que, en organismos con buena alimentación y en un ambiente de poco estrés, el metabolismo de proteínas en las células es más alto, lo que aumenta el nivel de transcripción de ADN a ARNm, lo que se traduce en una mayor concentración de ARN en los tejidos, haciendo que el valor de la razón ARN/DNA aumente (Richard y col., 1991; Suthers y col., 1996). Por otra parte, en individuos expuestos a estrés ambiental o nutricional, la razón RNA/DNA disminuye, por ejemplo, Adham (2002) observó una disminución en la razón ARN/ADN en el corazón, riñón e hígado del pez *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) habitando sitios contaminados con metales en el Lago Maryût en Egipto, el autor propone que esta disminución en la razón RNA/DNA se relaciona con una disminución en la síntesis de proteínas en los tejidos y con alteraciones en el crecimiento de los peces que habitaron estas zonas contaminadas. Resultados análogos obtuvieron Kearns y Atchison (1979) quienes encontraron un valor significativamente menor en la razón

RNA/DNA en tejido de todo el cuerpo de individuos de la perca amarilla *Perca flavescens* (Mitchill, 1814) provenientes del Lago Palestino en USA, altamente contaminado con cadmio y zinc, en comparación con percas amarillas provenientes de lagos prístinos. En condiciones de laboratorio, Raksheskar (2012) obtuvo disminuciones significativas de la razón RNA/DNA en las branquias del pez *Channa striata* (Bloch, 1793) expuesto a distintas concentraciones subletales de Cipermetrina, un insecticida utilizado en la agricultura, al comparar con peces de referencia. Otro ejemplo en condiciones de laboratorio fue reportado por Chung y col. (1998) quienes compararon la razón RNA/DNA de truchas arcoíris juveniles sometidas a distintas cantidades de alimento. Como resultado obtuvieron una disminución en los tamaños corporales y disminución significativa en la razón RNA/DNA de los peces sometidos a menores cantidades de alimento, indicando entonces el efecto del estrés nutricional sobre la razón RNA/DNA.

Las presiones antrópicas además de afectar la diversidad de organismos y la condición fisiológica de los mismos, puede modificar la estructura trófica del ecosistema acuático (Fry, 2008). La incorporación de nutrientes provenientes de la contaminación, tiene un efecto importante en el flujo de energía e isótopos estables a través de la cadena trófica (Anderson y Cabana, 2007). Usualmente en ecología, el isótopo estable carbono (^{13}C) es utilizado para estudiar redes tróficas, mientras que el isótopo estable de nitrógeno (^{15}N) es utilizado para estimar la posición y nivel trófico de los organismos (Fry, 2008), por ejemplo, Anderson y Cabana (2007) describieron la posición trófica de invertebrados y peces de la cuenca del St. Lawrence River (Canada). Los resultados mostraron que los invertebrados consumidores primarios, los invertebrados depredadores y los peces tenían posiciones tróficas medias de 2.3, 2.9 y

3.5 respectivamente, utilizando como referencia la posición trófica de la línea base, la cual en este estudio corresponde a coleópteros de la familia Psephenidae, organismos raspadores que se alimentan directamente de microalgas adheridas al sustrato. Anderson y Cabana (2007) demostraron que los depredadores presentan mayor posición trófica, siendo los peces los depredadores más altos. La señal isotópica presente en los depredadores está directamente condicionada por la carga isotópica de los organismos productores, quienes adquieren los nutrientes desde el ambiente, por lo que la carga isotópica basal del ambiente determina la carga isotópica de toda la red trófica (Vander-Zanden y col., 2005). La mayor posición trófica de los depredadores se debe a un enriquecimiento del isótopo ^{15}N de 2.5 ppm a 3.4 ppm en los tejidos del consumidor respecto de su dieta directa (Vander-Zanden y col., 1997; Post, 2002; Caut y col., 2009). El enriquecimiento del isótopo ^{15}N se produce gracias al fenómeno de fraccionamiento isotópico, en las reacciones bioquímicas el isótopo estable con mayor masa atómica o isótopo “más pesado”, reacciona más lento que el isótopo más común de menor masa atómica o isótopo “más liviano” (Fry, 2008), por lo tanto, el isótopo más liviano es siempre utilizado y excretado a través de las reacciones bioquímicas, mientras que el isótopo más pesado se deposita en los tejidos de los organismos enriqueciéndolos (Doucett y col., 1999; Fry, 2008). El uso de la tierra alrededor de los ríos es un factor determinante en la carga isotópica del ambiente y de la red trófica de un ecosistema. Diebel y Vander-Zanden (2009) encontraron un enriquecimiento de ^{15}N en los invertebrados consumidores primarios, mientras que Lee y col. (2018) determinó un enriquecimiento de ^{15}N en moluscos (“chorito” o “mejillón”) y peces, en ríos con un gradiente de uso de tierra agrícola, en comparación con los sitios con bosque natural. El resultado de ambos estudios mostró el enriquecimiento en la señal isotópica de ^{15}N producto de la incorporación al ecosistema de compuestos nitrogenados provenientes

de la agricultura enriquecidos en ^{15}N , como lo son los pesticidas y fertilizantes. La contaminación por aguas servidas tiene un efecto análogo de incorporar al ambiente isotopos estables enriquecidos en ^{15}N , lo cual se traduce en un enriquecimiento en el tejido de invertebrados y peces (Rau y col. 1981). Además de la carga ambiental y la dieta, el estrés nutricional puede enriquecer los tejidos de los organismos (Cherel y col., 2005; Hertz y col., 2015), por ejemplo, Doucett y col. (1999) mostraron un enriquecimiento progresivo de los isotopos ^{13}C y ^{15}N en el hígado y músculo de individuos del salmón atlántico anádromo *Salmo salar* (Linnaeus, 1758) durante el período de migración del salmón, los investigadores argumentan que durante la migración los salmones dejan de alimentarse (Kadri y col., 1995), lo cual implica que deben consumir las reservas energéticas endógenas ricas en isotopos pesados, lo cual genera el enriquecimiento en los tejidos. Este enriquecimiento de ^{15}N en los tejidos se ha observado en diferentes animales expuestos a estrés nutricional, por ejemplo, en mamíferos por efecto del ayuno (Ben-David y col., 1999) e hibernación (Lohius y col., 2007), en aves expuestos a diferentes regímenes de alimentación (Hobson y col., 1993), e incluso humanos que sufren de anorexia nerviosa (Mekota y col., 2006).

Por lo tanto, dados estos antecedentes, en esta tesis se estudiara: i) los posibles cambios en la riqueza y abundancia de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos por efecto de las perturbaciones antrópicas contaminación y tipo cauce, ii) la calidad como alimento de los mismos macroinvertebrados con respecto a su contenido energético y lipídico, iii) el contenido estomacal del pejerrey para observar posibles cambios en la conducta alimenticia por efecto de las presiones antrópicas, iv) se evaluará la condición fisiológica del pejerrey utilizando como indicador a la razón RNA/DNA, y v) se evaluará el contenido del isótopo estable de nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$) para

determinar la posición trófica del pejerrey en los distintos sitios de estudio del Maipo.

HIPOTESIS

Diversos factores afectan la comunidad de invertebrados bentónicos de los sistemas dulceacuícolas. Entre ellos se puede nombrar el tipo de cauce del río (cauce principal o canales secundarios) y la contaminación producto de la actividad humana. Por lo tanto, la hipótesis de este estudio es la siguiente: El tipo de cauce y la contaminación afectan la comunidad de macroinvertebrados, disminuyendo la disponibilidad de estos en el ambiente y alterando su calidad como alimento para los organismos que los consumen.

Se espera un efecto negativo en el estado nutricional de los predadores superiores, como es el caso del pejerrey *Basilichthys microlepidotus*, afectando su posición trófica en sitios de mayor impacto antrópico de la cuenca del Maipo.

OBJETIVOS

Objetivo general.

Comparar el efecto de la contaminación y el tipo de cauce sobre la comunidad de macroinvertebrados, el estado nutricional y la posición trófica del pejerrey *Basilichthys microlepidotus* en la cuenca del río Maipo.

Objetivos específicos.

1. Comparar la abundancia y riqueza de invertebrados bentónicos de sitios con distintos tipos de cauce y contaminación en la cuenca del río Maipo.
2. Comparar el valor energético y el contenido lipídico de los macroinvertebrados bentónicos en los sitios con distintos tipos de cauce y contaminación del río Maipo.
3. Comparar la riqueza y abundancia de macroinvertebrados en el contenido estomacal de *Basilichthys microlepidotus* habitando sitios con distintos tipos de cauce y contaminación del río Maipo.
4. Comparar la razón ARN/ADN en branquias de *Basilichthys microlepidotus* provenientes de sitios con distintos tipos de cauce y contaminación del río Maipo.
5. Comparar el contenido de $\delta^{15}\text{N}$ en músculo de *Basilichthys microlepidotus* provenientes de sitios con distintos tipos de cauce y contaminación del río Maipo.

MATERIALES Y METODOS

Sitios de muestreo y su caracterización.

Se analizaron cuatro sitios de la cuenca del río Maipo donde habitan poblaciones independientes del pejerrey *Basilichthys microlepidotus*, estos sitios han sido previamente caracterizados fisicoquímicamente mediante un Análisis de Componentes Principales y a través del índice “British Columbia Water Quality” por Vega-Retter y col. (2014), siendo los sitios San Francisco de Mostazal (SFM) e Isla de Maipo clasificados como sitios no contaminados, mientras que los sitios Melipilla (MEL) y Pelvin (PEL) son clasificados como contaminados. Sin embargo, datos fisicoquímicos actuales, analizados en una investigación paralela a esta tesis, identifican que el sitio Isla de Maipo (IM) es ahora clasificado como un sitio contaminado junto a los sitios MEL y PEL, lo cual indica un degradamiento progresivo de la calidad del agua del sitio IM. Por otra parte, estos cuatro sitios pueden ser además agrupados dependiendo del tipo de cauce que poseen, los sitios SFM y MEL se presentan en el cauce principal del río Maipo, por lo tanto, en este estudio se denominaron “cauce central”; mientras que, los sitios IM y PEL se encuentran en cauces secundarios, de pequeño caudal e intervenidos en tramos por el hombre, su origen está en parte en napas subterráneas y desde el cauce central, las aguas de estos cauces son utilizadas para regadío de plantaciones agrícolas (Fig. 1). Estos últimos cauces se les denominó “canales”. En

estos cuatro sitios se obtuvo muestras de macroinvertebrados bentónicos (zoobentos) y de pejerreyes.

Obtención de las muestras de zoobentos y peces.

Durante la primavera del año 2016, entre los meses de octubre y diciembre, se visitó los cuatro sitios de estudio y se realizó la recolección de muestras de zoobentos y de pejerreyes. Se recolectó 15 muestras de zoobentos por sitio, utilizando una red Surber de 30x30 cm y de 250 micrones de malla para filtrar, tomando especial cuidado de remover todo el zoobentos adherido a las rocas. De estas 15 muestras, 5 fueron almacenadas en etanol al 95% para determinar Índices comunitarios y las 10 muestras restantes fueron almacenadas en agua, de las cuales, 5 fueron utilizadas para determinar el porcentaje de lípidos y el contenido calórico de los macroinvertebrados, y de las otras 5 muestras se extrajo únicamente los gastrópodos, a los cuales se les midió el contenido del isótopo estable ^{15}N , con el fin de utilizarlos como línea base en el cálculo de las posiciones tróficas. Los peces fueron capturados mediante un equipo de pesca eléctrica portátil marca Samus de 15 Volt. Se consideraron solo los peces adultos, que midiesen aproximadamente 10 cm de longitud estándar. En terreno se extrajo el hígado y las branquias de los peces, los cuales fueron trasladados al laboratorio en nitrógeno líquido, mientras que el resto del pez fue almacenado en frío. Se capturaron 6 peces por sitio, obteniendo un total de 24 peces.

En el laboratorio los peces fueron eviscerados, los intestinos fueron almacenados en etanol para el posterior análisis de contenido estomacal. Una vez eviscerados, se diseccionó un trozo pequeño de músculo (entre 0,07 y 0,3 gr en peso

húmedo) del dorso de cada pez, estos trozos fueron destinados para medir el contenido del isótopo estable ^{15}N .



Figura 1. Sitios de muestreo en la cuenca del río Maipo. Las formas geométricas hacen referencia al factor tipo de cauce: círculo corresponden a los sitios con cauce tipo canal; cuadrado corresponde a los sitios con cauce tipo central. Los colores hacen referencia al factor condición: color rojo: sitios no contaminados; color negro: sitios contaminados.

Índices comunitarios del zoobentos.

Para determinar la abundancia y riqueza de zoobentos, se realizó un reconocimiento de especies y un conteo de los individuos de cada especie de forma manual a través

de una lupa estereoscópica (NIKON modelo SMZ-645). La identificación de los individuos se realizó utilizando las claves dicotómicas para la identificación de macroinvertebrados bentónicos de Palma (2013). En esta tesis la mayor parte del zoobentos se logró identificar hasta el nivel de familia. Con los datos de riqueza y abundancia de zoobentos por sitio, se calcularon los siguientes estimadores comunitarios: i) riqueza de taxa, el cual toma en cuenta el número de grupos taxonómicos detectados, ii) abundancia total, que considera el número de individuos en el grupo taxonómico detectado, iii) índice de diversidad de Shannon-Weaver, el cual toma en cuenta la abundancia por grupo taxonómico, cuya formula se muestra en la ecuación 1, iv) índice de equidad, el cual mide la uniformidad con que los individuos se dividen entre los taxa presentes, su fórmula se muestra en la ecuación 2, v) índice de dominancia, el cual toma en cuenta el grado de representatividad de los taxa dentro de la comunidad, cuya formula se muestra en la ecuación 3. Estos índices fueron calculados utilizando el Software Past V. 3.13 (Hammer y col., 2001).

$$H = - \sum_i \frac{n_i}{n} \ln \frac{n_i}{n} \quad (1)$$

H = Índice de Shannon-Weaver

n = Número total de individuos

n_i = Número de individuos del taxón i

$$E = \frac{H}{\log S} \quad (2)$$

E = Índice de equidad

H = Índice de Shannon-Weaver

S = Número de taxa

$$D = \sum_i \frac{n_i(n_i-1)}{n(n-1)} \quad (3)$$

D = Índice de dominancia

n = Número total de individuos

n_i = Número de individuos del taxón i

Se identificó además el grupo alimentario funcional o gremio de cada taxa, para ello se utilizó la clasificación propuesta por Cummins y Klug (1979), Merrit y Cummins (1996, 2006) y Príncipe y col. (2010). En particular la identificación del grupo alimentario de los taxa de la clase Insecta se realizó utilizando la clasificación de Sabando (2010), quien realizó una clasificación del grupo alimentario para las larvas de insectos en el río Maipo. Es importante destacar que a pesar de que en esta tesis el zoobentos se logró identificar sólo hasta el nivel de familia, se utilizó la literatura anteriormente citada y en particular el trabajo de Sabando (2010) para determinar el grupo alimentario al cual pertenecía los posibles géneros detectados de una misma familia, asegurando que estos perteneciesen a un mismo grupo alimentario.

Los gremios reflejan los cuatro recursos alimentarios más importantes que se encuentran en las corrientes: perifiton, materia orgánica particulada gruesa (MOPG), materia orgánica particulada fina (MOPF) y presa animal. Según el tipo de alimento que utilicen los macroinvertebrados pueden ser clasificados como: trituradores los cuales se alimentan de MOPG, recolectores se alimentan de MOPF ya sea de la

columna de agua (filtradores) o del lecho del río (recolectores), raspadores los cuales ingieren perifiton, depredadores que consumen presas y los organismos generalistas los cuales consumen presas y materia orgánica vegetal (Cummins y Klug, 1979; Merritt y Cummins, 1996 y 2006; Príncipe y col., (2010) y Sabando (2010).

Análisis del contenido estomacal y preferencia alimentaria (Índice de Chesson).

El contenido estomacal se analizó de forma manual utilizando una lupa estereoscópica (NIKON modelo SMZ-645), los individuos fueron identificados hasta el nivel de familia utilizando la guía de Palma (2013), y cuantificados. Con estos datos se calculó el índice de selectividad alimenticia alfa de Manly (Krebs, 2014) el cual permite determinar si existe preferencia por algún ítem alimenticio en particular, relacionando la proporción de cada ítem en el estómago y en el ambiente, la fórmula del índice alfa de Manly se muestra en la ecuación 4.

$$\alpha_i = \frac{r_i}{n_i} \frac{1}{\sum_{j=1}^m \left(\frac{r_j}{n_j} \right)} \quad (4)$$

α_i = Índice alfa de Manly para el ítem alimenticio i

r_i, r_j = Proporción del ítem alimenticio i o j en la dieta

n_i, n_j = Proporción del ítem alimenticio i o j en el ambiente

m = Número total de ítems alimenticios

Cuando el valor del índice alfa de Manly es mayor a $1/m$, indica selectividad

sobre el ítem alimenticio, valores menores a $1/m$ indican rechazo sobre el ítem alimenticio mientras que valores iguales a $1/m$ indican consumo del ítem alimenticio en proporción a la cantidad existente en el ambiente (Krebs, 2014). Luego de calcular el índice alfa de Manly este fue estandarizado utilizando la ecuación de Chesson (Krebs 2014), cuya fórmula se muestra en la ecuación 5.

$$\varepsilon_i = \frac{m\alpha_i - 1}{(m-2)\alpha_i + 1} \quad (5)$$

ε_i = Índice de selectividad de Chesson para el ítem alimenticio i.

α_i = Índice alfa de Manly para el ítem alimenticio i.

m = Número total de ítems alimenticios.

El Índice de Chesson entrega valores entre -1 y 1, siendo los valores positivos cercanos a 1 los que indican preferencia por un ítem alimentario y valores negativos cercanos a -1 indican rechazo por un ítem alimentario, mientras que valores positivos o negativos cercanos a 0 indican que el ítem es consumido en función de la disponibilidad del ambiente (Krebs, 2014)

Se identificó además el grupo alimenticio funcional de los macroinvertebrados contenidos dentro del estómago de los pejerreyes, para identificar si existe preferencia alimentaria por algún gremio en particular en alguno de los sitios de estudio.

Determinación del Valor Energético y del Porcentaje de Lípidos (zoobentos)

A partir de las muestras recolectadas en terreno, se obtuvo la mayor cantidad de zoobentos posible separándolo manualmente de los restos de algas, tierra y piedras de cada muestra, utilizando una lupa estereoscópica (NIKON modelo SMZ-645). Posteriormente, el zoobentos obtenido fue secado en una estufa a 60°C por 24 horas aproximadamente, cada muestra de zoobentos fue pesada antes y después del secado. El valor energético fue determinando a través una bomba calorimétrica modelo Parr 1261, y utilizando entre 0,04 y 0,3 gramos de muestra de zoobentos seco. Para la determinación del porcentaje de lípidos se utilizó la técnica de extracción de lípidos por Soxhlet, utilizando como solvente methyl-tert-butyl ether durante aproximadamente 2 horas. Una vez “desgrasadas” las muestras fueron nuevamente pesadas. Finalmente, el porcentaje de lípidos se obtuvo gravimétricamente.

Nivel trófico, determinación del contenido del isótopo estable $\delta^{15}\text{N}$

Para determinar el nivel trófico que ocupa el pejerrey en cada uno de los sitios de estudio, se determinó el contenido del isótopo estable $\delta^{15}\text{N}$ en el músculo de pejerrey, y en los gastrópodos (géneros *Physa* y *Littoridina*) de cada sitio, estos últimos fueron utilizados como línea base. El trozo de músculo de cada pejerrey y los gastrópodos fueron secados en estufa a 60°C por aproximadamente 24 horas y posteriormente masados. Una vez secos, el músculo de pejerrey y los gastrópodos fueron desgrasados a través del método de Soxhlet, con el propósito de eliminar la señal isotópica de ^{13}C contenida en las cadenas de carbonos de los lípidos. Finalmente, todas las muestras fueron enviadas al Laboratorio de Biogeoquímica e Isótopos Estables Aplicados (LABASI), de la Pontificia Universidad Católica de Chile, donde se

realizaron los análisis de determinación de contenido isotópico los cuales fueron desarrollados en un “Isotope Ratio Mass Spectrometer, IRMS, Thermo Delta Advantage” acoplado a un Analizador Elemental Flash EA2000.

Una vez obtenido el contenido isotópico tanto del músculo como de los gastrópodos, se calculó la posición trófica del pejerrey utilizando la fórmula propuesta por Anderson y Cabana (2007), la cual se muestra en la ecuación 6.

$$Posición\ trófica_{consumidor} = \left(\frac{[\delta^{15}N_{consumidor} - \delta^{15}N_{línea\ base}]}{f} \right) + PT_{línea\ base} \quad (6)$$

$\delta^{15}N_{consumidor}$ = contenido del isótopo ^{15}N del consumidor para el cual se estima la posición trófica.

$\delta^{15}N_{líneabase}$ = contenido del isótopo ^{15}N del organismo de línea base.

f = factor de fraccionamiento isotópico entre niveles tróficos.

$PT_{líneabase}$ = Posición trófica de la línea base.

En esta tesis se utilizó como línea base a los gastrópodos de los géneros *Littoridina* y *Physa*, los cuales son organismos raspadores, alimentándose de microalgas adheridas a sustratos, estas microalgas son organismos productores, por lo tanto, se considerará el valor de la posición trófica de la línea base igual a 2 (Minagawa y Wada, 1984). Además, se utilizó el valor de fraccionamiento isotópico de 3.4 ‰, valor propuesto por Minagawa y Wada (1984) y Post (2002).

Determinación de la razón RNA/DNA.

Se calculó la razón RNA/DNA como un indicador de la condición fisiológica del pejerrey. Para ello se obtuvo muestras de branquias de cada pejerrey, alrededor de 5 a 10 mg de peso húmedo, de las cuales se extrajo simultáneamente ADN y ARN. Se utilizó el reactivo TRIZOL (Thermo Fisher) para la extracción, primeramente, se realizó la extracción de ARN siguiendo el protocolo propuesto por el fabricante. Posterior a la extracción de ARN, se utilizó el protocolo Back Extraction Buffer (BEB) (ver anexo 1) para la extracción de ADN. Una vez realizadas ambas extracciones, se midió la concentración de ADN y ARN utilizando un espectrofotómetro Qubit Fluorometric Quantitation (ThermoFisher Scientific).

Análisis estadísticos: comparaciones entre sitios.

Para ordenar la información de riqueza y abundancia de zoobentos del contenido estomacal y de la oferta ambiental, se realizó un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS). El mismo análisis se realizó con los datos de los gremios funcionales del zoobentos del contenido estomacal y la oferta ambiental. El propósito de este análisis es detectar diferencias o superposiciones en la dieta de los pejerreyes provenientes de los distintos sitios de estudios, y además entre la oferta ambiental de zoobentos de los distintos sitios.

Se realizaron análisis de ANOVA por contrastes para comparar las variables dependientes: Índices comunitarios, calidad del alimento (contenido calórico y lipídico), posición trófica y condición fisiológica (razón RNA/DNA), entre los sitios de estudio agrupados según las variables independientes: tipo de cauce (central y canal);

condición (contaminado y no contaminado). La tabla 1 muestra el diseño de las comparaciones que permiten realizar el ANOVA por contrastes, el contraste 1 permite la comparación de los sitios según el tipo de cauce, mientras que el contraste 2 permite la comparación de los sitios según la contaminación, estos Análisis fueron realizados a través del software R (R Core Team 2018), utilizando el paquete “multcomp”.

Se revisó el supuesto de normalidad de los valores residuales del modelo de ANOVA por contrastes, a través de la prueba de Shapiro-Wilks, en el software R. Los resultados mostraron normalidad de todas las variables a excepción del índice de dominancia del zoobentos en el ambiente y la variable abundancia de zoobentos en el contenido estomacal. Para estas variables los datos fueron transformados a través de la función logarítmica, para obtener la distribución normal. Se revisó además el supuesto de homocedasticidad, a través de la prueba de Fligner-Killeen, en el software R. Los resultados mostraron igualdad de varianzas en todas las variables a excepción de la variable abundancia total de macroinvertebrados en el contenido estomacal.

Por otra parte, se calculó el poder estadístico del análisis de ANOVA para cada variable, utilizando el paquete “pwr” en el software R, se utilizó un nivel de significancia de 0.05, para el cálculo. El poder estadístico tuvo un promedio de 0.66 ± 0.32 . De las 14 variables analizadas, 8 mostraron un poder estadístico menor a 0.8, mientras que los 6 restantes mostraron un poder estadístico mayor a 0.8. Considerando esto, es posible que en algunas de las variables que presentan bajo poder estadístico el análisis de ANOVA por contraste no detecte diferencias significativas.

Tabla 1. Contrastes realizados para obtener las comparaciones planeadas sugeridas por el diseño. El contraste 1 permitió estimar el valor de probabilidad de contrastar el cauce canal (IM, PEL) contra el cauce central (SFM, MEL). El contraste 2 permitió detectar diferencias significativas cuando existió entre los lugares contaminados (IM, PEL, MEL) contra el lugar no contaminado (SFM).

	IM	PEL	MEL	SFM
	Cauce canal	Cauce canal	Cauce central	Cauce central
	Contaminado	Contaminado	Contaminado	No contaminado
Contraste 1	1	1	-1	-1
Contraste 2	-1	-1	-1	3

RESULTADOS

Comunidad de macroinvertebrados bentónicos y contenido estomacal del pejerrey.

Considerando los cuatro sitios de estudio, se identificó un total de 17 familias de macroinvertebrados bentónicos, pertenecientes a 11 órdenes y 6 clases (Anexo 2), de las cuales la clase Insecta y Gastrópoda fueron las más conspicuas, representando un 60.52% y un 26.47% de la densidad total promedio de zoobentos respectivamente. Al agrupar los sitios según los factores considerados, se observa que para el caso del factor condición (Fig. 2A.), en los sitios más contaminados (IM, MEL y PEL) la clase Insecta representa aproximadamente un 60% de la densidad total promedio de zoobentos en estos sitios, mientras que la clase Gastrópoda representan aproximadamente un 30% de la densidad total promedio de zoobentos, por otra parte, en el sitio menos contaminado (SFM), la clase Insecta representa aproximadamente un 84% de la densidad total presente en este sitio. Al agrupar los sitios según el factor tipo de cauce (Fig. 3A.), en los sitios tipo canal (IM y PEL) la clase Gastrópoda representa aproximadamente el 55% de la densidad total promedio de zoobentos en estos sitios, mientras que la clase Insecta representa un 25% de la densidad total, por otra parte, en los sitios de tipo central (SFM y MEL) la clase Insecta representa el 90% de la densidad total promedio de zoobentos en estos sitios.

En cuanto al contenido estomacal del pejerrey, considerando a todos los peces de los 4 sitios de estudio, se identificó un total de 10 familias de macroinvertebrados bentónicos, repartidas en 6 órdenes y 4 clases (Anexo 3). Las clases Insecta y Gastrópoda fueron las más conspicuas en abundancia dentro del contenido estomacal, representando un 54.82% y un 43.35% de la abundancia total promedio de zoobentos en el contenido estomacal. Al agrupar los sitios según los factores considerados, se observa que para el caso del factor condición (Fig. 2B.), en los sitios más contaminados la clase Insecta representa en promedio aproximadamente un 46% de la abundancia total de zoobentos, y la clase Gastrópoda representan aproximadamente un 52% de la abundancia total promedio del contenido estomacal, mientras que, en el sitio menos contaminado la clase Insecta representa aproximadamente un 85% de la abundancia total promedio. Por otra parte, al agrupar los sitios según el factor tipo de cauce (Fig. 3B.), en los sitios tipo canal la clase Insecta representa aproximadamente el 88% de la densidad total promedio de zoobentos en el contenido estomacal, mientras que en los sitios de tipo central la clase Insecta representa aproximadamente un 52% y la clase Gastrópoda representa un 48% de la abundancia total promedio de zoobentos.

Por otra parte, al agrupar los taxa de macroinvertebrados según su grupo alimenticio funcional, se obtuvo que en todos los sitios dominaron los individuos raspadores, superando en más del 50% en la densidad de zoobentos en todos los sitios (Fig. 4A y 5A). Un resultado similar ocurre para el contenido estomacal de los pejerreyes, en que los organismos raspadores superaron en más del 50% la abundancia total de macroinvertebrados presentes en el estómago de los pejerreyes en todos los sitios (Fig. 4B y 5B).

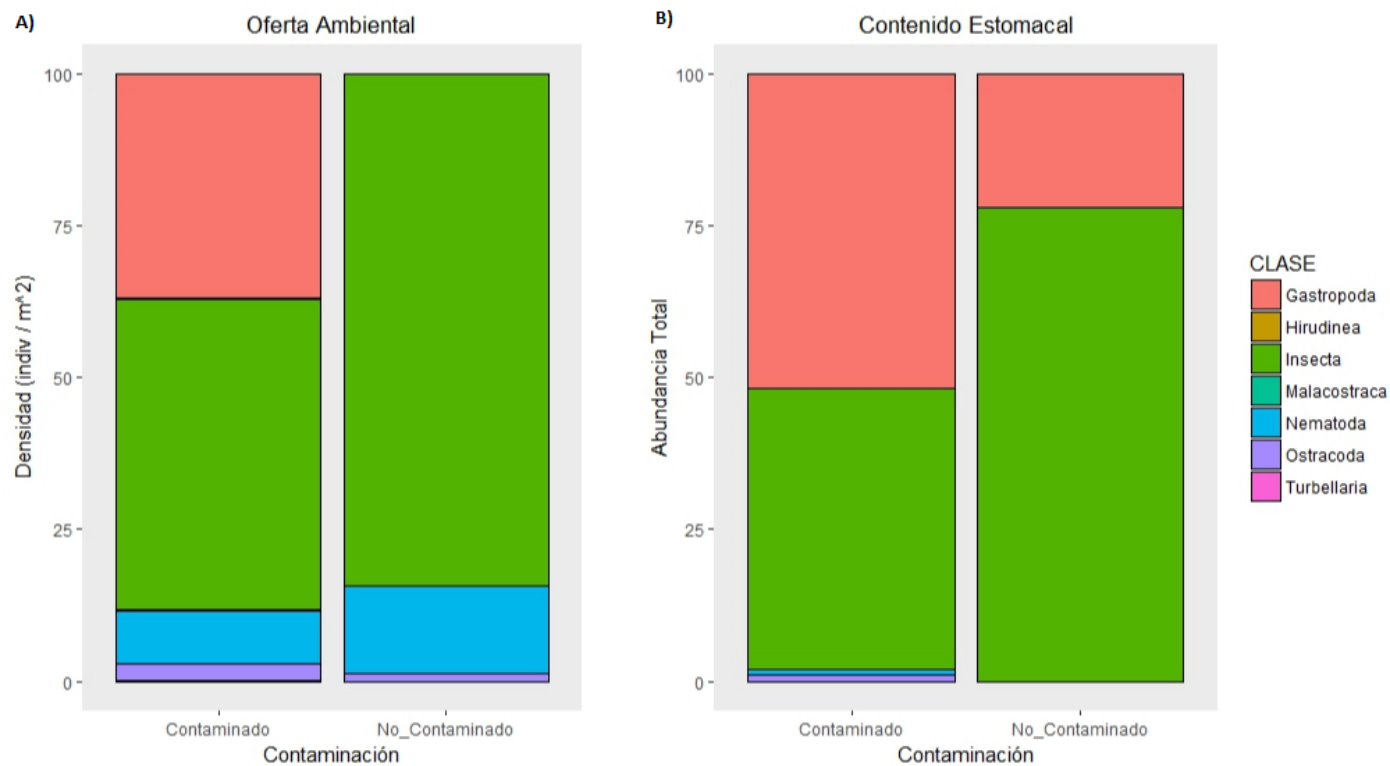


Figura 2. Abundancia porcentual de las clases de macroinvertebrados agrupados según el factor condición. A) Proporción de cada clase de macroinvertebrados presente en el ambiente. B) Proporción de cada clase de macroinvertebrados presentes en el contenido estomacal de los pejerreyes.

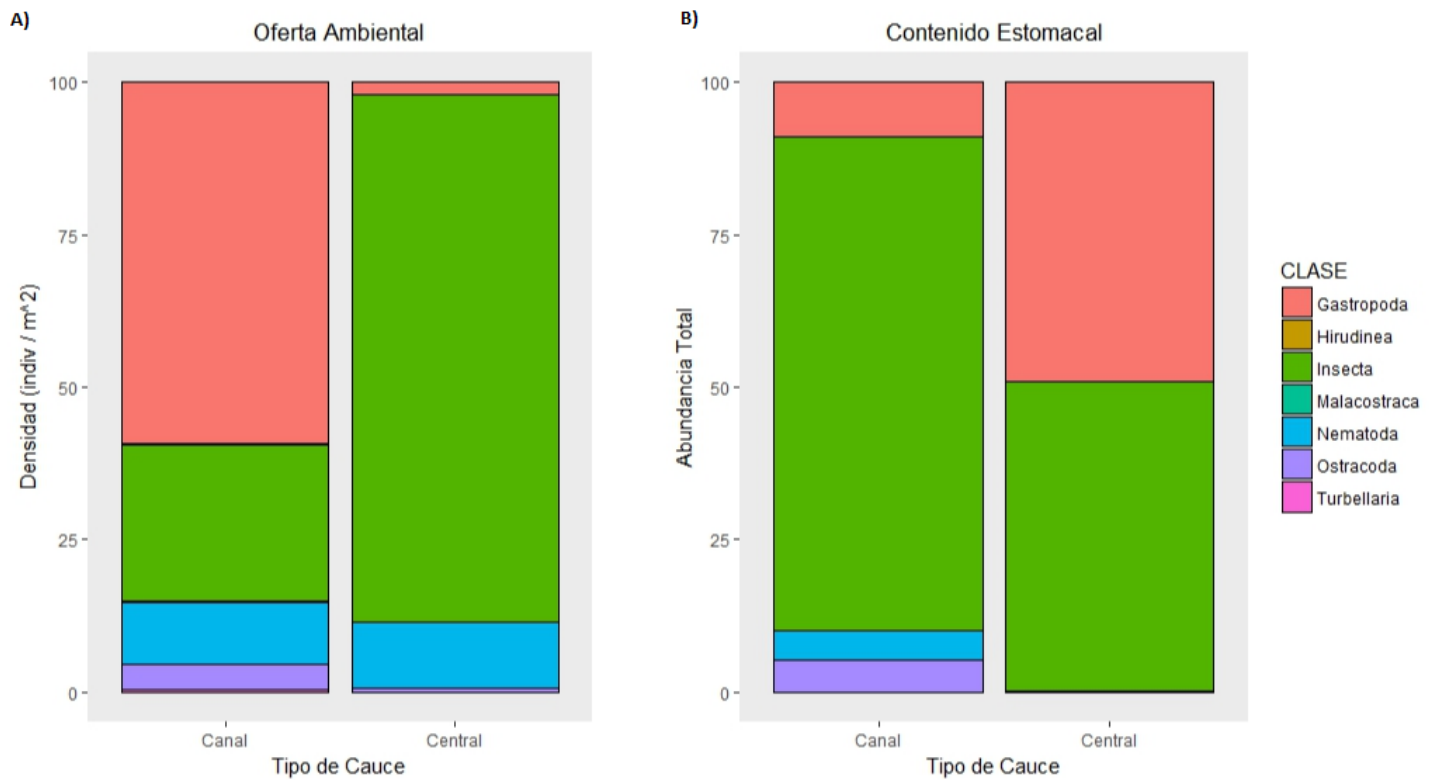


Figura 3. Abundancia porcentual de las clases de macroinvertebrados agrupados según el factor tipo de cauce. A) Proporción de cada clase de macroinvertebrados presente en el ambiente. B) Proporción de cada clase de macroinvertebrados presentes en el contenido estomacal de los pejerreyes.

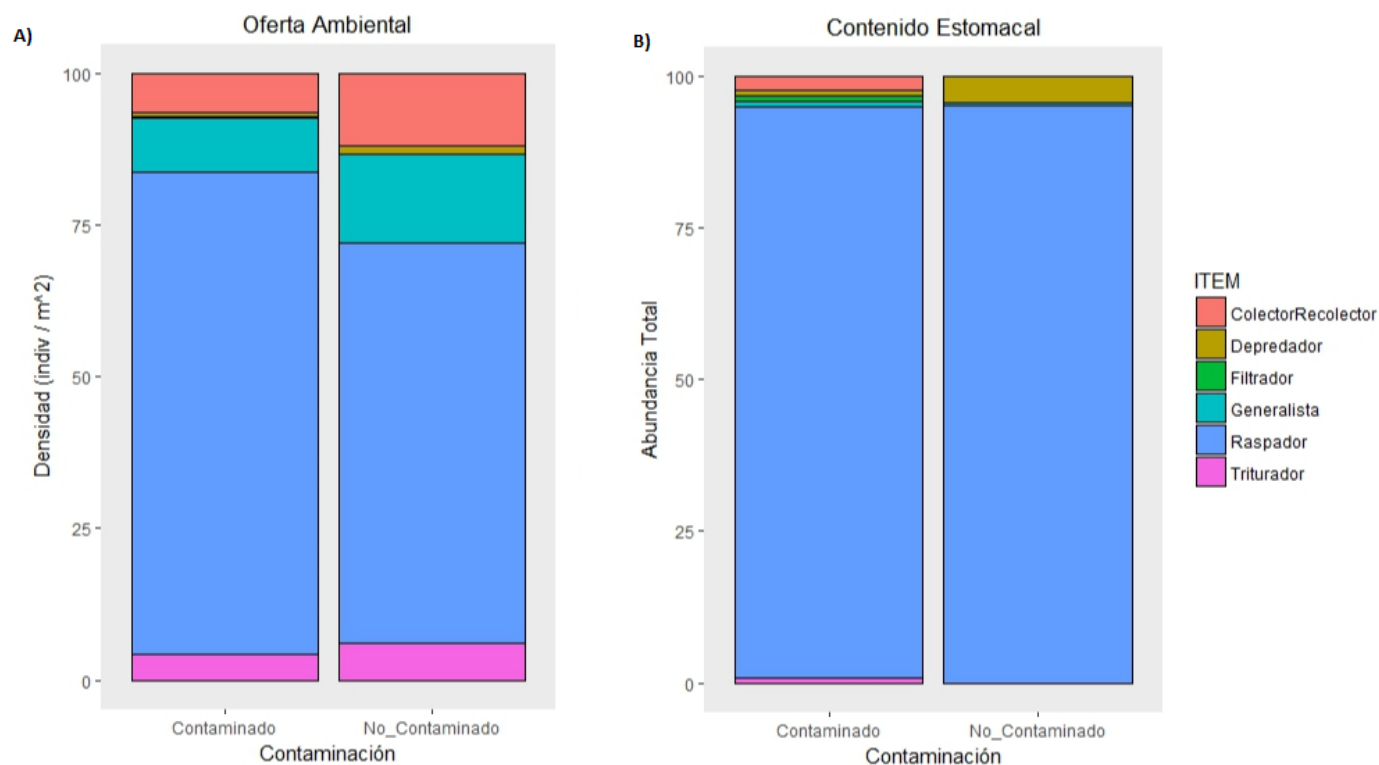


Figura 4. Abundancia porcentual de los grupos alimentarios de los macroinvertebrados agrupados según el factor condición. A) Proporción de cada grupo alimentario presentes en el ambiente. B) Proporción de cada grupo alimentario presentes en el contenido estomacal de los pejerreyes.

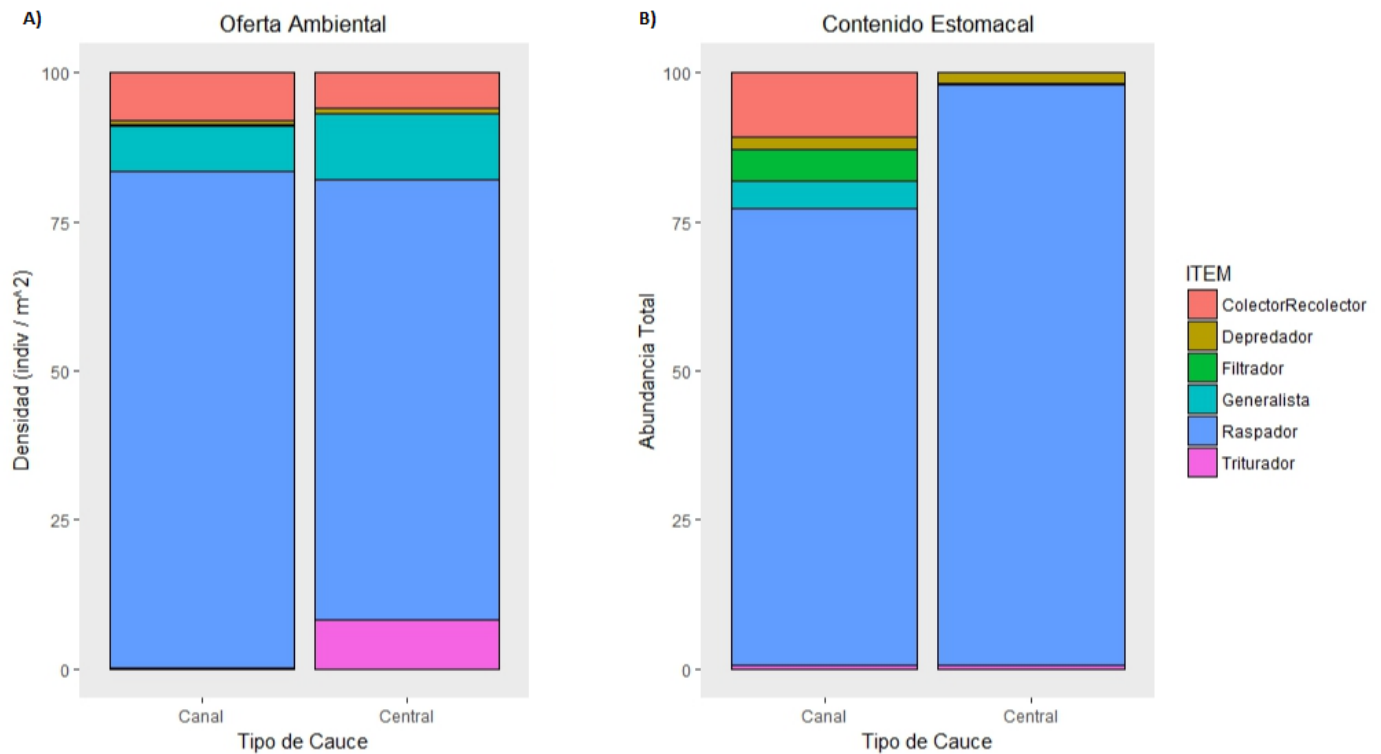
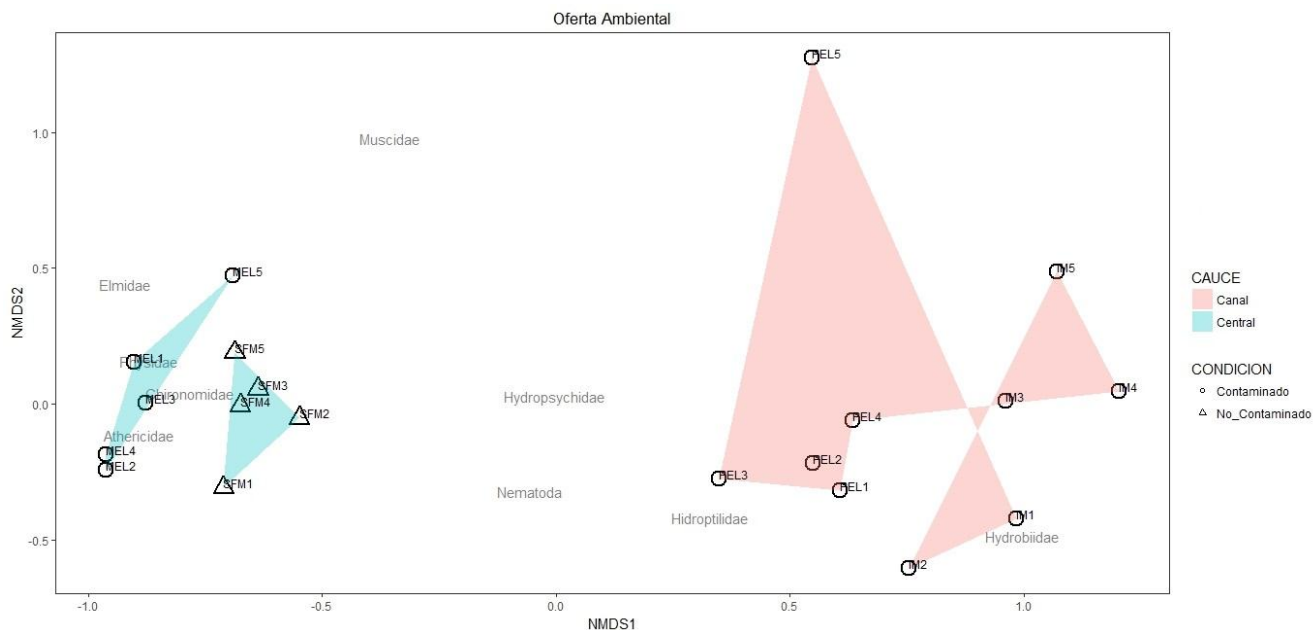


Figura 5. Abundancia porcentual de los grupos alimentarios de los macroinvertebrados agrupados según el factor tipo de cauce. A) Proporción de cada grupo alimentario presentes en el ambiente. B) Proporción de cada grupo alimentario presentes en el contenido estomacal de los pejerreyes.

El análisis de escalamiento multidimensional no métrico realizado con la abundancia y diversidad de las familias de macroinvertebrados presentes tanto en el ambiente como el contenido estomacal (Fig. 6A y 6B respectivamente), muestra en ambos casos una segregación de los sitios en el eje NMDS1, separando a los sitios con cauce tipo central SFM y MEL, de los sitios con cauce de tipo canal IM y PEL, por otra parte, el factor contaminación no genera ninguna diferenciación clara entre los sitios. Para el caso de la oferta ambiental, las familias Chironomidae, Athericidae y Physidae estuvieron mayormente representados en los sitios de cauce tipo central,

mientras que las familias Hidroptilidae e Hydrobiidae estuvieron mayormente representados en los sitios de cauce tipo canal. En el caso del contenido estomacal, se observó un sobrelapamiento de los contenidos estomacales entre ambos sitios de cauce tipo central SFM y MEL, las familias Athericidae, Chironomidae y Elmidae estuvieron mayormente representadas en los contenidos estomacales de estos sitios, mientras que las familias Hidroptilidae e Hydrobiidae estuvieron mayormente representadas en los contenidos estomacales de los sitios de cauce canal PEL e IM respectivamente. Las gráficas de escalamiento multidimensional muestran que el tipo de cauce parece ser un factor ambiental importante que estaría determinando la diversidad y abundancia de macroinvertebrados bentónicos presentes en cada sitio, siendo más similares entre sí los sitios que presentan el mismo tipo de cauce, un efecto similar ocurre con la diversidad y abundancia de macroinvertebrados presentes en el contenido estomacal de los pejerreyes, provenientes de los sitios que presentan el mismo tipo de cauce.

A)



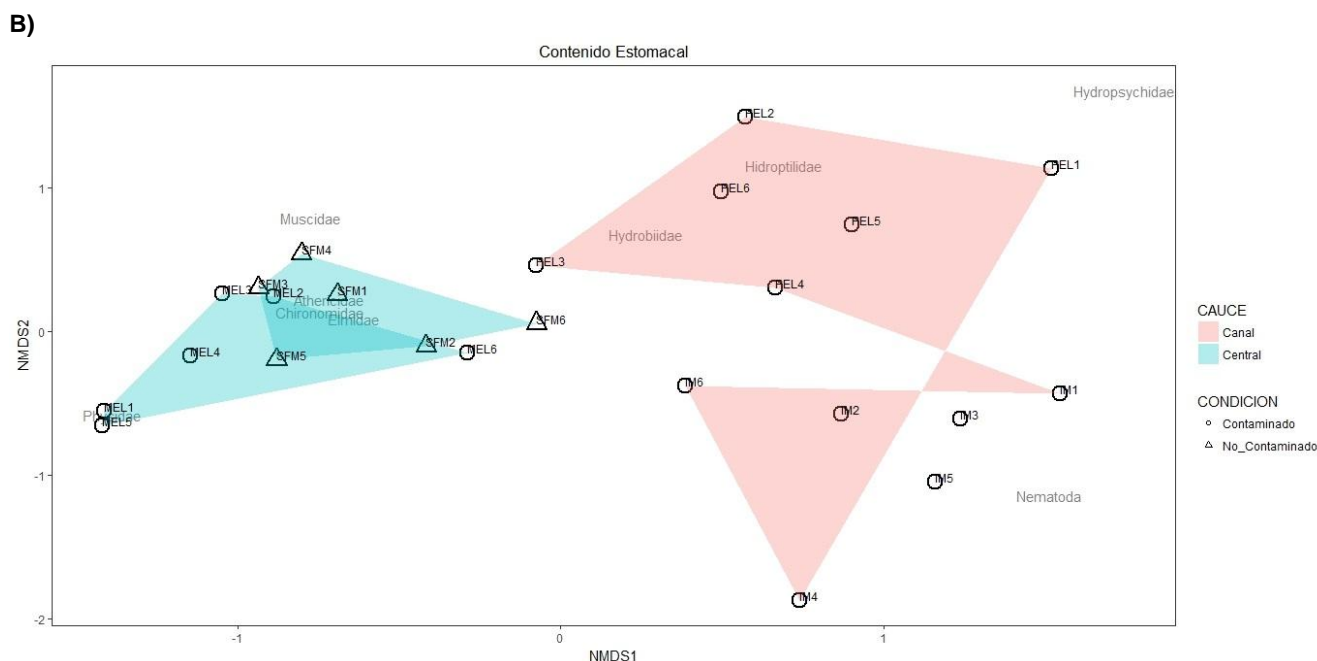


Figura 6. Análisis de escalamiento multidimensional no métrico. A) distribución espacial de la densidad de las familias de macroinvertebrados presentes en el ambiente de cada sitio. B) abundancia de las familias de macroinvertebrados presentes en el contenido estomacal de los peces provenientes de los 4 sitios de estudio. El color de cada polígono indica el tipo de cauce de cada sitio (cauce canal color rojo y cauce central color azul), mientras que las viñetas indican la condición ambiental de cada sitio (no contaminado viñeta triangular y contaminado viñeta circular).

Índices comunitarios en la oferta ambiental y contenido estomacal.

La tabla 2 muestra un resumen de los valores promedio de cada Índice comunitario en relación con la diversidad y abundancia de macroinvertebrados en el ambiente, y además muestra la desviación estándar asociada al promedio de cada índice.

Tabla 2. Promedio y desviación estándar de los Índices comunitarios calculados para el zoobentos en cada uno de los sitios de estudio.

CONDICIÓN	No Contaminado	Contaminado	Contaminado	Contaminado
TIPO DE CAUCE	Central	Canal	Central	Canal
SITIO	SFM	IM	MEL	PEL
Riqueza de taxas	7 ± 1.41	5.4 ± 1.14	5.2 ± 1.10	6.2 ± 1.10
Densidad total	3375.56 ± 1046.05	2375.56 ± 1415.75	3462.22 ± 1210.34	2708.89 ± 1391.94
Índice de Shannon	1.18 ± 0.18	1.05 ± 0.09	0.82 ± 0.21	1.34 ± 0.08
Dominancia	0.44 ± 0.07	0.46 ± 0.07	0.60 ± 0.12	0.33 ± 0.04
Equidad	0.47 ± 0.04	0.55 ± 0.11	0.46 ± 0.12	0.63 ± 0.10

Los resultados del ANOVA por contraste aplicados a los índices comunitarios de los macroinvertebrados del ambiente mostraron que no hubo un efecto de los factores tipo de cauce y condición sobre las variables densidad total de individuos e índice de dominancia, por lo cual, la abundancia de la oferta ambiental de alimento para el pejerrey es igual entre los sitios de estudio, además los sitios presentan un valor del índice de dominancia cercano a 0.5 (Tabla 3), lo cual indica una dominancia intermedia con respecto a la abundancia de los taxa de macroinvertebrados presentes en el ambiente. Además, el ANOVA mostró un efecto significativo del factor tipo de cauce sobre las variables índice de equidad ($t = 2.740$; $p = 0.0145$), e índice de

Shannon ($t = 5.466$; $p < 0.0001$), siendo en ambos casos los sitios con cauce tipo canal los que presentaron un índice de equidad y un índice de Shannon significativamente mayor en comparación con los sitios de cauce tipo central (Fig. 7 y 8 respectivamente). Con respecto al factor condición el ANOVA mostró un efecto significativo sobre las variables índice de Shannon ($t = 3.806$; $p = 0.00155$) y riqueza de taxa ($t = 2.384$; $p = 0.0298$), siendo en ambos casos el sitio menos contaminado SFM el que presenta un índice de Shannon y una riqueza de taxa significativamente mayor en comparación con los sitios más contaminados de la cuenca del Maipo (Fig. 9 y 10 respectivamente).

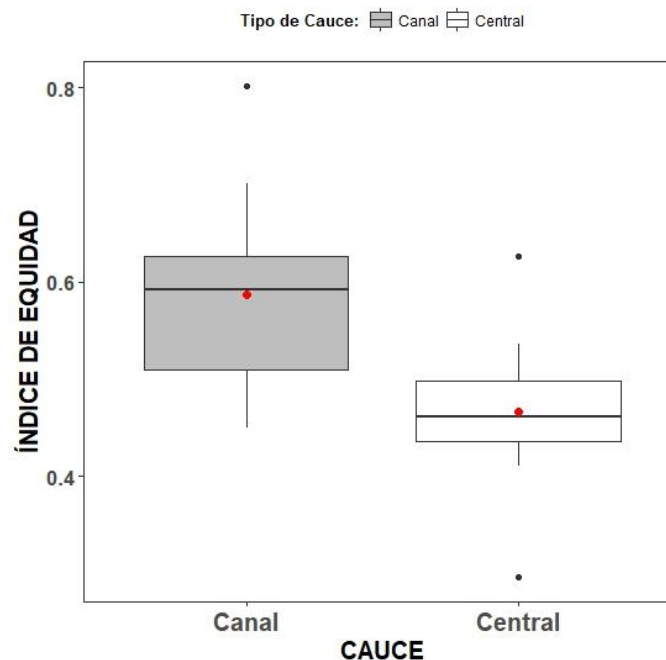


Figura 7. Boxplot para los datos de índice de equidad del zoobentos en la oferta ambiental, agrupados según el factor tipo de cauce. Desde el extremo de la línea inferior hasta el borde inferior de la caja (Q1) se encuentra el 25 % de los datos, hasta la línea central de la caja (Q2) se encuentra el 50 % de los datos (mediana), hasta el borde superior de la caja se encuentra el 75 % de los datos (Q3), el rango intercuartil (RI) es el tamaño de la caja ($Q3 - Q1$), y el extremo inferior y superior de cada línea corresponde a $Q2 - 1.5 * RI$; $Q3 + 1.5 * RI$ respectivamente. El punto rojo corresponde al promedio. Los puntos negros extremos inferiores o superiores fuera de las cajas corresponde a valores atípicos.

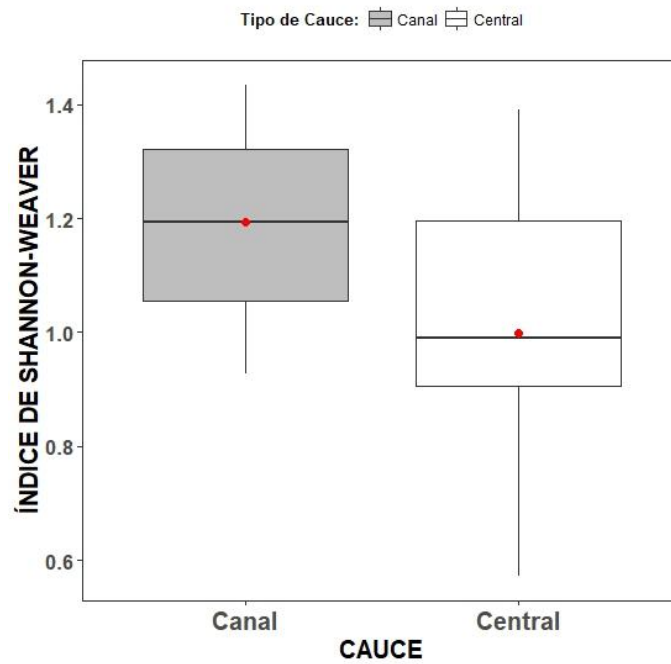


Figura 8. Boxplot para los datos del índice de diversidad de Shannon-Weaver del zoobentos en la oferta ambiental, agrupados según el factor tipo de cauce.

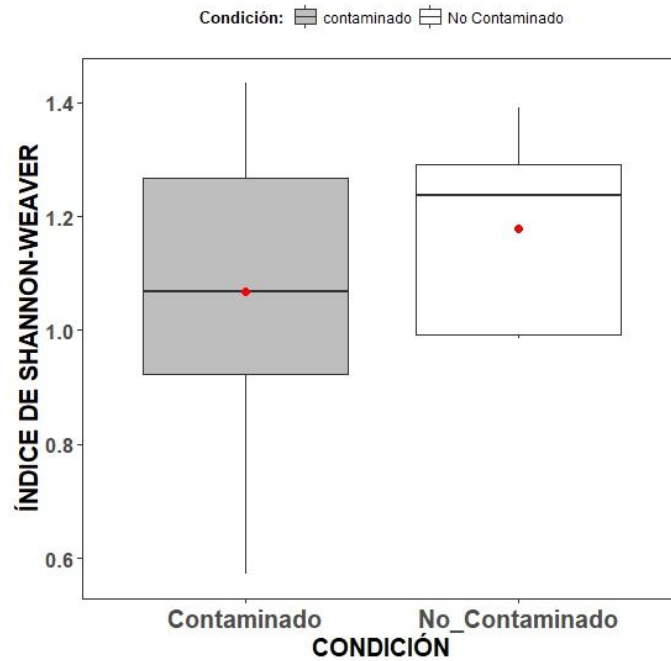


Figura 9. Boxplot para los datos del índice de diversidad de Shannon-Weaver del zoobentos en la oferta ambiental, agrupados según el factor condición.

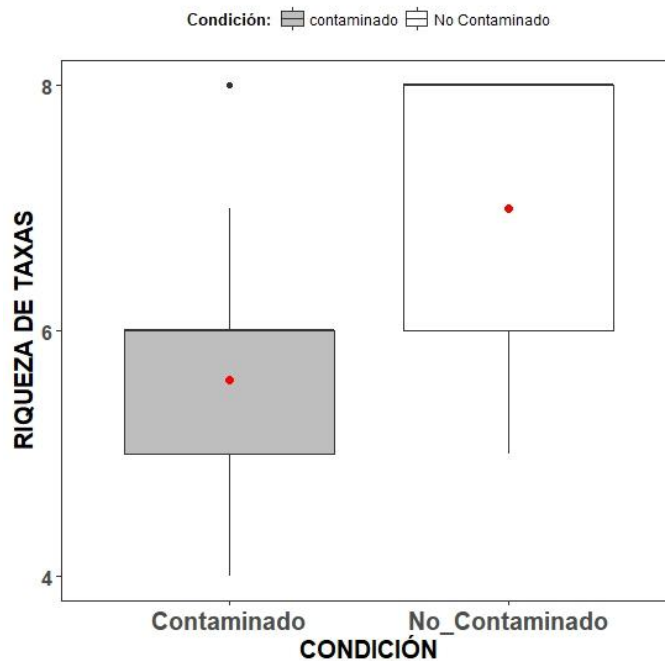


Figura 10. Boxplot para los datos de la riqueza de taxa de zoobentos en la oferta ambiental, agrupados según el factor condición.

La tabla 3 muestra un resumen de los valores promedio de cada índice comunitario en relación con la diversidad y abundancia de macroinvertebrados en el contenido estomacal de los pejerreyes, y además muestra la desviación estándar asociada al promedio de cada índice.

Tabla 3. Promedio y desviación estándar de los índices comunitarios calculados para el zoobentos en el contenido estomacal de los pejerreyes provenientes de cada sitio.

CONDICIÓN	No Contaminado	Contaminado	Contaminado	Contaminado
TIPO DE CAUCE	Central	Canal	Central	Canal
SITIO	SFM	IM	MEL	PEL
Riqueza de taxas	3.17 ± 0.98	2.17 ± 0.75	3.33 ± 1.03	3.7 ± 0.52
Densidad total	63.17 ± 26.88	5.83 ± 3.06	133 ± 96.75	25.83 ± 14.97
Índice de Shannon	0.66 ± 0.39	0.59 ± 0.38	0.53 ± 0.21	0.97± 0.22
Dominancia	0.63 ± 0.23	0.63 ± 0.24	0.69 ± 0.14	0.47± 0.12
Equidad	0.65 ± 0.12	0.89 ± 0.12	0.54± 0.11	0.73 ± 0.11

Los resultados de los ANOVA por contraste aplicados a los índices comunitarios de zoobentos en el contenido estomacal de los pejerreyes, mostraron que no hubo efecto de los factores tipo de cauce y contaminación sobre las variables riqueza de taxa e índice de dominancia del zoobentos del contenido estomacal. Sin embargo, el ANOVA mostró un efecto significativo del factor tipo de cauce sobre el índice de diversidad de Shannon-Weaver ($t = 2.428$; $p = 0.0248$), el índice de equidad ($t = 2.803$; $p = 0.0111$) y la abundancia de zoobentos ($t = -3.655$; $p = 0.0016$), siendo el contenido estomacal de los pejerreyes provenientes de los sitios con cauce tipo canal los que presentaron mayor índice de Shannon (Fig. 11) y mayor índice de equidad (Fig. 12),

mientras que la abundancia de zoobentos en el contenido estomacal fue mayor en los pejerreyes provenientes del cauce central (Fig.13). Por otra parte, el ANOVA mostró un efecto significativo del factor condición sobre la abundancia de zoobentos en el contenido estomacal de los pejerreyes ($t = -2.382$; $p = 0.0273$), siendo mayor en los pejerreyes provenientes del sitio menos contaminado en comparación a los pejerreyes provenientes de los sitios más contaminados (Fig. 14)

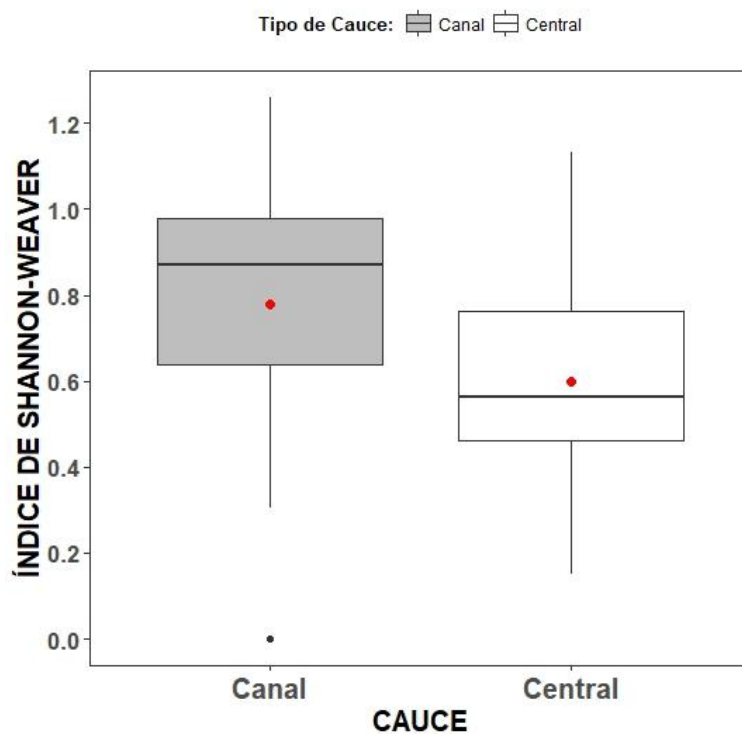


Figura 11. Boxplot para los datos del índice de diversidad de Shannon-Weaver del zoobentos en el contenido estomacal, agrupados según el factor tipo de cauce.

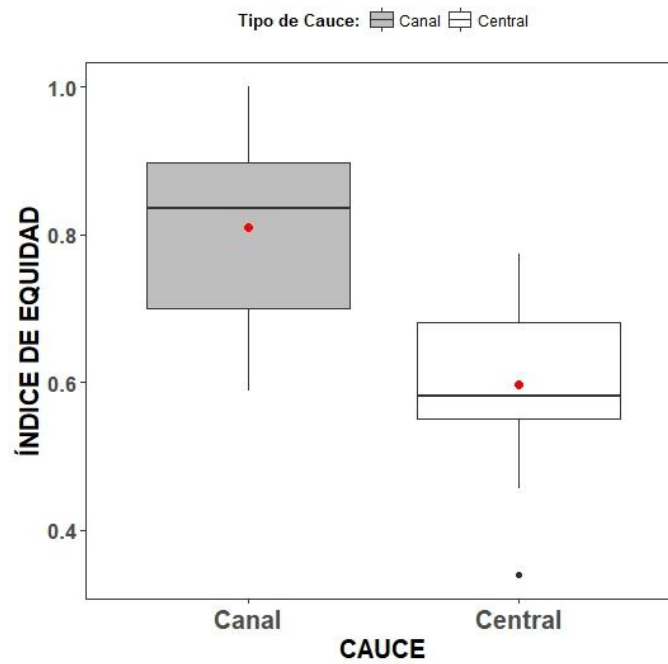


Figura 12. Boxplot para los datos del índice de equidad del zoobentos en el contenido estomacal, agrupados según el factor tipo de cauce.

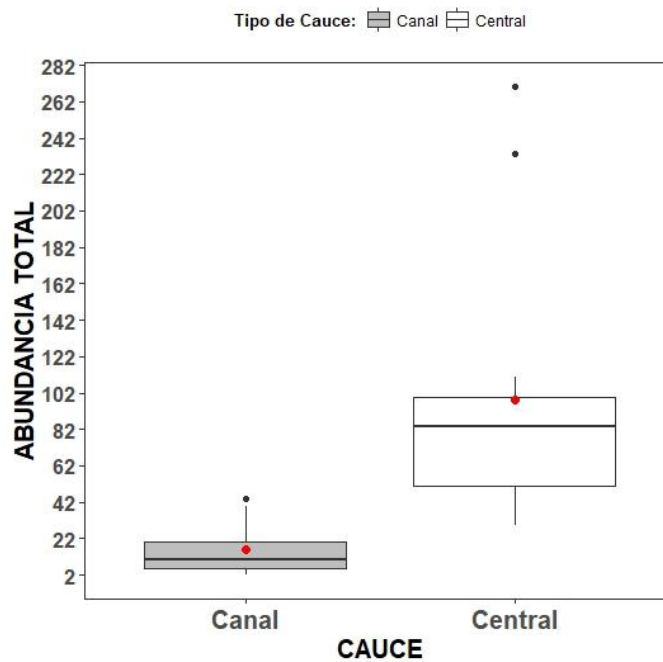


Figura 13. Boxplot para los datos de la abundancia total de zoobentos en la oferta ambiental, agrupados según el factor tipo de cauce

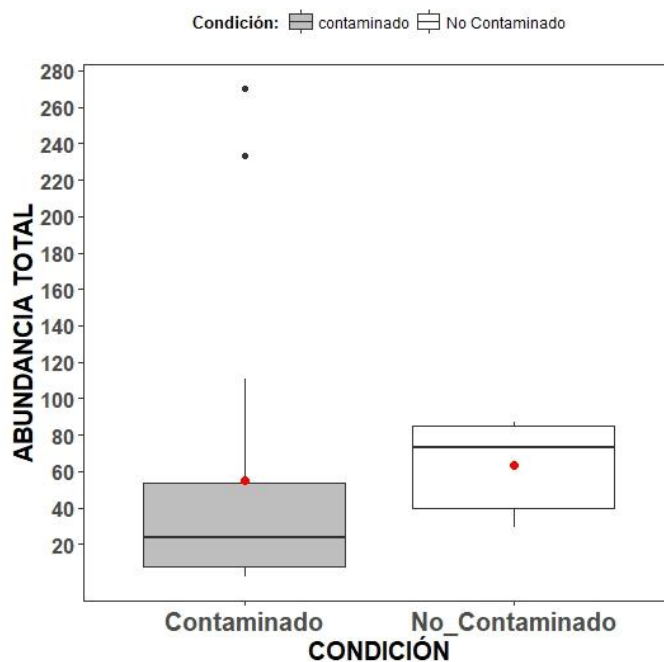
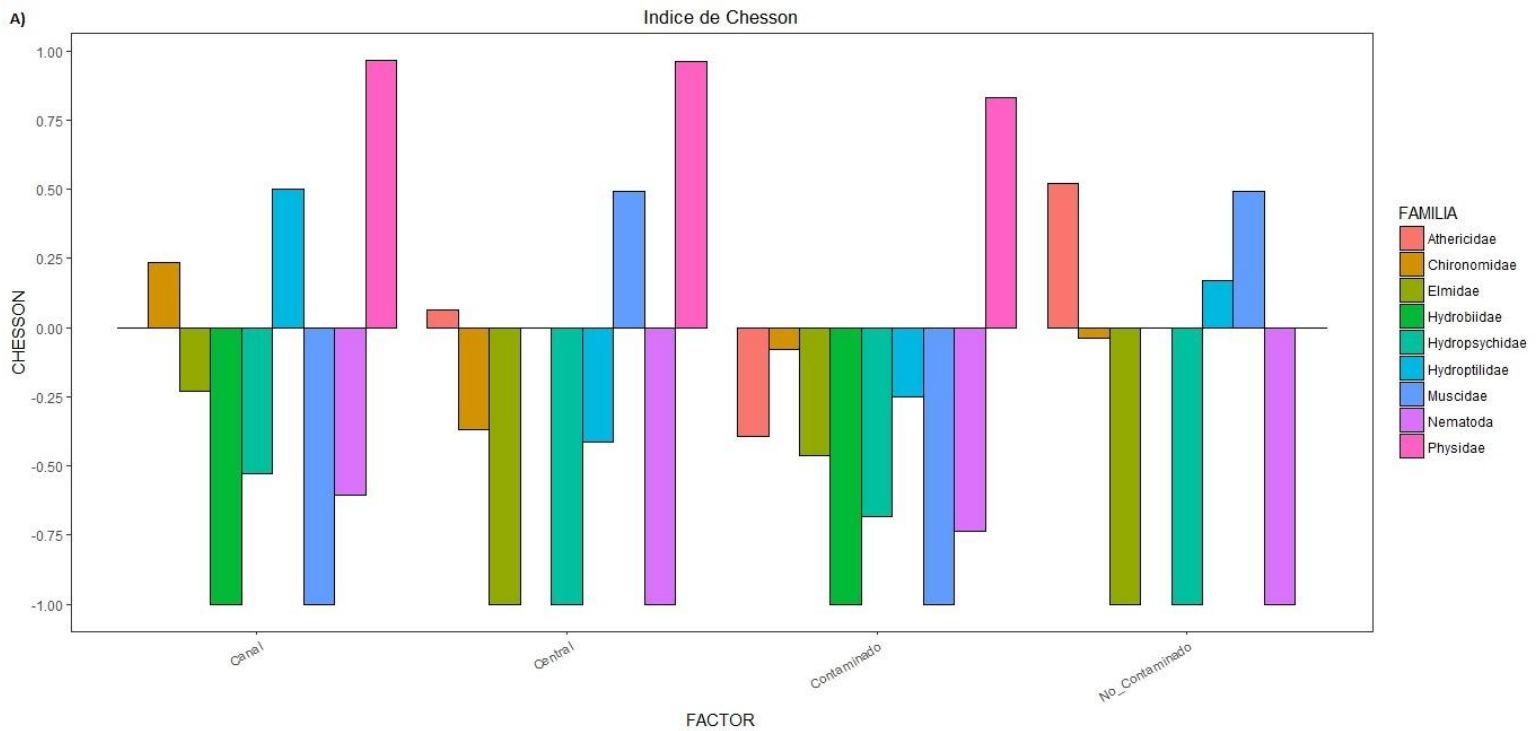


Figura 14. Boxplot para los datos de la abundancia total de zoobentos en la oferta ambiental, según el factor condición.

Selección de dieta del pejerrey: Índice de Chesson.

En cuanto a la selección de dieta del pejerrey, el índice de Chesson realizado la abundancia de familias tanto en el ambiente como en el contenido estomacal (Fig.15A), muestra que el Gastrópoda de la familia Physidae es seleccionado positivamente en los sitios de cauce canal y central, y además en los sitios contaminados, siendo en este último grupo el único ítem alimenticio seleccionado positivamente, lo cual sugiere una preferencia del pejerrey por este Gastrópoda, existe además un consumo proporcional a la disponibilidad del ambiente de las familias Chironomidae (Díptera) e Hydroptilidae (Trichóptera) en todos los grupos. Por otra parte, el sitio no contaminado SFM muestra una selección positiva por los Dípteros Athericidae y Muscidae

Con respecto al índice de Chesson realizado con la abundancia de los grupos alimentarios funcionales o gremios tanto del contenido estomacal como de la oferta ambiental (Fig. 15B), muestra que en los cauces de tipo central y además en el cauce no contaminado los macroinvertebrados depredadores y raspadores son seleccionados positivamente, en los sitios contaminados hay una selección positiva por el gremio de los trituradores, mientras que en los cauces de tipo canal existe un consumo en proporción a la abundancia del ambiente de cuatro de los seis gremios totales, rechazando a los colectores-recolectores y los depredadores.



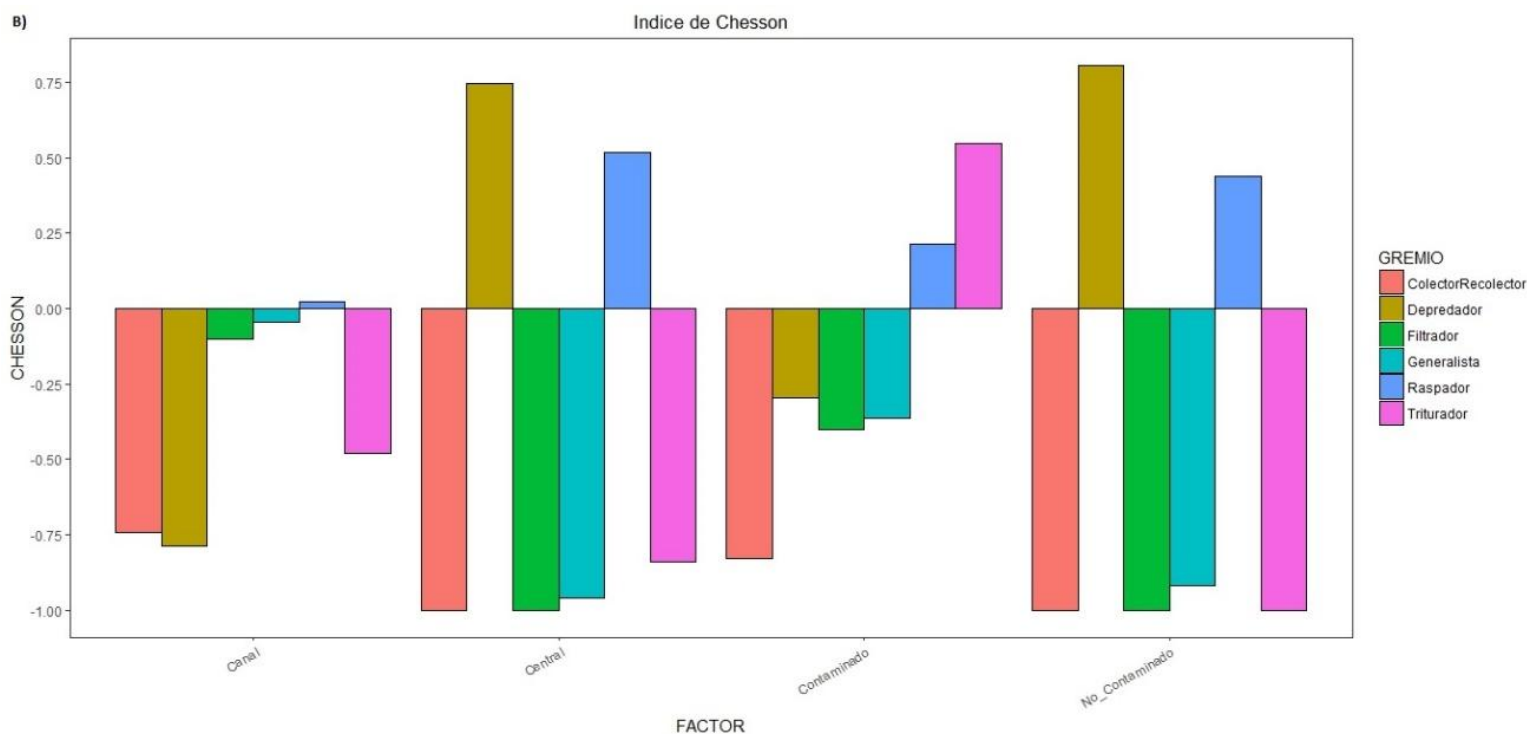


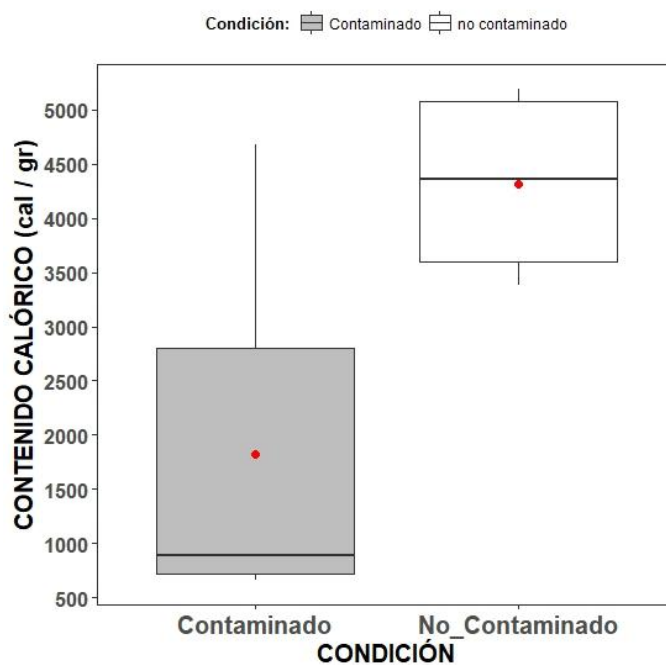
Figura 15. Resultados del índice de selección de dieta de Chesson agrupado según los factores estudiados. A) índice de selección de dieta de Chesson a nivel de familias, B) índice de selección de dieta de Chesson a nivel de gremios. Cada barra representa un ítem alimenticio de macroinvertebrado. Las barras pueden alcanzar valores entre -1 y 1. Las barras que se encuentran en -1 indican nulo consumo de ese ítem alimenticio, las barras en 1 indican fuerte selección, las barras mayores a -0.5 y 0.5 indican rechazo y preferencia respectivamente, mientras que las barras menores a -0.5 y 0.5 indican consumo del ítem alimenticio en función de la disponibilidad ambiental. Espacios en blanco indican que el ítem alimenticio no se encontró en el ambiente.

Calidad del alimento: porcentaje de lípidos y contenido calórico de los macroinvertebrados bentónicos.

Con respecto a la calidad de los macroinvertebrados como alimento, el ANOVA por contraste mostró un efecto significativo del factor condición ($t = 2.873$; $p = 0.011$) y del

factor tipo de cauce ($t = -7.023$; $p < 0.0001$) sobre el contenido calórico de los macroinvertebrados, en este análisis el sitio no contaminado mostró un mayor contenido calórico en los macroinvertebrados en comparación a los macroinvertebrados de los sitios contaminados del Maipo (Fig. 16 A), mientras que los sitios de cauce tipo central mostraron mayor contenido calórico en los macroinvertebrados en comparación a los macroinvertebrados de los sitios de cauce tipo canal (Fig. 16 B). Por otra parte, el ANOVA por contraste mostró un efecto significativo del factor condición ($t = 2.050$; $p = 0.05962$) y del factor tipo de cauce ($t = -4.865$; $p = 0.00025$) sobre el porcentaje de lípidos de los macroinvertebrados, en este análisis el sitio no contaminado mostró un mayor porcentaje de lípidos en los macroinvertebrados en comparación a los macroinvertebrados de los sitios contaminados del Maipo (Fig. 17 A), mientras que los sitios de cauce tipo central mostraron mayor porcentaje de lípidos en los macroinvertebrados en comparación a los macroinvertebrados de los sitios de cauce tipo canal (Fig. 17 B).

A)



B)

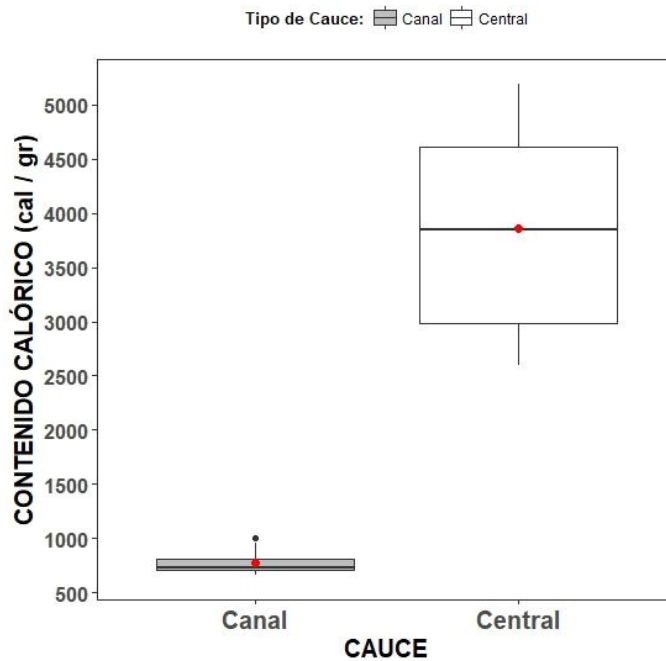
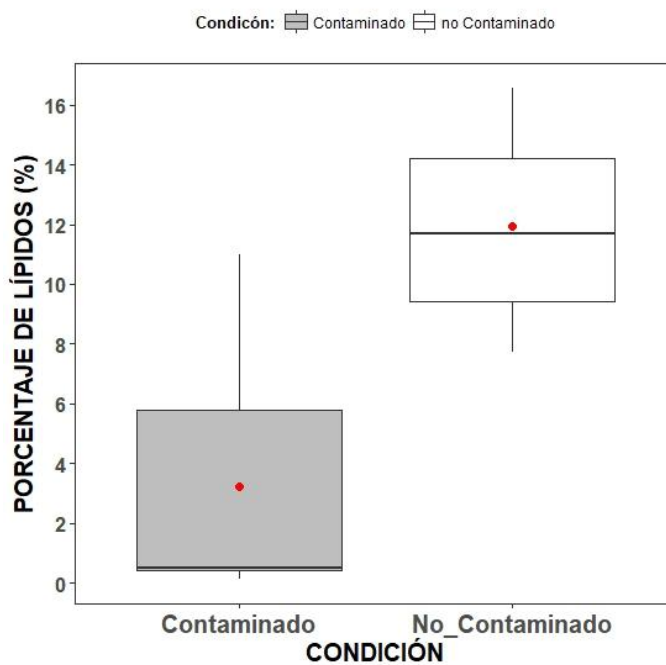


Figura 16. Boxplot de los datos de contenido calórico del zoobentos en la oferta ambiental, A) agrupados según el factor condición. B) agrupados según el factor tipo de cauce.

A)



B)

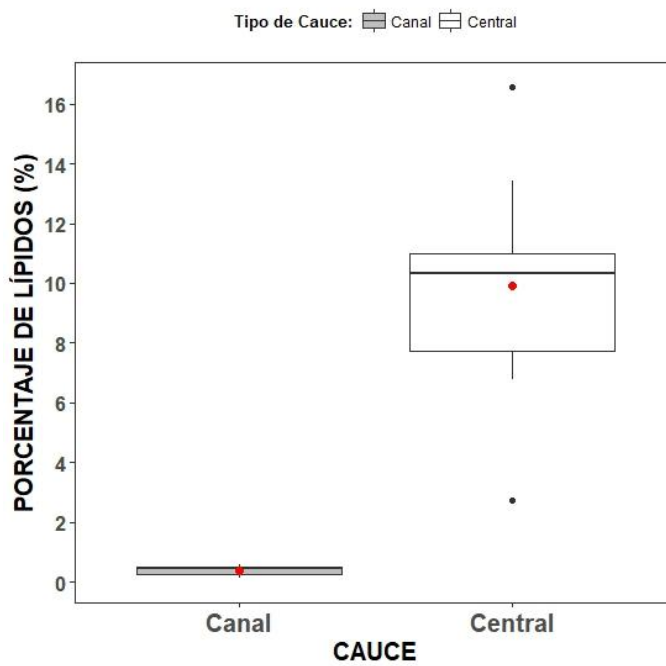


Figura 17. Boxplot de los datos de porcentaje de lípidos del zoobentos en la oferta ambiental, A) agrupados según el factor condición. B) agrupados según el factor tipo de cauce.

Condición fisiológica: razón RNA / DNA

Con respecto a la razón RNA/DNA del pejerrey, el resultado del ANOVA por contraste mostró que no hubo un efecto significativo de ninguno de los factores sobre esta variable, por lo cual, la condición fisiológica de los pejerreyes es similar entre los sitios de estudio. Al considerar los peces de todos los sitios, el valor de la razón RNA/DNA promedio para cada sitio varió entre 19.6 y 26.8, siendo los extremos representados por los sitios IM y PEL respectivamente.

Posición Trófica: Isotopo estable $\delta^{15}N$.

Con respecto a la posición trófica del pejerrey, el ANOVA mostró un efecto significativo solo del factor condición ($t = 2.543$; $p = 0.0194$). En este análisis, los pejerreyes de los sitios no contaminados presentaron una posición trófica significativamente mayor al ser comparadas con los pejerreyes de los sitios contaminados (Fig. 18).

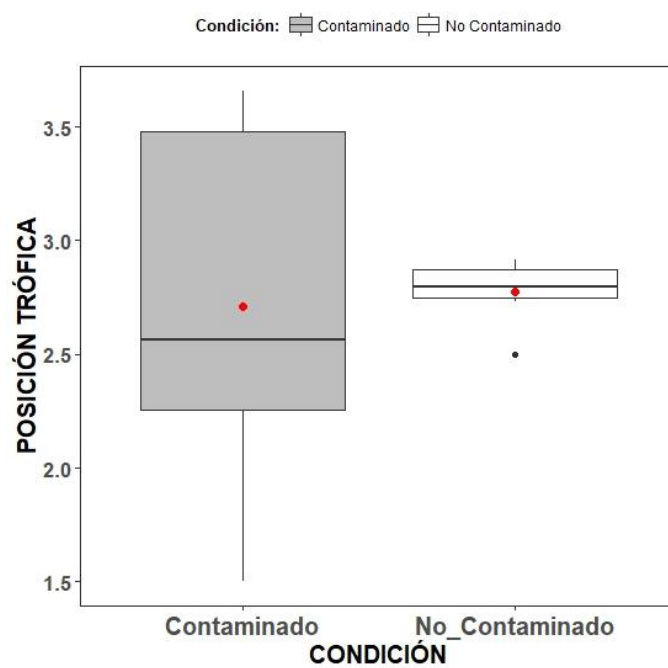


Figura 18. Boxplot de los datos de posición trófica del pejerrey, agrupados según el factor condición.

DISCUSION

Análisis estadístico: poder estadístico.

Considerando las 14 variables analizadas en este estudio se observó que, las variables abundancia total, índice de equidad, riqueza de taxa e índice de dominancia, de la comunidad de macroinvertebrados de la oferta ambiental y el contenido estomacal, además del índice de Shannon de la comunidad de invertebrados en el contenido estomacal y la razón RNA/DNA en el pejerrey mostraron un poder estadístico menor a 0.8. De estas variables mencionadas, el ANOVA por contraste no detectó diferencias significativas en la abundancia total e índice de dominancia de la comunidad de macroinvertebrados en el ambiente y en la razón RNA/DNA del pejerrey, esto podría ser debido al bajo poder estadístico calculado para estas variables, lo cual puede deberse a un efecto del bajo número de muestras y/o una alta varianza entre tratamientos. Por lo tanto, cabe mencionar que, para aumentar el poder estadístico del análisis, es importante considerar un mayor número de muestra que permita obtener un mayor poder estadístico.

Composición de macroinvertebrados bentónicos e Índices Comunitarios en la oferta ambiental

Con respecto a la composición de la comunidad de macroinvertebrados encontrada en los distintos sitios de estudio del Maipo, esta fue concordante con lo encontrado en diversos estudios alrededor del mundo, en los cuales se describe alta abundancia principalmente de Oligoquetos, Nemátoda, Chironomidae y Gastropoda en lugares altamente perturbados con contaminación de origen agrícola, industrial y doméstica (Azrina y col., 2006; Theodoropoulos y col., 2015). Estudios en Chile, por ejemplo, Córdova y col. (2009) describen alta abundancia de Dugessidae, de insectos como Chironomidae, Hidropsychidae e Hydroptilidae y del gastrópodo Physidae en sitios con alto impacto de contaminación agrícola y doméstica en el estero Limache en la quinta región de Valparaíso, en comparación a los sitios menos impactados por la contaminación en el mismo cauce, en los cuales abundaron el plecóptero Perlidae y el efemeróptero Leptophlebiidae. En el caso de los sitios del Maipo considerados en este estudio, en todos ellos hubo alta presencia del díptero Chironomidae, y baja presencia de organismos como Ephemeroptera y Plecóptera, lo cual es reflejo del impacto antrópico inherente de un cauce cercano a una gran ciudad, como es el caso del río Maipo, por lo cual, al comparar la composición de la comunidad de macroinvertebrados entre los sitios agrupados según el grado de contaminación (contaminados vs menos contaminados) no fue posible diferenciarlos claramente entre ambos grupos. Por otra parte, al agrupar los sitios según el tipo de cauce (canal vs central), la composición de la comunidad de macroinvertebrados se diferencia claramente entre los tipos de cauce, habiendo mayor abundancia del Gastrópoda del género *Littoridina* en los cauces de tipo canal, en comparación a los cauces de tipo central donde hubo mayor abundancia

de insectos en particular Chironomidae, resultados similares fueron reportados por Habit y col. (1998) quienes describieron una composición distinta en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos entre los canales de regadío y el cauce central del río Itata, en la región de Ñuble, donde encontraron mayor abundancia de gastrópodos y oligoquetos en los canales, mientras que en el cauce central había mayor abundancia de Trichóptera, Plecóptera y Odonata. Este resultado sugiere que para el caso de esta tesis el factor tipo de cauce resulta ser un mejor indicador para determinar la comunidad de macroinvertebrados presentes en los sitios, a diferencia del factor contaminación.

Para las variables en que se obtuvo diferencias significativas, el ANOVA por contrastes mostró que en el sitio menos contaminado (SFM) hubo mayor índice de diversidad de Shannon-Weaver y mayor riqueza de taxas en comparación a los sitios más contaminados de la cuenca del Maipo. La literatura muestra en general, que en ríos que presentan gradientes de contaminación urbana, agrícola e industrial, de similares características a las del río Maipo, reportan una disminución en la diversidad de macroinvertebrados por efecto de la contaminación (Nedea y col., 2003; Azrina y col., 2006; Hepp y col., 2010; Egler y col., 2012; Kim y col., 2016; Matlou y col., 2017).

A pesar de los cambios en la composición de la comunidad de macroinvertebrados por efecto de la contaminación y el tipo de cauce, los organismos raspadores representaron más del 60% de la densidad total de macroinvertebrados bentónicos en todos los sitios de estudio de la cuenca del Maipo. Este resultado indica que, a pesar de las presiones antrópicas existentes en los sitios, la funcionalidad de la comunidad de macroinvertebrados no se ve afectada, esto es porque los grupos alimenticios que se pueden encontrar en los ríos están estrechamente relacionados

con la diversidad de recursos alimenticios disponibles (Moraes y col., 2014). Por ejemplo, la abundancia de trituradores es mayor en ríos con bosques nativos y la vegetación ribereña, mientras que los filtradores y raspadores aumentan en abundancia en ríos con calidad de vegetación ripariana disminuida o degradada (Moraes y col., 2014; Brand y Miserendino, 2015). En el caso del río Maipo, el cuál en varias zonas a lo largo de su extensión se encuentra cercano a plantaciones forestales y agrícolas, en estas zonas en particular la vegetación ribereña tiende a ser sustituida y/o a desaparecer (Carrasco y col., 2014). En esta tesis todos los sectores visitados del cauce del Maipo, presentaron escasa o media vegetación ripariana nativa y/o exótica, sin embargo, según los resultados de esta tesis, esta vegetación al parecer es suficiente para mantener la misma funcionalidad de la comunidad de macroinvertebrados en todos los sitios, resultado similar describen Fierro y col. (2017b) quienes estudiaron la comunidad de macroinvertebrados y los grupos alimenticios funcionales en los ríos Queule, Lingue y Chaihuin ubicados en el centro sur de Chile, los cuales se encuentran rodeados con distintos usos de suelo, en los ríos prístinos y con vegetación nativa se observó mayor riqueza y diversidad de macroinvertebrados bentónicos en comparación a los ríos rodeados con plantación exótica y agricultura. Sin embargo, el grupo alimenticio funcional colectores dominó en todos los sitios, los autores explicaron que independiente de la calidad del bosque ripariano, la presencia de algún tipo de vegetación es suficiente para proveer de alimento y refugio para los macroinvertebrados y mantener la funcionalidad de éstos dentro del ecosistema.

Contenido estomacal del Pejerrey e índice de selección de dieta (Índice de Chesson).

En la literatura, la información respecto al efecto de las perturbaciones sobre la dieta de los peces expuestos es escasa. Fierro y col. (2016) indicaron que los macroinvertebrados encontrados en el estómago de la trucha arcoíris en los ríos Moncul y Queule en Chile, reflejan a la comunidad de macroinvertebrados en el ambiente, estos autores observaron una menor riqueza y diversidad de taxa en el ambiente y en el contenido estomacal de la trucha, en los sitios con vegetación exótica, a diferencia de los sitios con bosque nativo. En el presente estudio, el análisis de ANOVA por contraste detectó que los pejerreyes que habitan en los cauces centrales consumieron mayor cantidad de zoobentos, pero con una menor diversidad de taxa, en comparación a los sitios de cauce tipo canal, lo cuales es similar al estudio de Habit y col. (2005) quienes encontraron mayor riqueza de taxa de macroinvertebrados en los estómagos del bagre chico (*Trichomicterus areolatus*) habitando en los canales de regadío en comparación con los que habitan el cauce central del río Itata. Por otra parte, en el sitio menos contaminado se encontró mayor abundancia de zoobentos en el contenido estomacal de los pejerreyes en comparación al contenido estomacal de los pejerreyes en los sitios más contaminados, pero la diversidad de macroinvertebrados consumidos por los pejerreyes fue similar entre los sitios más contaminados y menos contaminado.

Al considerar todos los estómagos de los pejerreyes provenientes de todos los sitios, los insectos fueron el grupo más diverso, sin embargo, particularmente la familia Chironomidae se encontró en todos los estómagos de los pejerreyes, pero sólo en el sitio SFM (No contaminado-Central) los Chironomidae tuvieron la mayor abundancia en el contenido estomacal. La familia Chironomidae ha sido descrita como una de las

principales presas para los pejerreyes representando incluso más del 50% del contenido estomacal (Urzúa y col., 1977; Acuña y col., 2005), por lo que se podría considerar como un ítem alimenticio basal en la dieta de *B. microlepidotus*. En cuanto al consumo de grupos alimenticios funcionales, el grupo de los raspadores representa más del 50% de la abundancia de total del contenido estomacal de los pejerreyes en todos los sitios, lo cual es reflejo de la alta abundancia de este gremio en los ambientes estudiados.

El índice de Chesson mostró selección por el Gastrópodo Physidae en los sitios de cauce canal, central y contaminado, mientras en el sitio menos contaminado hubo selección de los Dípteros Muscidae y Athericidae. Esto sugiere que Physidae sería una presa de fácil captura para *B. microlepidotus*, debido a que Physidae se encuentra adherido a las rocas en el fondo del cauce y presenta baja movilidad (Hanson y col., 2010), por lo cual, la probabilidad de captura de Physidae es mayor.

Calidad del alimento para el pejerrey: contenido calórico y lipídico en los macroinvertebrados bentónicos.

Los pejerreyes que habitan los sitios menos contaminados y de cauce central tienen un alimento de mayor aporte energético y lipídico en comparación a los que habitan en los sitios contaminados y de cauce canal. Estudios que traten la calidad de los macroinvertebrados como alimento para poblaciones naturales de peces son tremendamente escasos, Cobo y col. (2000) destacan la importancia de estudiar la comunidad de macroinvertebrados no solo de manera cuantitativa, sino que también cualitativa, para así predecir de mejor manera el efecto de las alteraciones en la

comunidad de zoobentos sobre los niveles tróficos superiores, en este sentido, en su trabajo determinaron el contenido calórico y lipídico de un grupo de insectos (coleópteros, Trichopteros y Dípteros) donde obtuvieron un promedio de 5426.58 cal/gr y un 22.62% de contenido lipídico. Estos resultados fueron similares a los encontrados en esta tesis para los cauces centrales y menos contaminados, y como se mencionó anteriormente, en estos cauces hubo mayor abundancia de insectos lo que explica el alto contenido calórico en los macroinvertebrados de estos sitios. Por otra parte, en los sitios con cauce tipo canal y contaminados, hubo mayor abundancia de gastrópodos en el ambiente, Hondolero y col. (2012) determinaron el contenido calórico para un grupo de gastrópodos donde obtuvieron aproximadamente 766.7 cal/gr, resultado que se asemeja al contenido calórico obtenido en esta tesis para los sitios de tipo canal y contaminados (776.4 cal/gr y 1627.4 cal/gr respectivamente). Heras y col. (1998) determinó el contenido lipídico de juveniles del gastrópodo *Pomacea canaliculata* (Lamarck, 1828) determinando un 2% de contenido lipídico en peso seco, muy similar al contenido lipídico obtenido para los macroinvertebrados de los sitios contaminados y de cauce canal (3.03% y 0.39% respectivamente). En resumen, el valor del contenido calórico y lipídico observado en los distintos sitios, esta relacionado directamente con el tipo de organismos que forman la comunidad de macroinvertebrados, ya que, según lo discutido anteriormente, los gastrópodos poseen un contenido calórico y lipídico muy inferior en comparación con los insectos. Lo cual podría afectar sobre los niveles tróficos superiores, por ejemplo, sobre la condición fisiológica de los organismos consumidores de zoobentos, como es el caso de *B. microlepidotus*.

Condición fisiológica de B. microlepidotus: razón RNA/DNA.

No se detectó diferencias significativas en la razón RNA/DNA entre los sitios de estudio del Maipo, por efecto de los factores condición o tipo de cauce, por lo tanto, la condición fisiológica de los peces es similar entre los sitios. El valor de la razón RNA/DNA presente en los sitios (mayor a 10) indica una buena condición fisiológica de los peces, en la literatura, el valor de la razón RNA/DNA de peces expuestos a distintos tipos de estrés varía entre 1 y 3 (Chung y col., 1998; Adham 2002). Este resultado se puede deber a que los peces logran conseguir suficiente alimento independiente de las presiones antrópicas existentes en los sitios, e independiente de la calidad del alimento, permitiéndoles mantener una buena condición fisiológica.

Posición trófica del pejerrey Basilichthys microlepidotus.

La posición trófica de los pejerreyes varió por afecto únicamente del factor contaminación, encontrándose mayor posición trófica de los pejerreyes habitando el sitios menos contaminado, en comparación con la posición trófica de los pejerreyes de los sitios más contaminados. En la literatura se explica que la posición trófica de un organismo puede ser afectada por tres factores: la carga isotópica del ambiente, relacionada principalmente a la incorporación de contaminantes orgánicos y nitrogenados, los cuales aumentan la posición trófica de todos los organismos expuestos (Lee y col., 2018), el estado fisiológico o estado nutricional del organismo (Hobson y col., 1993; Ducett y col., 1999), y los hábitos alimenticios relacionado a la dieta directa del organismo (Post, 2002; Caut y col., 2009). Para el caso de esta tesis, la mayor posición trófica encontrada en los peces del sitio menos contaminado (SFM),

no puede ser explicada por efecto de la carga ambiental, ya que este sitio es el que presenta menor grado de impacto antrópico, tampoco por efecto del estado nutricional, ya que en los resultados no se detectó un efecto del factor condición sobre la condición fisiológica del pejerrey. Por lo tanto, la mayor posición trófica se podría explicar por la dieta del pejerrey, esto cobra sentido ya que como se discutió anteriormente, en los sitios no contaminados hay mayor riqueza y diversidad de zoobentos, lo que implica en una mayor oferta de alimentos para el pejerrey, por lo cual existe una mayor probabilidad de consumir individuos de macroinvertebrados de posiciones tróficas altas, lo cual tendería a aumentar la posición trófica del pejerrey, por ejemplo, con el consumo de las familias Athericidae y Muscidae, las cuales son larvas de dípteros de hábitos depredadores, por lo que al alimentarse de estos dípteros los pejerreyes aumentarían su posición trófica, en comparación a los sitios en los cuales los pejerreyes no depredan estos dípteros.

CONCLUSIÓN

Los antecedentes recolectados en este estudio muestran que la comunidad de macroinvertebrados bentónicos es afectada por las perturbaciones antrópicas, por ejemplo, los gastrópodos en particular Physidae son más comunes en los canales y en los sitios más contaminados, al igual que otros taxa como lo son los Nemátodos y Anélidos. Por otra parte, en el sitio más limpio y menos contaminado abundan organismos de la clase Insecta. Estos cambios en la comunidad afectan la calidad del alimento para el pejerrey *B. microlepidotus*, siendo menor en los sitios de mayor perturbación antrópica, sitios más contaminados y de cauce tipo canal. Sin embargo, no se observó una condición fisiológica o estado nutricional disminuido en los peces que habitan estas zonas, ya que los peces logran alimentarse a pesar de las perturbaciones antrópicas, lo cual les permite mantener una buena condición fisiológica. Pero, los cambios en la comunidad de macroinvertebrados, si afectan sobre la posición trófica del pejerrey, encontrándose mayor posición trófica en el sitio menos contaminado, esto debido a la mayor diversidad de insectos presentes en este sitio, y al consumo por parte de *B. microlepidotus* de insectos depredadores como lo son Muscidae y Athericidae.

Esta tesis demuestra que el efecto de las actividades antrópicas como lo son la contaminación y la canalización de las aguas no solo afecta la composición de la comunidad de macroinvertebrados, sino que existe una respuesta más compleja que involucra toda la estructura trófica de la comunidad, pudiendo afectar la calidad del alimento disponible y la posición trófica de los organismos consumidores.

BIBLIOGRAFIA

Acuña, P., Vila, I., Pardo, R. y Comte, S. (2005) Caracterización espacio-temporal del nicho trófico de la fauna íctica andina del río Maule, Chile. *Gayana*. 69(1): 175-179.

Adham, K.G. (2002) Sublethal effects of aquatic pollution in Lake Maryut on the African sharptooth catfish, *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822). *Journal of Applied Ichthyology*. 18: 87-94.

Alvial, I.E., Tapia, D.H., Castro, M. J., Duran, B.C. y Verdugo, C. A. (2012) Analysis of benthic macroinvertebrates and biotic indices to evaluate water quality in rivers impacted by mining activities in northern Chile. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*. 407 (1): 1-16.

Anderson, C. y Cabana, G. (2007) Estimating the trophic position of aquatic consumers in river food webs using stable nitrogen isotopes. *Journal of the North American Benthological Society*. 26: 273-285.

Azrina, M.Z., Yap, C.K., Ismail, A.R., Ismail, A. y Tan, S.G. (2006) Antropogenic impacts on the distribution and biodiversity of benthic macroinvertebrates and water quality of the Langat River, Peninsular Malaysia. *Ecotoxicology and Environmental*

Safety. 64: 337-347.

Bahamondes, I., Soto, D. y Vila, I. (1979) Hábitos alimentarios de las especies de Atherinidae del Embalse Rapel. Medio Ambiente. 4:3–18.

Belcheva, N., Itomina, A., Dovzhenko, N., Lishavskaya, T. y Chelomin, V. (2015) Using heavy metal content and lipid peroxidation indicators in the tissues of the mussel *Crenomytilus grayanus* for pollution assessment after marine environmental remediation. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 4: 481-488.

Ben-David, M., McColl, C.J., Boonstra, R. y Karels, T.J. (1999) ¹⁵N signatures do not reflect body condition in Arctic ground squirrels. Canadian Journal of Zoology. 77: 1373-1378.

Brand, C. y Miserendino, M.L. (2015) Testing the performance of macroinvertebrate metrics as indicators of changes in biodiversity after pasture conversion in Patagonian mountain streams. Water, Air & Soil Pollution. 226: 370-388.

Camargo, J.A. y Alonso, A. (2006) Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. Environment International. 32: 831-849.

Campos, H., Dazarola, G., Dyer, B., Fuentes, L., Gavilán, J. F., Huaquín, L., Martínez, G., Meléndez, R., Pequeño, G., Ponce, F., Ruiz, V. H., Sielfeld, W., Soto, D., Vega, R. y Vila, I. (1998) Categoría de conservación de peces nativos de aguas continentales de Chile. Boletín del Museo de Historia Natural. 47: 101-122.

Carrasco, S. Haunstein, E., Peña-Cortés, F., Bertrán, C., Tapia, J y Vargas-

Chacoff, L. (2014) Evaluación de la calidad de vegetación ribereña en dos cuencas costeras del sur de Chile mediante la aplicación del índice QBR, como base para su planificación y gestión territorial. *Gayana Botánica*. 71(1): 1-9.

Carpenter, S.R., Caraco, N.F., Correll, D.L., Howarth, R.W., Sharpley A.N. y Smith, V.H. (1998) Nonpoint pollution of Surface Waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*. 8: 559-568.

Caut, S., Angulo, E. y Courchamp, F. (2009) Variation in discrimination factors ($\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$): the effect of diet isotopic values and applications for diet reconstruction. *Journal of Applied Ecology*. 46: 443-453.

Cherel, Y., Hobson, K.A., Bailleul, F. y Groscolas, R. (2005) Nutrition, physiology, and stable isotopes: new information from fasting and molting penguins. *Ecology*. 86: 2881-2888.

Chung, K.S., Segnini, M.I. y Donaldson, E.M. (1998) RNA-DNA ratio as physiological condition of rainbow trout fry fasted and fed. *Italian Journal of Zoology*. 65: 517-519.

Comte, S. y Vila, I. (1992) Spawning of *Basilichthys microlepidotus* (Jenyns). *Journal of Fish Biology*. 41: 971–981.

Cooper, C.M. (1992) Biological effects of agriculturally derived surface water pollutants aquatic systems: A review. *Journal of Environmental Quality*. 22: 402-408.

Córdova, S., Gaete, H., Aránguiz, F. y Figueroa, R. (2009) Evaluación de la calidad de las aguas del estero Limache (Chile central), mediante bioindicadores y bioensayos. *Latin American Journal of Aquatic Research*. 37: 199-209.

Covich, A.P., Palmer, M.A. y Crowl, T.A. (1999) The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems. *BioScience*. 94: 119-127.

Cobo, F., Mera, A. y González, M.A. (2000) Análisis químico y contenido energético de algunas familias de insectos holometábolos dulceacuícolas. *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*. 10: 77-86.

Cummins, K.W. y Klug, M.J. (1979) Feeding ecology of stream invertebrates. *Annual Review in Ecology and Systematics*. 10: 147-172.

Diebel, M.W. y Vander-Zanden, M.J. (2009) Nitrogen stable isotope in streams: effects of agricultural sources and transformations. *Ecological Applications*. 19(5): 1127-1134.

Dirección general de aguas (2003) Evaluación de los recursos hídricos superficiales en la cuenca del río Maipo, Informe técnico. Ministerio de Obras Públicas. Gobierno de Chile.

Dirección general de aguas (2004) Diagnostico y clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad, cuenca del Rio Maipo. Ministerio de Obras Públicas, Gobierno de Chile.

Dobson, A.P., Bradshaw, A.D. y Baker, A.J.M. (1997) Hopes for the future: Restoration ecology and consevation biology. *Science*. 277: 515-522.

Kim, D-H., Chon, T-S., Kwak, G-S., Lee, S-B y Park, Y-S. (2016) Effects of land use types on community structure patterns of benthic macroinvertebrates in streams of urban areas in the south of the Korea Peninsula. *Water*. 8(187): 1-18.

Doucett, R.R., Booth, R.K., Power, G. y McKinley, R.S. (1999) Effects of the

spawning migration on the nutritional status of anadromous Atlantic salmon (*Salmo salar*): insights from stable-isotope analysis. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science. 56: 2172-2180.

Duarte, W., Feito, R., Jara, C., Moreno, C. y Orellana, A. E. (1971) Ictiofauna del sistema hidrográfico del río Maipo. Boletín del Museo Nacional de Historia Natural. 32:227-268.

Egler, M., Buss, D.F., Moreira, J.C. y Baptista, D.F. (2012) Influence of agricultural land-use and pesticides on benthic macroinvertebrate assemblages in an agricultural river basin in southeast Brazil. Brazilian Journal of Biology. 72(3): 437-443.

Fierro, P., Bertrán, C., Mercado, M., Peña-Cortés, F., Tapia, J., Hauenstein, E., Caputo, L. y Vargas-Chacoff, L. (2015) Landscape composition as a determinant of diversity and functional feeding groups of aquatic macroinvertebrates in southern rivers of the Araucanía, Chile. Latin American Journal of Aquatic Research. 43(1): 186-200.

Fierro, P., Quilodrán, L., Bertrán, C., Arismendi, I., Tapia, J., Peña-Cortés, F., Hauenstein, E., Arriagada, R., Fernández, E. y Vargas-Chacoff, L. (2016) Rainbow trout diet and macroinvertebrates assemblages responses from watersheds dominated by native and exotic plantations. Ecological Indicators. 60: 655-667.

Fierro, P., Valdovinos, C., Vargas-Chacoff, L., Bertrán, C. y Arismendi, I. (2017a) Macroinvertebrates and Fishes as Bioindicators of Stream Water Pollution. En: Hlanganani Tutu (eds), Water Quality. pp 23-38. IntechOpen.

Fierro, P., Bertrán C, Tapia, J., Hauenstein, E., Peña-Cortés, F., Vergara, C., Cerna, C. y Vargas-Chacoff, L. (2017b) Effects of local land-use on riparian vegetation, water

quality, and the functional organization of macroinvertebrate assemblages. *Science of the Total Environment*. 609: 724-734.

Figueroa, R., Valdovinos, C., Araya, E. y Parra, O. (2003) Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua de ríos del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*. 76: 275-285.

Foley, C.J., Bradley, D.L. y Höök, T.O. (2016) A review and assessment of the potential use of RNA:DNA ratios to assess the condition of entrained fish larvae. *Ecological Indicators*. 60: 346-357.

Fry, B. (2008) Stable Isotope Ecology. 1^{er} Edition. Springer.

Fu, L., Jiang, Y., Ding, J., Liu, Q., Peng, Q.Z. y Kang, M.Y. (2015) Impacts of land use and environmental factors on macroinvertebrate functional feeding groups in the Dongjiang River basin, southeast China. *Journal of Freshwater Ecology*. 31: 21-35.

Habit, E., Bertrán, C., Arévalo, S. y Victoriano, P. (1998) Benthonic fauna of the Itata river and irrigation canals (Chile). *Irrigation Science*. 18:91-99.

Habit, E., Victoriano, P. y Campos, H. (2005) Ecología trófica y aspectos reproductivos de *Trichomycterus areolatus* (Pisces, Trichomycteridae) en ambientes lóticos artificiales. *Revista de Biología Tropical*. 53: 195-210.

Hammer, O., Harper, D.A.T. y Ryan, P.D. (2001) Past: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*. 4(1): 9pp., 178kb.

Hanson, P., Springer, M. y Ramirez, A. (2010) Introducción a los grupos de

macroinvertebrados acuáticos. *Revista de Biología Tropical*. 58: 3-37.

Hepp, L.U., Milesi, S.V., Blasi, C. y Restello, R.M. (2010) Effects of agricultural and urban impacts on macroinvertebrate assemblages in streams (Rio Grande do Sul, Brazil). *Zoologia*. 27(1): 106-113.

Heras, H., Garín, C.F. y Pollero, R.J. (1998) Biochemical composition and energy sources during embryo development and in early juveniles of the snail *Pomacea canaliculate* (Mollusca: Gastrópoda). *The Journal of Experimental Zoology*. 280: 375-383.

Hertz, E., Trudel, M., Cox, M.K. y Mazumder, A. (2015) Effects of fasting and nutritional restriction on the isotopic ratios of nitrogen and carbon: a meta-analysis. *Ecology and Evolution*. 5: 4829-4839.

Hobson, K.A., Alisauskas, R.T. y Clark, R.G. (1993) Stable-nitrogen isotope enrichment in avian tissues due to fasting and nutritional stress: implications for isotopic analyses of diet. *The Condor*. 95: 388-394.

Hondolero, D., Bluhm, B.A. y Iken, K. (2012) Caloric content of dominant benthic species from the northern Bering and Chukchi Seas: historical comparisons and the effects of preservation. *Polar Biology*. 35:637-644.

Iwasaki, Y., Kagaya, T., Miyamoto, K. y Matsuda, H. (2009) Effects of heavy metals on riverine benthic macroinvertebrate assemblages with reference to potential food availability for drift-feeding fishes. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 28: 354-363.

Kadri, S., Metcalfe, N.B., Huntingford, F.A. y Thorpe, J.E. (1995) What controls the onset of anorexia in maturing adult female Atlantic salmon? *Journal of Functional Ecology*. 9: 790-797.

Kearns, P.K. y Atchison, G.J. (1979) Effects of trace metal son growth of yellow perch (*Perca flavescens*) as measured by RNA-DNA ratio. *Environmental Biology of Fishes*. 4: 383-387.

Kohler, S. L. (1992) Competition and the Structure of a Benthic Stream Community. *Ecological Monographs*. 62(2): 165-188.

Krebs, C. J. (2014) Chapter 14: Niche measures and resource preferences. En: Krebs, C. J., (ed.) *Ecological Methodology*, 3 era ed. pp.596-653. University of British Columbia.

Lawrence, A. y Hemingway, K. (2003) Molecular/cellular processes and the physiological response to pollution. En: Lawrence, A. y Hemingway, K. (ed.) *Effects of pollution on fish: Molecular effects and population responses*. pp.83-117. Blackwell Science.

Lee, K.Y., Graham, L., Spooner, D.E. y Xenopoulos, M.A. (2018) Tracing anthropogenic inputs in stream foods webs with stable carbon and nitrogen isotope systematics along an agricultural gradient. *Plos One*. 13(7): 1-19.

Lenat, D.R. y Penrose, D.L. (1996) History of the EPT taxa richness metric. *Bulletin of the North American Benthological Society*. 12(13): 279-290.

Lohius, T.D., Harlow, H.J. y Beck, T.D. (2007) Hibernating black bears (*Ursus*

americanus) experience skeletal muscle protein balance during Winter anorexia. Comparative Biochemistry and Physiology, Part B. 147: 20-28.

Malzahn, A.M., Aberle, N., Clemmesen, C. y Boersma, M. (2007) Nutrient limitation of primary producers affects planktivorous fish condition. Limnology and Oceanography. 52(5): 2062-2071.

Matlou, K., Addo-Bediako, A. y Jooste, A. (2017) Benthic macroinvertebrate assemblage along a pollution gradient in the Steelpoort River, Olifants River System. African Entomology. 25(2): 445-453.

Matson, P.A., Parton, W.J., Power, A.G. y Swift, M.J. (1997) Agricultural intensification and ecosystem properties. Science. 277: 504-509.

Mekota, A.M., Grupe, G., Ufer, S. y Cuntz, U. (2006) Serial analysis of stable nitrogen and carbon isotopes in hair: monitoring starvation and recovery phases of patients suffering from anorexia nervosa. Rapid Communications in Mass Spectrometry. 20: 1604-1610.

Menetrey, N., Oertli, B., Sartori, M., Wagner, A. y Lachavanne, J.B. (2008) Eutrophication: are mayflies (Ephemeroptera) good bioindicators for ponds? Hydrobiologia. 597: 125-135.

Merritt, R.W. y Cummins, K. (2006) Trophic relationships of macroinvertebrates. En: Hauer, F.R. y Lamberti, G.A. (eds), Methods in Stream Ecology. 2ª Edición. pp 585-601. Academic Press, San Diego.

Minagawa, M. y Wada, E. (1984) Stepwise enrichment of $\delta^{15}\text{N}$ along food chains:

further evidence and the relation between $\delta^{15}\text{N}$ and age. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 48:1135–1140.

Moraes, A.B., Wilhelm, A.E., Boelter, T., Stenert, C., Schulz, U.H. y Maltchik, L. (2014) Reduced riparian zone width compromises aquatic macroinvertebrate communities in streams of southern Brazil. *Environmental Monitoring Assessment*. 186: 7063–7074.

Moyle, P.B. y Leidy, R.A. (1992) Loss of biodiversity in aquatic ecosystems evidence from fish faunas. En: Fiedler, P.L. y Jain, S.K. (eds), *Conservation Biology*. pp 127-169. Springer, Boston.

Muñoz, B. (2007) Cambios en la riqueza íctica del río Maipo. Tesis Biología con Mención en Medio Ambiente, Facultad de Ciencias, Universidad de Chile.

Neddeau, E.J., Merritt, R.W. y Kaufma, M.G. (2003) The effect of an industrial effluent on an urban stream benthic community: water quality vs. habitat quality. *Environmental Pollution*. 123: 1-13.

Orrego, J. (2002) El estado de las aguas terrestres en Chile: cursos y aguas subterráneas. Terram. Santiago. 1-69.

Palma, A. (2013) Guía para la identificación de invertebrados acuáticos. 1era Edición. pp. 122

Patang, F., Soegianto, A. y Hariyanto, S. (2018) Benthic macroinvertebrates diversity as bioindicator of water quality of some rivers in East Kalimantan, Indonesia. *International Journal of Ecology*. 2018: 1-11.

Philips, N. (2004) Stream biomonitoring using species traits. *Water & Atmosphere*. 12: 8-9.

Post, D.M. (2002) Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. *Ecology*. 83(3): 703-718.

Príncipe, R.E., Gualdoni, C.M., Oberto, A. M., Raffaini, G.B. y Corigliano, M.C. (2010) Spatial-temporal patterns of functional feeding groups in mountain streams of Córdoba, Argentina. *Ecología Austral*. 20: 257-268.

R Core Team (2018) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.

Raksheskar, G.A. (2012) Influenced of Cypermethrin on DNA, RNA and RNA/DNA ratio in gills of the freshwater fish *Channa striata*. *Bioscience Discovery*. 3(1): 17-19.

Rau, G.H., Sweeney, R.E., Kaplan, I.R., Mearns, A.J. y Young, D.R. (1981) Differences in animal ^{13}C , ^{15}N and D abundance between a polluted and an unpolluted coastal site: likely indicators of sewage uptake by a marine food web. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 13: 701-707.

Redding, T. A. y Midlen, A. B. (1992) Estudio de la producción piscícola en los canales de riego. FAO Documento Técnico de Pesca. N° 317. 114 pp.

Richard, P., Bergeron, J.P., Boulhic, M., Galois, R. y Person-Le Ruyet, J. (1991) Effect of starvation on RNA, DNA and protein content of laboratory-reared larvae and juveniles of *Solea solea*. *Marine Ecology Progress Series*. 72: 69–77.

Sabando, M.G. (2010) Organización funcional de las comunidades de

macroinvertebrados (Clase: Insecta) en tres cuencas de la zona central de Chile. Tesis para optar al grado de Magister en Ciencias Biológicas. Facultad de Ciencias, Universidad de Chile.

Simaika, J.P. y Samways, M.J. (2011) Comparative assessment of indices of freshwater habitat conditions using different invertebrate taxon sets. *Ecological Indicators*. 11: 370-378.

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

Suthers, I.M., Cleary, J.J., Battaglione, S.C. y Evans, R. (1996) Relative RNA content as a measure of condition in larval and juvenile fish. *Marine and Freshwater Research*. 47: 301–307.

Theodoropoulos, C., Aspridis, D. y Lliopoulou-Georgudakii, J. (2015) The influence of land use on freshwater macroinvertebrates in a regulated and temporary Mediterranean river network. *Hydrobiologia*. 751: 201-213.

Timofeyev, M.A., Shatilina, Z.M., Kolesnichenko, A.V., Bedulina, D.S., Kolesnichenko, V.K., Pflugmacher, S. y Steinberg, C.E.W. (2007) Natural organic matter (NOM) induces oxidative stress in freshwater amphipods *Gammarus lacustris* Sars and *Gammarus tigrinus* (Sexton). *Science of the Total Environment*. 366:673-681.

Travnichek, V. H. y Maceina, M. J. (1994) Comparison of flow regulation effects on fish assemblages in shallow and deep-water habitats in the Tallapoosa river, Alabama. *Journal of Freshwater Ecology*. 9: 207-216.

Tupinambás, T.H., Callisto, M. y Santos, G.B. (2007) Benthic macroinvertebrate assemblage structure in two headwater streams, south-eastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoología*. 24(4): 887-897.

Urzúa, R., Díaz, C., Karmy, E. y Moreno, C. (1977) Alimentación natural de *Basilichthys australis* (Eigenmann) en Tejas Verdes, Chile. (Atheriniformes, Atherinidae). *Biología Pesquera*. 9: 45-61.

Vander-Zanden, M.J., Cabana, G. y Rasmussen, J.B. (1997) Comparing trophic position of freshwater fish calculated using stable nitrogen isotope ratios ($\delta^{15}\text{N}$) and literature dietary data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*. 54: 1142–1158.

Vander-Zanden, M.J., Vadebonoeur, Y., Diebel, M.W. y Jeppense, E. (2005) Primary consumer stable nitrogen isotopes as indicators of nutrient source. *Environmental Science and Technology*. 39: 7509-7515.

Vega-Retter, C., Muñoz-Rojas, P., Vila, I., Copaja, S. y Véliz, D. (2014) Genetic effects of living in a highly polluted environment: the case of the silverside *Basilichthys microlepidotus* (Jenyns) (Teleostei: Atherinopsidae) in the Maipo River basin, central Chile. *Population Ecology*. 56:569-579.

Vega-Retter, C., Rojas-Hernandez, N., Vila, I., Espejo, R., Loyola, D. E., Copaja, S., Briones, M., Nolte, A. W. y Véliz, D. (2018) Differential gene expression revealed with RNA-Seq and parallel genotype selection of the ornithine decarboxylase gene in fish inhabiting polluted areas. *Scientific Reports*. 8:1-13.

Véliz, D., Catalán, L., Pardo, R., Acuña, P., Díaz, A., Poulin, E. y Vila, I. (2012) The

genus *Basilichthys* (Teleostei: Atherinopsidae) revisited along its Chilean distribution range (21° to 40°S) using variation in morphology and mtDNA. *Revista Chilena de Historia Natural*. 85:49-59.

Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenko, J. y Melillo, J.M. (1997) Human domination of Earth's ecosystems. *Science*. 277: 494-499.

Wallace, J.B. y Webster, J.R. (1996) The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual Review of Entomology*. 41: 115-139.

Williams, L.R., Taylor, C.M. y Warren Jr., M.L. (2003) Influence of fish predation on assemblage structure of macroinvertebrates in an intermittent stream. *Transactions of the American Fisheries Society*. 132: 120-130.

World Water Assessment Programme (2017) World Water Assessment Programme. The United Nations World Water Development Report 2017: Wastewater the untapped resource. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, 7, place de Fontenoy, 75352 Paris 07 SP, France.

ANEXOS

Anexo 1. Protocolo “Back Extraction Buffer (BEB)”.

Los reactivos utilizados para BEB fueron los siguiente: Tiocianato de guanidina 4 M, citrato de sodio 50 mM y Tris 1 M pH 8.0 (base libre). Utilizando el siguiente protocolo:

1) Después de la separación de fases (procedimiento de aislamiento de ARN), elimine cualquier fase acuosa restante que se superponga a la interfase y agregue BEB a la mezcla de fase orgánica interfásica. Use 0.5 ml de BEB por cada 1.0 ml de Trizol utilizado para la homogeneización inicial. Vigorosamente mezclar por inversión durante 15 segundos e incubar durante 10 minutos a temperatura ambiente. **2)** Realice la separación de fases por centrifugación a 12000 x g durante 15 minutos a 4°C. **3)** Transfiera la fase acuosa superior que contiene ADN a un tubo limpio y guarde la fase orgánica y la interfase a 4°C para el subsiguiente aislamiento de la proteína. **4)** Precipitar el ADN de la fase acuosa añadiendo 0,4 ml de isopropanol por 1 ml de Trizol utilizado para la homogeneización inicial. El volumen de isopropanol debe ser de 0,8 volúmenes de la fase acuosa. **5)** Mezcle el contenido del tubo por inversión y almacene durante 5 minutos a temperatura ambiente. Si el rendimiento de ADN esperado es inferior a 20 µg, agregue un micro vehículo como el glucógeno a la fase acuosa antes de la adición de isopropanol y mezcle. **6.** Sedimente el ADN por centrifugación a 12000

x g durante 5 minutos a 4-25°C y elimine el sobrenadante. Lavar el sedimento de ADN con 1,0 ml de etanol al 75% y proceder con la solubilización del ADN como se describe en el Paso 3.

Anexo 2. Diversidad, densidad promedio y grupo alimenticio funcional (gremio) de los macroinvertebrados bentónicos proveniente de los cuatro sitios de estudio.

Taxa	Gremio	Isla de Maipo IM (contaminado – canal)	Pelvin PEL (contaminado – canal)	Melipilla MEL (contaminado – central)	San Francisco de Mostazal SFM (No contaminado – central)
Nemátoda indet.	Generalista	462.22	51.11	246.67	491.11
Oligochaeta indet.	Colector Recolector	220	0	0	40
Turbellaria Tricladida Dugesiidae <i>Dugesia sp.</i>	Depredador	15.56	0	0	0
Hirudinea Rhynchobdellida Glossiphoniidae <i>Helobdella sp.</i>	Depredador	11.11	0	0	0
Gastrópoda MesoGastrópoda Hydrobiidae <i>Littoridina sp.</i>	Raspador	1482.22	1384.44	0	0
Bassomatophora Chiliniidae <i>Chilina sp.</i> Physidae	Raspador	0	93.3	0	0

<i>Physa</i> sp.	Raspador	17.78	0	144.44	0
Planorbidae					
<i>Biomphalaria</i> sp.	Raspador	22.22	0	0	0
Veneroida					
Sphaeriidae					
<i>Pisidium</i> sp.	Filtrador	0	11.11	0	0
Malacostraca					
Decapoda					
Aeglidae					
<i>Aegla</i> sp.	Depredador	0	13.33	0	0
Insecta					
Ephemeroptera					
Baetidae indet.	Colector	0	0	0	64.44
Odonata	Recolector				
Aeshnidae indet.	Depredador	2.22	0	0	0
Coleoptera					
Elmidae indet.	Triturador	8.89	4.44	348.89	208.89
Trichoptera					
Hydropsychidae	Colector				
<i>Smicridea</i> sp	Recolector	60	257.78	8.89	293.33
Hidrottilidae indet.	Raspador	0	337.78	4.44	126.67
Diptera					
Athericidae indet.	Depredador	0	0	15.56	44.44
Ephydriidae indet	Generalista	0	0	11.11	0
Muscidae indet	Depredador	0	2.22	0	6.67
Chironomidae indet.	Raspador	73.33	553.33	2682.22	2100

Anexo 3. Diversidad, abundancia promedio y grupo alimenticio funcional (gremio) de los macroinvertebrados bentónicos dentro del contenido estomacal de los pejerreyes provenientes de los cuatro sitios de estudio.

Taxa	Gremio	Isla de Maipo IM (contaminado – canal)	Pelvin PEL (contaminado – canal)	Melipilla MEL (contaminado – central)	San Francisco de Mostazal SFM (No contaminado – central)
Nemátoda indet.	Generalista	1.17	0.33	0	0
Gastrópoda					
MesoGastrópoda					
Hydrobiidae					
<i>Littoridina sp.</i>	Raspador	0	0.83	0	0
Bassomatophora					
Physidae					
<i>Physa sp.</i>	Raspador	1	1	82.33	13.83
Insecta					
Coleoptera					
Elmidae indet.	Triturador	0	0.17	1.33	0
Trichoptera					
Hydropsychidae	Colector				
<i>Smicridea sp</i>	Recolector	0	3.5	0	0
Hidrottilidae indet.	Raspador	0	11.83	0	3.67
Diptera					
Athericidae indet.	Depredador	0	0	0.67	2.33
Limoniidae indet.	Generalista	0	0	0	0.33
Muscidae indet.	Depredador	0	0	0	0.33
Chironomidae indet.	Raspador	3.5	6.5	48.33	42.67
Ostracoda					
Podocopida					
Cyprididae	Filtrador	0.17	1.5	0.17	0
Arachnida indet.	Depredador	0	0.67	0.17	0