



UNIVERSIDAD DE CHILE- FACULTAD DE CIENCIAS- ESCUELA DE PREGRADO

**ADAPTACIÓN DEL ÍNDICE BIÓTICO SIGNAL-2 (CHESSMAN, 2003) PARA
EVALUAR SALUD AMBIENTAL DE LA CUENCA DEL RÍO MAIPO, ZONA CENTRO-
SUR, CHILE**

*Seminario de Título entregado a la Universidad de Chile en cumplimiento parcial de los
requisitos para optar al Título de Bióloga con mención en Medio Ambiente*

Sakiko Tomita Vidal

Directora del Seminario de Título: M.Sc. Irma del Carmen Vila Pinto

Co-Director: Dr. Rodrigo Pardo Luksic

Diciembre 2022

Santiago - Chile



INFORME DE APROBACIÓN SEMINARIO DE TÍTULO

Se informa a la Escuela de Pregrado de la Facultad de Ciencias, de la Universidad de Chile que el Seminario de Título, presentado por la Srta. Sakiko Tomita Vidal

**“ADAPTACIÓN DEL ÍNDICE BIÓTICO SIGNAL-2 (CHESSMAN, 2003) PARA
EVALUAR SALUD AMBIENTAL DE LA CUENCA DEL RÍO MAIPO, ZONA CENTRO-
SUR, CHILE”**

Ha sido aprobado por la Comisión de Evaluación, en cumplimiento parcial de los requisitos para optar al Título de Bióloga con Mención en Medio Ambiente.

M.Sc. Irma Vila Pinto
Directora Seminario de Título

Dr. Rodrigo Pardo Luksic
Co-Director Seminario de Título

M.Cs. Sylvia Copaja
Presidente Comisión

Dra. Caren Vega
Evaluadora

Santiago de Chile, Diciembre, 2022

Biografía



Sakiko Tomita Vidal nació en Santiago, el 30 de julio de 1990. Curso parte de su enseñanza básica en el Colegio La Unión en Perú, para luego terminar su educación escolar en Chile en el Colegio John Dewey. Desde pequeña mostro interés por la ciencia especialmente la biología, razón por la cual ingreso a la carrera de Biología Ambiental en la Facultad de Ciencias de la Universidad de Chile el año 2012. El año 2017 curso Limnología; curso impartido por la profesora Irma Vila, sintiendo gran interés por dicha área de estudio. Por problemas económicos producto de la pandemia del COVID-19, solo pudo egresar teniendo que dejar de lado la realización de su seminario de título para ayudar a su familia, siendo contactada 2 años después por Daniela Pérez Orellana, amiga quien le presento al Dr. Rodrigo Pardo; ex alumno de la profesora Irma Vila, quien le ofreció ayuda como cotutor para poder realizar su seminario de título bajo la tutela de la profesora Irma Vila.

Dedicado a mis seres queridos y a mí, jamás pensé que lo lograría. Tras años de dudar de mí misma.

“ No dejes que nadie te robe tu imaginación, tu creatividad o tu curiosidad. Es tu lugar en el mundo; es tu vida. Conviértelo en la vida que quieres vivir.”

Mae Jemison

Agradecimientos

Mi más sincero agradecimiento

A Daniela Pérez Orellana, amiga que me dio la hermosa oportunidad de poder hacer este trabajo y apoyo de manera incondicional durante todo este tiempo.

A Irma Vila quien me inspiro con su gran profesionalismo, conocimiento y amabilidad. Mi deseo es poder seguir especializándome y llegar a ser una gran profesional que contribuya con la protección de los sistemas acuáticos continentales, tal cual lo ha hecho la Dra. Irma.

Al Dr. Rodrigo Pardo de AquaExpert, quien con su generosidad me permitió utilizar sus datos, enseñó con paciencia y dio herramientas para poder cumplir con este proceso. El cual pensé que no podría cumplir.

A mi prima Megumi Naito y hermana Eriko Tomita, que no dejaron que me rindiera y siguiera con mi proceso de formación.

A mi tía Sonia Vidal, que me dio un espacio protegido y cálido, para poder estudiar y escribir este trabajo.

A mi tío Takeo Naito y primo Yuuta Naito, quienes pese a las barreras de idioma me preguntaron sobre mi trabajo y sintieron real interés por lo que estaba escribiendo.

A mis padres por el apoyo y sacrificio de años lo cual permitió que pudiera educarme y desenvolverme en la sociedad.

Y al personal académico de la Universidad de Chile, quienes contribuyeron en mi formación.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

I. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1 Antecedentes generales	1
1.1.1 Aguas Continentales Superficiales	1
1.1.2 Medidas legislativas para la protección de las aguas superficiales.....	1
1.1.3 Estudios Integrales.....	3
1.1.4 Bioindicadores.....	3
1.1.5 Macroinvertebrados.....	4
1.2 Antecedentes específicos	5
1.2.1 Crisis Hídrica en Chile, zona centro sur.....	5
1.2.2 Medidas legislativas para la protección de las aguas continentales a nivel país y uso de Índices de Calidad de Aguas	6
1.2.3 Uso de macroinvertebrados en Chile e índice SIGNAL-2	8
1.3 Hipótesis.....	11
1.4 Objetivo General.....	11
1.5 Objetivos Específicos.....	11
II. MATERIALES Y MÉTODOS	13
2.1 Área de estudio.....	13
2.1.1 Cuenca Río Maipo.....	13
2.2 Muestreo.....	14
2.3 Taxas identificados de Macroinvertebrados	18

2.4	Análisis de datos.....	18
2.4.1	Índices comunitarios.....	18
2.4.2	Parámetros Físicos y químicos.....	19
2.4.3	Cálculo índice biótico SIGNAL-2 (Chessman, 2003)	19
2.4.4	Adaptación valores Tolerancia de Familias (Chessman, 2003)	20
2.4.5	Análisis multivariados.....	21
III.	RESULTADOS.....	23
3.1	Composición de MIB e índices comunitarios.....	23
3.2	Índice biótico SIGNAL-2.....	31
3.3	Caracterización Físicoquímica de los ríos	37
3.4	Relación entre comunidad de macroinvertebrados y variables ambientales	39
3.5	Estructura de la comunidad de macroinvertebrados entre zonas y parámetros que puedan afectar dicha organización.....	44
IV.	DISCUSIÓN.....	48
4.1	Caracterización de la cuenca del río Maipo mediante índice SIGNAL-2 ajustado	48
4.2	Variables ambientales y su efecto en la estructuración de las comunidades de MIB	54
V.	CONCLUSIONES	58
VI.	REFERENCIAS.....	59
VII.	ANEXOS	73

7.1 Base de datos biológicos (abundancia) de la cuenca del río Maipo.....	73
7.2 Valores de Tolerancia y Factor peso (w_i) asignado a las Familias de MIB (Chessman, 2003).....	78
7.3 Factores de las estaciones de la cuenca del río Maipo	80

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Estaciones de muestreo para la cuenca del río Maipo campaña primavera 2020.	15
Tabla 2. Clases según valor SIGNAL-2 (Chessman, 1995).	20
Tabla 3. Lista de MIB y sus abundancias totales registradas en la cuenca del río Maipo durante campaña primavera 2020. Grupo funcional alimentario (GFT) asignado, D: detritívoro; R: ramoneador; CF: colector filtrador; CR: colector recolector; P: predador; F: filtrador.	24
Tabla 4. Índices comunitarios de MIB en cada estación de monitorio de la cuenca del río Maipo.....	26
Tabla 5. Valores Tolerancia asignados por Chessman (2003) para taxas de Australia y valores Tolerancia ajustado a la cuenca del río Maipo.....	32
Tabla 6. Índice SIGNAL-2 de la cuenca del río Maipo. Signal-2: usando valores Tolerancia de Chessman(2003) y SIGNAL-2/ma: usando valores Tolerancia ajustado. Colores asignados indica clase de aguas, Rojo: “ Muy mala”; Naranja: “ Mala”; Amarillo: “ Regular”; Verde: “ Buena”; Azul: “ Muy Buena”.....	33
Tabla 7. Valores coeficientes de correlación de Pearson y valores p. Pielou= índice de equidad de Pielou, SW= índice de diversidad de Shannon Wiener, Simpsons= índice de diversidad de Simpson y S= riqueza de taxa.	36
Tabla 8. Parámetros de calidad del agua medidos en la cuenca del río Maipo (matriz ambiental).....	38
Tabla 9. Matriz correlación entre los índices comunitarios y los parámetros físico-químicos medidos en la cuenca del río Maipo en la campaña primavera 2020. S: número de taxas; SW: índice Shannon-Wiener; CD: Conductividad eléctrica; OD: oxígeno disuelto.	43
Tabla 10. Análisis de correlación de tendencias (BEST) para determinar variables ambientales forzantes de la comunidad de macroinvertebrados en la cuenca del río Maipo, campaña primavera 2020.....	44

Tabla 11. Análisis de similitud (1 vía-ANOSIM). A) Comparación de comunidades de MIB entre zonas. B) Comparación de comunidades de MIB respecto de variables ambientales medidas en cada zona de la cuenca del río Maipo.	45
Tabla 12. MIB colectados en cuenca del río Maipo, campaña primavera 2020. Grupo funcional trófico (GFT) asignado: P, predador; R, ramoneador; CR, colector-recolector; F, filtrador; CF, colector-filtrador; D, detritívoro.	47
Tabla 13. Matriz biológica de la cuenca del río Maipo.....	73
Tabla 14. Grados de Tolerancia de taxon familia de MIB de acuerdo con Chessman, 2003.	78
Tabla 15. Factor peso (w_i) asignado a las diferentes familias de MIB, dependiendo de su abundancia.....	79
Tabla 16. Factor zona asignados a las diferentes estaciones de la cuenca del río Maipo.	80

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Estaciones de monitoreo de la cuenca del río Maipo (-Licitación N°: 611134-7-LE19).....	17
Figura 2. Abundancia relativa (ind/m ²) de los MIB en la cuenca del río Maipo.	24
Figura 3. Diversidad de Shannon (nits/ind) de Macroinvertebrados en la cuenca del río Maipo.....	28
Figura 4. Diversidad de Simpson ($1-\lambda'$) de Macroinvertebrados en la cuenca del río Maipo.....	29
Figura 5. Uniformidad de Pielou (J') de Macroinvertebrados en la cuenca del río Maipo.	30
Figura 6. Riqueza (N° taxa) de macroinvertebrados en la cuenca del río Maipo.	31
Figura 7. Estaciones de monitoreo cuenca río Maipo con su respectiva asignación de clase de aguas mediante índice SIGNAL-2 sin ajustar y ajustado por método de Chessman. Color indica clase de aguas, Rojo “Muy mala”; Naranja “ Mala”; Amarillo “ Regular”; Verde “ Buena”; Azul “ Muy buena”. Lado esfera, Izquierdo “Sin ajustar”, Derecho “ Ajustado a la cuenca”.....	35
Figura 8. Análisis de componentes principales (PCA) de los parámetros físico- químicos de la cuenca del río Maipo campaña primera 2020.....	40
Figura 9. Análisis de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) de la cuenca del río Maipo.	41
Figura 10. Análisis de cluster jerárquico obtenido de la matriz de disimilitud de Bray Curtis basada en los datos de abundancia (ind/m ²) de macroinvertebrados colectados en la cuenca del río Maipo. Agrupación de las estaciones de monitoreo fue de acuerdo con sus similitudes en la abundancia de macroinvertebrados. Grupo 1= grupo externo,	

Grupo 2= tramos bajos de la subcuenca del río Mapocho (MP) y uno de sus tributarios el estero Lampa (LA-1), tramos bajos del río Maipo (MA) y dos de sus tributarios el río Angostura (AN-1 Obs) que termina por desembocar en MA-4 y el río Volcán (VOL Obs), Grupo 3= Tramos altos y medios del río Maipo (MA) y sus principales tributarios en zona de cordillera, precordillera y valle, y tramos altos de la subcuenca del río Mapocho y algunos de sus principales tributarios de precordillera y valle..... 42

Figura 11. Análisis canónico de coordenadas principales (CAP) de las familias de macroinvertebrados más representativas en cada zona de muestreo de la cuenca del río Maipo. Los taxas con una correlación mayor al 50% se muestran como vectores. 46

RESUMEN

El biomonitoreo de los sistemas fluviales y el uso de índices bióticos son esenciales para la correcta protección de estos y los organismos que los habitan. Entre ellos el uso de macroinvertebrados bentónicos como indicador biológico de la salud de los ríos y el uso y adaptación local de los índices bióticos son parte fundamental de las metodologías de más larga tradición en los países desarrollados por sus múltiples ventajas. Sin embargo, en Chile estudios de este tipo son escasos y de reciente elaboración. El objetivo fue realizar la adaptación local del índice biótico SIGNAL-2; herramienta matemática australiana que traduce la información de los macroinvertebrados muestreados en valores de escala establecida, para evaluar la salud de la cuenca del río Maipo (SIGNAL-2/ma) cuyo cauce atraviesa la zona central de Chile (71°32' O, 33° 46' S). Los resultados muestran que la cuenca presenta aguas bien oxigenadas, alcalinas y conductividades eléctricas en su mayoría $> 1.000 \mu\text{S}/\text{cm}$; con comunidades poco diversas y uniformes con la misma tendencia entre los parámetros físico químicos e índices SIGNAL-2 y SIGNAL-2/ma; a excepción de los índices comunitarios (H', J' y D). Temperatura y altitud se clasifican como los parámetros causales de zonación del sistema y de las comunidades de MIB (Rho: 0,229, p: 0,037). La asignación de clases de agua mediante SIGNAL-2/ma es más diversa que la entregada por SIGNAL-2. Se discute si su uso es adecuado para evaluar la salud de la cuenca del río Maipo y que propuestas existen para reducir el sesgo obtenido a la hora de asignar nuevos valores de tolerancia a contaminantes.

ABSTRACT

Biomonitoring assessment of river and the use of biotic indices are essential for the correct protection of these systems and the organisms that inhabit them. Among them, the use of benthic macroinvertebrates as a biological indicator of river health and the use and locally adaptation of biotic indices is a fundamental part of the methodologies with the longest tradition in developed countries due to their multiple advantages. However, in Chile studies of this type are scarce and of recent elaboration. However, in Chile studies of this type are scarce and of recent elaboration. In this study the goal was to locally adapt the SIGNAL-2 biotic index, an Australian mathematical tool that translates the information of the sampled macroinvertebrates into an established scale, to evaluate the health of the Maipo River basin (SIGNAL-2/ma) whose channel crosses the central zone of Chile (71°32' W, 33° 46' S). The results show that the basin has well-oxygenated, alkaline waters and electrical conductivities mostly > 1,000 $\mu\text{S}/\text{cm}$; with uniform and little diverse communities with the same trend between the physicochemical parameters and indices SIGNAL-2 and SIGNAL-2/ma; except for the community indices (H', J' and D). Temperature and altitude are classified as the causal parameters of zoning of the system and of the communities of MIB (Rho: 0.229, p: 0.037). The allocation of water classes using SIGNAL-2/ma is more diverse than that delivered by SIGNAL-2. It is discussed whether its use is suitable for assessing the health of the Maipo River basin and what proposals exist to reduce the bias obtained when assigning new tolerance values to pollutants.

I. INTRODUCCIÓN

1.1 Antecedentes generales

1.1.1 Aguas Continentales Superficiales

Actualmente la disponibilidad de las aguas continentales superficiales es cada vez menor debido a la explotación humana (Postel, 2000) y las mega sequías que han empeorado por el cambio climático, como las experimentadas en la última década en California, Australia y Chile (Van Loon y col., 2016); fenómenos que han contribuido a la creciente crisis hídrica, la cual afecta en términos: de salud humana, animal y medioambiental (Vitousek y col., 1997), en la disponibilidad de alimento y la presión sobre el crecimiento económico local, nacional y global.

1.1.2 Medidas legislativas para la protección de las aguas superficiales

Con el objeto de reducir la crisis hídrica a la cual nos enfrentamos actualmente, diversos países han tomado medidas legislativas, como la creación de normas en las que se establece un marco de actuación para evaluar la calidad de las aguas superficiales implementando los valores de las concentraciones y períodos, máximos o mínimos permisibles de sustancias, elementos y/o energía que puedan resultar dañinos para el ecosistema y/o las comunidades circundantes para su correcta gestión. En países europeos dichas normas se conocen como la Directiva Marco del Agua (DMA) administrada por el Parlamento Europeo, en Estados Unidos mediante la ley federal de agua potable segura (SDWA) gestionada por la USEPA (Agencia de Protección Medioambiental de Estados Unidos), en Australia la protección recae en cada estado quienes deben cumplir con las medidas establecidas por la Iniciativa nacional de aguas

(NWI) y en nuestro país a través de las Normas de Calidad Ambiental (Primarias y Secundarias) reguladas por el Ministerio del Medio Ambiente (MMA), mediante la Dirección General de Aguas (DGA), dependiente del Ministerio de Obras Públicas (MOP).

Todas estas normas tienen como objetivo facilitar la gestión ambiental de las aguas superficiales, desde un enfoque ecológico-económico-social fomentando el uso sustentable de la cuenca; cuyo bienestar es indispensable para la conservación de todos los seres vivos, pues un desarrollo adecuado de la cuenca ayuda a prevenir el deterioro ambiental disminuyendo el impacto negativo, por ejemplo, sobre la población humana. Aguas contaminadas producto del vertimiento de aguas residuales urbanas (industrial y/o doméstico), aumentan la mortalidad sobre las comunidades humanas por la propagación de enfermedades infectocontagiosas como la malaria, fiebre tifoidea, el cólera, entre otras (Yang y col., 2012).

Sin dichas medidas el ecosistema está en peligro pues no proporciona de manera adecuada los servicios ecosistémicos que se definen, como: “las condiciones y procesos a través de las cuales los ecosistemas naturales y las especies que los componen sostienen la vida humana” (Daily, 1997). Buscar técnicas y tecnologías que permitan un adecuado y correcto estudio y gestión de dicho recurso es indispensable si se desea evitar la pérdida de biodiversidad y vidas humanas.

1.1.3 Estudios Integrales

A fin de cumplir adecuadamente dicha gestión, deben realizarse estudios integrales, que implican realizar correlaciones entre los parámetros físicos, químicos, hidromorfológicos y comunitarios del sistema de aguas continentales a estudiar, lo cual permite evaluar el Estado ecológico (DOCE, 2000), que constituye una expresión de la calidad, la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a las aguas superficiales (Gibson y col., 1996) para establecer el correcto uso del agua y de este modo proteger la sustentabilidad dinámica de la cuenca aportando a su correcto desarrollo y bienestar (CONAMA, 2009).

1.1.4 Bioindicadores

Actualmente una gran cantidad de países; sobre todo en los desarrollados, el monitoreo de un ecosistema acuático continental superficial incorpora a los Bioindicadores, tales como, Fitobentos, Macrófitas, Fauna íctica y Macroinvertebrados (MIB); organismos que permiten evaluar la calidad ambiental de dicho sistema. Y cuyo uso permite realizar análisis biológicos más certeros e integrales (Karr & Chu, 1999) con menos errores y que multiplica la capacidad de detección de alteraciones en el ecosistema (Alba-Tercedor, 1996), basados en su tolerancia o nivel de respuesta a distintos estresores ambientales.

Puesto que cada organismo requiere de distintos parámetros físicos, químicos e hidromorfológicos para subsistir (Rosenberg & Resh, 1993), encontraremos distintas comunidades; con relación a su ausencia/presencia, composición específica, diversidad, morfología, fisiología, comportamiento y organización funcional natural en una región conocida (Karr & Dudley, 1981; Norris & Hawkins, 2000; Simon, 2000; Butcher y col.,

2003) las que previamente definidas, pueden ser utilizadas como de referencia (Norris & Thoms, 1999) para realizar estudios de caracterización comunitarios más exactos entre zonas dentro de una misma región geográfica.

1.1.5 Macroinvertebrados

De los Bioindicadores mencionados los Macroinvertebrados bentónicos (MIB) son organismos que carecen de columna vertebral, que poseen exoesqueleto y que es posible observar a simple vista o mediante la ayuda de una lupa o microscopio de poco aumento, al presentar un tamaño superior a los 0,25 mm de longitud (Rosenberg & Resh, 1993); entre los cuales se citan a moluscos, crustáceos, anélidos, estados inmaduros de insectos, entre otros (Hellawell, 1986) son el grupo más utilizado en este tipo de estudios (Bonada y col., 2006). Especialmente por ser los más abundantes de la comunidad bentónica a nivel mundial (Valdovinos, 2006), su probada sensibilidad a diversos estresores ambientales físicos, químicos y biológicos (Tiller & Metzelling, 2002; Allan, 2004); factores que determinan una gran diversidad de hábitats en los sistemas lóticos (Vannote y col., 1980), lo que repercute en la alta diversidad de formas y grupos funcionales tróficos de los MIB (GFT) presentes a lo largo del cuerpo de agua superficial desde su cabecera a desembocadura (Miserendino & Pizzolon, 2003), siendo usualmente las especies con hábitos fragmentadores las más abundantes en las cabeceras de las cuencas por el ingreso de materia orgánica proveniente de la vegetación de ribera, mientras que en las desembocaduras las especies colectoras son las que sobresalen (Vannote y col., 1980; Fierro y col., 2014); estos aspectos junto con el estilo de vida sedentario y su larga vida, les permiten responder diferencialmente a varios tipos de perturbación y contaminantes, reflejando de mejor manera el efecto

integrado (temporal y espacial) de todas las variables ambientales (Barbour y col., 1995) sobre su comunidad y además, entrega información más completa e integral del ecosistema (Karr & Chu, 2002).

1.2 Antecedentes específicos

1.2.1 Crisis Hídrica en Chile, zona centro sur

De acuerdo con la información entregada en los Informes “ La Megasequía 2010-2015: Una lección para el futuro” Noviembre 2015, realizado por el Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia (CR2); “ Tercer Informe del Estado del Medio Ambiente 2020“, realizado con información ambiental generada por miembros del Sistema Nacional de información Ambiental (SINIA) y coordinación del Ministerio del Medio Ambiente (MMA) y “Megasequía: Diagnóstico, impactos y propuestas” Enero 2021, realizado por el Centro de estudios públicos (CEP). “Los registros de las precipitaciones en los territorios al sur de la región de Coquimbo y el norte del Biobío entre 1940 y 2019 muestran un déficit de precipitación superior al 30%, siendo el año 2019 hasta el momento uno de los 3 años más secos en un siglo en varias estaciones de la zona central, tales como: Ovalle, Valparaíso, Rancagua y Curicó con déficit de precipitaciones entre -70% y -90%; así mismo las temperaturas máximas se han incrementado de manera muy pronunciada en los últimos diez años, considerando el período 2009-2019 hasta el momento la década con mayores temperaturas y más seco. Estaríamos de tal manera frente a 10 años de megasequía que han provocado la pérdida sostenida de los caudales de los ríos y una baja en los volúmenes de agua en lagunas y lagos, superior a lo normal en relación con un promedio histórico”.

Esta megasequía ha generado pérdidas millonarias en agricultura y ganadería, donde el consumo de agua para riego representa el 77,8% del total usado a nivel nacional, siendo ese sector el principal usuario del agua superficial. Le siguen las extracciones consuntivas para la industria (9%), minería (7%) y el sector sanitario y saneamiento (6%) (FCCyT, 2012; Banco Mundial, 2011). Surge la necesidad, por lo tanto, de realizar una adecuada y actualizada gestión de las aguas superficiales continentales, pues los pronósticos para el futuro de nuestro país no son alentadores. Los datos estiman que para 2040, Chile será uno de los 30 países con mayor estrés hídrico si se mantienen las condiciones actuales (Luo y col., 2015).

Adicionalmente de los problemas hídricos por la megasequía que afectan a la zona centro sur de Chile, la región Metropolitana de Santiago (RM) la cual concentra la mayor parte de la población del país (40,5%) según los datos del último censo realizado el año 2017 (INE, 2017); es una de las zonas con mayor estrés sobre los ecosistemas acuáticos superficiales a nivel nacional; debido a la gran demanda de agua por parte de la población para consumo, recreación, industria manufacturera, agricultura y ganadería; necesidades que en conjunto generan la intervención de ríos y esteros de la zona.

1.2.2 Medidas legislativas para la protección de las aguas continentales a nivel país y uso de Índices de Calidad de Aguas

En Chile, el instrumento básico de gestión ambiental de las aguas continentales superficiales, son las Normas para la protección de la Calidad de las Aguas Superficiales (NCA) herramientas fiscalizadas por el MMA y de carácter de Decreto Supremo, de reciente elaboración y aplicadas de manera experimental (CONAMA, 2004). Con el fin de fortalecer la sustentabilidad dinámica de la cuenca aportando a su correcto desarrollo

y bienestar (CONAMA, 2009), gestión que es realizada por la DGA, organismo del Estado que a su vez verifica y difunde la información hídrica del país, en especial respecto de su cantidad y calidad.

Estás NCA, destacan actualmente la importancia de incorporar el uso de los Bioindicadores y su correspondiente índice de calidad ecológica de aguas (ICA); tales como, índices unimétricos (% EPT, % Diptera, etc.), los índices bióticos (BMWP, IBF, SIGNAL, entre otros), métodos multivariantes (AUSRIVAS, RIVPACS, etc.) e índices multimétricos (IMEERA, etc.), pues permiten comprobar los efectos de diversos estresores naturales o antrópicos, sobre la estructura de la comunidad biológica acuática con un enfoque de integridad (Alba- Tercedor, 1996), al sintetizar la información proporcionada por una gran cantidad de parámetros (físicos, químicos y/o biológicos) en una expresión sencilla y de este modo generar un valor numérico que permita evaluar la calidad del agua de un sistema, lo cual facilita tomar decisiones sobre los posibles usos que se le quiera dar al recurso; agua potable, recreación, pesca, agricultura, protección, entre otros.

Actualmente se han creado gran cantidad de índices bióticos en todo el mundo, sin embargo, su uso está limitado a regiones o problemas ambientales específicos, pues cada ecosistema se diferencia de otro respecto de su biodiversidad, clima y geografía. Es importante escoger adecuadamente el índice biótico y ajustar los datos localmente, de modo que la evaluación del estado ecológico del sistema sea lo más certera posible. Chessman & McEvoy (1998) abordaron tal problemática al observar que los bioindicadores (macroinvertebrados) que utilizaron para determinar la salud ambiental del río Hunter en Nueva de Gales del Sur, Australia; adquirieron valores dispares de sensibilidad frente a la presencia de materia orgánica versus presencia de metales. Por

lo cual, al momento de evaluar la salud del sistema usando los valores de tolerancia de cada taxa para aguas contaminadas con metales y los adquiridos para aguas contaminadas con materia orgánica, se encontraron con grados de clase de aguas significativamente distintas para el mismo sistema, advirtiendo que los valores de tolerancia derivados para este sistema pueden no ser aplicables en otras regiones sin ser antes ajustados.

También es importante escoger adecuadamente al bioindicador, considerando sus ventajas biológicas (Hellawell, 1986) y las limitaciones existentes en cuanto a la información disponible (taxonomía, ecofisiología, entre otros) y recursos (humano y monetario). Siendo los más utilizados para estudios en la zona centro-sur de Chile los basados en el uso de macroinvertebrados (Figueroa y col., 2007), primero porque son parte considerable de los cuerpos de agua superficial (Valdovinos, 2006), segundo porque la mayoría de los índices que se utilizan no requieren de una resolución menor a la de familia, siendo esto una gran ventaja por la escasez de personal académico especializado en taxonomía a nivel nacional (Figueroa y col., 2007), a diferencia del resto de bioindicadores cuyos índices requieren de una resolución a nivel de especie, como lo es el caso de las diatomeas y para cuya identificación es necesario utilizar técnicas costosas como la microscopía electrónica de barrido (Rivera, 2006; Diaz, 2008).

1.2.3 Uso de macroinvertebrados en Chile e índice SIGNAL-2

Los estudios integrales que utilizan MIB en Chile son escasos pese a que se prefieren por sobre otros bioindicadores y además son de reciente elaboración, por ejemplo, se conoce de una aplicación experimental del Índice Biótico de Familias de Hinselhoff o IBF(1988) realizado por Figueroa y col., (2003), un análisis comparativo de índices bióticos (IBF, BMWP, IBF y SIGNAL) para evaluar la calidad de las aguas del río Chillán,

VIII Región de Chile, realizado por Figueroa y col., (2007), la aplicación del IBF y MIB para la caracterización de dos cursos de agua asociados a fragmentos de bosque nativo en Purranque, Región de Los Lagos, Sur de Chile (Crespo & Rau, 2017); y un par de trabajos, González (2014) donde se utiliza a los MI y los índices IBF y SIGNAL-2, para la caracterización de la calidad del agua en cuencas hidrográficas de Atacama y Coquimbo Chile; Fernández (2010) quien utilizó a los MI y los índices IBF y BMWP, para la caracterización de la quebrada de La Plata, RM; y Pedreros (2014), quien evaluó el efecto de la temperatura y la potencial influencia del calentamiento global sobre la comunidad de MI en ríos andinos de la zona de Alto Biobío, Chile. De estos trabajos, varios especialistas entre ellos Figueroa y col. (2007); han establecido que los MIB y el índice biótico “ Stream Invertebrates Grade Number- Average Level 2 “ o SIGNAL-2 (Chessman, 2003), son los más indicados para realizar estudios rutinarios del estado ecológico de ríos de nuestro país, los primeros al entregar información más precisa y adecuada debido a sus ventajas biológicas y el segundo al tratarse de una herramienta sensible a una amplia gama de perturbaciones (Chessman, 1995; Chessman, 2003), con una resolución no inferior al nivel de familia, evitando la pérdida de especies raras y aplicable a regiones geográficas más amplias (Cao y col., 1997); que se correlaciona mejor con otras variables biológicas como diversidad (H') y uniformidad (J') (Figueroa, 2004); los cuales son buenos descriptores de comunidad (Margalef, 1985).

Es importante recalcar que los índices antes mencionados, tales como, el British Biological Monitoring Working Party score system (BMWP) de Armitage y col., (1983) creado para evaluar la calidad de aguas en Gran Bretaña (Alba-Tercedor & Sánchez, 1988; Muñoz & Prat, 1992, 1994; Alba-Tercedor, 1996; Prat y col., 2000; Alba-Tercedor y col., 2002), el Índice Biótico Extendido (IBE) adaptado a sistemas fluviales italianos por

Ghetti (1986), el Índice Biótico de Familias (IBF) desarrollado por Chuter (1972) para ríos de Sudáfrica y modificado por Hinselhoff (1988) para aguas de climas templados de Norteamérica y el Índice Stream Invertebrates Grade Number Average Level (SIGNAL) de Chessman (1995) adaptación del índice BMWP y su posterior modificación el SIGNAL-2 (Chessman, 2003), para evaluar el impacto de las descargas de aguas residuales sobre la cuenca Hawkesbury- Nepean cerca de la ciudad Sídney, Australia; no han sido en su mayoría ajustados localmente a Chile, por tanto, su aplicación en los estudios antes mencionados (Figueroa y col., 2003, Fernández, 2010; Figueroa y col., 2007; Pedreros, 2014; Crespo & Rau, 2017); fue utilizando los valores de tolerancia y sensibilidad originales para los taxa de MIB registrados en los países de origen (USA, Australia, Inglaterra e Italia). Lo cual puede generar sesgos en la evaluación del estado ecológico de las cuencas a nivel nacional, dificultándose de este modo la correcta gestión de aguas superficiales del país, al implementarse medidas de mitigación o protección para zonas que quizás no las requieran e ignorando sistemas que quizás si debiesen ser protegidos.

En consideración a lo antes mencionado se decidió por utilizar a los MIB y ajustar el índice SIGNAL- 2 para la cuenca del río Maipo, zona centro sur de Chile, que de acuerdo con la similitud de las condiciones climáticas con Australia (región climática mediterránea) (Bonada y col., 2008), de los servicios ecosistémicos prestados por la cuenca del río Maipo y la cuenca Hawkesbury- Nepean (minería, silvoagropecuaria, consumo potable y urbanismo), tipo de ríos (exorreicos) y condición geográfica de ambas cuencas lo que genera que estén conformadas por ríos con flujo nival y torrencial, de zona subhúmeda, con clima mediterráneo (Niemeyer & Cereceda, 1984). Se tratarían de regiones distantes, pero climáticamente similares lo cual facilitaría realizar estudios de

composición y evaluación del estado ecológico de las cuencas utilizando una herramienta ajustada a regiones de clima mediterráneo. Pues varios autores han establecido que regiones distantes, pero con climas similares o comparables, se espera que contengan ensamblajes bióticos con atributos análogos (Paruelo y col., 1998; Lobo & Davis, 1999; Dynesius y col., 2004; Bonada y col., 2008).

1.3 Hipótesis

Considerando la posición geográfica de Australia y Chile, ambos países ubicados en el hemisferio sur que se caracterizan por climas cálido subtropical, desértico o semiárido, templado o mesotérmico y cálido o frío. Se espera que:

El Índice SIGNAL 2 (Chessman, 2003) ajustado, represente adecuadamente la salud del ecosistema en una cuenca de la zona centro sur de Chile, en base a la calidad de agua del río Maipo y sus tributarios.

1.4 Objetivo General

Adaptación del índice biótico SIGNAL 2 para evaluar salud ambiental de la cuenca del río Maipo, ubicada a lo largo de la zona centro-sur de Chile.

1.5 Objetivos Específicos

Construir matriz de datos biológica y medio ambiental para la obtención del índice SIGNAL 2 sin ajustar y ajustado de la cuenca del río Maipo.

Calcular el valor de Tolerancia de Familia para cada uno de los grupos de Macroinvertebrados de la cuenca a analizar usando la metodología de Chessman (2003) para obtención del índice SIGNAL-2 ajustado.

Estimar diversidad (H'), Abundancia y Uniformidad de Pielou (J').

Realizar correlación múltiple, entre abundancia de macroinvertebrados, índices comunitarios, parámetros físicos, químicos e índice SIGNAL 2 para caracterización de la cuenca estudiada.

II. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Área de estudio

Para la adaptación del SIGNAL 2, se escogió una cuenca hidrográfica presente en la zona centro sur de Chile. El clima predominante corresponde al Clima Templado Mediterráneo, el cual presenta variaciones por efecto de la topografía local. En la costa se presenta nuboso, mientras que el interior debido a la sequedad experimenta fuertes contrastes térmicos. Las precipitaciones son mayores en la costa y en la Cordillera de Los Andes, debido al relieve que no deja entrada a los vientos húmedos oceánicos (BCN, 2022).

2.1.1 Cuenca Río Maipo

Recorre la zona central de Chile ($71^{\circ}32' \text{ O}$, $33^{\circ} 46' \text{ S}$). Nace en las laderas del volcán Maipo a 5.523 msnm, en la laguna Nacimiento; abarca casi la totalidad de la Región Metropolitana (91%), recorre desde la V (Provincia de San Antonio y Valparaíso) a la VI Región (Provincia de Cachapoal) y termina por desembocar en el Océano Pacífico (CADE-IDEPE, 2004), se expande desde los paralelos $32^{\circ}55' - 34^{\circ}15'$ latitud sur y meridianos $69^{\circ}55' - 71^{\circ}33'$ longitud oeste. Tiene una longitud de 250 km y una superficie de 14.576 km^2 . Es la principal fuente de agua de la Región Metropolitana, destacándose el consumo humano, regadío para uso agrícola e hidroeléctrico.

El río Maipo aumenta su caudal al recibir los afluentes cordilleranos de tres grandes tributarios, los ríos Volcán, Yeso y Colorado especialmente en la época de deshielo (primavera); en dicha zona las aguas tienden a ser turbias por el ingreso de tierra rica en yeso. En la zona de confluencia del río Volcán con el río Maipo se sitúa la central hidroeléctrica Volcán, inaugurada en el año 1944. Tras la desembocadura del río Volcán,

se le suma las aguas del río Yeso a unos 2 km y a unos 25 km termina por verter sus aguas el río Colorado zona en la que se emplaza la central hidroeléctrica Los Maitenes. El río Colorado por su parte tiene de afluente principal al río Olivares que se genera en un enorme campo de hielo en la cordillera de los Andes.

Aguas abajo del río Maipo, en la ciudad de Talagante vierte en el sus aguas el río Mapocho que cruza gran parte de Santiago, con su extensa red de drenaje que se origina en la precordillera andina de la reunión de los ríos San Francisco y Molina. Tras abandonar el ámbito precordillerano, en las Condes el río Mapocho recibe las aguas del estero El Arrayán y finalmente recibe las aguas del estero Lampa en la localidad de Pudahuel en Santiago a los pies de la cordillera de la Costa, estero que tiene como principal tributario al estero Colina que nace en la precordillera andina. El río Mapocho destaca no por contribuir tanto por su caudal al río Maipo, sino más bien por su extenso recorrido a lo largo de la ciudad de Santiago sumando una longitud total de unos 110 km. Otros afluentes de importancia del río Maipo son los ríos Río Clarillo, río Angostura y el estero Puangue. Tras recorrer 250 kilómetros, el río Maipo desemboca en el Océano Pacífico, en las inmediaciones de la localidad de Llole (comuna de San Antonio, Región de Valparaíso).

2.2 Muestreo

Los datos de muestreo fueron facilitados por la Consultora AquaExpert, del siguiente Informe de Consultoría para el Ministerio del Medio Ambiente, SEREMI:

Informe N°2 Consultoría “Red de observación de la Norma Secundaria de Calidad ambiental (NSCA) de la cuenca del río Maipo 2020-2021” Campaña Primavera 2020. La campaña de terreno correspondió a la época de primavera realizada entre los días 05 y 19 de octubre de 2020. Se muestrearon 33 estaciones detalladas en el Programa

de Medición y Control de la Calidad Ambiental del Agua (PMCCA) para las NSCA con el fin de proteger las aguas superficiales de la cuenca del río Maipo (D.S. N° 53/2013 MMA). A continuación, en la Tabla 1 y Figura 1 se presenta el detalle de cada estación de monitoreo:

Tabla 1. Estaciones de muestreo para la cuenca del río Maipo campaña primavera 2020.

Sector	Estación	Descripción	Altitud
			msnm
Río Maipo (MA)	MA-1	Naciente de río MA hasta confluencia con río VOL. Ubicado en zona cordillerana.	1.443
	MA-2	De confluencia río VOL hasta confluencia río COL	944
	MA-2 Obs	Se ubica aguas arriba del estero San Alfonso en zona cordillerana.	1.114
	MA-3	De confluencia río COL hasta confluencia río CLAR. Estación corresponde al cauce principal del río MA	612
	MA-3 Obs	Aguas arriba del canal San Carlos.	753
	MA-4	De naciente río CLAR hasta confluencia río MP	311
	MA-5	De naciente río MP hasta río MA aguas arriba puente Lo Gallardo	45
	MA-5 Obs	Red observación MA-5	119
	MA-6	Parte baja río MA, antes de desembocadura.	8
Río Mapocho (MP)	MP-1	De confluencia Río FRA y MOL hasta EA	993
	MP-2	De confluencia EA hasta confluencia río MA.	299
	MP-2.1 Obs	Río MP aguas abajo del estero Gualtatas	770
	MP-2.2 Obs	Río MP aguas debajo de la confluencia con el estero COL	464
	MP-2.3 Obs	Río MP aguas debajo de la planta de tratamiento El Trebal, comuna de Padre Hurtado	414
Río Angostura (AN)	AN-1	De naciente río AN hasta confluencia río MA	350
	AN-1 Obs	Río Angostura, entre localidades de Hospital y Champa en Paine	380

Estero Puangue (PU)	PU-1	Estero Puangue antes del estero Zapata en los alrededores de Curacaví	207
	PU- 1 Obs	Estero PU aguas arriba de la quebrada Las Lajas	308
	PU-2	De Puangue en Curacaví hasta confluencia río MA	108
Estero Lampa (LA)	LA-1	De naciente Estero Til Til hasta confluencia río MP	466
Río Volcán (VOL)	VOL Obs	Se ubica en el río VOL, antes de la junta con el río MA, en zona cordillerana de la Región Metropolitana.	1.327
Río Yeso	Yeso Obs	Se ubica en el río Yeso, antes de la junta con el río MA, en los alrededores de San Gabriel.	1.251
Río Olivares (OL)	OL Obs	Río OL antes de la junta con el río COL	1.607
Río Colorado (COL)	COL-1 Obs	Parte alta del río COL	1.563
	COL-2 Obs	Río COL antes de la junta con el río MA	920
Río Clarillo (CLAR)	CLAR-1 Obs	Río CLAR aguas abajo de la quebrada Rincón de los Bueyes, dentro de la reserva Nacional Río Clarillo	916
	CLAR-2 Obs	Río CLAR antes de la junta con el río MA en Pirque.	620
Río Molina (MOL)	MOL Obs	Río MOL antes de la junta con el río FRA	1.156
Estero Yerba Loca (EYL)	EYL Obs	Estero Yerba Loca antes de la confluencia con el río FRA	1.331
Río San Francisco (FRA)	FRA Obs	Río FRA aguas arriba del EYL	1.367
Estero Arrayán (EA)	EA Obs	Estero Arrayán aguas arriba de la quebrada El Trébol	1.045
Estero Colina (ECO)	ECO Obs (**)	Estero Colina aguas arriba de la quebrada La Leona en la localidad de Esmeralda	709
Estero Manzanito (MZ)	MZ-1 Obs	Estero MZ antes de la confluencia con el río FRA en la parte alta de la subcuenca del MP	1.828

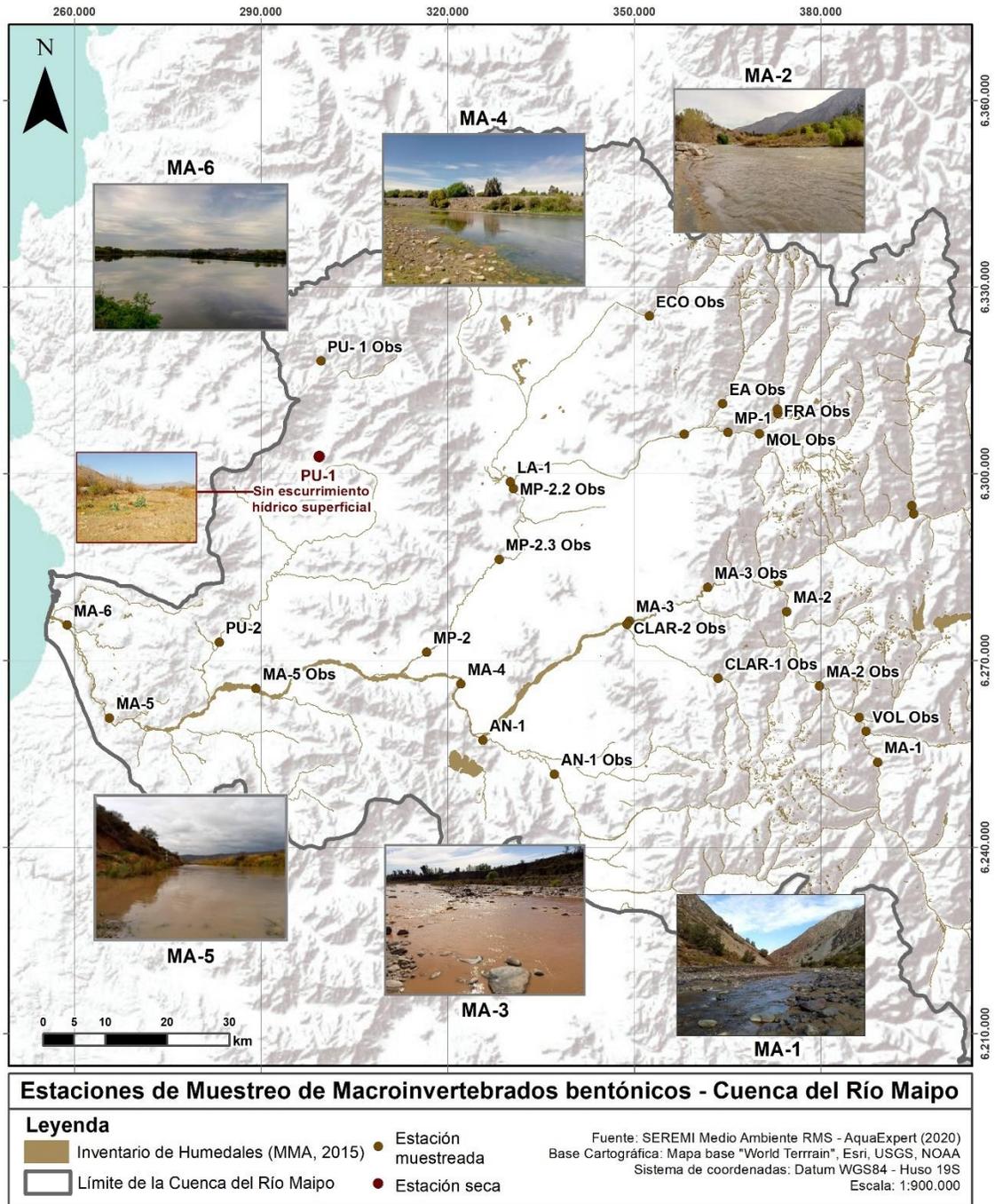


Figura 1. Estaciones de monitoreo de la cuenca del río Maipo (-Licitación N°: 611134-7-LE19).

2.3 Taxas identificados de Macroinvertebrados

El personal de la consultora AquaExpert, para evaluar la condición de los MIB y dar cumplimiento con la metodología solicitada, realizaron el siguiente tipo de muestreo:

Para el análisis cuantitativo, los organismos asociados al sustrato fueron colectados con una red Surber de 0,09 m² con una malla de 500 micras. La cual fue colocada horizontalmente al sustrato y realizando un “barrido” del área de muestreo, capturando los organismos que se desprendieran del sustrato presente. Se colectaron 3 réplicas para cada estación, que fueron fijadas con etanol.

El análisis de las muestras fue realizado utilizando un estéreo microscopio (lupa) marca Nikon modelo SMZ645 y la identificación taxonómica la realizaron utilizando los trabajos de Peters & Edmunds (1972), Flint (1989), Pescador & Peters (1985, 1987), Fernández & Domínguez (2001), Jara y col., (2006), Jerez & Moroni (2006), Rojas (2006), Valdovinos (2006), Domínguez & Fernández (2009).

2.4 Análisis de datos

2.4.1 Índices comunitarios

Para analizar la estructura de la comunidad de MIB, se construyó la matriz de datos biológica (Anexo VII en la Tabla 9), calculando los índices ecológicos univariados, descritos por Moreno (2001): Riqueza de especies (S), Diversidad estimada por el índice de Simpson ($1-\lambda'$) e índice de Shannon-Wiener (H') y Uniformidad de Pielou (J'). Los análisis se realizaron mediante el software Primer v.6 (Clarke & Warwick, 2001).

2.4.2 Parámetros Físicos y químicos

Para el cumplimiento de la toma de muestra para los parámetros físicos y químicos de calidad de agua, AquaExpert realizó mediciones *in situ* y análisis en laboratorio. En base a la siguiente metodología:

Uso de Sonda multiparámetro marca Hanna modelo HI9829, calibrada y posteriormente verificada en el lugar de muestreo diariamente, este equipo registra de manera simultánea diferentes parámetros, entre ellos temperatura, pH, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto, y turbidez. Además, cuenta con un GPS incorporado que permite archivar la ubicación donde se miden los parámetros.

Los parámetros medidos fueron Temperatura (°C), pH, Turbidez (NTU), Oxígeno disuelto (mg/L), Conductividad eléctrica (μS/cm) y Altitud (msnm).

2.4.3 Cálculo índice biótico SIGNAL-2 (Chessman, 2003)

El SIGNAL- 2 utiliza la identificación de los MIB hasta el nivel taxonómico de familia. Cada familia tiene una puntuación de tolerancia entre 1 y 10 (Chessman, 2003) ver Anexo VII Tabla 14. Una puntuación baja significa que las familias son tolerantes para un amplio rango de condiciones medioambientales, incluidas formas comunes de contaminación; una alta puntuación denota que la familia es sensible (intolerante) a la mayoría de las formas de contaminación. Además, a cada taxón se le aplica un factor de peso que depende de la abundancia de este (Anexo VII en la Tabla 15). El índice se calcula de la manera siguiente:

$$SIGNAL\ 2 = \frac{\sum t_i * w_i}{\sum w_i}$$

Donde t_i es el valor de tolerancia del taxón y w_i corresponde al factor de peso del número de individuos en el taxón (Chessman, 2003).

Las clases de aguas definidas en base a los valores de SIGNAL-2, se asignaron según la Tabla 2.

Tabla 2. Clases según valor SIGNAL-2 (Chessman, 1995).

Clase	Valor de SIGNAL-2	Categoría
Clase 1	>7	Muy Buena
Clase 2	6 - 7	Buena
Clase 3	5 - 6	Regular
Clase 4	4 - 5	Mala
Clase 5	< 4	Muy Mala

2.4.4 Adaptación valores Tolerancia de Familias (Chessman, 2003)

La metodología utilizada fue la indicada por Chessman (2003). Quien determina los siguientes pasos: “ Primero calcular coeficientes de correlación ajustados “ r_s ” entre los valores originales de SIGNAL-2 versus abundancias de taxas en cada zona de la cuenca a estudiar, posterior a ello asignarle al taxon con la mayor correlación ajustada (positivo) un grado de tolerancia de 10 y al taxon con la menor correlación ajustada (negativo) el grado de tolerancia de 1. Al resto de los taxones entre ambos taxones se les asigna valores intermedios en proporción a sus coeficientes de correlación. Segundo: utilizando los nuevos grados de Tolerancia calcular los nuevos valores de SIGNAL-2 ajustados y repetir el procedimiento hasta que los grados de tolerancia de cada taxa se estabilicen.

Finalmente utilizar los grados de tolerancia estabilizados por proceso iterativo para calcular los nuevos valores SIGNAL-2 ajustados a la cuenca”

El programa estadístico utilizado fue el software Minitab v-19.2.0. Para la correlación se decidió por el coeficiente de correlación de Spearman (Rho).

2.4.5 Análisis multivariados

Para realizar estos análisis, se hizo uso del software estadístico Primer v.6 (Clarke & Warwick, 2001).

2.4.5.1 Análisis de ordenación

Para evaluar los datos biológicos y poder observar las similitudes entre sitios respecto de la abundancia de taxa se escogió el escalamiento multidimensional no paramétrico (nMDS- Clarke & Gorley, 2005), análisis aglomerativo (Cluster jerárquico) y el análisis canónico de coordenadas principales (CAP). La primera técnica permite interpretar y visualizar bidimensionalmente la relación entre las distintas estaciones de monitoreo de la cuenca respecto de las abundancias de cada taxa encontrado; el segundo establecer grupos de entes similares y el último análisis encontrar relaciones entre dicho conjunto de datos por medio de correlaciones (correlación de Spearman) lo que permite mostrar el efecto de las interacciones entre factores en la comunidad. Para realizar estos análisis previamente se hizo transformación de los datos biológicos (Matriz abundancia) a raíz cuadrada para darles menos peso a los taxa más abundantes y evitar la pérdida de especies raras. Todos estos procedimientos se basan en la distancia o matriz de disimilitud Bray- Curtis, la cual no requiere de normalidad en los datos.

Para evaluar los datos físicos y químicos (matriz ambiental), primero se normalizo los datos y posterior a ello se realizó análisis de similitud (por distancia Euclidiana). La

representación gráfica de los datos se obtuvo mediante el análisis de componentes principales (PCA); procedimiento que permite ordenar los datos y evaluar similitudes entre los grupos por medio de correlaciones entre las variables. Para encontrar las variables ambientales que podrían explicar la estructura de la comunidad de MIB se realizó de manera complementaria el análisis de correlación de tendencias (BEST-BIOENV), procedimiento que permite estimar la dirección y fuerza de las tendencias mediante el coeficiente de correlación de Spearman, medida no paramétrica de la correlación de rango; procedimiento que expresa la dependencia estadística del ranking entre dos variables. Finalmente, para evaluar la relación existente entre las variables ambientales, índices comunitarios (S , H' , $1-\lambda'$ y J') y valores SIGNAL-2 se realizó correlación de Pearson utilizando el software Minitab v-19.2.0.

2.4.5.2 Análisis de similaridad (ANOSIM)

Con el objetivo de comparar las comunidades de MIB entre zonas (cordillera, precordillera, valle y desembocadura) respecto de sus abundancias y variables ambientales, se realizó el análisis ANOSIM de 1 vía escogiendo como factor las zonas de la cuenca desde su nacimiento a desembocadura (Anexo VII en la Tabla 16). Test no paramétrico, utilizado para detectar diferencias significativas en la composición de las comunidades entre grupos, basado en la matriz de disimilitud (Clarke, 1993).

Este procedimiento fue utilizado para evidenciar la relación entre los índices comunitarios, abundancia y factores físico-químicos, tales como, altitud, OD, Temperatura, pH, turbidez y conductividad eléctrica.

III. RESULTADOS

3.1 Composición de MIB e índices comunitarios

Se registró un total de 34 taxa en la cuenca del río Maipo, pertenecientes a 14 órdenes y a 6 clases; Clitellata, Arachnida, Entognatha, Insecta, Ostracoda, Gastropoda y organismos que por dificultad de identificación se consideraron hasta el nivel de filo Nematoda y subclase Hirudinea. Correspondiendo la mayor parte a la clase Insecta con 6.933,3 ind/m², entre ellos los más abundantes corresponden a la subfamilia Orthoclaadiinae; perteneciente a la familia Chironomidae o quironómidos (mosquitos no picadores) con una abundancia total de 3625, 9 (ind/m²), la familia Baetidae perteneciente al orden Ephemeroptera o conocidos comúnmente como efímeras con una abundancia de 925, 9 (ind/m²) y la familia Hydropsichidae con 800 (ind/m²), pertenecientes al orden Trichoptera cuyas larvas construyen pequeños refugios de seda, arena y restos vegetales en forma de tubo; seguido de la clase Clitellata cuyo mayor representante es la familia Lumbriculidae o lumbriculidos; oligoquetos de agua dulce con una abundancia total de 6581,5 (ind/m²); y por último la clase Gastropoda con 5 representantes sumando un total de 1137 (ind/m²) (Tabla 3).

Las mayores abundancias relativas de Lumbriculidae fueron en las estaciones MA-5 Obs (tramo bajo del río Maipo), MP- 2.2 Obs y MP-2.3 Obs (tramos del río Mapocho ubicados en zona de valle); Orthoclaadiinae, grupo presente en casi toda la cuenca (en 26 de las 32 estaciones) y que presento mayores abundancias en las estaciones MP-2 (zona de valle) y MP-2,1 (zona de precordillera) y la familia Baetidae, presente en 12 estaciones, destaco en zonas cordilleranas; específicamente en MA-2 y EA-Obs (Estero Arrayán) (Figura 2 y Anexo VII en la Tabla 13).

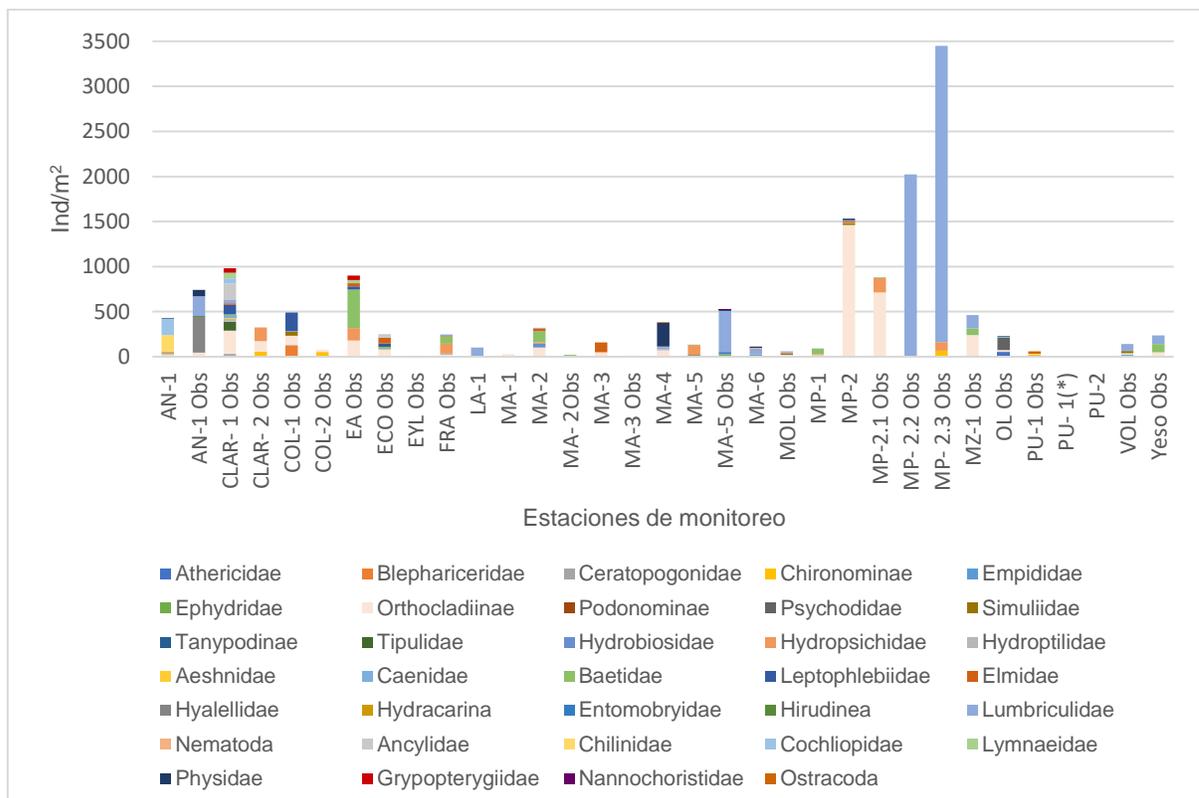


Figura 2. Abundancia relativa (ind/m²) de los MIB en la cuenca del río Maipo.

Tabla 3. Lista de MIB y sus abundancias totales registradas en la cuenca del río Maipo durante campaña primavera 2020. Grupo funcional alimentario (GFT) asignado, D: detritívoro; R: ramoneador; CF: colector filtrador; CR: colector recolector; P: predador; F: filtrador.

Phylum	Clase	Orden	Familia/Subfamilia	GFT **	Abundancia total (ind/m ²)
Annelida	Clitellata	Hirudinea	indet.	D	14,8
		Lumbriculida	Lumbriculidae	D	6581,5
Arthropoda	Arachnida	Hydracarina	indet.	P	14,8
	Entognatha	Collembola	Entomobryidae	CR	25,9
		Insecta	Coleoptera	Elmidae	CF
	Hyaellidae			CR	407,4

		Diptera	Athericidae	P	51,9
			Blephariceridae	R	125,9
			Ceratopogonidae	P	63
			Chironominae*	CR	274,1
			Empididae	P	22,2
			Ephydriidae	CR	29,6
			Orthoclaadiinae*	R	3625,9
			Podonominae*	CR	7,4
			Psychodidae	CR	144,4
			Simuliidae	CR	88,9
			Tanypodinae*	P	7,4
			Tipulidae	F	118,5
		Ephemeroptera	Caenidae	CR	25,9
			Baetidae	CR	925,9
			Leptophlebiidae	CR	396,3
		Mecoptera	Nannochoristidae	P	3,7
		Odonata	Aeshnidae	P	11,1
Plecoptera	Gryptopterygiidae	F	96,3		
Trichoptera	Hydrobiosidae	P	59,3		
	Hydropsichidae	F	800		
	Hydroptilidae	F	55,6		
Ostracoda	indet.	indet.	Ind	33,3	
Mollusca	Gastropoda	Basommatophora	Ancylidae	CR	214,8
			Chilinidae	R	188,9
			Cochliopidae	CR	240,7
			Lymnaeidae	CR	100
			Physidae	CR	392,6
Nematoda	indet.	indet.	indet.	P	3,7

*SubFamilias de la familia Chironomidae. ** Grupos asignados según Chará-Serna y col., 2012; Merrit y col., 2008 y Tomanova y col., 2006.

La riqueza de taxa fue heterogénea, con un máximo de 14 taxa en la estación Río Clarillo dentro de la Reserva Nacional Río Clarillo (CLAR-1 Obs), un mínimo de 1 taxa en la estación Río Maipo en su nacimiento en zona cordillerana (MA-1) y 0 taxa en dos tramos del estero Puangue; antes del estero Zapata (PU-1 (*)) al no registrarse flujo superficial de aguas y en el sector de Curacaví antes de la confluencia del estero con el río Maipo (PU 2). El resto de los índices comunitarios para cada estación de monitoreo nos indica que las estaciones MA-1 y río Mapocho antes del estero Colina (MP-2.2 Obs) son los

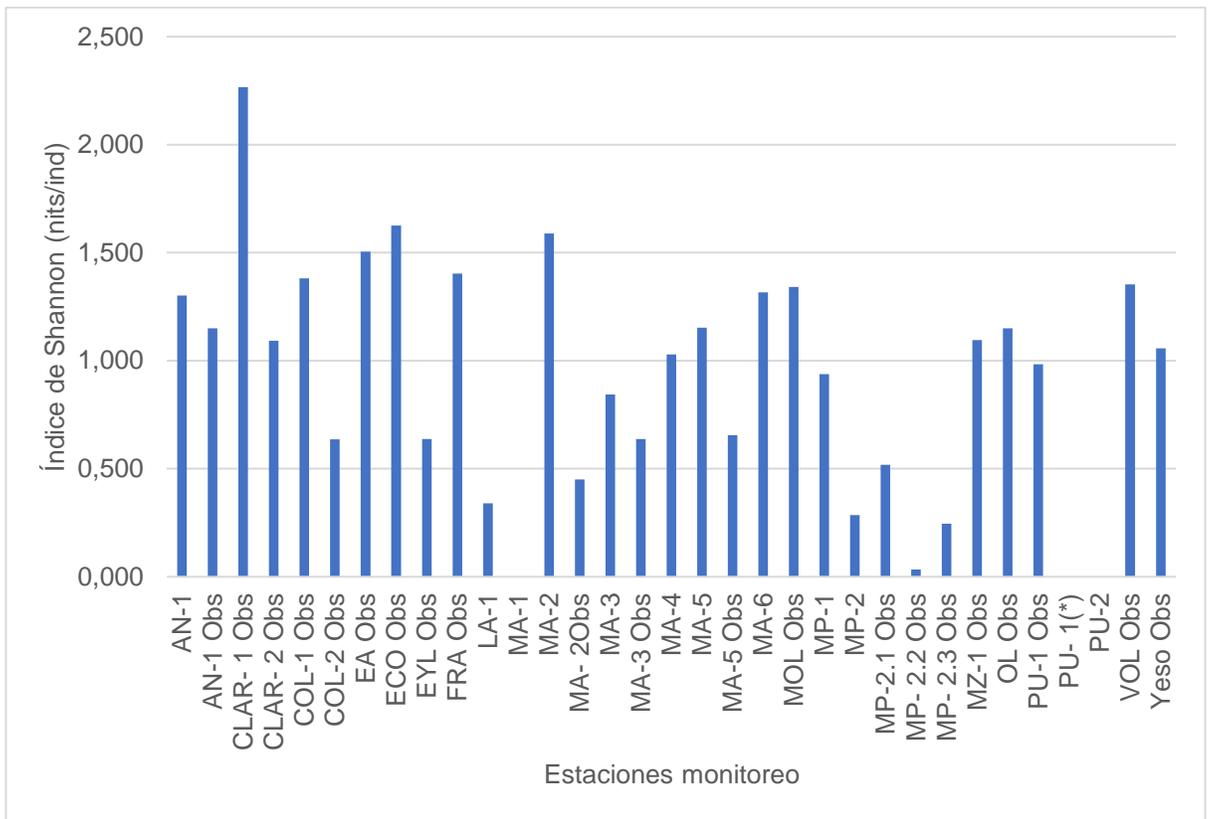
tramos menos diversos con mayor dominancia de un taxa, registrándose valores de diversidad de Shannon (H') y Simpson ($1-\lambda$) de 0; y con equidad incompleta, independiente de la abundancia de la comunidad, encontrándose sólo 1 taxa de la familia Orthoclaadiinae en MA-1 y 2 taxa; familias Lumbriculidae y Chironomidae en MP-2.2 Obs. Por el contrario, la estación CLAR-1 Obs es el tramo más diverso (N° de taxa presentes) con un valor de H' de 2,27 nits, $1-\lambda'$ de 0,86 y con equidad casi completa (J' de 0,86) , siendo la familia Orthoclaadiinae la más abundante (Tabla 4, Figuras 3, 4, 5 y 6 y Anexo VII en la Tabla 13).

Tabla 4. Índices comunitarios de MIB en cada estación de monitorio de la cuenca del río Maipo.

Estación	S	N	J'	H'	1-λ'
AN-1	11	430	0,54	1,30	0,63
AN-1 Obs	5	741	0,71	1,15	0,61
CLAR- 1 Obs	14	981	0,86	2,27	0,86
CLAR- 2 Obs	4	326	0,79	1,09	0,63
COL-1 Obs	6	493	0,77	1,38	0,71
COL-2 Obs	2	78	0,92	0,64	0,45
EA Obs	7	900	0,77	1,51	0,71
ECO Obs	7	252	0,84	1,63	0,78
EYL Obs	2	11	0,92	0,64	0,49
FRA Obs	7	248	0,72	1,40	0,70
LA-1	2	104	0,49	0,34	0,19
MA-1	1	30	****	0	0
MA-2	7	322	0,82	1,59	0,75
MA-2Obs	2	22	0,65	0,45	0,29
MA-3	4	159	0,61	0,84	0,48

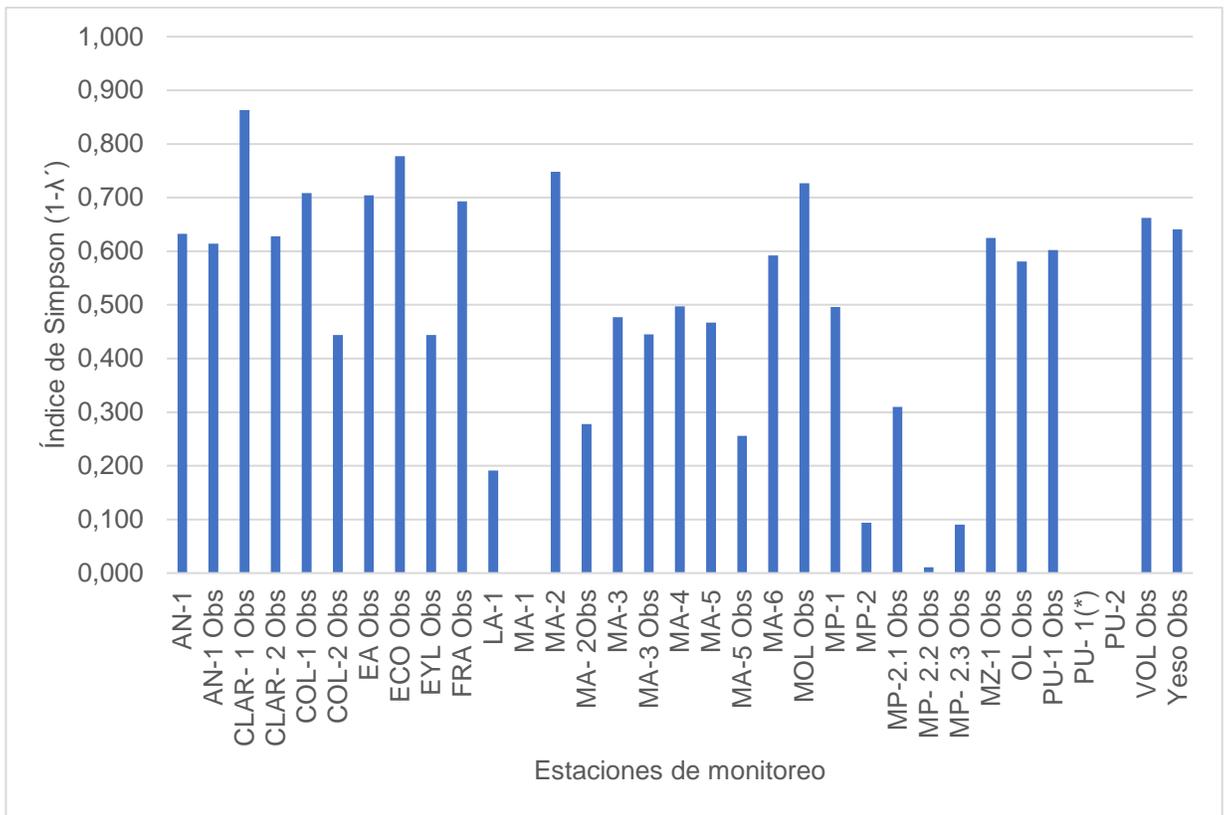
MA-3 Obs	2	11	0,92	0,64	0,49
MA-4	7	385	0,53	1,03	0,50
MA-5	9	133	0,52	1,15	0,47
MA-5 Obs	8	530	0,31	0,65	0,26
MA-6	7	115	0,68	1,32	0,60
MOL Obs	4	59	0,97	1,34	0,74
MP-1	4	93	0,68	0,94	0,50
MP-2	9	1533	0,13	0,28	0,09
MP-2.1 Obs	3	882	0,47	0,52	0,31
MP- 2.2 Obs	2	2022	0,05	0,03	0,01
MP- 2.3 Obs	3	3448	0,20	0,22	0,09
MZ-1 Obs	4	463	0,79	1,10	0,63
OL Obs	6	230	0,64	1,15	0,58
PU-1 Obs	3	59	0,90	0,98	0,61
PU- 1(*)	SECO	SECO	SECO	SECO	SECO
PU-2	0	0	****	0	****
VOL Obs	6	141	0,76	1,35	0,67
Yeso Obs	3	237	0,96	1,06	0,64

(*) Estación sin flujo superficial de agua. (****) Valor indeterminado



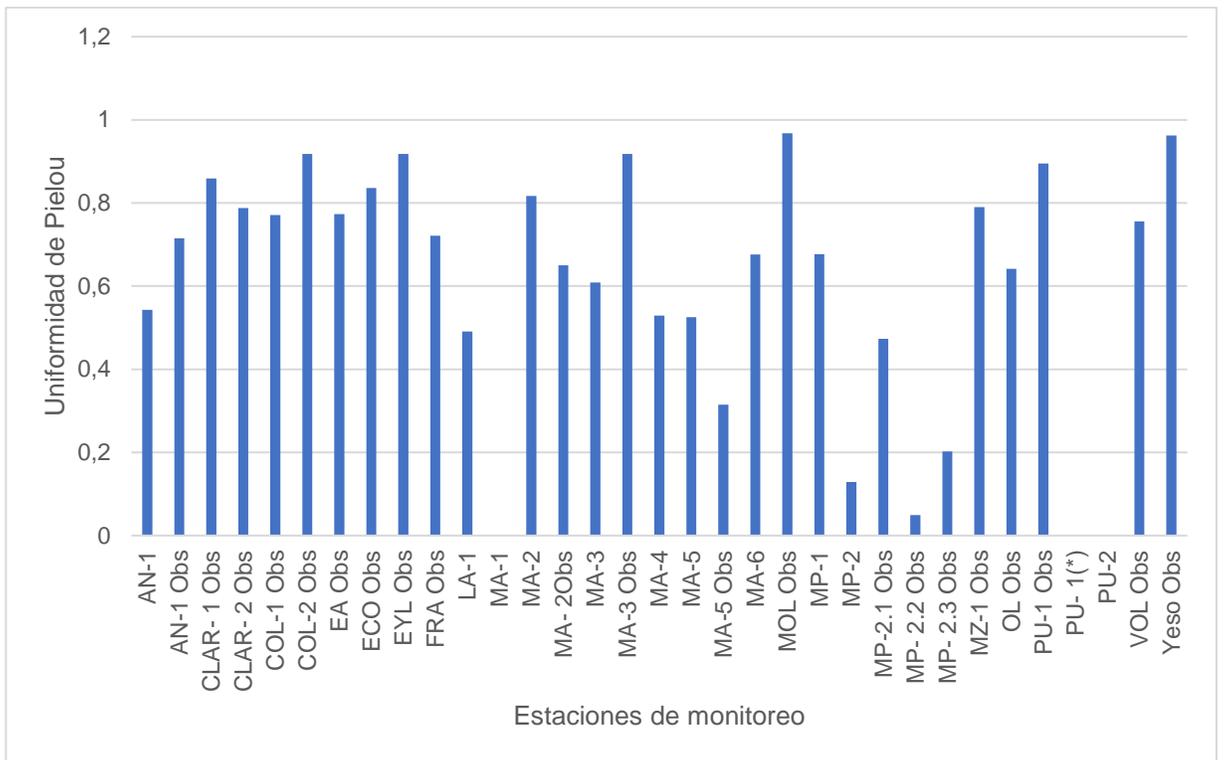
Nota: *Sistema sin escurrimiento superficial.

Figura 3. Diversidad de Shannon (nits/ind) de Macroinvertebrados en la cuenca del río Maipo.



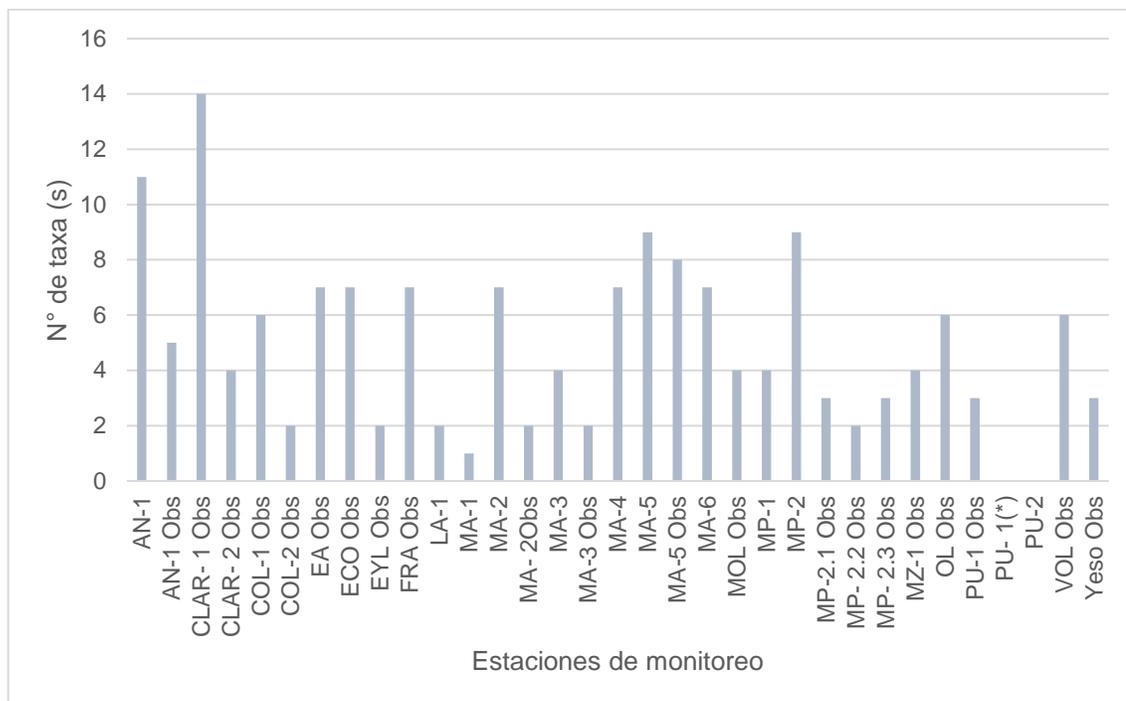
Nota: *Sistema sin escurrimiento superficial.

Figura 4. Diversidad de Simpson (1-λ') de Macroinvertebrados en la cuenca del río Maipo.



Nota: *Sistema sin escurrimiento superficial.

Figura 5. Uniformidad de Pielou (J) de Macroinvertebrados en la cuenca del río Maipo.



Nota: *Sistema sin escurrimiento superficial.

Figura 6. Riqueza (N° taxa) de macroinvertebrados en la cuenca del río Maipo.

3.2 Índice biótico SIGNAL-2

En la Tabla 6 se muestra la valoración obtenida con el índice biótico SIGNAL-2 con los valores de Tolerancia asignados por Chessman(2003) (Tabla 5 y Anexo VII en la Tabla 14) y valores de Tolerancia obtenidos por proceso iterativo que se repitió unas 10 veces mediante “metodología de Chessman” para la cuenca del río Maipo campaña primavera 2020. El índice SIGNAL-2 usando las tolerancias de Chessman (2003) asigna clase de agua; “Muy mala” a 14 estaciones de monitoreo en su mayoría de la zona del valle, “Mala” a 10 estaciones en sector cordillerano, “Regular” a 7 estaciones cordilleranas y 1 estación “Muy buena” (Col-1 Obs). En cambio, el índice SIGNAL-2 ajustado a la cuenca del río Maipo (SIGNAL-2/ma) es más diverso en la asignación de clases de agua; otorga

a 6 estaciones clase “Muy buena”; la mayoría corresponde a tramos ubicados en zona cordillerana, 6 estaciones con clase “Buena” en sectores cordilleranos y tramos principales del río Maipo, 8 estaciones con clase “Regular” en sectores cordilleranos, precordillera y valle; 4 estaciones con clase “Mala” en zona de valle y 7 estaciones con clase “Muy mala” todos de zona de valle incluyendo al tramo de desembocadura (Figura 7 y Tabla 6).

Tabla 5. Valores Tolerancia asignados por Chessman (2003) para taxas de Australia y valores Tolerancia ajustado a la cuenca del río Maipo.

Taxa	Tolerancia Chessman	Tolerancia ajustada
Athericidae	8	7
Blephariceridae	10	6
Ceratopogonidae	4	4
Chironominae*	3	4
Empididae	5	4
Ephydriidae	2	3
Orthoclaadiinae*	4	7
Podonominae*	6	6
Psychodidae	3	5
Simuliidae	5	4
Tanypodinae*	4	7
Tipulidae	5	5
Hydrobiosidae	8	7
Hydropsichidae	6	8
Hydroptilidae	4	3
Aeshnidae	4	5
Caenidae	4	5
Baetidae	5	10
Leptophlebiidae	8	9
Elmidae	7	7
Hyalellidae	3	2
Hydracarina	6	4
Entomobryidae	1	2
Hirudinea	3	3
Lumbriculidae	2	1
Nematoda	1	3
Ancylidae	4	6

Chilinae	1	3
Cochliopidae	1	4
Lymnaeidae	1	6
Physidae	1	2
Grypopterygiidae	8	7
Nannochoristidae	9	4

*Subfamilias pertenecientes a la Familia Chironomidae.

Tabla 6. Índice SIGNAL-2 de la cuenca del río Maipo. Signal-2: usando valores Tolerancia de Chessman(2003) y SIGNAL-2/ma: usando valores Tolerancia ajustado. Colores asignados indica clase de aguas, Rojo: “ Muy mala”; Naranja: “ Mala”; Amarillo: “ Regular”; Verde: “ Buena”; Azul: “ Muy Buena”.

Zona	Estación	SIGNAL-2	SIGNAL-2/ma
Valle	AN-1	3,1	4,2
Valle	AN-1 Obs	2,6	3
Cordillera	CLAR- 1 Obs	4,3	5,6
Valle	CLAR- 2 Obs	4,3	5,9
Cordillera	COL-1 Obs	9,5	6,3
Cordillera	COL-2 Obs	3,5	5,5
Cordillera	EA Obs	5,6	7,7
Cordillera	ECO Obs	5,3	7,5
Cordillera	EYL Obs	5,2	6,4
Cordillera	FRA Obs	4,9	6,8
Valle	LA-1	2,4	2,3
Cordillera	MA-1	4	7
Cordillera	MA-2	5,2	6,6
Cordillera	MA- 2Obs	4,7	9
Valle	MA-3	5,3	6,8
Precordillera	MA-3 Obs	4,6	5,2
Valle	MA-4	2,5	3,3
Valle	MA-5	4,9	5,2
Valle	MA-5 Obs	2,6	2,8

Desembocadura	MA-6	2,1	2,6
Cordillera	MOL Obs	4,2	5,4
Precordillera	MP-1	4,6	7,5
Valle	MP-2	3,9	4,6
Precordillera	MP-2.1 Obs	5	8,1
Valle	MP- 2.2 Obs	2,4	2,3
Valle	MP- 2.3 Obs	3,7	4,3
Cordillera	MZ-1 Obs	3,3	5,4
Cordillera	OL Obs	5,8	7,2
Valle	PU-1 Obs	3,4	5,1
Valle	PU- 1(*)	Seco	Seco
Valle	PU-2	0	0
Cordillera	VOL Obs	4,4	4,4
Cordillera	Yeso Obs	3,7	6

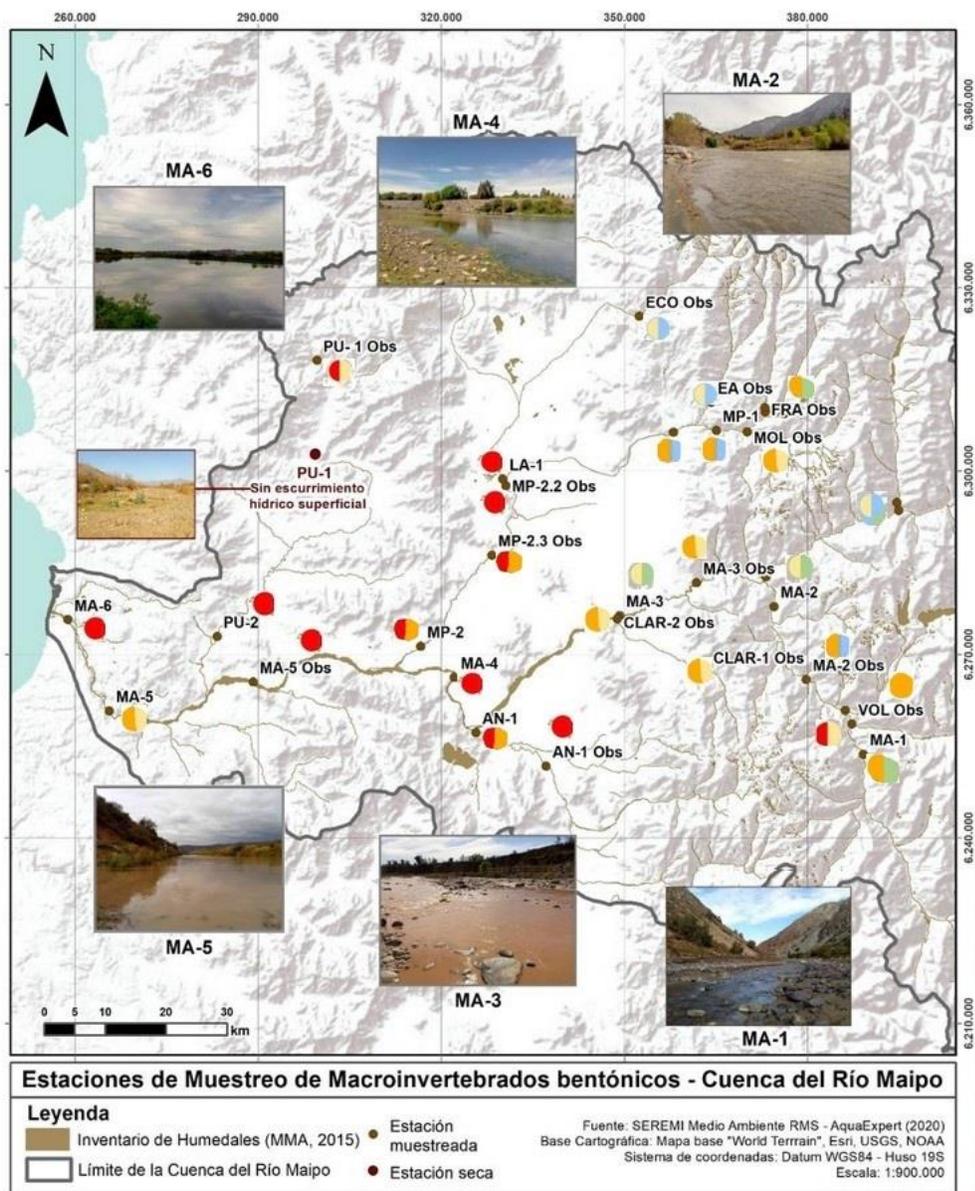


Figura 7. Estaciones de monitoreo cuenca río Maipo con su respectiva asignación de clase de aguas mediante índice SIGNAL-2 sin ajustar y ajustado por método de Chessman. Color indica clase de aguas, Rojo “Muy mala”; Naranja “ Mala”; Amarillo “ Regular”; Verde “ Buena”; Azul “ Muy buena”. Lado esfera, Izquierdo “Sin ajustar”, Derecho “ Ajustado a la cuenca”.

Respecto de la fuerza de relación entre los diversos índices comunitarios, parámetros ambientales y valores SIGNAL-2 obtenidos usando los valores de tolerancia originales (Chessman, 2003) y tolerancias asignadas, se puede observar que siguen la misma tendencia. Se observan relaciones positivas de baja fuerza con los índices comunitarios y negativas con los parámetros físico-químicos del sistema en ambos casos no significativas ($p > 0,05$), a excepción de la altitud y temperatura ($p < 0,05$) (Tabla 7).

Tabla 7. Valores coeficientes de correlación de Pearson y valores p. Pielou= índice de equidad de Pielou, SW= índice de diversidad de Shannon Wiener, Simpsons= índice de diversidad de Simpson y S= riqueza de taxa.

Muestra 1	Muestra 2	Correlación	Valor p
Temperatura [°C]	SIGNAL-2	-0,424	0,017
pH [Unidad]	SIGNAL-2	-0,092	0,622
Oxígeno disuelto [mg/l]	SIGNAL-2	-0,193	0,298
Conductividad eléctrica [μ S/cm]	SIGNAL-2	-0,126	0,501
Turbidez [NTU]	SIGNAL-2	0,286	0,119
Altitud [msnm]	SIGNAL-2	0,543	0,002
Pielou	SIGNAL-2	0,289	0,115
SW	SIGNAL-2	0,300	0,101
Simpsons	SIGNAL-2	0,342	0,060
S	SIGNAL-2	0,065	0,729
Temperatura [°C]	SIGNAL-2/ma	-0,637	0,000
pH [Unidad]	SIGNAL-2/ma	-0,146	0,433
Oxígeno disuelto [mg/l]	SIGNAL-2/ma	-0,167	0,370
Conductividad eléctrica [μ S/cm]	SIGNAL-2/ma	-0,221	0,232
Turbidez [NTU]	SIGNAL-2/ma	0,159	0,392
Altitud [msnm]	SIGNAL-2/ma	0,593	0,000
Pielou	SIGNAL-2/ma	0,435	0,014
SW	SIGNAL-2/ma	0,163	0,381
Simpsons	SIGNAL-2/ma	0,242	0,189
S	SIGNAL-2/ma	-0,140	0,453

3.3 Caracterización Físicoquímica de los ríos

De acuerdo con la Norma Chilena 1.333 (pH: 6,0 – 9,0; OD: >5,0 mg/l; CE: <750 μ S/cm); un tercio de las estaciones de la cuenca (mayoría de zona cordillerana) presentan aguas alcalinas bien oxigenadas aptas para la conservación de la vida acuática y aguas destinadas para riego (Tabla 8). El resto de los tramos presentan conductividades eléctricas superiores a 1.000 μ S/cm, tales como, el río Maipo desde su nacimiento a desembocadura (9 estaciones), tres estaciones del río Mapocho entre ellas una estación en zona de precordillera y dos en zona de valle, adquiriendo la estación MP-2.3 Obs (río Mapocho aguas debajo de la planta de tratamiento El Trebal, comuna de Padre Hurtado) el mayor valor de CE (2.086 μ S/cm), un tramo del río Clarillo en zona de valle, los ríos Angostura y esteros Lampa y Puangue (todos en zona de valle) y los principales tributarios cordilleranos del río Maipo los ríos el Yeso, el Colorado y el Volcán. Estos valores elevados de CE pueden ser indicativos de algún tipo de contaminación por actividades humanas que generan el ingreso de materia inorgánica y/o químicos al agua especialmente en los tramos bajos de la cuenca, tales como, vertimientos de aguas residuales de origen urbano y/o industrial. Sin embargo, se da el caso en que la geología del terreno afecta dichos valores, pues ríos de alta montaña con lechos rocosos ricos en yeso y que nacen de vertientes naturales, como el río Maipo y sus principales tributarios en zona cordillerana, pueden presentar valores de conductividad eléctrica normales entre los 100-2.000 μ S/cm sin que ello sea señal de contaminación (Geography QMUL, 2020).

Tabla 8. Parámetros de calidad del agua medidos en la cuenca del río Maipo (matriz ambiental).

Estación	Temperatura [°C]	pH [Unidad]	Oxígeno disuelto [mg/L]	Conductividad eléctrica [µS/cm]	Turbidez [NTU]	Altitud [msnm]
AN-1	17,64	8,37	13,04	1.347,00	6,6	350
AN-1 Obs	22,58	8,5	13,55	613	2,2	380
CLAR-1 Obs	13,2	7,93	9,63	118	15,4	916
CLAR-2 Obs	15,51	8,44	10,99	1.239,00	55,3	920
COL-1 Obs	13,06	8,13	9,26	1.314,00	475	1563
COL-2 Obs	13,84	8,18	10,7	870	>1000	920
EA Obs	12,53	7,84	10,32	384	4,7	1045
ECO Obs	15,04	8,05	9,4	162	6,1	709
EYL Obs	8,67	6,99	10,65	465	18,9	1331
FRA Obs	10,85	7,8	9,7	790	192	1367
LA-1	17,8	8,47	11,01	1.573,00	67,8	466
MA-1	11,24	8,17	7,81	1.500,00	31,1	1443
MA-2	9,73	7,33	10,68	1.143,00	>1000	944
MA-2 Obs	9,64	8,34	9,5	1.847,00	61,1	1114
MA-3	18,07	8,1	9,04	1.166,00	>1000	612
MA-3 Obs	16	8,23	10,52	1.012,00	>1000	753
MA-4	22,68	8,37	9,79	1.354,00	5,8	311
MA-5	17,09	7,89	8,84	1.532,00	91,7	45
MA-5 Obs	19,74	8,13	9,4	1.353,00	66,9	119
MA-6	17,19	7,03	8,65	1.551,00	65,4	8
MOL Obs	10,49	7,73	10,86	137	78,2	1156
MP-1	11,59	7,74	10,84	194	69,3	993
MP-2	10,65	7,47	10,76	360	29	299
MP-2.1 Obs	17,07	8,32	9,95	1.458,00	68,9	770
MP-2.2 Obs	25,72	9,11	11,56	1.458,00	2,9	464
MP-2.3 Obs	20,42	7,62	6,65	2.086,00	18,1	414
MZ-1 Obs	4,79	6,9	11,34	136	97,9	1828
OL Obs	11,16	7,77	9,78	881	42,2	1607
PU-1 Obs	15,44	6,91	8,32	366	1,8	308
PU-1	Seco	Seco	Seco	Seco	Seco	207

PU-2	19,09	7,77	7,99	1.936,00	64,1	108
VOL Obs	16,85	8,28	6,96	1.333,00	23,9	1327
YESO Obs	11,15	8,41	8,59	1.269,00	20,4	1251

3.4 Relación entre comunidad de macroinvertebrados y variables ambientales

Los resultados del análisis PCA indicaron que la variabilidad de las abundancias de las comunidades de MIB en los distintos sectores de la cuenca (cordillera, precordillera, valle y desembocadura) pueden ser explicadas por los dos primeros ejes en un 60,1% de la varianza acumulada, donde el primer eje (PC1) explica un 38,9% de la varianza y el eje 2 (PC2) un 21,2%. El eje 1 presenta correlaciones altas y positivas con el pH , T °C y CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$) y correlación inversa con la altitud (msnm); y el segundo eje muestra fuerte correlación inversa con CE y correlación positiva con OD. Siendo estos parámetros los que podrían estar segregando la comunidad de MIB en tres grupos; cordillera-precordillera, valle-precordillera y valle-desembocadura (Figura 8) de manera similar a lo ocurrido con los análisis nMDS y Cluster; donde se observó un porcentaje de similitud del 20% entre los 3 grupos antes mencionados, los cuales se ajustan a su ubicación espacial (Figura 9 y 10).

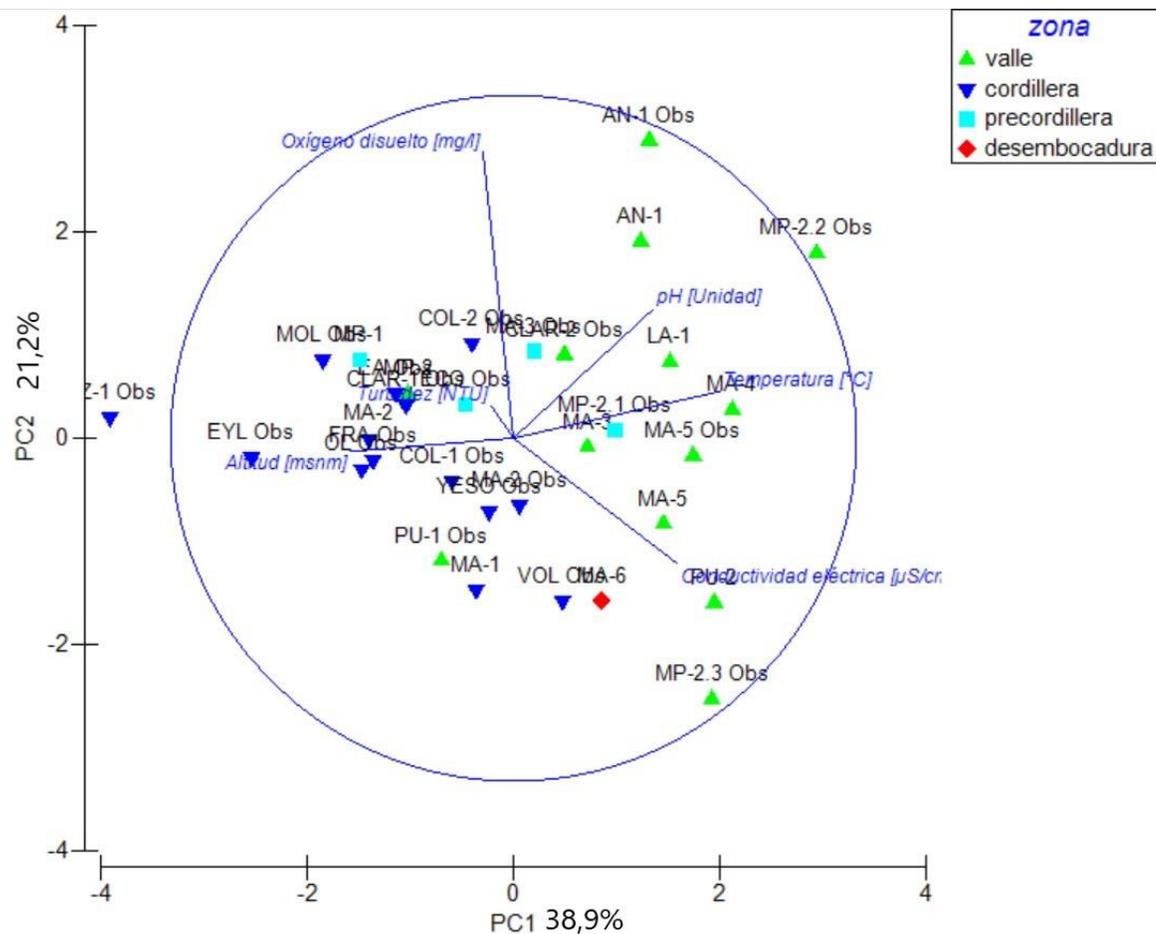


Figura 8. Análisis de componentes principales (PCA) de los parámetros físico- químicos de la cuenca del río Maipo campaña primera 2020.

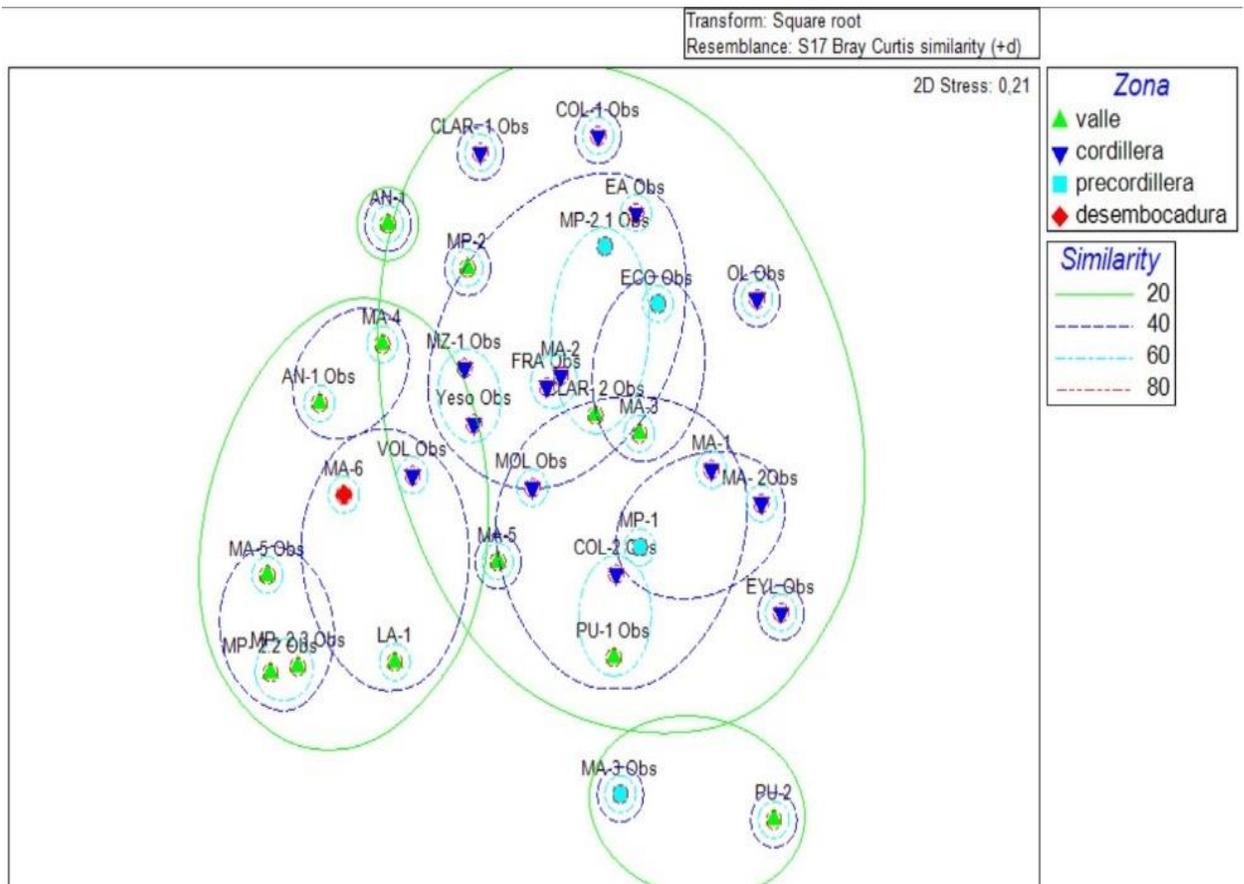


Figura 9. Análisis de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS) de la cuenca del río Maipo.

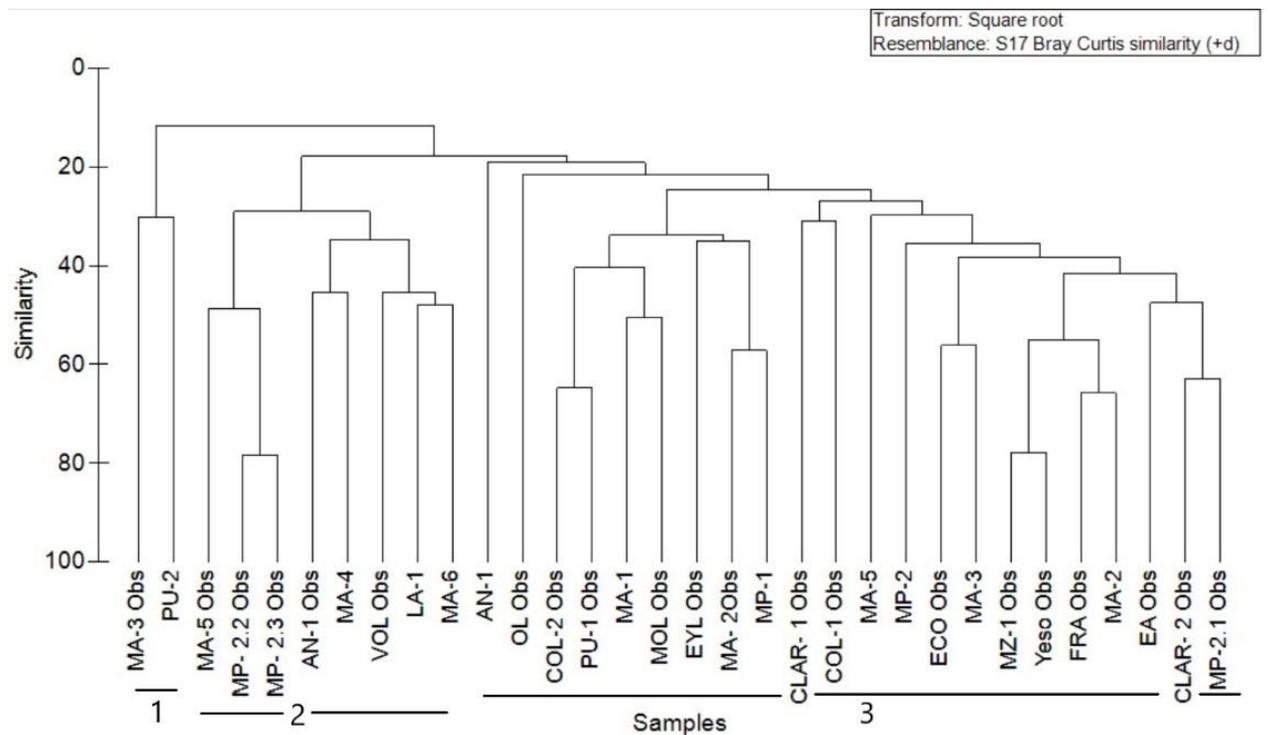


Figura 10. Análisis de cluster jerárquico obtenido de la matriz de disimilitud de Bray Curtis basada en los datos de abundancia (ind/m^2) de macroinvertebrados colectados en la cuenca del río Maipo. Agrupación de las estaciones de monitoreo fue de acuerdo con sus similitudes en la abundancia de macroinvertebrados. Grupo 1= grupo externo, Grupo 2= tramos bajos de la subcuenca del río Mapocho (MP) y uno de sus tributarios el estero Lampa (LA-1), tramos bajos del río Maipo (MA) y dos de sus tributarios el río Angostura (AN-1 Obs) que termina por desembocar en MA-4 y el río Volcán (VOL Obs), Grupo 3= Tramos altos y medios del río Maipo (MA) y sus principales tributarios en zona de cordillera, precordillera y valle, y tramos altos de la subcuenca del río Mapocho y algunos de sus principales tributarios de precordillera y valle.

La matriz de correlación mostró que todos los parámetros a excepción de la altitud presentan relación inversa con los índices comunitarios (Tabla 9); siendo la más alta entre T°C-Altitud ($\rho: -0,701, p<0,05$) y media entre T°C-Pielou ($\rho: -0,560, p<0,05$). Esto implica que a medida aumenta la temperatura de las aguas la equidad de la comunidad disminuye, es decir, no todos los taxa presentes están igualmente representados. Situación que también se repite para la CE, con una correlación alta e inversa con la equitatividad de Pielou ($\rho: -0,603, p<0,05$). Cabe destacar que a medida la altura de la cuenca incrementa a lo largo de su extensión longitudinal, la equidad de la comunidad aumenta ($\rho: 0,507, p<0,05$).

Tabla 9. Matriz correlación entre los índices comunitarios y los parámetros físico-químicos medidos en la cuenca del río Maipo en la campaña primavera 2020. S: número de taxas; SW: índice Shannon-Wiener; CD: Conductividad eléctrica; OD: oxígeno disuelto.

Variables	T [°C]	pH	OD [mg/l]	CE [μS/cm]	Turbidez [NTU]	Altitud [msnm]
pH [Unidad]	0,533					
OD [mg/l]	-0,079	0,238				
CE [μS/cm]	0,551	0,451	-0,275			
Turbidez [NTU]	-0,296	-0,182	0,009	0,037		
Altitud [msnm]	-0,701	-0,130	0,075	-0,353	0,288	
Pielou	-0,560	-0,237	-0,020	-0,603	0,128	0,507
SW	-0,254	-0,212	-0,148	-0,402	-0,005	0,276
Simpson	-0,391	-0,172	-0,054	-0,538	-0,038	0,439
S	0,041	-0,201	-0,124	-0,179	-0,118	-0,264

3.5 Estructura de la comunidad de macroinvertebrados entre zonas y parámetros que puedan afectar dicha organización

El análisis BEST-BIOENV (Tabla 10), detallo que las variables ambientales que podrían explicar la estructura de la comunidad de MIB en la cuenca del río Maipo serían la temperatura y la altitud (Rho: 0,229, p: 0,037). Observándose diferencias significativas al comparar las comunidades de MIB (abundancias) entre zonas (ANOSIM. Rho: 0,156. P: 0,013), situación que se repite al comparar dichas comunidades respecto de las variables ambientales medidas en cada zona (ANOSIM. Rho: 0,327. P: 0,001), determinadas entre valle y cordillera, lo cual es de esperar debido a las diferencias de altitud y características hidromorfológicas (Tabla 11).

Tabla 10. Análisis de correlación de tendencias (BEST) para determinar variables ambientales forzantes de la comunidad de macroinvertebrados en la cuenca del río Maipo, campaña primavera 2020.

```

Global Test
Sample statistic (Rho): 0,229
Significance level of sample statistic: 3,7%
Number of permutations: 999 (Random sample)
Number of permuted statistics greater than or equal to Rho: 36

Best results
No.Vars    Corr. Selections
    2      0,229 1;6
    4      0,227 1;3;4;6
    3      0,227 1;3;6
    3      0,222 1;4;6
    5      0,199 1-4;6
    4      0,190 1;2;4;6
    4      0,189 1-3;6
    2      0,188 3;6
    1      0,185 6
    5      0,184 1;3-6

```

		Variables
		1 Temperatura
		2 pH
		3 Oxígeno disuelto
		4 Conductividad eléctrica
		5 Turbidez
		6 Altitud

Tabla 11. Análisis de similitud (1 vía-ANOSIM). A) Comparación de comunidades de MIB entre zonas. B) Comparación de comunidades de MIB respecto de variables ambientales medidas en cada zona de la cuenca del río Maipo.

a

```

Global Test
Sample statistic (Global R): 0,154
Significance level of sample statistic: 1,3%
Number of permutations: 999 (Random sample from a large number)
Number of permuted statistics greater than or equal to Global R: 12

Pairwise Tests

```

Groups	Statistic	R Significance Level %	Possible Permutations	Actual Permutations	Number >= Observed
valle, cordillera	0,195	0,2	20058300	999	1
valle, precordillera	0,055	33,5	2380	999	334
valle, desembocadura	-0,29	100	14	14	14
cordillera, precordillera	0,095	26,5	3060	999	264
cordillera, desembocadura	0,331	20	15	15	3
precordillera, desembocadura	0,667	20	5	5	1

b

```

Global Test
Sample statistic (Global R): 0,327
Significance level of sample statistic: 0,1%
Number of permutations: 999 (Random sample from a large number)
Number of permuted statistics greater than or equal to Global R: 0

Pairwise Tests

```

Groups	Statistic	R Significance Level %	Possible Permutations	Actual Permutations	Number >= Observed
valle, cordillera	0,468	0,1	20058300	999	0
valle, precordillera	0,06	33,1	2380	999	330
valle, desembocadura	0,026	50	14	14	7
cordillera, precordillera	0,052	31,7	3060	999	316
cordillera, desembocadura	0,749	6,7	15	15	1
precordillera, desembocadura	0,667	20	5	5	1

Al analizar la relación entre taxa (abundancias) y zonas de la cuenca se puede observar que el taxa Blephariceridae (ramoneador) muestra estrecha asociación con zonas cordilleranas; la familia Baetidae (colector-recolector) con zonas cordilleranas, precordilleranas y de valle; y las familias Physidae(colector-recolector), Lumbriculidae (detritívoro) y Chironomidae (colector-recolector) con zonas de valle (Figura 11, Tabla 12 y Anexo VII en la Tabla 13).

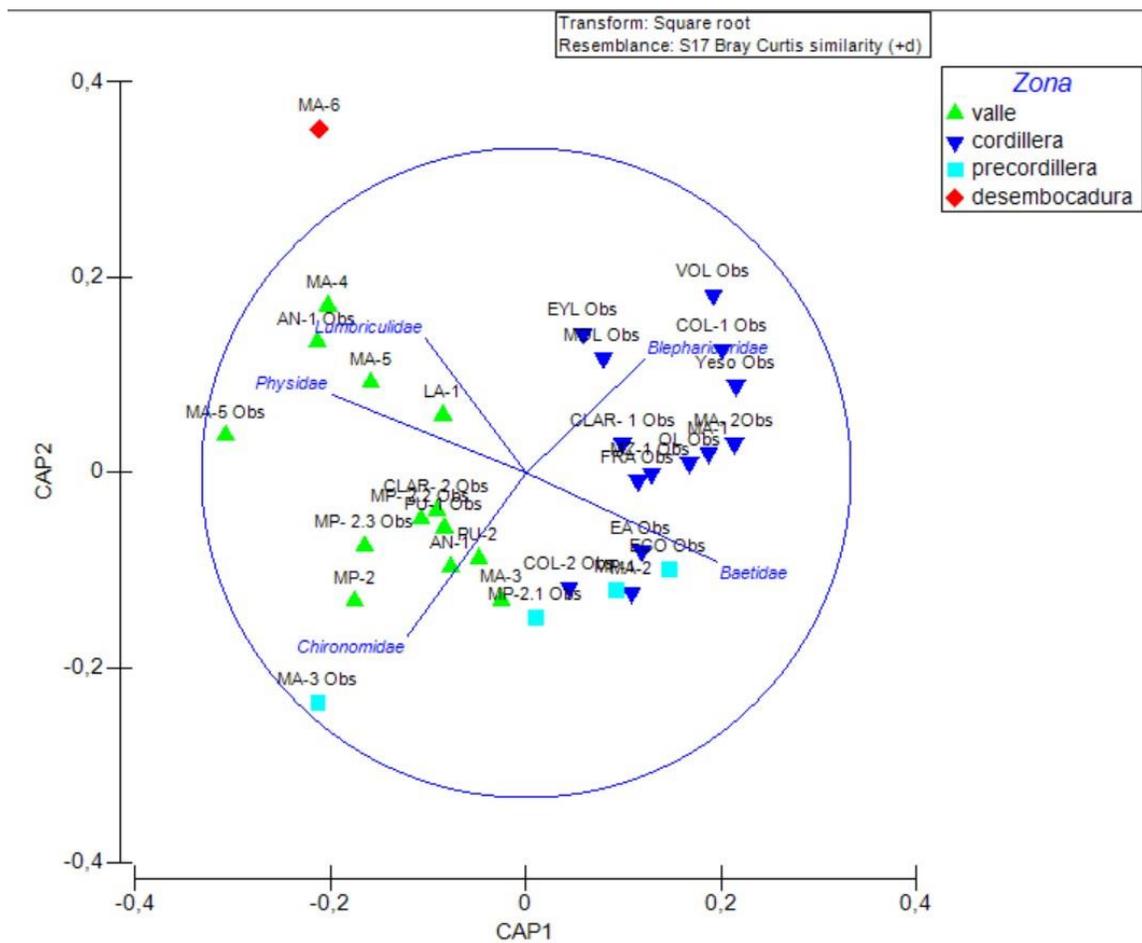


Figura 11. Análisis canónico de coordenadas principales (CAP) de las familias de macroinvertebrados más representativas en cada zona de muestreo de la cuenca del río Maipo. Los taxas con una correlación mayor al 50% se muestran como vectores.

Tabla 12. MIB colectados en cuenca del río Maipo, campaña primavera 2020. Grupo funcional trófico (GFT) asignado: P, predador; R, ramoneador; CR, colector-recolector; F, filtrador; CF, colector-filtrador; D, detritívoro.

Familia/Subfamilia	GFT	Cordillera	Precordillera	Valle	Desembocadura
Athericidae	P	x			
Blephariceridae	R	x			
Ceratopogonidae	P	x		x	x
Chironominae	CR	x	x	x	
Empididae	P	x		x	
Ephydriidae	CR	x		x	
Orthoclaadiinae	R	x	x	x	x
Podonominae	CR	x			
Psychodidae	CR	x		x	
Simuliidae	CR	x		x	
Tanypodinae	P	x			
Tipulidae	F	x		x	
Hydrobiosidae	P	x			
Hydropsichidae	F	x	x	x	
Hydroptilidae	F	x		x	
Aeshnidae	P	x			
Caenidae	CR	x			
Baetidae	CR	x		x	
Leptophlebiidae	CR	x			
Elmidae	CF	x	x	x	
Hyaellidae	CR			x	x
Hydracarina*	P			x	
Entomobryidae	CR			x	x
Hirudinea*	D			x	
Lumbriculidae	D	x		x	x
Nematoda	P				x
Ancylidae	CR	x			
Chiliniidae	R			x	
Cochliopidae	CR			x	
Lymnaeidae	CR	x			
Physidae	CR			x	x
Grypopterygiidae	F	x			
Nannochoristidae	P			x	

IV. DISCUSIÓN

4.1 Caracterización de la cuenca del río Maipo mediante índice SIGNAL-2 ajustado

La caracterización de la salud de la cuenca del río Maipo actualmente toma gran relevancia, considerando el escenario de megasequía en la zona centro-sur de Chile y el alto impacto antropogénico sobre la cuenca; pues está se destaca por concentrar actualmente en sus alrededores el 70% de la producción frutícola nacional; la cual requiere casi un 90% de agua para riego (CADE-IDEPE, 2004), destacando los cultivos de duraznos, cítricos, nectarines, ciruelos, paltos, perales, almendros y cultivos de la categoría de viñas y parronales (uva de mesa y vinífera); abastecer el 70% de la demanda de agua potable para la población de la RM y el 45% de la demanda para la industria manufacturera (INE,2005) y minera del país la cual se desarrolla principalmente en las localidades de Batuco, Lampa y Til Til (explotación de sulfuro de cobre); y explotación no metálica (yeso y caliza) en Cajón del Maipo, Pudahuel, Til Til y zona alta del río Maipo en El Volcán, La Perla y Romeral. Sector que produce en conjunto más de 235.000 toneladas de cobre al año (INE, 2003).

Todas estas prácticas generan el deterioro de la salud de la cuenca, alterando la composición de las comunidades acuáticas. Tales como, los MIB que se ven directamente afectados en una escala de tiempo y espacio (Stomp y col.,2011), debido a modificaciones en la concentración de nutrientes, condiciones hidrodinámicas e hidrológicas de los ríos (Tews y col., 2004; Schostell & Williams, 2007).

Se observa que sitios con fuertes presiones derivadas de las acciones humanas, predominantemente en zonas de valle en cuyos alrededores hay asentamientos

urbanos, tienden a encontrarse ríos y esteros con aguas levemente ácidas, de mayor temperatura, poco oxigenadas y/o con CE >1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Situación que se aprecia en dos tercios de la cuenca del río Maipo en la campaña primavera del 2020 realizada entre los días 05 y 19 de octubre (Tabla 7 y Tabla 8), principalmente en zona de valle, encontrando valores altos de CE (>1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$), situación que suele relacionarse con sitios impactados por la urbanización, vertimientos de aguas servidas (doméstica e industrial) y/o extensa actividad agrícola (Cuffney y col., 2000; Strieder y col., 2006; Allan & Castillo, 2007); donde uno esperaría encontrar comunidades de MIB tolerantes a la contaminación, de poca riqueza pero con gran cantidad de individuos o comunidades más diversas de menor abundancia, en ambos casos sin o con poca equidad (Figuras 3, 4, 5 y 6, Tablas 4 y 12 y Anexo VII en la Tabla 13); como Lumbriculidae (oligoquetos), Chironominae (quironómidos), Physidae (caracoles de agua dulce), Hyalellidae (crustáceos de pequeño tamaño), Hirudinea (sanguijuelas) y Nematoda (nematodos); capaces de habitar zonas con concentraciones muy bajas de oxígeno y/o altas concentraciones de materia orgánica por períodos prolongados (Beavan y col., 2001; Kay y col., 2001; Newall & Tiller, 2002). Situación que si se cumplió encontrando dichos taxa en las zonas media (precordillera), baja (valle) y desembocadura de la cuenca del río Maipo (MA-6) alcanzando abundancias mayores en las zonas bajas de la cuenca; situación que se repite para 6 estaciones cordilleranas en las cuales fue posible encontrar oligoquetos y quironómidos con abundancias relativas no despreciables (Anexo VII Tabla 13); la estación VOL-Obs; en la que se emplaza la central hidroeléctrica El Volcán y que adquiere clase de agua “mala” según la valoración de SIGNAL-2/ma ajustado a la cuenca, y clase “regular” para las 5 estaciones restantes; entre ellas COL-2 Obs, río Colina antes de la junta con el río Maipo en la que se encuentra la central hidroeléctrica Los Maitenes; la estación Yeso Obs, río Yeso antes de la junta con el río

Maipo en la comuna de San José de Maipo, zona en la cual se encuentra el Embalse El Yeso, reserva artificial de agua construida para abastecer de agua potable y de riego a parte de la RM; MOL Obs, río Molina antes de la junta con el río San Francisco, zona en la cual se realiza pesca deportiva; MZ-1Obs, estero Manzanito zona afectada por construcciones irregulares de obra de cruce por parte de Alto Maipo, proyecto hidroeléctrico de gran magnitud y cuya propietaria es la empresa estadounidense AES Gener S.A y la estación CLAR-1; estación ubicada al interior de la Reserva Nacional Río Clarillo en la comuna de Pirque, zona afectada por intervención de su cauce para satisfacer las necesidades hídricas de las zonas agrícolas de hortalizas, legumbres, tubérculos, cereales y árboles frutales y el turismo (Figuras 3,4,5,6 y 7; Tabla 5 y Anexo VII en la Tabla 13).

EL resto de las zonas altas de la cuenca (cordillera y precordillera), alcanzaron valores de clase de aguas de “muy buena”, “buena” y “regular” (Figura 7) en las cuales se aprecian comunidades más uniformes (Figura 5 y Tabla 4). Encontrando en su mayoría a taxones como Hydropsichidae, Elmidae, Leptophlebiidae, Blephariceridae y Baetidae (Figura 11 y Anexo VII en la Tabla 13); los cuales han sido descritos como parte principal de la comunidad de ríos de las zonas centro-sur de Chile (Campos y col., 1984; Habit y col., 1998; Guevara- Cardona y col., 2006; Fierro y col., 2012) y que se asocian a cursos de agua más limpias, con rápidos y muy oxigenadas (Armitage y col., 1983; Hilsenhoff, 1988). Por el contrario, la valoración con el índice SIGNAL-2 no ajustado, otorga peores clase de agua a la mayoría de las estaciones de la cuenca independientemente de su altitud (Tabla 6 y Figura 7). Estas diferencias podrían deberse a los nuevos valores de tolerancia que obtienen los taxa Orthocladiinae, Baetidae y Blephariceridae; los cuales adquieren valores que cambian de 4 (medianamente tolerante) a 7 (sensible); de 5

(medianamente sensible) a 10 (muy sensible) y de 10 a 6 (sensible), respectivamente (Tabla 5); el primer taxa estuvo presente en 26 de las 33 estaciones de monitoreo (cordillera, precordillera, valle y desembocadura) con las mayores abundancias en MP-2 (valle) con 1459,3 ind/m² y MP-2.1 Obs (precordillera) con 714,8 ind/m²; el segundo taxa presente en 12 de las estaciones (cordillera y valle) con mayores abundancias en EA-Obs (cordillera) con 425,9 ind/m² y MA-2 (cordillera) con 122,2 ind/m² y el último taxa en sólo 2 estaciones con la mayor abundancia en COL-1 Obs (cordillera) con 122, 2 ind/m² (Anexo VII en la Tabla 13).

Por consenso general Baetidae (colector-recolector) y Orthocladiinae tienden a beneficiarse del incremento de material particulado, proveniente de plantas de tratamiento de aguas servidas o efluentes de granjas de salmón (Guilpart y col., 2021; Wilson & Ruse, 2005). Sin embargo, hay investigadores entre ellos Lenat & Resh (2001) y Chessman (1997) quienes destacan la existencia de muchas excepciones a tal generalización, especialmente a nivel de especie o género. Sustentando sus análisis en la existencia de diversos estudios de laboratorio que evidencian que distintos MIB dentro de un misma familia varían en sus tolerancias a diversos contaminantes (Chapman y col., 1982; Sloof, 1983; Ewell y col., 1986; Chessman & McEvoy, 1998). Por lo cual sugieren considerar la interdependencia en los valores de tolerancia de acuerdo con la región examinada y naturaleza del pulso contaminante (material orgánico, metales pesados, sequía, entre otros). Por otro lado, hay quienes aseguran que dicha variación en la asignación de valores de tolerancia y posterior clasificación de la calidad de agua no equivalente a la calculada con los valores estándar de tolerancia se deba a la naturaleza del índice biótico utilizado, si estos se sustentan en el uso de tolerancias ponderadas por abundancia (factor peso), como lo es el caso del índice SIGNAL-2,

advierten la posibilidad de que taxa oportunistas (tolerantes) adquieran valores contrarios (sensibles) al opacar a los taxa sensibles y raros al ser más abundantes y presentar una mayor distribución. Sugieren de este modo revisar los rasgos de cada taxa entre ellos; dispersión, ciclo de vida, sensibilidad a distintos pulsos contaminantes, preferencias de hábitat, entre otros, para distinguir entre taxa restringidos a la zona o colonizadores producto de condiciones físico-químicas favorables, mediante estudios que consideren estacionalidad y una base de datos más robusta (Monaghan, 2016). Pues hay taxones que difieren considerablemente en sus respuestas a diversos contaminantes, por ejemplo, los taxa Baetidae, Gripopterygidae y Leptophlebiidae encontrados en la cuenca del río Maipo; el primero en cordillera y valle, y el resto sólo en estaciones cordilleranas; son considerados sensibles a las descargas de aguas servidas tratadas (Marchant y col., 1984). Sin embargo, se da el caso particular que ciertos estados larvales del taxa Leptophlebiidae son parcialmente tolerantes a la contaminación por metales (Lake y col., 1977).

Es importante mencionar que, si bien los resultados pueden evidenciar un posible sesgo al momento de asignar nuevos valores de Tolerancia para cada taxa encontrado en la cuenca del río Maipo, debido a lo reducido de la base de datos (33 estaciones) y al tratarse de una sola campaña (primavera 2020); fracción muy reducida en comparación de la base de datos creada por Chessman (2003), él cual utilizo 15.000 muestras de 4.000 ríos de campañas primavera y otoño entre los años 1994 y 2000, recolectando un total de 210 taxa clasificados hasta el nivel de familia para la asignación de valores de Tolerancia y cálculo de SIGNAL-2 para la cuenca Hawkesbury-Nepean, los resultados de asignación de clases de agua para la cuenca del río Maipo con el índice SIGNAL-2 ajustado permiten una mejor descripción del estado

ecológico de las zonas altas (mejor calidad) que si se condice con los parámetros químicos registrados in situ (Tabla 7) y los índices comunitarios de equidad de Pielou y diversidad de Shannon y Simpson (Tabla 4 y Figuras 3,4,5 y 6); encontrando comunidades de MIB con mayor riqueza, diversidad y/o equidad, y aguas alcalinas, bien oxigenadas por acción mecánica, de bajas temperaturas y CE dentro de los rangos óptimos para ríos de montaña y, ausencia o reducida presencia de pulso contaminante, especialmente en estaciones aguas arribas de hidroeléctricas y con ausencia de prácticas, tales como, la pesca deportiva, agricultura, picnic, entre otras (CADE-IDEPE, 2004); zonas que anteriormente eran duramente castigadas con el SIGNAL-2 original con valores de tolerancia de Chessman, pese a la presencia de taxones sensibles como Tricópteros, Plecópteros y Efemerópteros (Tabla 3 y 6, Anexo VII Tabla 13). Por lo cual, es posible afirmar que la adaptación del índice biótico SIGNAL- 2 para evaluar la salud ambiental de la cuenca del río Maipo entrega información que se ajusta mejor a los procesos biofísicos de la zona; los cuales influyen la estructura de MIB y la dinámica del sistema. Considerando que los fenómenos biogeográficos específicos a cada región del mundo pueden afectar la evaluación de la salud de los sistemas fluviales, y aún más si se considera que los valores de tolerancia utilizados por cada índice biótico en su mayoría son sitio específicos, tanto para la zona para la cual fueron creados como para los diversos contaminantes. Como lo es el caso del índice SIGNAL-2 original, y que junto con su predecesor el SIGNAL-95 no responden muy adecuadamente a la contaminación por metales (Chessman & McEvoy, 1997), y considerando que la cuenca del río Maipo no sólo se ve afectada por actividades agrícolas, sino también mediante la minería e industria energética (hidroeléctricas), prácticas que intervienen los cauces naturales de la cuenca al realizar canalizaciones de los diversos tributarios o curso principal de la

hoya e introduciendo material particulado a las aguas (CADE-IDEPE, 2004). De modo que el ajuste de los valores de tolerancia y su posterior uso para la obtención del índice SIGNAL-2/ma entrega información más cercana a la realidad local, observándose claramente el deterioro de la hoya hidrográfica del río Maipo desde su nacimiento a desembocadura; con mejores calidades de agua en los tramos superiores del curso principal (MA) y principales tributarios donde no se emplazan por ejemplo, hidroeléctricas, y peores calidades de agua en zonas de precordillera y valle (incluyendo la desembocadura) donde se concentran las actividades agrícolas e industriales, encontrándose taxones tolerantes a contaminación, como la clase Hirudinea y familias de Lumbriculidos, capaces de soportar ambientes pobres en oxígeno con altas concentraciones de materia orgánica (Figuras 7 y 11 y Anexo VII en Tabla 13).

4.2 Variables ambientales y su efecto en la estructuración de las comunidades de MIB

Como objetivo específico se tuvo como expectativa adaptar las tolerancias de familia de los taxa encontrados en la cuenca del río Maipo (primavera 2020) y explicar de manera adecuada la salud de la cuenca del río Maipo, mediante el uso del índice SIGNAL-2/ma ajustado del índice SIGNAL-2 creado para evaluar la salud de los ríos de Australia (Tabla 6); considerando la similitud regional, que ambos países comparten el tipo de clima (clima mediterráneo templado), ríos exorreicos y comunidades de macroinvertebrados similares en un 59,6% (Bonada y col., 2008) lo cual si fue posible, sin embargo, los resultados demuestran que hay otros factores locales que están afectando la distribución de la comunidad de MIB. Tales como, la altitud, temperatura (primavera) y tipo de pulso contaminante; ver datos de las Figuras 12 (Rho: 0,299; p: 0,037) y 13 (Rho: 0,229, p:

0,037). Encontrando que a medida que aumenta la altitud a lo largo de su extensión longitudinal y disminuye la temperatura del agua, las comunidades de MIB se vuelven menos diversas y más uniformes (Tabla 4 y 7). De manera que tramos de la cuenca a mayor altura se vuelven más similares entre sí que a los de menor altitud (Prat y col., 2009; Villamarin y col., 2013), esta tendencia de agrupación de zonas (cordillera-precordillera, precordillera-valle y valle-desembocadura) y distribución de taxa evidencia la importancia de la altitud a la hora de determinar la variación estructural de MIB en la cuenca del río Maipo (Tabla 8 y Figuras 9,10,11y 12, Anexo VII en la Tabla 13); al determinar una gran diversidad de hábitats desde la cabecera de la cuenca con poca vegetación de ribera hasta su desembocadura en el mar (Vannote y col., 1980) al relacionarse con diversos factores, tales como, temperatura y vegetación ribereña (Jacobsen y col., 1997). Hábitats en los cuales se esperaría encontrar a especies con hábitos fragmentadores (cabecera de la cuenca) y al llegar a la desembocadura con el mar (estuarios) especies de naturaleza detritívora (Vannote y col., 1980; Fierro y col., 2014), patrón conocido como río continuo (Vannote y col., 1980).

Si bien los resultados evidencian zonación entre los diversos tramos de la cuenca, especialmente entre cordillera y valle (Figura 10 y Tabla 11). Los taxa encontrados no cumplen con el patrón de distribución del río continuo para los grupos funcionales alimentarios (GFT), pues gran parte de la cuenca estuvo representada por el grupo de colectores-recolectores (17 taxa, en 29 estaciones), el cual se esperaría encontrar en los tramos bajos de la cuenca. Mientras que Ramoneadores (3 taxa) grupo que se esperaría encontrar principalmente en la cabecera, presenta distribución en 26 de las 33 estaciones (cordillera, precordillera, valle y desembocadura) con mayores abundancias relativas en estaciones de valle como MP-2 (subfamilia Orthocladinae). Esto evidencia

condiciones características del altiplano chileno en la zona de la cuenca del río Maipo, donde hay poca vegetación de ribera, por tanto, no existe mucha disponibilidad de alimento para los MIB de modo que, sólo es posible observar comunidades de taxa capaces de tolerar dichas condiciones extremas como la familia Blephariceridae (taxa sensible al ingreso de materia orgánica) cuyas larvas presentan 6 adaptaciones ventrales parecidas a ventosas que utilizan para agarrarse de las rocas sumergidas y no ser de ese modo arrastradas por las altas corrientes.

En zonas bajas de la cuenca, por el contrario es posible observar la presencia de diversos pulsos contaminantes (urbanismo, atracción turística, extracción de áridos y agricultura) que dificultan el asentamiento de diversos taxa sensibles, generando comunidades poco diversas (21 taxa) y baja abundancia relativa de MIB pese a que esta cuenca drena un gran territorio que abarca cerca 15.304 km² (Rodríguez, 2010) y por tanto, uno esperaría encontrar un mayor número de taxones, considerando que cuencas mucho más pequeñas del país, tales como, la cuenca del río Chillan (zona sur, Chile) la cual drena cerca de 757,7 km² y que presenta mejores calidades de agua registra hasta el momento un total de 83 taxones (Figueroa y col., 2003; Figueroa y col., 2007).

La adaptación de los valores de tolerancias de cada taxa para la cuenca del río Maipo es de suma importancia, ya que una asignación incorrecta puede afectar la caracterización de la salud del sistema; repercutiendo directamente en la toma de decisiones en temas tan importantes como en los programas y estrategias de conservación. Es importante mencionar que hasta el momento no existen otras propuestas para designar valores de tolerancia ajustados de los diversos taxa encontrados en la cuenca del río Maipo, pese a la gran importancia que tiene este

sistema fluvial para la población de la RM, por lo cual los hallazgos encontrados en esta investigación adquieren relevancia, en primer lugar por ser la primera iniciativa de este tipo para la cuenca (ajustar localmente el índice SIGNAL-2), en segundo lugar por abrir el camino para futuras investigaciones que en conjunto puedan ayudar a proteger de mejor manera la cuenca del río Maipo, cuyas aguas no solo sostienen la vida de la población humana de una de las regiones más pobladas de Chile, sino también de los organismos que habitan en ella y cuya presencia es importante para el correcto funcionamiento del sistema fluvial, al permitir el flujo de energía y materia a lo largo de los diferentes niveles tróficos, ayudando al correcto ciclado de nutrientes del sistema y tercero pues los valores de SIGNAL-2 ajustados obtenidos para la cuenca del río Maipo representan más adecuadamente la calidad de aguas especialmente en zonas cordilleranas lo cual puede ser contrastado con los datos físicos, químicos e hidromorfológicos de la cuenca, encontrándose aguas bien oxigenadas (mecánicamente), de bajas temperaturas, alcalinas y con CE dentro del rango de ríos de alta montaña (Tabla 7 y Figura 7), lo cual permitiría realizar un mejor biomonitoreo de la cuenca; ello pues un adecuado monitoreo no sólo depende de los valores obtenidos por el índice SIGNAL-2 sino también en que tan bien se entienden los procesos biofísicos que influyen la composición de MIB y la dinámica del sistema fluvial, lo cual puede afectar la asignación de clases de agua.

V. CONCLUSIONES

A partir de los datos obtenidos se puede observar que el proceso iterativo propuesto por Chessman para la adaptación de los valores de Tolerancia y posterior evaluación del estado ecológico, es utilizable con la información levantada en la cuenca del río Maipo, los cuales permiten una mejor descripción de las zonas altas de la cuenca (mejor calidad).

Sin embargo, aún falta mejorar los factores de tolerancia, lo cual se podría realizar construyendo una base de datos más robusta, incluyendo más campañas de la cuenca del río Maipo (primavera, otoño y verano) y/o adicionando otras cuencas de similares características ubicadas en la misma zona geográfica (zona centro-sur de Chile), tales como, la cuenca de Rapel y Mataquito.

Esta aproximación ofrece ventajas frente al análisis de paneles de experto que muchas veces no tienen los conocimientos locales o los bioensayos que pese a ser muy robustos, no han sido estandarizados con especies nativas.

VI. REFERENCIAS

- Alba- Tercedor, J., y Sánchez O. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad de las aguas corrientes basado en Helawell (1978). *Limnética*, 4: 51-56.
- Alba- Tercedor, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del Agua en Andalucía, Almería, II-203-213.
- Alba- Tercedor, J., Jáimez- Cuellar, P., Alvarez, M., Avilés, J., Bonada, N., Casas, J., Mellado, A., Ortega, M., Pardo, I., y col. 2002. Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (= BMWP´). *Limnética*, 21: 175-186.
- Allan, J.D. 2004. Landscape y Riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Reviews of Ecological Systems*, 35: 257-284.
- Allan, J.J., y Castillo, M.M. 2007. *Stream ecology: structure and function of running waters*, 2nd edition. Springer.
- AquaExpert. 2021. Informe: Red de observación de la Norma Secundaria de Calidad ambiental (NSCA) de la cuenca del río Maipo 2020-2021. (Nro. 2). Ministerio del Medio Ambiente, SEREMI, Chile.
- Armitage, P.D., Moss, D., Wright, J.F., y Furse, M.T. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running water sites. *Water Research*, 17: 333-347.
- Baev, P. V., y Penev, L. D. 1995. Biodiversity: program for calculating biological diversity parameters, similarity, niche overlap, and cluster analysis. Versión 5.1. Pensoft, Sofia – Moscow, pp 57.

Banco Mundial. 2011. Diagnóstico de la gestión de los recursos hídricos. Santiago, Chile: Dirección General de Aguas, Ministerio de Obras Públicas, Chile.

Barbour, M.T., Gerritsen, J., Zinder D., y Stribling, J.B. 1995. Revision to rapid bioassessment protocols for use in stream and river: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish. EPA 841/D-97-002.

Biblioteca del Congreso Nacional de Chile [Clima y Vegetación Región Metropolitana de Santiago — (bcn.cl)] (accedido: 08.06.2022)

Beavan, J., Sadler, J., y Pinder, C. 2001. The invertebrate fauna of a physically modified urban river. *Hydrobiologia*, 445: 97-108.

Bonada, N., Prat, N., Resh, V., y Statzner, B. 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology*, 51: 495-523.

Bonada, N., Rieradevall, M., Dallas, H., Davis, J., Day, J., Figueroa, R., RESH, V., y Prat, N. 2007. Multi-scale assessment of macroinvertebrate richness and composition in Mediterranean-climate rivers. *Freshwater Biology*, 53: 772 - 788.

Butcher, J.T., Steward, P.M., y Simon, T.P. 2003. A benthic community index for streams in the northern lakes and forests ecoregion. *Ecological indicators*, 3: 181-193.

Ministerio de obras públicas, Dirección General de Aguas (DGA). 2004. Diagnóstico y Clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad. Cuenca del río Maipo. Gobierno de Chile.

Campos, H., Arenas, C., Jara, T., Gonser., y Prins. 1984. Macrozoobentos y fauna íctica de las aguas limnéticas de Chiloé y Aysén continentales (Chile). *Medio Ambiente*, 7: 52-64.

Cao, Y., Bark, A., y Williams, P. 1997. Analyzing benthic macroinvertebrate community changes along a pollution gradient: a framework for the development of biotic índices. *Wat. Res*, 31: 884-892.

Centro de estudios públicos (CEP). 2021. Puntos de Referencia: Megasequía: Diagnóstico, impactos y propuestas. (Nro. 559), Chile.

Chapman, P. M., Churchland, L. M. ., Thomson, P.A. , y Michnowsky, E. 1980. Heavy metal studies with oligochaetes. Pages 477–502 in R. O. Brinkhurst and G. D. Cook (editors). *Aquatic oligochaete biology*. Plenum Publishing Corporation, New York.

Chará-Serna, A.M., Chará, J.D., Zúñiga, M.C., Pearson, R.G., y Boyero, L. 2012. Diets of leaf-litter-associated insects in three Colombian streams. *Ann. Limnol.- Int. J. Lim*, 48:139–144.

Chessman, B.C. 1995. Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: a procedure based on hábitat- specific sampling, family- level identification and a biotic index. *Australian Journal of Ecology*, 20: 122-129.

Chessman, B.C., y McEvoy, P.K. 1997. Objective derivation of macroinvertebrate family sensitivity grade numbers for the SIGNAL biotic index: application to the Hunter River system, New South Wales, *Marine and Freshwater Research*, 48: 159-72.

Chessman, B.C., y McEvoy, P.K. 1998. Towards diagnostic biotic indices for river macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, 364: 169–182

Chessman, B.C. 2003. New sensitivity grades for Australian river macroinvertebrates. *Marine and Freshwater Research*, 54: 95- 103.

Chuter, F.M. 1972. An empirical biotic index of the quality of water in South African streams and rivers. *Water Research*, 6: 19-30.

Clarke, K. 1993. Non-Parametric Multivariate Analyses of Changes in Community Structure. *Australian Journal of Ecology*, 18: 117-143.

Clarke, K.R., y Gorley, R.N. 2005. *PRIMER v.6: User Manual/ Tutorial*. PRIMER-E Ltda., Plymouth, UK, pp 192.

Clarke, K.R., y Warwick, R.M. 2001. *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. 2nd Edition, PRIMER-E, Ltd., Plymouth Marine Laboratory, Plymouth.

CONAMA. 2004. *Guía para el desarrollo de Normas para la Protección de las Aguas Continentales Superficiales*. Comisión Nacional del Medio Ambiente CONAMA, pp 23, Gobierno de Chile, Santiago, Chile.

CONAMA. 2008. *Estado del Medio Ambiente en Chile, Informe país*. Universidad de Chile, Instituto de Asuntos Públicos. CONAMA, PNUMA, CEPAL. Comisión Nacional de Medio Ambiente CONAMA, pp 175, Gobierno de Chile, Santiago, Chile.

CONAMA. 2009. *Anteproyecto de Normas Secundarias de Calidad Ambiental para la protección de las aguas continentales superficiales de la cuenca del río Limarí*. Comisión Nacional del Medio Ambiente CONAMA, pp 12, , Gobierno de Chile, Santiago, Chile.

CR2. 2015. *Informe a la Nación: La Megasequía 2010-2015: Una lección para el futuro*, Chile, pp 28, Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia CR2, Santiago, Chile.

Crespo, J.E., y Rau, J.R. (2017). Macroinvertebrados Bentónicos de ambientes lóticos asociados a fragmentos de bosque nativo en Purranque, Región de Los Lagos, Sur de Chile. *Historia Natural*, 7(2): 99-106.

Cuffney, T.F., Meador, M.R., Porter, S.D., y Gurtz, M.E. (2000) Responses of physical chemical, and biological indicators of water quality to gradient of agricultural land use in the Yakima River basin, Washington. *Environmental Monitoring and Assessment*, 64: 259-270.

Daily, G.C. (1997). Nature`s services. Societal dependence on natural Ecosystems. En J.H. Lawton (eds.), *Animal Conservation forum*. pp 75-76. Island Press, Washington.

Decreto Supremo N° 53 (2013). Que establece las Normas Secundarias de Calidad del Agua para la Protección de las Aguas Continentales Superficiales de la Cuenca del río Maipo. *Diario Oficial* (2014). 1º Informe de Calidad. Norma Secundaria Lago Villarrica (mma.gob.cl)

Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. D.O.C.E. L 327 de 22.12.00, pp 69.

Diaz, C. 2008. Diatomeas de Aguas Continentales. En: *Biodiversidad de Chile: Patrimonio y Desafíos*. Comisión Nacional del Medio Ambiente, CONAMA, pp 380-382, Segunda Edición, Gobierno de Chile, Santiago, Chile.

Domínguez, E., y Fernández, H. R. 2009. *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*. Tucumán, Argentina: (s.n.).

Dynesius, M., Jansson, R., Johansson, M.E., y Nilsson, C. (2004). Intercontinental similarities in riparian-plant diversity and sensitivity to river regulation. *Ecological Monographs*, 14: 173-191.

Ewell, W. S., Gorsuch, J. W., Kringle, R. O., Robillard, K. A. y Spielgel, R. C. 1986. Simultaneous evaluation of the acute effects of chemicals on seven aquatic species. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 5:831-840.

Foro Consultivo Científico y Tecnológico. 2012. Diagnóstico del Agua en las Américas, IANAS, Ciudad de México, Distrito Federal.

Fernández, H. y Domínguez, E. 2001. Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos. Tucumán, Argentina: Secretaría de Ciencia y Técnica de la Universidad de Tucumán. Imprenta central Universidad Nacional de Tucumán.

Fernández, O.D. 2010. Uso Macroinvertebrados bentónicos para la caracterización ambiental de la quebrada de La Plata, Región Metropolitana. [Tesis para optar a título profesional de Ingeniero Forestal]. Universidad de Chile.

Fierro, P., Bertrán, C., Mercado, M., Peña-Cortés, F., Tapia, J., Hauenstein, E., y Vargas-Chacoff, L. 2012. Ensamble de macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua a través de la aplicación de un índice biótico modificado en un contexto espacio-estacional en una cuenca costera del sur de Chile. *Rev. Biol. Mar. Oceanogr.*, 47: 23-33.

Fierro, P., Bertrán, C., Martínez, D., Valdovinos, C., y Vargas-Chacoff, L. 2014. Ontogenetic and temporal changes in the diet of the Chilean silverside *Odontesthes regia* (Atherinidae) in southern Chile. *Cahiers de Biologie Marine*, 55 (3): 323-332.

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. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 43(1): 186-200.

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

Figueroa, R. 2004. Calidad Ambiental de la cuenca hidrográfica del río Chillán, VIII Región, Chile. Tesis, pp 132, Universidad de Málaga, España.

Figueroa, R., Palma, A., Ruiz, V., y Niell, X. 2007. Análisis comparativo de índices bióticos utilizados en la evaluación de la calidad de las aguas en un río mediterráneo de Chile: río Chillán, VIII Región. *Revista Chilena de Historia Natural*, 80: 225-242.

Flint, O.S. 1989. Studies of Neotropical caddisflies XXXIX: The genus *Smicridea* in the Chilean sub-region (Trichoptera: Hydropsychidae): *Smithsonian Contributions to Zoology*, 472: 1-45.

Geography Queen Mary University of London. 2020. Electrical Conductivity. [Electrical conductivity - Chesswatch \(qmul.ac.uk\)](https://www.qmul.ac.uk/chemistry/electrical-conductivity-chesswatch). (accedido 25. 10.2022)

Ghetti, P.F. 1986. I Macroinvertebrati nell'Analisi di qualità dei corsi d'acqua. *Stazione Sperimentale Agraria Forestale*, pp 105, Università di Parma, Italia.

Gibson, G.R., Barbour, M.T., Stribling, J.B., Gerritsen, J., y Karr, J.R. 1996. Biological Criteria: Technical Guidance for Streams and Small Rivers. En Washington, D.C. Gutierrez, J.D., W. Riss y R. Ospin (eds.), Revised Edition. US. E.P.A., Office Water.

González, E.A. 2014. Caracterización de la Calidad del Agua de las cuencas hidrográficas de Atacama y Coquimbo Chile con base en macroinvertebrados. (Tesis para optar al título de Ingeniero en Producción Acuícola). Universidad de Nariño.

Guevara- Cardona, G., Jara, C., Mercado, M., y Elliot, S. (2006) Comparación del macrozoobentos presente en arroyos con diferente tipo de vegetación ribereña en la reserva costera Valdiviana, Sur de Chile. A.C.L. "Neolimnos," 1:98-105.

Guilpart, E. 2021. Interactive comment on "A Robust calibration/validation protocol of a hydrological model using hidden Markov states" by Etienne Guilpart y col.

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

Hinselhoff, W.L. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society*, 7: 65-68.

Hellawell, J.M. (1986). *Biological indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management*, pp 546, Elsevier Applied Science. New York.

Instituto Nacional de Estadísticas. 2003. Encuesta Nacional de demografía y salud, Santiago, Chile.

Instituto Nacional de Estadísticas. 2005. Censos de población y vivienda, Santiago, Chile.

Instituto Nacional de Estadísticas. 2017. Censo de población y vivienda 2017, Santiago, Chile.

Jacobsen, D., Schultz, R., y Encalada, A. 1997. Structure and diversity of streams invertebrate assemblages: the influence of temperature with altitude and latitude. *Freshwater Biology*, 38(2): 247-261.

Jara, C., Rudolph, E., y González, E. 2006. Estado de conocimiento de los crustáceos malacostracos dulceacuícolas de Chile. *Gayana Zoología*, 70: 40-49.

Jerez, V., y Moronil, J. (2006). Diversidad de coleópteros acuáticos en Chile. *Gayana*, 70 (1): 72-81.

Karr, J.R., y Dudley, D.R. 1981. Ecological perspectives on water quality goals. *Environmental Management*, 5: 55-68.

Karr, J.R., y Chu, E.W. 1999. *Restoring Life in Running Waters: Better Biological Monitoring*, pp 206 pp, Island Press, Washington D.C. ISBN 1-55963-674-2.

Karr, J.R., y Chu, E.W. 2002. Introduction: sustaining living rivers. *Hydrobiologia*, 422/423: 1-14.

Kay, W.R., Halse S.A., Scanlon, M.D., y Smith, M.J. 2001. Distribution and environmental tolerances of aquatic macroinvertebrate families in the agricultural zone of southwestern Australia. *Journal of the North American Benthological Society*, 20: 182-199.

Lenat, D.R., y Resh, V.H. 2001. Taxonomy and stream ecology- The benefits of genus and species- level identifications. *Journal of the North American Benthological Society*, 20: 287-298.

Lobo, J.M., y Davis, A.L.V. 1999. An intercontinental comparison of dung beetle diversity between two mediterranean-climatic regions: local versus regional and historical influences. *Diversity and Distributions*, 5: 91-103.

Luo, T., Young, R., y Reig, P. 2015. *Aqueduct Projected Water Stress Country Rankings*. Technical Note. Washington, D.C., World Resources Institute.

Magurran, A. E. 1988. Ecological diversity and its measurement, pp 179, Princeton University Press, New Jersey.

Margalef, R. 1985. Limnología, pp 1010, Omega. Barcelona, España.

Merritt, R.W., Cummins, K.W., y Berg, M.B. (2008). An Introduction to the Aquatic Insects of North America. Fourth edition. Dubuque: Kendall / Hunt Publishing.

Miserendino, M.L., y Pizzolon, L.A. 2003. Distribution of macroinvertebrate assemblages in the Azul- Quemquemtreu river basin, Patagonia, Argentina. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, 37(3): 525-539.

Monaghan, K.A. 2016. Four Reasons to Question the Accuracy of a Biotic Index; the Risk of Metric Bias and the Scope to Improve Accuracy. Plos one, 11(7):e0158383

Muñoz, I., y Prat, N. 1992. Cambios en la calidad del agua de los ríos Llobregat y Cardener en los últimos 10 años. Tecnología del Agua, 91: 17-23.

Muñoz, I., y Prat, N. 1994. A comparison between different biological water quality indexes in the Llobregat Basin (NE Spain).

Newall, P., y Tiller, D. 2002. Derivation of nutrient guidelines for streams in Victoria, Australia. Environmental Monitoring and Assessment, 74: 85-103.

Niemeyer, H., y Cereceda, P. 1984. Hidrografía. En Instituto Geográfico Militar, Geografía de Chile. (Nro. VIII). Santiago, Chile.

Norris, R.H., y Hawkins, C.P. 2000. Monitoring river Health. Hidrología, 435: 5-17.

Norris, R.H., y Thoms, M.C. 1999. What is river health? Freshwater Biology, 41: 197-209.

Paruelo, J.M., Jobbágy, E.G., Sala, O.E., Lauenroth, W.K., y Burke, I.C. 1998. Functional and structural convergence of temperate grassland and shrubland ecosystems. *Ecological Applications*, 8: 194–206.

Pedrerros, T., y Pablo, C. 2014. Macroinvertebrados Bentónicos en ríos Andinos de Chile Central: Potenciales implicancias del Calentamiento Global. [Tesis para optar al grado de Doctor en Ciencias Ambientales, mención en Sistemas Acuáticos Continentales]. Universidad de Concepción.

Peet, R. K. 1974. The measurement of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5: 285 - 307.

Pescador, M., y Peters, W. 1985. Biosystematics of the Genus *Nousia* from Southern South America (Ephemeroptera: Leptophlebiidae: Atalophlebiinae). *Journal of the Kansas Entomological Society*, 58: 91-123.

Pescador, M., y Peters, W. 1987. Revision of the general *Meridialaris* and *Massartellopsis* (Ephemeroptera: Leptophlebiidae: Atalophlebiinae) from South America. *Transactions of the American Entomological Society*, 112: 147-189.

Peters, W.L., y Edmuns, G.F. 1972. A revision of the generic classification of certain Leptophlebiidae from southern South America (Ephemeroptera). *Annals of the Entomological Society of America*, 65: 1398-1414.

Pielou, E. C. 1975. *Ecological diversity*. John Wiley & Sons, Inc., New York, 165 p.

Postel, S. L. 2000. Entering an era of water scarcity: The challenges ahead. *Ecological Applications*, 10 : 941-948.

Prat, N., Munné, A., Rieradevall, M., Solà, C., y Bonada, N. 2000. ECOSTRIMED Protocolo para determinar el estado ecológico de los ríos mediterráneos. Diputación de Barcelona, Área de Medio Ambiente, pp 94 pp, Barcelona, Cataluña, España.

Prat, N., Ríos, B., Acosta, R., y Rieradevall, M. 2009. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. En Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología, pp 631-654, Tucumán, Argentina: Fundación Miguel Lillo.

Rodríguez, H. 2010. " Santiago de Chile- Catorce mil años", MChAPC.

Rojas, F. 2006. Estado de conocimiento de los tricópteros de Chile. Gayana Zoología, 70: 65-71.

Roldán, G. 2003. Bioindicación de la calidad del agua en Colombia: Una propuesta para el uso del método BMWP/col, pp 170, Editorial Universidad de Antioquia.

Rosenberg, D.M., y Resh, V.H. 1993. Introduction to Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. In: Rosenberg, D.M. and Resh, V.H., Eds., Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates, Chapman/Hall, New York, 1-9.

Schostell, J.M., y Williams, B.S.2007. Habitat complexity as a determinate of benthic macroinvertebrate community structure in cypress tree reservoirs. Hydrobiologia, 575 (1), 389-399.

Simon T.P. 2000. The use of Biological criteria as a tool for water resource management. Environmental Science & Policy, 3: 43-49.

SINIA. 2020. Informe del Medio Ambiente 2020. Capítulo 5: Aguas Continentales. Sistema Nacional de Información Ambiental SINIA, Ministerio del Medio Ambiente MMA, pp. 186-237, Gobierno de Chile, Santiago, Chile.

Strieder, M.N., Ronchi, L.H., Stenert, C., Scherer, R.T., y Nesiss, U.G. 2006. Biological measures and water quality indices in a micro watershed polluted with urban and tannery sewage in South Brazil. *Acta biol. Leopoldensia*, 28(1), 17-24.

Stomp, M., Huisman, G., G, G., Mittelbach, E., Litchman, C., y Klausmeier, A. 2011. Large scale biodiversity patterns in freshwater phytoplankton. *Ecology*, 92: 2096–2107, 2011.

Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M.C., Schwager, M. y Jeltsch, F. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31(1): 79-92.

Tiller, D., y Metzelling, L. 2002. Australia-wide assessment of river health: Victorian AusRivas sampling and processing manual. Monitoring river health. Initiative Technical Report 15, Commonwealth of Australia and VIC Environmental Protection Authority, pp 20, Canberra, Australia.

Tomanova, S., Goitia, E., y Helešić, J. 2006. Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in Neotropical streams. *Hydrobiologia*, 556: 251–264.

Valdovinos, C. 2006. Estado de Conocimiento de los Gastrópodos Dulceacuícolas de Chile. *Gayana*, 70: 100-113.

Van Loon, A. F., Stahl, K., Di Baldassarre, G., Clark, J., Rangelcroft, S., Wanders, N., y Uijlenhoet, R. 2016. Drought in a human-modified world: reframing drought definitions, understanding, and analysis approaches.

Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., y Cushing, C.E. 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Research*, 37: 130-137.

Villamarin, C., Rieradevall, M., Paul, M. J. ., Barbour, M. T. y Prat, N . 2013. A tool to assess the ecological condition of tropical high Andean streams in Ecuador and Peru: The IMEERA index. *Ecological Indicators*, 29: 79-92.

Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J., y Melillo, J.M. 1997. Human Domination of Earth`s Ecosystems. *Science*, 277 (5 235): 494- 499.

Wackerly, D.D., Mendenhall III, W., y Scheaffer, R.L. En Cengage Learning Editores, pp 939, México.

Wilson, R. S., y Ruse, R.P. 2005. A guide to the identification of genera of chironomid pupal exuviae occurring in Britain and Ireland (including common genera from Northern Europe and their use in monitoring lotic and lentic fresh waters. *zahlr. Abb*, pp 176, Freshwater Biological Association, Ambleside, Cumbria

Yang, K., LeJeune, J., Alsdorf, D., Lu, B., Shum, C.K., y Liang, S. 2012. Global distribution of outbreaks of water- associated infectious diseases. *PLoS Neglected Tropical Diseases*, 6 (2): e1483.

VII. ANEXOS

7.1 Base de datos biológicos (abundancia) de la cuenca del río Maipo.

Tabla 13. Matriz biológica de la cuenca del río Maipo.

Taxas	AN-1	AN-1 Obs	CLAR-1 Obs	CLAR-2 Obs	COL-1 Obs	COL-2 Obs	EA Obs	ECO Obs	EYL Obs	FRA Obs	LA-1	MA-1
Athericidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Blephariceridae	0	0	0	0	122,2	0	0	0	0	0	0	0
Ceratopogonidae	0	0	33,3	7,4	7,4	0	0	0	0	0	0	0
Chironominae	0	0	0	48,1	0	51,9	0	3,7	0	0	11,1	0
Empididae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephydriidae	3,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Orthocla diinae	18,5	44,4	255,6	118,5	103,7	25,9	181,5	81,5	3,7	29,6	0	29,6
Podoninae	0	0	0	0	0	0	0	0	7,4	0	0	0
Psychodidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Simuliidae	3,7	0	0	0	44,4	0	0	0	0	0	0	0
Tanyptodinae	0	0	0	0	0	0	0	3,7	0	3,7	0	0
Tipulidae	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydrobiosidae	0	0	0	0	7,4	0	0	0	0	3,7	0	0
Hydropsychidae	0	0	0	151,9	0	0	137	0	0	107,4	0	0
Hydroptilidae	11,1	0	29,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Aeshnidae	0	0	11,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Caenidae	0	0	25,9	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baetidae	3,7	0	14,8	0	0	0	425,9	22,2	0	77,8	0	0

Leptophebiidae	0	0	103,7	0	207,4	0	37	37	0	0	0	0
Elmidae	3,7	0	18,5	0	0	0	33,3	63	0	7,4	0	0
Hyalellidae	0	396,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydracarina	7,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Entomobryidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hirudinea	0	11,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lumbriculidae	3,7	218,5	44,4	0	0	0	0	0	0	18,5	92,6	0
Nemato da	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ancylidae	0	0	174,1	0	0	0	0	40,7	0	0	0	0
Chilini dae	185,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cochliopidae	181,5	0	59,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lymnaei dae	0	0	63	0	0	0	37	0	0	0	0	0
Physida e	7,4	70,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gryopterygiidae	0	0	48,1	0	0	0	48,1	0	0	0	0	0
Nannochoristidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ostraco da	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabla 13 (Continuación). Matriz biológica de la cuenca del río Maipo.

Taxas	M A - 2	M A- 2 O bs	M A - 3	M A- 3 O bs	M A - 4	M A - 5	M A- 5 O bs	M A - 6	M O L O bs	M P - 1	M P - 2	MP - 2.1 Ob s	MP - 2.2 Ob s	MP - 2.3 Ob s	M Z- 1 O bs	O L O bs	P U- 1 O bs	P U - 1 (*)	P U - 2	V O L O bs	Ye so O bs
Athericidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5 1, 9	0	SECO	0	0	0
Blephariceridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	SECO	0	3, 7	0
Ceratopogonidae	0	0	0	0	3 , 7	3 , 7	0	7 , 4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	SECO	0	0	0
Chironominae	1 4 , 8	0	3 , 7	7, 4	0	0	11 , 1	0	0	1 4 , 8	3, 7	0	11, 1	66, 7	0	0	25 , 9	SECO	0	0	0
Empididae	0	0	0	0	0	3 , 7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	SECO	0	18 , 5	0
Ephydriidae	0	0	0	0	0	3 , 7	11 , 1	0	0	0	0	0	0	0	11 , 1	0	0	SECO	0	0	0
Orthoclaeniinae	8 8 , 9	3, 7	4 , 7	0	6 , 7	3 , 7	0	3 , 7	22 , 2	3 , 7	9, 3	71 4,8	0	0	22 9, 6	2 2, 2	7, 4	SECO	0	18 , 5	48 , 1
Podoninae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	SECO	0	0	0
Psychodidae	0	0	0	0	0	0	7, 4	0	0	0	0	0	0	0	0	1 3 7	0	SECO	0	0	0
Simuliidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1 8, 5	0	0	0	0	0	0	0	SECO	0	22 , 2	0

Ostr acod a	0	0	0	0	7 , 4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25 ,9	S E C O	0	0	0
-------------------	---	---	---	---	-------------	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	----------	------------------	---	---	---

7.2 Valores de Tolerancia y Factor peso (wi) asignado a las Familias de MIB (Chessman, 2003)

Tabla 14. Grados de Tolerancia de taxon familia de MIB de acuerdo con Chessman, 2003.

Taxon	Grade	Standard error of grade	Taxon	Grade	Standard error of grade	Taxon	Grade	Standard error of grade
Aeshnidae (<i>sensu lato</i>)	4	0.6	Gordiidae	5	0.6	Paracalliopidae	3	1.3
Ameletopsidae	7	1.2	Grapsidae	7	3.2	Paramelitidae	4	0.3
Amphisopidae	1		Griopterygidae	8	0.4	Parastacidae	4	0.4
Ancylidae	4	0.4	Gyrinidae	4	0.4	Pelecorhynchidae	10	
Antipodoeciidae	8	1.4	Haliplidae	2	0.6	Perthiidae	4	0.9
Aphroteniinae	8	0.7	Hebridae	3	0.6	Philopotamidae	8	0.4
Athericidae	8	0.4	Helicophidae	10	0.3	Philorheithridae	8	0.7
Atriplectididae	7	0.5	Helicopsychidae	8	0.5	Phreatoicidae	4	0.7
Atyidae	3	0.5	Hemicorduliidae	5	1.1	Phreatoicopsidae	2	
Austrocorduliidae	10		Heteroceridae	1	0.4	Physidae	1	0.3
Austroperlidae	10	0.3	Hydraenidae	3	0.3	Planorbidae	2	0.4
Baetidae	5	0.2	Hydriidae	2	0.4	Pleididae	2	0.5
Belostomatidae	1	0.8	Hydrobiidae	4	0.4	Podonominae	6	0.6
Bithyniidae	3	1.8	Hydrobiosidae	8	0.3	Polycentropodidae	7	0.5
Blephariceridae	10	0.3	Hydrochidae	4	0.9	Pomatiopsidae	1	0.9
Branchiopodidae	1	0.3	Hydrometridae	3	0.5	Prosopistomatidae	4	
Brentidae	3	0.8	Hydrophilidae	2	0.2	Protoneturidae	4	0.6
Caenidae	4	0.4	Hydropsychidae	6	0.3	Psephenidae	6	0.4
Calamoceratidae	7	0.5	Hydroptilidae	4	0.4	Psychodidae	3	0.6
Calocidae	9	0.3	Hygrobiiidae	1	1.3	Ptiliidae	3	0.5
Carabidae	3	0.8	Hymenosomatidae	3	1.2	Ptilodactylidae	10	0.4
Cecidomyiidae	1	1.5	Hypolestidae (formerly Lestoideidae)	9	1.4	Pyalidae	3	0.5
Ceinidae	2	0.7	Hyriidae	5	0.8	Richardsonianidae	4	0.6
Ceratopogonidae	4	0.2	Isostictidae	3	0.3	Saldidae	1	0.8
Chaoboridae	2	0.8	Janiridae	3	0.9	Scatopsidae	1	2.1
Chironominae	3	0.2	Kokiriidae	3		Sciaridae	6	2.3
Chrysomelidae	2	0.8	Koonungidae	1	2.1	Sciomyzidae	2	0.8
Cirranidae	2	0.9	Leptoceridae	6	0.2	Scirtidae	6	0.3
Clavidae	3	1.8	Leptophlebiidae	8	0.3	Sialidae	5	0.7
Coenagrionidae	2	0.5	Lestidae	1	0.6	Simuliidae	5	0.3
Coloburiscidae	8	0.6	Libellulidae (<i>sensu lato</i>)	4	0.4	Siphonuridae	10	0.9
Conoesucidae	7	0.7	Limnephilidae	8	0.6	Siphonotidae	6	0.8
Corbiculidae	4	0.4				Sisyridae	3	0.8

Tabla 14 (Continuación). Grados de Tolerancia de taxon familia de MIB de acuerdo con Chessman, 2003.

Corduliidae (<i>sensu lato</i>)	5	0.4	Limnichidae	4	1.0	Sphaeriidae	5	0.5
Corixidae	2	0.4	Lindeniidae	3		Sphaeromatidae	1	1.3
Corophiidae	4	0.8	Lymnaeidae	1	0.5	Spongillidae	3	0.9
Corydalidae	7	0.5	Macromiidae	8		Staphylinidae	3	0.3
Culicidae	1	0.3	Megapodagrionidae	5	0.6	Stratiomyidae	2	0.3
Curculionidae	2	0.6	Melitidae	7	2.7	Sundatelphusidae	3	1.1
Diaminae	6	0.4	Mesamphisopidae	3		Synlestidae (<i>sensu lato</i>)	7	0.7
Diphlebiidae (formerly Amphipterygidae)	6	1.0	Mesoveliidae	2	0.4	Synthemistidae	2	0.9
Dipsudopsidae	9	1.3	Microsporidae	7	1.0	Syrphidae	2	0.9
Dixidae	7	0.5	Muscidae	1	0.6	Tabanidae	3	0.2
Dolichopodidae	3	0.3	Nannochoristidae	9	0.5	Talitridae	3	0.7
Dugesidae	2	0.3	Naucoridae	2	0.7	Tanyderidae	6	1.3
Dytiscidae	2	0.2	Neoniphargidae	4	1.4	Tanypodinae	4	0.3
Ecnomidae	4	0.3	Nepidae	3	0.6	Tasimiidae	8	0.5
Elmidae	7	0.3	Neurorthidae	9	0.6	Telephlebiidae	9	1.8
Empididae	5	0.3	Noteridae	4	0.7	Teloganodidae (formerly Ephemerellidae)	9	0.4
Ephyridae	2	0.6	Notonectidae	1	0.4	Temnocephalidae	5	0.6
Erpobdellidae	1	0.6	Notonemouridae	6	0.4	Tetrastemmatidae	7	0.4
Eusiridae	7	0.8	Ochteridae	2	1.0	Thaumaleidae	7	0.9
Eustheniidae	10	0.2	Odontoceridae	7	0.5	Thiaridae	4	0.7
Gelastocoridae	5	0.7	Oeconesidae	8		Tipulidae	5	0.3
Gerridae	4	0.4	Oniscidae	2	0.7	Triopsidae	1	0.1
Glacidorbidae	5	2.1	Oniscigastridae	8	0.5	Urothemistidae	1	
Glossiphoniidae	1	0.5	Ornithobdellidae	1		Veliidae	3	0.3
Glossosomatidae	9	0.2	Orthocladinae	4	0.3	Viviparidae	4	1.1
Gomphidae (<i>sensu lato</i>)	5	0.4	Osmylidae	7	1.1			
			Palaeomonidae	4	0.5			

Tabla 15. Factor peso (w_i) asignado a las diferentes familias de MIB, dependiendo de su abundancia.

Número de individuos	Factor de peso (w_i) (Chessman, 2003)
1-2	1
3-5	2
6-10	3
11-20	4
> 20	5

7.3 Factores de las estaciones de la cuenca del río Maipo

Tabla 16. Factor zona asignados a las diferentes estaciones de la cuenca del río Maipo.

Sistema	Estación	Nomenclatura	Altitud	Curso	Zonas
Río Maipo (MA)	MA-1	Naciente de río MA hasta confluencia con río VOL. Ubicado en zona cordillerana.	1.443	curso principal	cordillera
	MA-2	De confluencia río VOL hasta confluencia río COL	944	curso principal	cordillera
	MA-2 Obs	Se ubica aguas arriba del estero San Alfonso en zona cordillerana.	1.114	curso principal	cordillera
	MA-3	De confluencia río COL hasta confluencia río CLAR. Estación corresponde al cauce principal del río MA	612	curso principal	valle
	MA-3 Obs	Aguas arriba del canal San Carlos.	753	curso principal	precordillera
	MA-4	De naciente río CLAR hasta confluencia río MP	311	curso principal	valle
	MA-5	De naciente río MP hasta río MA aguas arriba puente Lo Gallardo	45	curso principal	valle
	MA-5 Obs	Red observación MA-5	119	curso principal	valle
	MA-6	Parte baja río MA, antes de desembocadura.	8	curso principal	desembocadura

Río Mapocho (MP)	MP-1	De confluencia Río FRA y MOL hasta EA	993	tributario	precordillera
	MP-2	De confluencia EA hasta confluencia río MA.	299	tributario	valle
	MP-2.1 Obs	Río MP aguas abajo del estero Gualtatas	770	tributario	precordillera
	MP-2.2 Obs	Río MP aguas debajo de la confluencia con el estero COL	464	tributario	valle
	MP-2.3 Obs	Río MP aguas debajo de la planta de tratamiento El Trebal, comuna de Padre Hurtado	414	tributario	valle
Río Angostura (AN)	AN-1	De nacimiento río AN hasta confluencia río MA	350	tributario	valle
	AN-1 Obs	Río Angostura, entre localidades de Hospital y Champa en Paine	380	tributario	valle
Estero Puangue (PU)	PU-1	Estero Puangue antes del estero Zapata en los alrededores de Curacaví	207	tributario	valle
	PU-1 Obs	Estero PU aguas arriba de la quebrada Las Lajas	308	tributario	valle
	PU-2	De Puangue en Curacaví hasta confluencia río MA	108	tributario	valle
Estero Lampa (LA)	LA-1	De nacimiento Estero Til Til hasta confluencia río MP	466	tributario	valle
Río Volcán (VOL)	VOL Obs	Se ubica en el río VOL, antes de la junta con el río	1.327	tributario	cordillera

		MA, en zona cordillerana de la Región Metropolitana.			
Río Yeso	Yeso Obs	Se ubica en el río Yeso, antes de la junta con el río MA, en los alrededores de San Gabriel.	1.251	tributario	cordillera
Río Olivares (OL)	OL Obs	Río OL antes de la junta con el río COL	1.607	tributario	cordillera
Río Colorado (COL)	COL-1 Obs	Parte alta del río COL	1.563	tributario	cordillera
	COL-2 Obs	Río COL antes de la junta con el río MA	920	tributario	cordillera
Río Clarillo (CLAR)	CLAR-1 Obs	Río CLAR aguas abajo de la quebrada Rincón de los Bueyes, dentro de la reserva Nacional Río Clarillo	916	tributario	cordillera
	CLAR-2 Obs	Río CLAR antes de la junta con el río MA en Pirque.	620	tributario	valle
Río Molina (MOL)	MOL Obs	Río MOL antes de la junta con el río FRA	1.156	tributario	cordillera
Estero Yerba Loca (EYL)	EYL Obs	Estero Yerba Loca antes de la confluencia con el río FRA	1.331	tributario	cordillera
Río San Francisco (FRA)	FRA Obs	Río FRA aguas arriba del EYL	1.367	tributario	cordillera
Estero Arrayán (EA)	EA Obs	Estero Arrayán aguas arriba de la quebrada El Trébol	1.045	tributario	cordillera
Estero Colina (ECO)	ECO Obs (**)	Estero Colina aguas arriba de la quebrada La Leona en la localidad de Esmeralda	709	tributario	precordillera

Estero Manzanito (MZ)	MZ-1 Obs	Estero MZ antes de la confluencia con el río FRA en la parte alta de la subcuenca del MP	1.828	tributario	cordillera
-----------------------	----------	--	-------	------------	------------