



**UNIVERSIDAD DE CHILE**  
**FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES Y DE LA**  
**CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA**  
**ESCUELA DE CIENCIAS FORESTALES**

**DEPARTAMENTO DE GESTIÓN FORESTAL Y SU MEDIO**  
**AMBIENTE**

---

**PROPOSICIÓN DE UN MODELO DE MONITOREO PARA DEFINIR**  
**LA CALIDAD HÍDRICA DE ECOSISTEMAS DE HUMEDALES:**  
**PROTOTIPO RESERVA NACIONAL LAGUNA TORCA, REGIÓN**  
**DEL MAULE.**

Memoria para optar al Título  
Profesional de Ingeniero Forestal

**JORGE SALVADOR MACHUCA SEPÚLVEDA**

Profesora Guía: Dra. Matilde López Muñoz, Prof. Biología y Ciencias, MSc in Ecology.  
Dra. Procesos Sociales y Políticas Latinoamericanas.

---

Santiago, Chile

2015

**UNIVERSIDAD DE CHILE**  
**FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES Y**  
**CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA**  
**ESCUELA DE CIENCIAS FORESTALES**  
**DEPARTAMENTO DE GESTIÓN FORESTAL Y SU MEDIO**  
**AMBIENTE**

**PROPOSICIÓN DE UN MODELO DE MONITOREO PARA DEFINIR**  
**LA CALIDAD HÍDRICA DE ECOSISTEMAS DE HUMEDALES:**  
**PROTOTIPO RESERVA NACIONAL LAGUNA TORCA, REGIÓN**  
**DEL MAULE.**

Memoria para optar al Título  
Profesional de Ingeniero Forestal

**JORGE SALVADOR MACHUCA SEPÚLVEDA**

Calificaciones:	Nota	Firma
Prof. Guía Dra. Matilde López Muñoz	7,0	.....
Prof. Consejero Dr. Miguel Castillo Soto	7,0	.....
Prof. Consejero Dr. Eduardo Martínez Herrera	6,8	.....

*“(...) ahora yace el patio eterno e infinito.  
Bordeándole está la niebla que enceguece  
y con el amor dislocado esta él,  
sobre el suelo que está a punto de perderse.  
Ahí está él, trabajando, como cuando le salvó la vida  
a esos tres sueños en los que se vio...  
y ya sudando se murmura que el cielo y el infierno  
es una paranoia clasista  
todo cuanto existe está sobre esta tierra  
inclusive la sombra que no se proyecta  
y esta pala y esta picota*

*y la chéptica que invade las superficies sin límites  
como nefasta plaga que le hace sentido al ejercicio  
él trata de sacarla de raíz pero no desaparece  
su trabajo consiste en que no tiene fin  
y en uno de esos tantos sobresaltos que  
cortan el suelo y ojala el corno indeseable,  
aparece atrás otra silueta bien conocida por él.  
Aquél encuentro es entre él y un niño*

*el niño toma la pala y lo va ayudando  
pero desiste rápidamente,  
al verlo a él fumando mientras se agita  
se le ocurre la idea de prenderle fuego a la chéptica;  
él no acepta la idea y sigue picando una y otra vez*

*y después de un rato de trabajo,  
el niño le confiesa sobre sus escritos  
pero él no responde y sigue trabajando  
el niño se siente triste*

*el niño luego confiesa que quizás se equivocó y le pide perdón  
él lo mira, al parecer le dirá algo  
pero da media vuelta y sigue picando la tierra.*

*La niebla desaparece y se ilumina el patio eterno e infinito*

*el niño llorando le pregunta si por lo menos los ha leído  
él no responde y sigue trabajando,  
bajando la cabeza y cerrando los ojos.  
Unas lágrimas escondidas se desprenden.*

*Se muestra el sol y ambos lo ven por primera vez  
se relajan y tiran las herramientas lejos  
deciden ir hacia allá sin cruzar miradas  
y sin decirse ni una sola palabra.*

*Las sombras son proyectadas sobre el patio.  
Avanzan al fin hacia el horizonte  
y así las dos sombras desaparecen.”*

*Gracias por todo, papá.*



## TABLA DE CONTENIDOS

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1 Tipologías indicadoras de la calidad hídrica en cuerpos de agua continentales	2
1.2 Ecología de comunidades en ecosistemas acuáticos continentales	3
1.3 Usos del suelo y su influencia en cuerpos de agua continentales	4
1.4 Antecedentes acerca de estudios de humedales en Chile	4
1.5 Objetivos	5
1.5.1 Objetivo general	5
1.5.2 Objetivos específicos	5
2. MATERIAL Y MÉTODOS	6
2.1 Área de estudio	6
2.1.1 Condiciones climáticas	6
2.1.2 Hidrografía	7
2.1.3 Geología y geomorfología	7
2.1.4 Flora y fauna	8
2.2 Régimen hídrico y química del agua	8
2.3 Caracterización del lugar	9
2.4 Estaciones de muestreo	10
2.5 Monitoreo <i>in-situ</i>	12
2.6 Monitoreo <i>ex-situ</i>	12
2.7 Procesamiento y análisis de los datos	13
2.7.1 Análisis fisiográfico	13
2.7.2 Análisis físico-químico	14
2.7.3 Análisis biológico	16
2.8 Diseño del Modelo metodológico estándar	19
2.8.1 Evaluación Multicriterio con herramientas de Sistemas de información geográfica (SIG)	20
2.8.1.1 Normalización de las variables	21
2.8.1.2 Métodos de interpolación	23
2.8.1.3 Álgebra de capas	24
2.8.2 Preparación de los datos para análisis comparativo	25
2.8.3 Análisis estadístico de los datos	27
3. RESULTADOS	29
3.1 Descripción espacio-temporal de las Estaciones de muestreo	29
3.2 Análisis fisiográfico	31
3.2.1 Condiciones climáticas	31
3.2.2 Usos del suelo y pendiente	32
3.2.3 Usos del suelo y grados de erosión	34

3.3	Análisis físico-químico	36
3.4	Análisis biológico	40
3.4.1	Composición comunidad fitobentónica	41
3.4.2	Composición comunidad macroinvertebrados bentónicos	42
3.5	Modelo Metodológico Estándar (MME)	46
3.5.1	Ajuste del método de interpolación	55
3.5.2	Comparación zonas norte y sur	57
4.	DISCUSIÓN	59
5.	CONCLUSIONES	65
6.	BIBLIOGRAFÍA	67
7.	APÉNDICES	75

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Localización del área de estudio.	6
Figura 2: Zona costera cuenca del río Mataquito. En la zona norte a la desembocadura se encuentra el sistema lacustre donde se asienta el área de estudio.	9
Figura 3: Delineamiento físico del análisis fisiográfico más las Estaciones de muestreo y las zonas norte y sur. Usos del suelo circundantes al humedal laguna Torca dentro de la zona de amortiguamiento de tipo terrestre según códigos.	14
Figura 4: Diagrama del Modelo metodológico estándar con cada uno de sus componentes.	21
Figura 5: Mascara de grillas rectangulares cuantitativas enumeradas del 0 al 111.	26
Figura 6: Disposición espacial de las Estaciones de muestreo en la zona de humedal diferenciando las zonas norte y sur.	29
Figura 7: Pendiente (%) en la zona de amortiguamiento de tipo terrestre del área de estudio clasificada en las clases <30%, 30%-45%, 45%-60% y >60%.	32
Figura 8: Porcentaje por clase de pendiente para las áreas de usos de suelo presentes en la zona norte.	33
Figura 9: Porcentaje por clase de pendiente para las áreas de usos de suelo presentes en la zona sur.	33
Figura 10: Clases de grados de erosión actual ajustada por observación en terreno en la zona de amortiguamiento del área de estudio.	34
Figura 11: Porcentaje de frecuencia de condiciones de erosión, en la zona de amortiguamiento de tipo terrestre.	35
Figura 12: Porcentaje relativo de todas las clases de erosión registradas en cada una de las áreas de usos de suelo (las barras de cada clase suman el 100%).	35
Figura 13: Hectáreas de la clase Erosión severa registrada (barras azules) por cada uno de los usos del suelo (códigos) donde se encuentra presente dicha clase concordado por el porcentaje medio de pendiente (línea roja) en aquellas áreas.	36
Figura 14: Variación del parámetro físico-químico pH en las Estaciones de muestreo del área de estudio.	37
Figura 15: Variación del parámetro físico-químico Temperatura superficial del agua (°C) en las Estaciones de muestreo del área de estudio.	38
Figura 16: Variación del parámetro físico-químico Conductividad eléctrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), en las Estaciones de muestreo del área de estudio.	38
Figura 17: Variación del parámetro físico-químico Sólidos disueltos totales ( $\text{mg}/\text{L}$ ), en las Estaciones de muestreo del área de estudio.	39
Figura 18: Regresión lineal entre los parámetros de Conductividad eléctrica y Sólidos disueltos totales en base a los datos recabados en las Estaciones de muestreo.	39
Figura 19: Número de individuos por comunidad en cuanto al nivel taxonómico de División (Filo) registrados en las Estaciones de muestreo del humedal laguna Torca.	40
Figura 20: Abundancia de individuos y riqueza biológica (número de taxas) a nivel de género por Estación de muestreo en el área de estudio.	42
Figura 21: Variación del índice de biodiversidad de Simpson por Estación de muestreo (línea punteada indica el promedio) y variación del puntaje de calidad hídrica según el IDG (Índice diatómico general).	43

Figura 22: Abundancia de individuos de la comunidad de macroinvertebrados por Estación de muestreo (línea punteada indica el promedio) y riqueza biológica (número de taxa) a nivel de familia en el área de estudio.	44
Figura 23: Variación del índice de biodiversidad de Simpson por Estación de muestreo (línea punteada indica el promedio) para macroinvertebrados identificados, variación del puntaje de calidad hídrica según el índice ASPT y variación del puntaje de calidad hídrica según el índice BMWP.	45
Figura 24: Interpolación de los datos de pH dentro de la zona de amortiguación, provenientes de las Estaciones de muestreo, mediante los métodos ya descritos, para formación de la capa temática $ICH_{pH}$ .	46
Figura 25: Interpolación de los datos de Temperatura superficial del agua ( $^{\circ}C$ ) dentro de la zona de amortiguación, provenientes de las Estaciones de muestreo mediante los métodos ya descritos, para formación de la capa temática $ICH_t$ .	47
Figura 26: Interpolación de los datos de Conductividad eléctrica ( $\mu S/cm$ ) dentro de la zona de amortiguación, provenientes de las Estaciones de muestreo, para formación de la capa temática $ICH_{CE}$ .	48
Figura 27: Interpolación de los datos de Sólidos disueltos totales (mg/L) dentro de la zona de amortiguación, provenientes de las Estaciones de muestreo, para formación de la capa temática $ICH_{SDT}$ .	48
Figura 28: Escalas de los índices aplicados en el análisis biológico.	49
Figura 29: Interpolación de los datos del Índice Diatómico General (IDG) dentro de la zona de amortiguación, provenientes de las Estaciones de muestreo, para formación de la capa temática $ICH_{IDG}$ .	50
Figura 30: Interpolación de los datos del índice Average Score Per Taxa (ASPT) dentro de la zona de amortiguación, provenientes de las Estaciones de muestreo, para formación de la capa temática $ICH_{ASPT}$ .	51
Figura 31: $ICH_{afq}$ o capas resultantes de la combinación ponderada de las cuatro ICH del análisis físico-químico ( $ICH_{pH}$ , $ICH_t$ , $ICH_{CE}$ y $ICH_{SDT}$ ), donde los valores extremos de la escala normalizada van desde "1" hasta "3".	52
Figura 32: $ICH_{ab}$ o capas resultantes de la combinación ponderada de las dos ICH del análisis biológico ( $ICH_{IDG}$ y $ICH_{ASPT}$ ), donde los valores extremos de la escala normalizada van desde "1" hasta "3".	53
Figura 33: Mapas finales del MME, de la combinación de capas temáticas resultantes de las $ICH_{afq}$ e $ICH_{ab}$ .	54
Figura 34: Variación del número de hectáreas que se obtuvieron de la combinación de capas finales con sus respectivos ponderadores para las clases de calidad hídrica.	54
Figura 35: Variación del número de hectáreas que se obtuvieron de la combinación de capas finales con sus respectivos ponderadores para las clases de calidad hídrica.	55
Figura 36: Valores promedio y varianza por zona norte y sur, para las cuatro variables del análisis físico-químico.	57
Figura 37: Relación porcentual de las clases de calidad hídrica (Calidad aceptable, Calidad regular y Calidad crítica) de las zonas identificadas en el área de estudio.	58

## ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1: Tipos de sedimentos aportados a la laguna Torca.	7
Cuadro 2: Usos del suelo circundantes al humedal y su respectivo porcentaje en cuanto a la longitud circundante a éste.	10
Cuadro 3: Localización geográfica, altitud y código planteado de las estaciones de muestreo por zona (Norte y Sur) del humedal laguna Torca (WGS 1984 UTM Huso 18S).	11
Cuadro 4: Los tres tipos de análisis que componen el modelo metodológico estándar, representado cada uno por Índices de calidad hídrica (ICH) para humedal laguna Torca.	13
Cuadro 5: Variables e ICH <sub>i</sub> del Análisis fisicoquímico (Afq), con sus respectivas unidades de medida y valores o rangos máximos permisibles pertenecientes a Normas secundarias.	16
Cuadro 6: Rangos de clasificación de la calidad hídrica mediante índice IDG.	17
Cuadro 7: Rangos de clasificación del nivel de condición de sitio mediante índice ASPT.	19
Cuadro 8: Variables e ICH <sub>i</sub> del Análisis biológico (Ab), con sus respectivas unidades de cuantificación y los índices específicos utilizados.	19
Cuadro 9: Valores normalizados por rango y caracterización de éstos por cada uno de los Índices de calidad hídrica (ICH) de ambos análisis cuantitativos.	22
Cuadro 10: Disposición temporal de las Estaciones de muestreo por día de monitoreo, mes y zona (clasificadas por horario AM y PM).	30
Cuadro 11: Descripción espacial de las zonas norte y sur, especificándose el área de los usos del suelo circundantes que abarcan dentro de la zona de amortiguamiento.	31
Cuadro 12: Condiciones de Temperatura del aire media (°C) y Humedad relativa del aire media (%) durante periodo de toma de datos en Humedal Laguna Torca.	31
Cuadro 13: Distribución del cielo cubierto mediante el método de los octavos ( $\Delta$ ), de los días de muestreo.	32
Cuadro 14: Estadística descriptiva básica del total de Estaciones de muestreo evaluados para variables del análisis físico-químicas en Humedal Laguna Torca.	37
Cuadro 15: Estadística descriptiva básica del total de Estaciones de muestreo evaluados para variables del análisis biológico en Humedal Laguna Torca.	40
Cuadro 16: Porcentaje relativo a cada zona (asociado al taxón Clase) de abundancia de individuos contabilizados de fitobentos en el humedal laguna Torca.	41
Cuadro 17: Porcentaje relativo a cada zona (asociado al taxón Clase) de abundancia de individuos de macroinvertebrados contabilizados en el humedal laguna Torca.	43
Cuadro 18: ICH o Índices de Calidad Hídrica (capas temáticas del MME), provenientes de los parámetros monitoreados en las Estaciones de muestreo de los análisis físico-químico y biológico, con sus ponderadores del álgebra de capas.	46
Cuadro 19: Estadísticos de la prueba t-student para medias de dos muestras emparejadas, para un n=91, entre valores de calidad hídrica de las capas IDW 30-70 y Kr 30-70, con la cuantificación de la capa de usos del suelo.	56
Cuadro 20: Cálculo de variables morfométricas del sistema humedal-laguna Torca, para sus respectivas zonas hipotéticas y el área total.	56

## RESUMEN

Como elemento fundamental de ecosistemas degradados a nivel mundial, urge la conservación de los humedales, lo cual es difícil debido al desconocimiento de sus procesos y funciones a nivel nacional. Por lo que de aplicarse nuevas tecnologías para estos fines, es necesario realizar primero inventarios, monitoreos y evaluaciones de los principales recursos que de éste surgen.

El recurso hídrico se evaluó a base de estaciones de muestreo en que se monitorearon variables biológicas (bioindicadores-censo de biota acuática), variables físico-químicas (pH, temperatura del agua, conductividad eléctrica y sólidos disueltos totales) y variables fisiográficas de la zona circundante al humedal (usos del suelo, grado de erosión y pendiente) validando así los tres componentes que pueden influenciar a los procesos ecológicos del humedal ya que su extensión funcional, de dimensión temporal y espacial, es el de ser un ecotono. Se consideró humedal la zona de borde de la laguna, es decir, entre una zona permanentemente húmeda (espejo de agua) y estacionalmente seca (zona circundante con múltiples usos del suelo). Esta zona de borde tiene importantes funciones ecológicas, hidrológicas y humanas (turismo, por ejemplo), lo cual le confiere especial relevancia desde el punto de vista de la conservación de la biodiversidad y de los servicios ambientales derivados de su valor de existencia.

Se desarrolló un modelo de cuantificación mediante un análisis multicriterio (utilizando como apoyo softwares de Sistemas de información geográfica), que revela un mapa del humedal clasificado en calidad hídrica. Este análisis comprende la transformación de información geográfica puntual a nivel de área mediante dos métodos de interpolación (Kriging ordinario e Inverse Distance Weighted). Esto se realizó para obtener una mayor variabilidad de la información probabilística que estos dos métodos presentan.

La composición del humedal propuesto está influenciada por usos del suelo de diferentes extensiones como terrenos agrícolas, plantaciones forestales, etc. A su vez, estos tipos de usos determinan la existencia de dos zonas en el humedal que poseen distintas características espaciales, de origen y de régimen hídrico. Estas dos zonas son la zona norte y la zona sur, divididas por un terraplén que cruza la laguna. Este mapa considera tres clases de calidad hídrica (crítica, regular y aceptable), los cuales tienen un porcentaje relativo (de área total del humedal) de 5,41% para calidad hídrica crítica, 35,53% para calidad hídrica regular y 59,06% para calidad hídrica aceptable.

**Palabras claves:** Humedal, parámetros físico-químicos y biológicos, Sistemas de información geográfica, evaluación multicriterio, usos del suelo.

## ABSTRACT

As a fundamental element of degraded ecosystems in the world, urges the conservation of the wetlands, which is difficult due to lack of knowledge of processes and functions to the national level. In order to apply new technologies for these purposes, it is first due inventory, monitoring and evaluation of the main resources that arise from it.

Water resources evaluation is based on sampling stations monitoring that were belong to biological variables (bioindicators-census of aquatic biota), physico-chemical variables (pH, water temperature, conductivity and total dissolved solids) and physiographic variables of the area around the wetland (land use, degree of erosion and slope). An ecotone has a spatial and temporal dimension whose functional extension is upon the ecological process developed by the wetland. As an assumption here, the wetland is in the edge region of the lagoon. Thus, it is means an environment between a permanently wet area (water body) and seasonally dry (surrounding area with multiple land uses). This border region has a significant ecological, hydrological and human functions (e.g. tourism). Giving special importance from the point of view of biodiversity conservation and environmental services.

It developed a model of quantification using a multi-criteria evaluation (software support as Geographic Information Systems), revealing a map of wetland classified in water quality. This analysis includes transformation point GIS to the area level by two interpolation methods (ordinary Kriging and Inverse Distance Weighted). This was done to obtain a greater variability of probabilistic information that these two methods present.

The composition of the proposed wetland it is influenced by land use from different extensions (agricultural lands, forest plantations, etc.). At the same time, these types of uses determine the existence of two areas in the wetland they have different spatial characteristics, origin and water regime. These two zones are the north and the south zones, divided by a embankment crossing the lagoon. The result shows a map of the wetland areas of water quality. This map is composed of three water quality classes (critical, regular and acceptable) which have a relative percentage of total wetland area of 5.41% for critical water quality, 35.53% water to regular quality and 59.06% for the acceptable water quality class.

**Key words:** Wetland, physico-chemical and biological variables, Geographic Information Systems, multi-criteria evaluation, land uses.

## 1. INTRODUCCIÓN

Los estudios a escala global y regional acerca de la extensión y la condición de los hábitats de agua dulce, siempre han estado típicamente enfocados en tres tipos de ecosistemas: humedales, lagos y ríos. Las evaluaciones y monitoreos a escala amplia en cuanto a humedales, normalmente consideran la extensión y datos numéricos de parámetros o variables; las evaluaciones de los lagos se han enfocado en estas mismas medidas, así como también la condición; en tanto que las evaluaciones de los ríos se han centrado más en la condición debido a que la extensión puede ser una medida menos significativa para los sistemas fluviales no inundables (Revenga *et al.*, 2005). Tales ecosistemas pueden ser completamente caracterizados por tres componentes principales tales como el hidrológico, aspectos físico-químicos y el biológico. Una evaluación completa de la calidad del agua se basa en el seguimiento apropiado de estos componentes (Chapman, 1996).

Apuntando a los ecosistemas de humedales, éstos son los más productivos del mundo (Tiner, 1989; Pinn, 1997), es fundamental su conservación también debido a las funciones que cumple (procesos o series de procesos que ocurren en el humedal), siendo éstas la regulación de la composición química atmosférica, la regulación de la temperatura, las precipitaciones a nivel global y las fluctuaciones del ambiente, la regulación del flujo hídrico (control de inundaciones, contenido de acuíferos, protección de los niveles de agua subterránea, prevención ante la intrusión de agua salada), el control de la erosión costera, la retención y transformación de los nutrientes, sedimentos y tóxicos, la mitigación del cambio climático (como sumidero de carbono, estabilización de microclimas y amortiguación de cambios físicos), la formación del suelo, el soporte para la biodiversidad (crecimientos de la biomasa, regulación de poblaciones, reservorio genético, conservación de las tramas tróficas, existencia de hábitats para poblaciones residentes y migratorias), y producción de materias primas (Constanza *et al.*, 1997; Fernández Cirelli, 1999; RAMSAR, 2005). La ubicación relativa del humedal dentro de la cuenca en la que está inserta, así como también la latitud a la que se encuentra, las características geomorfológicas y su tamaño, determinaran las funciones que los mismos cumplen (Novitzki *et al.*, 2005)

La definición más usada del concepto de humedal es que es un ecosistema de transición entre un ambiente permanentemente (o estacionalmente) húmedo y otro generalmente seco. Éstos muestran una enorme productividad y biodiversidad de acuerdo a ciertos factores tales como su origen, localización geográfica, régimen acuático y químico, características del suelo o sedimento y la vegetación dominante propia de la zona (Hauenstein *et al.*, 1999). Para comprender la estructura y funcionamiento de estos ecosistemas, es deseable considerar tanto los procesos biológicos (factores bióticos), como los aspectos físicos y químicos (factores abióticos) los cuales constituyen el contexto en que se presentan los humedales (Lampert y Sommer, 2007).

Las variables que son importantes de medir en cualquier tipo de humedal, dependiendo de los objetivos del monitoreo y los usos mismos del recurso natural, son principalmente fisiografía y entorno, hidromorfología y calidad hídrica (Cox, 2007). En cuanto a la calidad hídrica, es un concepto relativo, el cual depende del tipo de estudio a efectuarse y el uso al

que se le considerará el agua o el sistema que se quiera evaluar, es decir, uso para consumo humano, industrial, fines de regadío, transporte, recreación o conservación; para cada uno de estos usos, el sistema de evaluación de la calidad será distinto (Jaramillo, 2002).

En las ciencias de la ecología, los modelos son simplificaciones de la realidad diseñados con el fin de conocer, entender y/o predecir algunos aspectos del sistema real que tratan de emular, llevándose a cabo así una toma de decisiones dependiendo del tipo de objetivo para el cual el modelo ha sido desarrollado (Blanco, 2013). Existen muchos objetivos específicos que pueden abordarse con la construcción de un modelo ecológico, como por ejemplo, representar variables y tasas de cambio, describir la estructura de un ecosistema y los patrones temporales y espaciales de procesos individuales que ocurren en él, reconstruir el pasado o predecir el comportamiento futuro del ecosistema estudiado, entre otros (Morton, 1990; Beven, 2002).

Los modelos son por tanto, simplificaciones debidas tanto a la necesidad de reducir la complejidad del objeto real como al desconocimiento de muchas de sus propiedades (Mateo *et al.*, 2011). Las complejidades naturales pueden ser mejor exploradas con el uso de herramientas de análisis espacial basadas en conceptos de paisaje (dependiendo de la escala de trabajo en la cual se definan los objetivos), como procesos de un continuo que puede ser parcialmente descompuesto en objetos o parches (Burnett y Blaschke, 2003).

### **1.1 Tipologías indicadoras de la calidad hídrica en cuerpos de agua continentales**

Las características abióticas, incluyendo factores físicos y químicos, de un lago o estanque específico, constituyen el ambiente dentro del cual se desarrollan los organismos de agua dulce. Algunos organismos tienen adaptaciones que se ajustan muy bien dentro de este marco conceptual, otros no tan bien y otros más. El modelo conceptual basado en características puramente abióticas puede ser comprendido como la sumatoria de todas las características físicas y químicas de un lago o estanque específico (Brönmark y Hansson, 2005). Cabe señalar que la variación temporal, como por ejemplo la fuerte variación intra e inter anual de las propiedades físicas, químicas y biológicas de los lagos, puede producir un entorno con grandes diferencias en la interacción entre los niveles tróficos (Scheuerell *et al.*, 2002). Por otra parte, las condiciones físicas y químicas controlan la eficiencia del uso de nutrientes en la base de las redes alimentarias de cuerpos de agua lenticos (Sterner *et al.*, 1997).

Bajo los procesos indicados, la contaminación del agua es ante todo un problema biológico, sin embargo, muchos países han dependido de los parámetros físico-químicos para su evaluación (Toro *et al.*, 2003). Además, la mayoría de los métodos e índices para la evaluación de la calidad del agua (calidad biológica), han sido desarrollados para ecosistemas lóticos y en menor grado para ambientes lénticos (Prat y Rieradevall, 1998; Rossaro *et al.*, 2006). Finalmente, la aplicación de la taxonomía entorno al uso de estudios concernientes a los bioindicadores (como los macroinvertebrados) dependerá del nivel taxonómico hasta el cual se deben identificar los organismos recolectados, es decir, entre más fina la resolución taxonómica (nivel de especie), más confiable será la asignación de los valores de tolerancia (Flowers, 2009), aquello representa algunas de las desventajas que tiene la realización de trabajos de calidad del agua de esta índole para ecosistemas lacustres.

Para los biomonitoreos, es importante tener en cuenta inicialmente que el adecuado manejo de los ecosistemas se basa en el entendimiento de los procesos que la modulan. Los biomonitoreos como tal, desde un punto de vista sistémico, dependen de procesos de los cuales componen al sistema biológico y fuerza las relaciones entre dichos componentes, por lo tanto, el primer paso orientado a la comprensión del funcionamiento de los ecosistemas y su componente biológico (comunidades) es conocer la identidad de sus componentes dominantes (especies) y las relaciones ecológicas entre ellos (interacciones) (Palma *et al.*, 2013).

## **1.2 Ecología de comunidades en ecosistemas acuáticos continentales**

La dinámica de una población es parcialmente el resultado de la trama trófica en la cual están insertos los organismos que la integran (Arim *et al.*, 2007). Además, las redes tróficas dan fundamento en buena medida a conceptos como comunidades y ecosistemas, por cuanto caracterizan los patrones de interacción entre especies en el seno de las comunidades (Polis *et al.*, 2000) y dan cuenta del flujo de energía y materia en los ecosistemas (Schindler *et al.*, 1997). La ecología de comunidades se ha centrado tradicionalmente en los procesos locales (por ejemplo, la depredación, la competencia, los límites de tolerancia abióticos) como reguladores primarios de la estructura de la comunidad (Bohonak y Jenkins, 2003).

La clasificación de la biota más acertada es entre organismos autótrofos y heterótrofos. El perifiton, macrófitas y fitoplancton constituyen los tres grupos diferentes que se desarrollan en los ambientes fluviales. El perifiton es aquella comunidad que se encuentra en la superficie de virtualmente todos los sustratos y es especialmente común en los lechos de ríos, las macrófitas son la comunidad más abundante en ambientes acuáticos encontrándose en remansos o a lo largo de márgenes y biotopos, mientras que el fitoplancton es la comunidad que tiende a desarrollarse en ambientes acuáticos amplios de tierras bajas durante los intervalos de flujo moderado. En cuanto a los heterótrofos, están compuestos de animales, hongos y bacterias, los cuales obtienen energía gracias a la materia orgánica (Allan, 1995).

El análisis biológico del presente estudio se centra en el concepto de organismo indicador (bioindicador). Según Odum (1973), los organismos indicadores, debido a la presencia de una especie en particular, demuestran la existencia de ciertas condiciones en el medio en el cual se desarrollan, mientras que su ausencia es la consecuencia de la alteración de tales condiciones. En limnología, como bioindicadores, microalgas y macroinvertebrados son los más utilizados (Toro *et al.*, 2003), y su eficacia se determina en la medida que pueda discriminar entre sitios con poca o nada perturbación (condición de referencia) y de los sitios impactados (Segnini, 2003).

El desarrollo de normas de calidad de aguas superficiales para la protección de las comunidades acuáticas se basan en la determinación de concentraciones máximas permisibles de ciertos tipos de parámetros (agentes) químicos individualmente. Sin embargo, estas normas fallan en cuanto a la determinación del efecto que estos contaminantes acarrearán a los organismos acuáticos (Figuroa *et al.*, 2007). Por ello se ha profundizado el uso de herramientas biológicas como bioindicadores para determinar la calidad de los cuerpos de agua superficiales (Oscoz *et al.*, 2006).

### **1.3 Usos del suelo y su influencia en cuerpos de agua continentales**

Ciertos cuerpos de agua continentales, como los humedales por ejemplo, alteran la calidad del agua superficial en maneras que beneficien a los usos derivados, es decir, la interacción de agua dulce de los humedales con sedimento y nutrientes afectan la calidad del agua superficial, dependiendo de la magnitud y reversibilidad de estos mecanismos, además del tipo de humedal (Johnston, 1991). Si se mira de manera contraria, como el valor mismo de la calidad del agua específica de un cuerpo de agua dado, la sedimentación y el exceso de nutrientes son mecanismos que pueden provenir de aportes alóctonos como de distintos tipos de material, por ejemplo, la biomasa de peces que disminuye drásticamente en los tramos donde la entrada de invertebrados terrestres se reduce (Kawaguchi *et al.*, 2003).

Las actividades de uso del suelo son perturbaciones ecológicas que pueden originar adición de sedimentos hacia arroyos, especialmente. Estas entradas de sedimentos degradan la calidad del hábitat tanto para peces (Karr, 1981), como para invertebrados (Penrose *et al.* 1980). Aparte de los problemas de sedimentos, la escorrentía agrícola y urbana puede causar una variedad de otros problemas de calidad del agua, como el anteriormente mencionado exceso de nutrientes y materia orgánica particulada (Lenat y Crawford, 1996). Según Houlahan y Findlay (2003), en áreas de cuerpos de agua adyacentes con tipos de uso del suelo con alto nivel de antropización (cierta densidad de caminos, por ejemplo), existe baja riqueza y abundancia de especies de anfibios.

Estudios realizados por Bormann y Likens (1979) y Currier (1980) señalan que existe una relación positiva entre las prácticas de uso del suelo en las cuencas hidrográficas y la erosión del suelo ya que la pérdida de la cubierta forestal está asociada con un aumento de la erosión del suelo y por ello a la disminución de la calidad del agua. En este sentido, para planes de manejo forestal, las franjas de protección boscosas pueden mejorar la calidad del agua (Kuusemets y Mander 2002; Uusi-Kamppa *et al.*, 2000).

En relación a las condiciones climáticas y geográficas de Chile central, los paisajes en zonas mediterráneas han sido objeto de una fuerte antropización, impulsada en gran medida por la explotación de los bosques, los suelos agrícolas y la presencia de ganado durante milenios (Naveh y Lieberman, 1994), y como tal, precisamente los humedales son uno de los sistemas naturales que han sido más alterados por la creación y desarrollo de los paisajes agrícolas (Gallego-Fernández *et al.*, 1999). Estas alteraciones constan principalmente de la disminución y desaparición de los humedales, los cuales generalmente se originan por los cambios en los factores sociales, económicos y tecnológicos (Iverson, 1988; Fernández Alés *et al.*, 1992).

### **1.4 Antecedentes acerca de estudios de humedales en Chile**

En Chile existe poca literatura referente al estado de calidad hídrica en este tipo de ecosistemas, siendo que Chile cuenta con una superficie total aproximada de 1.604.400 ha de humedales y que éstos son el segundo uso más representado dentro del Sistema Nacional de Áreas Silvestres protegidas por el Estado (SNASPE) con un 24,8% correspondiente principalmente a turberas ubicadas en las regiones XI y XII (MMA, 2011a).

Los estudios existentes son de diversos lineamientos. En el caso de estudios acerca de aplicación de redes de monitoreo de los recursos hídricos en zonas mediterráneas, destacan los estudios realizados por la Dirección General de Aguas (DGA) en un gran número de cuencas en la que proponen la utilización de biocriterios para la implementación de la norma secundaria de calidad ambiental, que para efectos de la subcuenca del área de estudio, se llevó a cabo también en la cuenca del río Mataquito. A nivel académico, se cuenta con el actual trabajo de Cox (2007), adaptado en el humedal de la laguna de Batuco. También como métodos de diagnóstico y caracterización, se encuentra el trabajo de Vidal-Abarca *et al.*, (2011), Figueroa *et al.*, (2009), entre otros.

En cuanto a trabajos de índole ecológico en humedales, destacan los trabajos de Correa-Araneda *et al.*, (2011) acerca del estado de conocimiento en los humedales boscosos. Hauenstein *et al.*, (2002) realizaron una caracterización de la flora y vegetación asociada a los humedales de la costa de Toltén, Villagrán-Mella *et al.*, (2006), el cual es un estudio del hábitat de insectos asociados a humedales palustres de la zona central, etc. Mención aparte merece el trabajo realizado por Ramírez *et al.*, (2002), quienes propusieron una tipología de clasificación para los humedales chilenos.

El compendio realizado por Castro y Fernández (2007), en conjunto con el Programa Iberoamericano de Ciencias y Tecnología para el Desarrollo (CYTED) y el Centro del agua para Zonas Áridas y Semiáridas de América Latina y el Caribe (CAZALAC), registra los estudios publicados bajo la tutela del programa CYTED “Logros y experiencias de la Red Iberoamericana de Humedales VII.C”, en el cual se siguieron los tópicos de Gestión y manejo sustentable de humedales, Gestión, Valoración económica y legislación, Humedales y biodiversidad, y por último, Humedales altoandinos, convirtiéndolo en un compendio de artículos que aúna a gran parte de los países latinoamericanos expresados en instituciones del mundo académico, público y privado.

## **1.5 Objetivos**

### **1.5.1 Objetivo general**

Proponer un modelo estándar de monitoreo para definir la calidad ecológica hídrica de ecosistemas de humedales, que se aplique de modo permanente en el Humedal Laguna Torca, Reserva Nacional Laguna Torca.

### **1.5.2 Objetivos específicos**

- Caracterizar información geográfica del Humedal Laguna Torca mediante teledetección de imágenes satelitales y en campo.
- Valorizar la calidad ecológica hídrica del Humedal Laguna Torca mediante parámetros físico-químicos y biológicos.
- Unir las variables fisiográficas con las variables físico-químicas y biológicas, como evaluadores de la calidad ecológica hídrica mediante el método de Evaluación multicriterio.

## 2. MATERIAL Y MÉTODOS

### 2.1 Área de estudio

El área de estudio es el Humedal Laguna Torca, el cual se encuentra en la Reserva nacional laguna Torca, Comuna de Vichuquén, Provincia de Curicó, Región del Maule, geográficamente se localiza entre los 34° 45' 30" de latitud sur y 72° 04' de longitud oeste. El sitio de análisis propiamente tal se define en la zona de borde (cordón de macrófitas más la zona de nivel de aguas estacional). Como es una característica única que reúne una serie de condiciones ecológicas exclusivas, pasa a ser un prototipo (Figura 1).

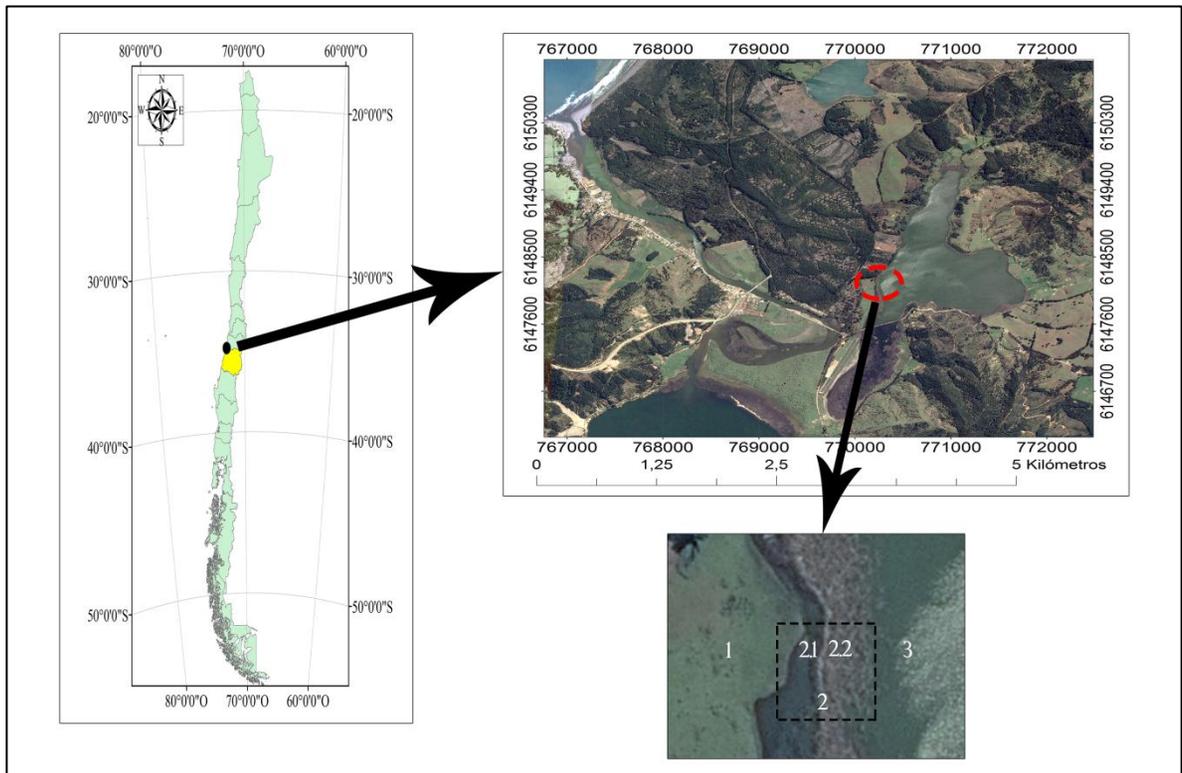


Figura 1. Localización del área de estudio. La imagen que se encuentra en la parte inferior derecha, está representada por (1): terreno adyacente, (2): zona de borde, (2.1): nivel de aguas estacionario, (2.2): cordón de macrófitas y (3): espejo de agua.

#### 2.1.1 Condiciones climáticas

El clima del área de estudio según la clasificación climática de Köppen, está dentro de la división de "clima templado-cálido con una estación seca prolongada (6 o más meses)". De acuerdo a la clasificación de Di Castri y Hajek (1976), el tipo de clima corresponde a la Región ecológica bioclimática mediterránea sub-húmeda marítima. La pluviometría es de 500 a 700 mm, con una temperatura media máxima de 21,5 a 19°C (CONAF, 1990).

Por otro lado, Moya (1981), determinó que el área corresponde a un clima mediterráneo subhúmedo marítimo, presentándose oscilaciones térmicas del aire, según temporadas, de pocos días fríos (temperatura mínima menor a 5°C) y calurosos (temperatura máxima sobrepasa los 25°C) aun así, no supera el patrón del interior de la región debido a la influencia marítima. Debido a la captación de neblinas, tiene comportamientos de clima mediterráneo húmedo lo que se evidencia en un alto aporte hídrico.

### 2.1.2 Hidrografía

El humedal laguna Torca está inserto dentro del sistema lacustre de laguna Torca, lago Vichuquén, laguna Tilicura y laguna de Agua dulce (esta no presenta desagüe superficial), los cuales recaen en la subcuenca del Vichuquén y éste a su vez en la cuenca del río Mataquito. La subcuenca del Vichuquén se encuentra en la zona costera abarcando aproximadamente 470 km<sup>2</sup>; está ubicada inmediatamente al norte de la desembocadura del río Mataquito. Sus drenes naturales son los esteros Baquil y Vichuquén, siendo el primero el cauce principal de la cuenca y recoge casi la totalidad de las aguas aportadas (CNR, 1978).

La laguna Torca recibe las aguas de la pequeña subcuenca del mismo nombre, donde no hay cursos de agua permanentes. En cuanto a aportes del lago Vichuquén, estos se realizan especialmente cuando el invierno es muy lluvioso, ya que el agua penetra hacia ella por su canal de desagüe pasando primeramente por el estero Llico y posteriormente la evacúa por el mismo canal (CONAF, 1990). La cuenca del Lago Vichuquén comprende un área de 42.549 ha, y ésta contiene a la subcuenca de la unidad en estudio; la laguna Torca como tal posee una superficie de 139 ha y un perímetro de 9,21 km, además de unos 65 ha de pajonal que le rodean formando un verdadero cinturón de macrófitas continuo adjunto al espejo de agua (Moya, 1981).

### 2.1.3 Geología y geomorfología

El área de estudio forma parte de la unidad de basamento metamórfico la que está caracterizada por una fuerte foliación, lo que facilita su meteorización y deslizamientos. La unidad de edad cuaternaria está constituida por pendientes no consolidadas que pueden subdividirse en tres categorías de acuerdo a su origen: depósitos fluvio-glaciales, aluviales y eólicos (CONAF, 1990). El basamento metamórfico es una roca de color amarillo ocre, con algo de brillo dado por las micas, presentando numerosas venas de cuarzo (Moya, 1981).

Cuadro 1. Tipos de sedimentos aportados a la laguna Torca.

Tipo de sedimento	Zona de aporte a la laguna
Fluvioglacial	Se ubica en la depresión que se extiende hacia el este de la laguna y en un área ubicada al noroeste de la misma.
Aluvial	Se han depositado al sur de la laguna.
Eólico	Se han acumulado en el sector oeste de la laguna.

#### 2.1.4 Flora y fauna

En las zonas costeras y cordilleranas costeras de la cuenca del río Mataquito, se encuentra la formación vegetal del Bosque maulino compuesta del bosque esclerófilo maulino y el bosque caducifolio maulino, en ambas formaciones existe una gran diversidad de especies vegetales bajo la categoría de amenaza debido fundamentalmente a la sustitución de superficies de estos bosques a terrenos de producción agrícola y forestal (CADE-IDEPE, 2004). En cuanto a la subcuenca Vichuquén y específicamente en el área de la Reserva nacional, existe la zona de dunas (sector de bosque de Llico), la zona de la laguna (y su área circundante) y la Isla Cerrillos, cada una con formaciones vegetales distintas (CONAF, 1990).

Las principales especies de vegetación terrestre de la subcuenca de la Reserva Nacional Laguna Torca corresponden a *Cryptocarya alba* (Peumo), *Acacia caven* (Espino), *Lithraea caustica* (Litre), *Aristotelia chilensis* (Maqui), *Colliguaya Odorifera* (Colliguay), etc. y como especies exóticas se encuentran *Rubus ulmifolius* (Zarzamora), *Acacia dealbata* (Acacia del país), *Pinus radiata* (Pino Radiata) y *Eucaliptus Sp.* Mientras que en la vegetación acuática de la laguna Torca domina *Schoenoplectus californicus* (Totora), *Typha angustifolia* (Vatro), *Ceratophyllum demersum* (Pinito de agua), entre otros (Moya, 1981).

Las principales especies de fauna en la Reserva Nacional Laguna Torca son aves tales como *Cygnus melancoryphus* (Cisne de cuello negro), *Podiceps major* (Huala), *Egretta thula* (Garza chica), *Phalacrocorax olivaceus* (Yeco), *Tachuris rubrigastra* (Sietecolores), *Rallus sanguinolentus* (Pidén), etc., peces como *Gambusia affinis* (Pez mosquito), *Cheirodon galusdae* (Pocha), *Basilichtys australis* (Pejerrey chileno), *Mugil cephalus* (Múgil), etc. y en menor medida mamíferos como *Myocastor coypus* (Coipo), *Oryctolagus cuniculus* (Conejo europeo), etc. (Moya, 1981).

## 2.2 Régimen hídrico y química del agua

El humedal laguna Torca está inserto dentro del sistema lacustre de laguna Torca, lago Vichuquén, laguna Tilicura y laguna de Agua dulce (esta última no presenta desagüe superficial), los cuales recaen en la subcuenca del Vichuquén y éste a su vez en la cuenca del río Mataquito. La subcuenca del Vichuquén se encuentra en la zona costera abarcando aproximadamente 470 km<sup>2</sup>; está ubicada inmediatamente al norte de la desembocadura del río Mataquito (CNR, 1978).

El origen del agua es superficial y surgencias subterráneas cuyas algunas estaciones de aforo dependen de la DGA (Dirección General de aguas del Ministerio de obras públicas). En cuanto a química del agua, se consideraron al menos los siguientes parámetros: Temperatura, turbiedad, pH, color, salinidad, gases disueltos, nutrientes disueltos y sedimentados, carbono orgánico disuelto y Conductividad. Algunos de estos registros permitieron calcular los Índices de Calidad Hídrica (ICH) a base de la disponibilidad de instrumental para medición como tal. Estos parámetros de química del agua proporcionan información para estimar estado de la calidad del agua, cuantificados por rangos emitidos por normas chilenas. Para efectos de este estudio, se usó como referente la Norma chilena 1.333 de múltiples usos del agua (se fundamentan las razones en punto 2.7.2).

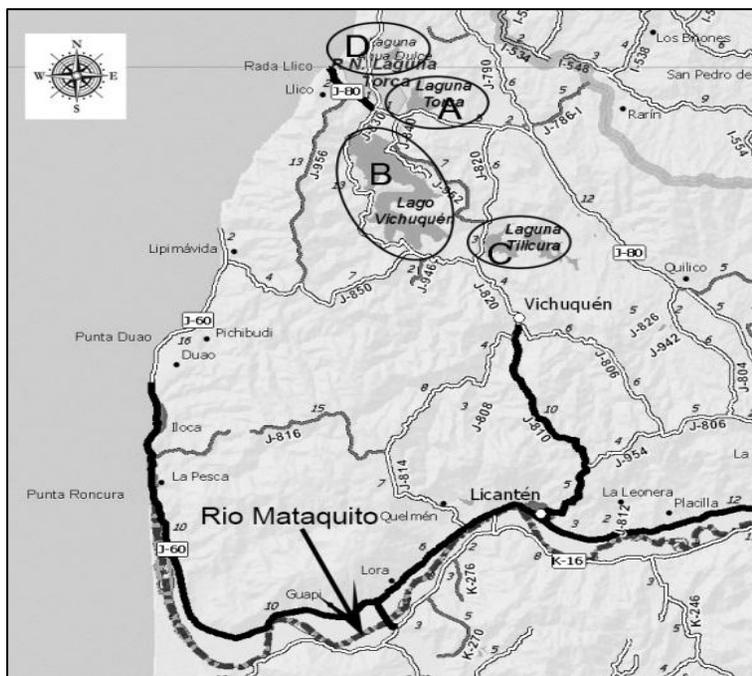


Figura 2. Zona costera cuenca del río Mataquito. En la zona norte a la desembocadura se encuentra el sistema lacustre representado por A: laguna Torca (donde se encuentra el humedal, sitio de estudio), B: lago Vichuquén, C: laguna Tilicura y D: laguna Agua dulce.

### 2.3 Caracterización del lugar

Se visitó el área de estudio en cuatro oportunidades durante agosto (días 12, 13 y 14), septiembre (días 23 y 24), octubre (días 17, 18 y 19) y diciembre (días 17, 18 y 19) del año 2014, para abarcar lo mayor posible las variaciones estacionales del humedal. Se constataron los usos del suelo circundantes a la laguna y se recorrieron zonas importantes en cuanto a problemáticas de contaminación tratando de abordar todo el perímetro del humedal. Estos dos criterios, además de la accesibilidad, fueron la base de las decisiones para distinguir áreas potenciales que pudieran convertirse en las futuras Estaciones de muestreo del estudio.

Se hizo uso de un archivo formato shapefile (.shp) del Catastro de Usos del suelo de Bosque nativo de la Corporación Nacional Forestal (CONAF) modificada por el reconocimiento hecho en terreno, también se utilizó un DEM (Modelo de elevación digital) para identificar pendientes, curvas de nivel y exposiciones de la zona circundante al humedal. En cuanto a esta zona circundante, se delineó a un archivo .shp de elaboración propia, el cual caracteriza la zona de amortiguación (buffer) de 100 mts hacia dirección exterior e interior tomando como base el área del humedal, con el fin de normalizar, para todos los análisis (punto 2.7), el área de procesamiento de datos para el diseño del Modelo metodológico estándar (MME). Esta zona de amortiguamiento es también la que define el área de los usos del suelo registrados para el análisis fisiográfico, presentando por lo tanto un carácter acuático y terrestre a la vez.

## 2.4 Estaciones de muestreo

De acuerdo a los usos del suelo circundantes al humedal, se tipificaron dos grandes sectores en esta área en concordancia con el eje mayor de la laguna (terraplén de la laguna): zona norte y zona sur. En estos sectores se distribuyeron Estaciones de muestreo con una tendencia de distribución sistemática, la cual se originó mediante un transecto por la orilla de la laguna con distancia aproximada entre cada punto de 50 mts, distancia que varió en función del uso del suelo circundante al humedal, la accesibilidad al punto, en razón de la seguridad del encargado de la toma de muestras y obviamente, que su inserción sea en el área del sistema humedal propuesto.

Además de la distinción entre zona norte y sur, otro criterio para la designación de las estaciones fue mediante un código que hace referencia al uso del suelo al cual tiene circundante (dentro de la zona de amortiguamiento de tipo terrestre). Los usos registrados fueron cultivo-pradera, plantación forestal, matorral, infraestructuras, pradera, plantación forestal cosechada, terreno agrícola y asentamiento urbano.

Cuadro 2. Usos del suelo circundantes al humedal y su respectivo porcentaje en cuanto a la longitud circundante a éste.

Usos del suelo	Longitud circundante al humedal (m)	%	Código
Cultivo-pradera	3593,95	34,0	CP-
Plantación forestal	2473,28	23,4	PF-
Matorral	1268,85	12,0	M-
Infraestructura	990,26	9,4	I-
Pradera	740,02	7,0	P-
Plantación forestal cosechada	699,82	6,6	PFC-
Terreno agrícola	639,43	6,0	TA-
Asentamiento urbano	165,99	1,6	AU-

El uso del suelo de rotación cultivo-pradera tiene una longitud circundante al humedal de más de 3,5 km, por lo que se insertan siete estaciones para este uso. Se concentra en la zona noreste del área de estudio.

El uso del suelo de plantaciones forestales de especies exóticas tiene una longitud circundante de menos de 2,5 km, por lo que se insertan cuatro estaciones para este uso. Se concentra más en la zona norte.

El uso del suelo de matorral (mayoritariamente matorral semidenso), tiene una longitud circundante de más de 1 km, por lo que se insertan dos estaciones para este uso. Se concentra en la zona sur.

El uso del suelo de infraestructuras de tipo aéreo (pista de aterrizaje para avionetas), tiene una longitud circundante de casi 1 km, insertándose tres estaciones para este uso debido a que es un uso distintivo con un efecto muy diferente al de las otras zonas. Se concentra en la zona suroeste.

El uso del suelo de praderas tiene una longitud circundante de aproximadamente 0,7 km, por lo que se insertan dos estaciones para este uso. Se concentra en la zona noroeste.

El uso del suelo de plantaciones forestales cosechadas tiene una longitud circundante de casi 0,7 km, por lo que se insertan dos estaciones para este uso. Se concentra principalmente en la zona norte.

El uso del suelo de terrenos agrícolas (plantaciones de olivos) tiene una longitud circundante de más de 0,6 km, por lo que se insertan dos estaciones para este uso. Se concentra más en la zona sureste.

El uso del suelo de asentamiento urbano de tipo rural tiene la longitud circundante más pequeña (aproximadamente 166 mts), por lo que se inserta solo una estación para este uso. Se concentra en la zona sur.

Una vez identificadas las estaciones de monitoreo, éstas se posicionaron geográficamente mediante GPS Garmin modelo GPS MAP 62S, utilizando el sistema Universal Transversal Mercator (UTM) en Huso 18S y cinta métrica de 20 metros para definir distancias entre puntos. Ya que el objetivo es determinar la calidad del agua en cada una de las Estaciones de muestreo, se llevó a cabo un monitoreo de parámetros de química del agua, además de bioindicadores (índole biológico), (puntos 2.7.2 y 2.7.3, respectivamente). El número de estaciones por zona se definió por el área de cada una de éstas (zona norte consta de 373,13 ha y zona sur de 60,36 ha), en la simple definición de que la zona más grande tiene más Estaciones de muestreo.

Cuadro 3. Localización geográfica, altitud y código planteado de las Estaciones de muestreo por zona (Norte y Sur) del humedal laguna Torca (WGS 1984 UTM Huso 18S).

Norte (N=15)			Sur (N=8)		
Código	X-UTM	Y-UTM	Código	X-UTM	Y-UTM
CP-1	771001	6149676	AU-1	770415	6147577
CP-2	771023	6149290	I-1	770053	6147456
CP-3	771006	6149137	I-2	770019	6147141
CP-4	771399	6148546	I-3	769907	6146921
CP-5	771544	6148388	M-1	770241	6146778
CP-6	771698	6147973	M-2	769812	6146325
CP-7	771434	6147686	TA-1	770459	6147343
P-1	770168	6148026	TA-2	770396	6147134
P-2	770150	6147753			
PF-1	771051	6148517			
PF-2	771159	6147677			
PF-3	770915	6147765			
PF-4	770526	6147816			
PFC-1	770507	6149034			
PFC-2	770300	6148323			

## **2.5 Monitoreo *in-situ***

Una vez determinadas las Estaciones de muestreo, se derivó al monitoreo, el cual constó de cuatro terrenos en los meses de agosto, septiembre, octubre y diciembre del año 2014. En estas cuatro campañas se muestreó el humedal en cada mes tratando de abarcar la mayor cantidad de puntos posibles, a su vez se abarcó la variación del día para así obtener valores promedio representativos de cada uno de los análisis que se describirán posteriormente, tomando en cuenta además las condiciones que sobrellevaban las variaciones estacionales del nivel del agua en el humedal.

Durante el monitoreo inicial se llevaron a cabo muestreos de tipo físico-químico y biológico (los cuales representan a los análisis que se describen en el punto 2.7). Las variables físico-químicas fueron monitoreadas con instrumental portátil (termómetro, conductímetro, medidor de Sólidos totales disueltos Thermos modelo Tristar y Peachímetro digital Hanna modelo HI98107).

El análisis de las variables biológicas por una parte son monitoreadas *in situ* ya que la toma de agua se ejecuta en terreno, sin embargo, su posterior análisis se hace en el laboratorio. Ya que las muestras obtenidas de cada una de las Estaciones de muestreo son de índole compuesta (comunidad fitoplanctónica y macroinvertebrados a la vez), se utilizó solamente una red muestreadora de arrastre (Chinguillo) de diámetro de poro de 250  $\mu\text{m}$ , con un área de captura de 800  $\text{cm}^2$ . A su vez, el almacenamiento de las muestras se efectuó en frascos plásticos con capacidad de 125 cc, alcohol al 70% para fijación de las muestras biológicas y pinzas entomológicas.

Se determinó también en terreno con Higrómetro Veto tipo reloj, la Temperatura del aire ( $^{\circ}\text{C}$ ) y la Humedad relativa (%) y por otro lado la nubosidad mediante el método de los octavos.

## **2.6 Monitoreo *ex-situ***

Este tipo de metodología se compone de las observaciones e identificaciones de especies bioindicadoras (muestreo biológico) realizadas en laboratorio y del trabajo de gabinete para el diseño del Modelo metodológico estándar (especificada en el punto 2.8).

En los laboratorios de Hidronomía de la Facultad de Cs. Forestales y Conservación de la Naturaleza de la Universidad de Chile, se llevó a cabo la determinación de los individuos colectados pertenecientes a las comunidades de fitobentos y macroinvertebrados gracias a instrumentos ópticos y de laboratorio tales como Cápsulas Petri de diámetro 15 cms, pinzas entomológicas, agujas, pipetas de Pasteur, cubreobjetos, portaobjetos, Lupa estereoscópica Leika 2000 de 10x de aumento, Microscopio Binocular Leitz-Wetzlar de 100x de aumento y cámara fotográfica Marca Canon, modelo A2600 para registro de especies.

El trabajo de gabinete es el procesamiento y análisis de la información para el diseño del modelo propuesto, se efectuó con software para procesamiento de datos, de texto, de información geográfica y de tratamiento de imágenes; y a su vez se contó con el apoyo de material gráfico como imágenes satelitales y modelos de elevación digital (MDE).

## 2.7 Procesamiento y análisis de los datos

La metodología central se divide en Análisis fisiográfico, Análisis físico-químico y Análisis biológico, los cuales cada uno se compone de distintas variables y se definen bajo distintos tipos de procedimientos para su cuantificación. Estos tres análisis, en su conjunto, poseen una jerarquía, teniendo en cuenta que el centro de una evaluación de calidad ecológica hídrica son los procesos biológicos. Según Contreras, M. (2006), los procesos biológicos en los ecosistemas dulceacuícolas son una expresión de las condiciones físicas y químicas. Bajo esta misma línea, cualquier cambio en el comportamiento de ambos medios generará otros cambios en la composición y abundancia de las comunidades acuáticas. Los tres análisis se denominarán de ahora en adelante Índices de Calidad Hídrica (ICH – capas temáticas), donde cada uno de ellos tiene un objetivo y manejo específico dentro de la estructura del Modelo metodológico estándar.

Cuadro 4. Los tres tipos de análisis que componen el Modelo metodológico estándar, representado cada uno por Índices de calidad hídrica (ICH) para el humedal laguna Torca (exceptuando al Análisis fisiográfico).

Análisis Fisiográfico (solo comparación)	Análisis Físico-químico (ICH <sub>Afq</sub> )	Análisis Biológico (ICH <sub>Ab</sub> )
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Forma de la cuenca: pendiente circundante</li> <li>• Suelos: erosión actual circundante</li> <li>• Usos del suelo</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Temperatura superficial del agua (ICH<sub>t</sub>)</li> <li>• Conductividad eléctrica (ICH<sub>CE</sub>)</li> <li>• Sólidos disueltos totales (ICH<sub>SDT</sub>)</li> <li>• pH (ICH<sub>pH</sub>)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Bioindicadores autótrofos (Fitobentos, diatomeas) (ICH<sub>IDG</sub>)</li> <li>• Bioindicadores heterótrofos (Macrozoobentos) (ICH<sub>ASPT</sub>)</li> </ul>

### 2.7.1 Análisis fisiográfico

El prototipo de humedal laguna Torca se caracteriza por entradas de agua de índole fluvio-glacial (Moya, 1981), por lo que toma importancia la fisiografía próxima o en la zona de amortiguamiento. Según Mare (2009), se requieren de conceptos que abarquen análisis integrados, descriptivos y explicativos de los elementos, formas y procesos de la naturaleza para la realización de estudios de sistemas fisiográficos. Lo anterior conlleva a la identificación de unidades más o menos homogéneas que agrupen áreas con patrones recurrentes, que permitan un cierto grado de generalización en el análisis espacial y que atiendan a los rasgos del relieve, características del sustrato, clima, geomorfología, vegetación, suelos, entre otros.

Por lo tanto, este análisis es el que otorga una base de comparación para la evaluación multicriterio (es un factor poco usual para trabajos de esta índole), en el sentido que cobra una gran importancia debido a las características del área de estudio (prototipo). El Modelo metodológico estándar pretende establecer la existencia de efectos ajustándolos con las variables fisiográficas (para alcances de este estudio solo fue tomado como variable los usos del suelo circundantes que recaen en la zona de amortiguamiento de tipo terrestre),

sobre la calidad hídrica del humedal. Lo anterior es un objetivo auxiliar y de aplicación como tal del modelo de monitoreo, mediante estructura física denotada en la Figura 3, con zona norte y sur, de amortiguamiento y usos del suelo localizados en la zona circundante al humedal laguna Torca.

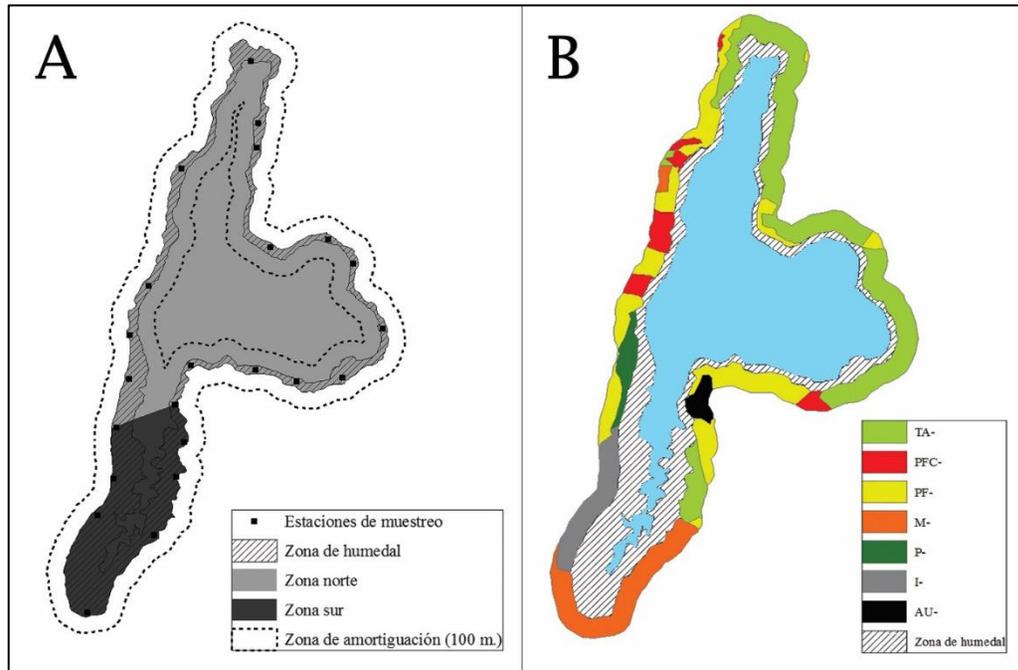


Figura 3. Figura 3-A: Delineamiento físico del Análisis fisiográfico más las Estaciones de muestreo y las zonas norte y sur. Figura 3-B. Usos del suelo circundantes al humedal laguna Torca dentro de la zona de amortiguamiento de tipo terrestre según códigos (CP-: Cultivo de Pradera, TA-: Terreno agrícola, PFC-: Plantación forestal cosechada, PF-: Plantación forestal, M-: Matorral, P-: Pradera, I-: Infraestructura aérea y AU-: Asentamiento urbano).

El resultado de este tipo de análisis y como aplicación del Modelo metodológico estándar como tal constituido a partir de los índices de calidad hídrica (ICH) de tipo cuantitativo, utiliza el Análisis fisiográfico como tal de manera cualitativa ya que no puede ser manejado a nivel del álgebra de capas de la evaluación multicriterio (especificado en el punto 2.8.1.3), por lo que se utilizó como un apartado comparativo en respuesta a los efectos y los ICH resultantes que revelaron los Análisis físico-químico y biológico.

### 2.7.2 Análisis físico-químico

Este análisis contempló los parámetros de tipo fisicoquímico muestreados en cada una de las 23 Estaciones de muestreo. Éstas corresponden a pH, Temperatura superficial del agua (t), Conductividad Eléctrica (CE) y Sólidos Disueltos Totales (SDT). Las primeras cuatro variables físico-químicas obtenidas en campo sirvieron para determinar el ICH de este análisis ( $ICH_{Afq}$ ) para la base del Modelo metodológico estándar. Debido a su naturaleza dimensional, los parámetros son fácilmente cuantificables en subunidades del  $ICH_{Afq}$  para efectos del álgebra de capas. No obstante y debido a que el muestreo es de tipo puntual, se

utilizaron dos métodos de interpolación distintos (especificados en el punto 2.8.1.2) para formar las capas  $ICH_i$  para cada parámetro.

En las Estaciones de muestreo y mediante el uso de instrumentos portátiles tales como conductímetro, termómetro y medidor de sólidos disueltos Thermos modelo Tristar y peachímetro digital Hanna modelo HI98107 (como se especificó en el punto 2.5), se determinó el valor promedio de cuatro muestreos estacionales realizados en los meses de agosto, septiembre, octubre y diciembre de año 2014.

En Chile, como tal, no existe legislación de rangos o valores tope para parámetros de esta índole en una norma específica para calidad hídrica de tipo biótico. En el año 1994, la antigua Comisión Nacional de Medio Ambiente (CONAMA) promulgó la Ley 19.300 de Bases del Medio Ambiente, dándose así por primera vez una consolidación de normativas ambientales. Por esta vía, se establecieron Normas secundarias que dictan una referencia de cantidades máximas de ciertas sustancias presentes en el ambiente que pueden constituir un riesgo para la protección de la conservación del medio ambiente o la preservación de la naturaleza.

Actualmente, el Ministerio de Medio Ambiente (MMA) ha aumentado el Sistema nacional de información ambiental para Normas secundarias para el medio agua, estableciendo normas secundarias de calidad ambiental para la protección de las aguas continentales superficiales de la cuenca del Río Serrano (D.S. N° 75, de 2009) y normas secundarias de calidad ambiental para la protección de las aguas del lago Llanquihue (D.S. N° 122, de 2009) (MMA, 2011b). Tomando lo anterior y ante la imposibilidad de establecer normas generales a nivel de todas las aguas superficiales chilenas, además de la casi nula información de este tipo en el área de estudio, se hizo uso de la Norma 1.333 of. 78 de requisitos de calidad de agua para diferentes usos, emitida el año 1978 por el Instituto Nacional de Normalización (INN) que fija criterios de calidad del agua de acuerdo a requerimientos científicos, referidos a aspectos físicos, químicos y biológicos, según usos determinados (INN, 1978).

En consecuencia, se utilizó como guía la Norma chilena 1.333 ya que sus criterios tienen por objetivo proteger y preservar la calidad de las aguas que se destinen a usos específicos provenientes de la degradación producida por contaminación con residuos de cualquier tipo u origen (INN, 1978), sin embargo, posee algunas desventajas ya que nace de normas de usos del agua para riego y contempla pocos parámetros en su aplicación de rangos o niveles máximos de referencia.

Para efectos del Modelo metodológico estándar, los parámetros descritos anteriormente (y que sirvieron como  $ICH_i$  de este análisis), fueron los que se valoraron de manera cuantitativa mediante una clasificación de pertenencia de calidad entre “Aplica” o “No aplica” dependiendo si cumplen con los rangos o valores tope que dicta la Norma chilena 1.333. Esta clasificación de pertenencia en cada  $ICH_i$  según Norma, fue el patrón de ponderación para este análisis en aquellos cuatro criterios porque la ponderación de sí mismos no es necesaria, ya que ninguna variable es más importante que la otra, es decir, este análisis constó solamente de cuatro capas temáticas cada una con una atribución

distinta debido a la naturaleza de su medición y su límite tope de calidad. Dichas ponderaciones son el resultado de consulta a expertos en el tema.

El diseño de cada capa temática para cada una de las variables fisicoquímicas que tiene provisto este análisis, se muestra en detalle en el punto 2.8.1.1. Lo importante que se debe destacar en este análisis, es la separación de las clasificaciones realizadas para los datos de las variables fisicoquímicas y los ICH<sub>i</sub> para cada parámetro, ya que la primera tiene que ver el monitoreo *in-situ* y aplicación de la Norma de calidad del agua, y la segunda es la expresión de la información puntual extrapolada por métodos geoestadísticos, gracias a la aplicación de interpolaciones, para ser ejecutada como capa temática a una evaluación multicriterio. Esta primera parte se resume en el Cuadro 5, en cuanto a las variables muestreadas y los valores o rangos máximos permisibles según normas secundarias.

Cuadro 5. Variables e ICH<sub>i</sub> del Análisis fisicoquímico (Afq), con sus respectivas unidades de medida y valores o rangos máximos permisibles pertenecientes a Normas secundarias.

Variables	Unidad de medida	ICH <sub>i</sub>	Valores o rangos máximos permisibles Norma Chilena 1.333
Temperatura superficial del agua (t)	Grados Celsius (° C)	ICH <sub>t</sub>	V.N*. + 3,0
Conductividad eléctrica (CE) a 25°C	Microsiemens por centímetro (µS/cm)	ICH <sub>CE</sub>	<750
Sólidos disueltos totales (SDT)	Miligramos por Litro (mg/L)	ICH <sub>SDT</sub>	<500
Índice pH (pH)	Adimensional	ICH <sub>pH</sub>	6,0 – 9,0

\*: Valor natural o promedio.

### 2.7.3 Análisis biológico

Este análisis se compone de muestreos biológicos en las 23 Estaciones de muestreo (véase punto 2.5), de atributos comunitarios e identificación de composición taxonómica de bioindicadores fitobentónicos (autótrofos) y macroinvertebrados (heterótrofos), y de cuantificación de los organismos identificados en el monitoreo *ex-situ* mediante índices bióticos de calidad hídrica.

El muestreo de comunidades bioindicadoras de productores primarios se basa en la presencia de ciertos organismos que forman parte de los niveles de entrada en las redes tróficas, debido a su carácter autotrófico. Mayoritariamente pertenecen al grupo de las algas unicelulares, las que se pueden encontrar en vida libre en las zonas superficiales de la columna de agua (fitoplancton) como también unidas al fondo asociadas a un sustrato (fitobentos y perifiton) (Brönmark y Hansson, 2005). Según López (1980), los organismos del fitoplancton y fitobentos pueden mezclarse en sus respectivos dominios por la acción del viento y la sedimentación, siempre que la columna de agua tenga una baja altura, es decir, en cuerpos de agua con poca profundidad como es el caso del área de estudio.

Debido a lo anterior, el monitoreo *in-situ* se basó en el barrido de la red muestreadora de diámetro de poro de 50 µm, tanto en la superficie del agua como en el de sedimentos de

manera sistemática por cada estación de muestreo. Posteriormente, las muestras obtenidas fueron colocadas en envases plásticos y fijadas en alcohol al 70%. Cada organismo (unidad celular en este caso), fue identificado y contabilizado siguiendo la metodología de Fernández (2010), el que ejecutó con microscopio óptico Leitz-Wetzlar (400x de aumento) y cámara Sedgwick-Rafter (S-R) para el recuento de unidades celulares.

En el procedimiento de cuantificación de este análisis, se consideró para este tipo de comunidad un índice cuantitativo de clasificación a modo de pertenencia por puntaje, el Índice Diatómico General (IDG), el cual determina la calidad del agua mediante el uso de diatomeas para todos los ecosistemas de agua dulce, puesto que las diatomeas se caracterizan por ser ubicuas (Coste y Ayphassorho, 1991). El índice se expresa a continuación:

$$IDG = \frac{\sum_{j=1}^j A_j S_j V_j}{\sum_{j=1}^j A_j V_j}$$

Dónde:

$V_j$  = Abundancia relativa de diatomeas de la muestra  $j$  (%)

$S_j$  = Sensibilidad a la contaminación de diatomeas de la muestra  $j$  (desde 1 -resistente- hasta 5 -sensible-)

$V_j$  = Amplitud ecológica o variabilidad de diatomeas de la muestra  $j$  (desde 1 -ubicua- hasta 3 -característica-).

Dado que el índice IDG varía entre 0 a más de 4.5 en forma decreciente según el nivel de contaminación, la cuantificación de la clasificación de la calidad hídrica tomará valores mayores en el caso de una mejor calidad hídrica y menores para una mala calidad (Cuadro 6). Esta clasificación por puntaje se traduce en el Modelo metodológico estándar como el  $ICH_{IDG}$  que se compone de rangos reclasificados de puntajes de van de “1” a “5”, con el valor “1” haciendo alusión a “menor calidad probable” hasta “5”, que hace alusión a un estado de “mayor calidad probable”.

Cuadro 6. Rangos de clasificación de la calidad hídrica mediante índice IDG.

Rango	Nivel de calidad hídrica	Clase
$IDG > 4.5$	“Calidad biológica óptima”	$IDG_I$
$4 < IDG < 4.5$	“Calidad normal. Contaminación débil”	$IDG_{II}$
$3.5 < IDG < 4$	“Contaminación moderada”	$IDG_{III}$
$3 < IDG < 3.5$	“Contaminación media”	$IDG_{IV}$
$2 < IDG < 3$	“Desaparición de especies sensibles, contaminación fuerte”	$IDG_V$
$1 < IDG < 2$	“Contaminación muy fuerte”	$IDG_{VI}$
$IDG = 0$	“La población es considerada como inexistente, contaminación tóxica”	$IDG_{VII}$

En cuanto al muestreo de bioindicadores heterotróficos (macroinvertebrados bentónicos), se componen principalmente de los grupos más representativos de Macroinvertebrados. Existen una serie de factores que hacen que este tipo de consumidores primarios sean buenos indicadores, principalmente por el hecho de que surgen adaptaciones secundarias, de tipo morfológico, fisiológico y etológico, que les han permitido sobrevivir en ambientes acuáticos continentales (Vidal-Abarca *et al.*, 1994); asimismo, otros factores ventajosos es que son sedentarios, son extremadamente sensibles a perturbaciones, presentan largos ciclos de vida, muestran una respuesta inmediata ante un determinado impacto, existe un patrón de estímulo-respuesta ante alteraciones físico-químicas y por último, existen métodos de evaluación y conocimiento sobre taxonomía para ciertas regiones (Rosenberg y Resh, 1996).

Para la obtención de muestras en las estaciones, se siguió como referente la metodología de la norma de calidad de agua ISO 7828 (1985), método de muestreo biológico modificándola según las características del área de estudio, además de lo descrito por Domínguez y Fernández (2009). Basándose en lo descrito por Hellawell (1986), se utilizó una red muestreadora de arrastre de diámetro de poro de 250 µm (Chinguillo), además de frascos plásticos de capacidad 40 ml para preservación de material orgánico con alcohol al 70%. Luego en el análisis de laboratorio, se siguió la metodología descrita por Fernández (2010) e Iannacone *et al.*, (2003), mediante el uso de lupa estereoscópica y microscopio binocular. Anteriormente, cada muestra por Estación de muestreo fue separada en morfoespecies y se fijaron en capsulas de Petri de vidrio de 10 cms de diámetro con alcohol etílico al 70% y rotulados para su posterior identificación y clasificación, los que se efectuaron gracias al manejo de claves taxonómicas especializadas y consulta a expertos (Merritt y Cummins, 1984; Domínguez y Fernández, 2009).

En la cuantificación de este análisis, se consideró para este tipo de dominio un índice de tipo biótico, el índice Average Score Per Taxa (ASPT). Éste se estructura mediante el puntaje total del índice biótico Biological Monitoring Working Party (BMWP) en su puntaje total y el número de taxones a nivel de familia por muestra obtenida (Iturra, 2011). El índice ASPT es el que utilizó para la cuantificación del análisis de macroinvertebrados bentónicos mediante clasificación a modo de pertenencia por puntaje, y se basa en la evaluación de la condición del sitio, puntajes que varían desde 0 hasta 10, señalando que un valor alto de ASPT se asocia a un valor alto de BMWP indicando bajas condiciones de contaminación del sitio y viceversa (Roldan y Ramírez, 1992; Sulleiman y Abdullahi, 2011). El índice ASPT es el siguiente:

$$ASPT = \frac{\sum_{j=1}^m \text{índice } BMWP_j}{N_{ij}} = \frac{\sum_{j=1}^m [\sum_{i,j=1}^n a_{ij}]_j}{N_{ij}}$$

Dónde:

$N_{ij}$  = Número total del taxón i (a nivel de familia) de macroinvertebrados de la muestra j

$A_{ij}$  = Puntaje de tolerancia a la contaminación de macroinvertebrados del taxón i presente en la muestra j (desde 1 -tolerante- hasta 5 -no tolerante-)

Índice  $BMWP_j$  = Valor del índice BMWP de la muestra j (desde  $\approx < 15$  -Muy mala calidad- hasta  $\approx > 100$  -Muy buena calidad-).

Los rangos de puntaje del índice ASPT en general son 4, los valores máximos y mínimos se encuentran entre aproximadamente “4” a aproximadamente “6”, respectivamente, en forma decreciente según el nivel de contaminación, por lo que la cuantificación de la clasificación de la condición del sitio tomará valores mayores en el caso de que el sistema esté libre de contaminación (Cuadro 7). En el Modelo metodológico estándar, esta cuantificación se expresa en el  $ICH_{ASPT}$ , el que se compone de rangos reclasificados a partir de las 4 clases del índice, dependiendo de los puntajes obtenidos. Estos nuevos rangos poseen valores de “1” a “5”, con el valor “1” haciendo alusión a “menor calidad probable” hasta “5”, que hace alusión a un estado de “mayor calidad probable”.

Cuadro 7. Rangos de clasificación del nivel de condición de sitio mediante índice ASPT.

Rango	Nivel de condición del sitio	Clase
$ASPT > 6$	“Sistema libre de contaminación”	$ASPT_I$
$6 < ASPT < 5$	“Probablemente buena calidad”	$ASPT_{II}$
$5 < ASPT < 4$	“Probablemente moderada contaminación”	$ASPT_{III}$
$ASPT < 4$	“Probablemente severa contaminación”	$ASPT_{IV}$

Cada uno de estos índices del Análisis biológico del Modelo metodológico estándar ( $ICH_{IDG}$  e  $ICH_{ASPT}$ ), dan como resultado puntajes ponderados ya establecidos con los que se trabajaran para la obtención de las expresiones que representarán. Cada pertenencia jerárquica de calidad hídrica desde “menor calidad probable” hasta “mayor calidad probable” tendrá una asignación que posteriormente se traducirá en un puntaje normalizado para poder ser un ICH componente del modelo. En cuanto a qué índice tiene mayor ponderación que el otro, se evaluará a medida que se analicen las muestras y cuál es la que posee mayor representatividad, diversidad e importancia biótica.

Cuadro 8. Variables e  $ICH_i$  del Análisis biológico (Ab), con sus respectivas unidades de cuantificación y los índices específicos utilizados.

Variables	Unidad de cuantificación	$ICH_i$	Índice
Calidad hídrica mediante censo de taxón <sub>i</sub> de diatomeas	Índice cuantitativo de escala jerárquica	$ICH_{IDG}$	Índice Diatómico General (IDG)
Calidad hídrica mediante censo de taxón <sub>i</sub> de Macroinvertebrados	Índice cuantitativo de escala jerárquica	$ICH_{ASPT}$	Índice Average Score Per Taxa (ASPT)

## 2.8 Diseño del Modelo metodológico estándar

En el caso de este prototipo, el problema planteado es determinar zonas de calidad ecológica hídrica para el humedal laguna Torca, pero siempre con el propósito de que exista la posibilidad de que pueda aplicarse como un modelo general atenuándose a muchas otras variantes aplicables a otros humedales específicos.

Cada análisis (a excepción del Análisis fisiográfico), se tradujo en capas temáticas representadas por Índices de calidad hídrica (ICH) (detallado en Cuadro 5 y Cuadro 8), los cuales se ajustaron del Análisis físico-químico ( $ICH_{Afq}$ ) y el Análisis biológico ( $ICH_{Ab}$ ) compuestos cada uno por variables escogidas a base de la disponibilidad certera de la información de cada una de ellas y si es factible su cuantificación en forma de rangos de pertenencia. Estas dos capas temáticas intermedias, gracias a un álgebra de capas temáticas de tipo ponderado y combinado, dieron como resultado la capa final de Calidad hídrica del humedal laguna Torca, es decir, la capa final del Modelo metodológico estándar, el cual tiene como función describir variables monitoreadas, representar sitios y Estaciones de muestreo, almacenamiento y evaluación de los datos, trazar frecuencias de muestreos, implementar métodos de conservación, recolección y análisis, apoyar decisiones de los actores involucrados, generar acciones de respuesta y realizar comparaciones con variables ambientales y/o humanas (usos del suelo adyacentes al humedal, en este caso).

Este modelo está basado en un diseño sistemático, lo cual hace que tenga ventajas y desventajas. Este tipo de diseño consigue entremezclar de manera muy regular los tratamientos, pero corre el riesgo de que la variable espacial coincida con el período de alguna propiedad que varía periódicamente dentro del área experimental, aun así, ese riesgo es muy pequeño en la mayoría de las situaciones (Hurlbert, 1984).

#### 2.8.1 Evaluación Multicriterio con herramientas de Sistemas de información geográfica (SIG)

El diseño del Modelo metodológico estándar se realizó mediante la herramienta de la Evaluación Multicriterio (EMC), usando como herramienta los Sistemas de información geográfica (SIG). Este es un método jerárquico que consiste esencialmente en agrupar un conjunto de soluciones posibles de un problema basándose en un criterio, donde a cada solución se le asigna un valor que designa a su vez un grado deseable para cada alternativa, obteniendo finalmente mediante una serie de operaciones, la solución óptima (Gómez y Barredo, 2005).

Para efectos de la metodología de este estudio, el criterio general se realiza a base de la normalización de la información obtenida en forma de rangos de clasificación, cada uno de estos rangos hace alusión a una clase de pertenencia la cual indica un grado de calidad hídrica. Una vez obtenidos los resultados de los análisis descritos, emergen las soluciones (intermedias y óptima), que son las capas resultantes de la combinación lineal ponderada (álgebra de capas) de los ICH ponderados. Los valores de cada ICH corresponden a los rangos reclasificados, con las respectivas restricciones de las capas intermedias y finales, las que están constituidas por la unidad básica del píxel. Cada píxel posee un valor que en cada etapa del diseño del modelo sufre una transformación debido a las combinaciones de capas, ponderaciones, reclasificaciones y normalizaciones. Por último, las operaciones básicas entre capas son posibles ya que se aplicaron dos tipos de interpolaciones (Kriging e IDW) para convertir la información puntual (Estaciones de muestreo) a superficie. Lo anteriormente descrito se ilustra en la Figura 4.

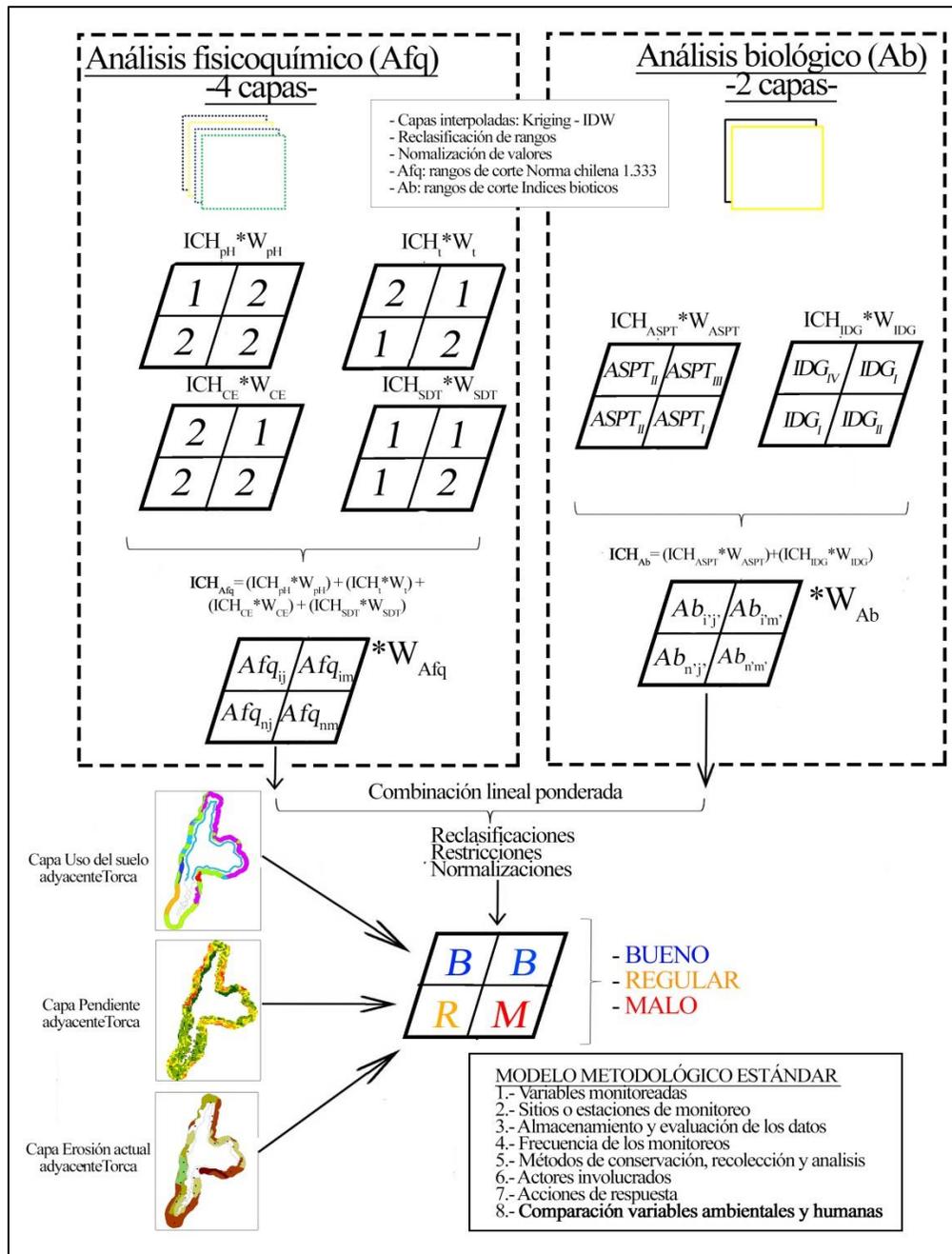


Figura 4. Diagrama del Modelo metodológico estándar con cada uno de sus componentes, es decir, criterios, valores ICH representados por capas temáticas, soluciones intermedias y óptimas y tipos de operaciones.

### 2.8.1.1 Normalización de las variables

El objetivo del uso de la herramienta EMC es obtener una capa resultante o capa de salida producto de una sumatoria (combinación ponderada) de muchas otras capas (ICH) originadas de los tres distintos análisis (los cuales poseen distintas unidades dimensionales y de carácter cuantitativo y/o cualitativo), para su posterior ilustración como capa final de zonas de calidad hídrica.

Como se mencionó en el punto 2.8.1, el criterio de la EMC en la estructuración y diseño del Modelo metodológico estándar, se basa en las distintas normalizaciones de los  $ICH_i$ , los cuales están siendo expresados por capas que tienen una distinta caracterización según los análisis de los cuales provengan. Esta normalización es una estandarización fundamental que sirve para la conjugación de las capas con operaciones que tengan una unidad de la misma naturaleza algebraica.

Para los dos análisis cuantitativos (físico-químico y biológico), la normalización de las capas resultantes consta de funciones controladas por puntos que indican valores de importancia o límites de aceptación según los objetivos establecidos. Estos valores de importancia son distintos para cada análisis y constan de puntos de control (valores umbrales de cada rango) y valores umbrales máximos y mínimos del conjunto de datos total. Mientras que para el análisis cualitativo (fisiográfico), su función radica en una comparación final de tipo estadístico con el fin no de interpretar una supuesta relación entre el efecto del uso del suelo, por ejemplo, con la calidad del agua, sino que es una forma de expresar la significancia estadística del modelo teniendo como supuesto que las operaciones del EMC se basan en una interpolación geoestadística de los datos que no ha sido probada.

Para el análisis físico-químico, los rangos normalizados de pertenencia son de tipo bipartita, es decir, toma valores “1” o “2” dependiendo si los datos promedio para cada uno de los parámetros del  $ICH_{Afq}$  por Estación de muestreo están dentro o no de los rangos dictados como aceptables por la Norma chilena 1.333 (para ver límites de los rangos por parámetro en detalle, ver Cuadro 5).

Para el análisis biológico, los rangos normalizados se constituyeron por “clases de calidad hídrica” apoyados por los rangos mismos que dictan los índices bióticos utilizados, lo cual depende de los valores que se obtengan de los datos promedio en las Estaciones de muestreo (datos reales); lo anterior genera confusión ya que para una estación cualquiera, el índice IDG puede arrojar como resultado una clase de calidad hídrica de “bueno”, pero debido a la reclasificación, en el  $ICH_{IDG}$  no necesariamente aparecerá bajo esta clasificación ya que los puntos de control y los valores umbrales del total se moverán para abarcar los datos reales, aun así, la variación será alta o baja en función de la dispersión de estos datos.

Cuadro 9. Valores normalizados por rango y caracterización de éstos por cada uno de los Índices de calidad hídrica (ICH) de ambos análisis cuantitativos.

$ICH_i$	Tipo de rango	Valores normalizados por cada rango	Caracterización de los valores
$ICH_{Afq}$	Bipartita	“1” – “2”	“Aplica” – “No aplica”
$ICH_{Ab}$	Por Clase	“1” – “2” – “3” – “4” – “5”	“Menor calidad probable” → “Mayor calidad probable”

Por lo tanto, las capas resultantes del  $ICH_{Afq}$  y  $ICH_{Ab}$  tendrán un número de rangos distintos el uno del otro (2 rangos y 5 rangos, respectivamente), esto se soluciona con una nueva reclasificación de los datos tomando en cuenta la restricción de que la capa final del Modelo metodológico estándar de que debe tener 3 rangos, ya que definen una

caracterización determinada y explícita de la calidad hídrica bajo las tres clases más utilizadas para este tipo de estudios: “bueno”, “regular” y “malo”.

### 2.8.1.2 Métodos de interpolación

Ya que los datos reales son de carácter puntual (por Estación de muestreo) y debido a que la herramienta EMC debe ejecutarse a partir del álgebra de capas de tipo ráster, fue necesario transformar este carácter puntual a nivel de superficie mediante métodos de interpolación. Para tener una varianza de la prueba de significancia del Modelo metodológico estándar, se utilizaron dos métodos de interpolación de índole geoestadístico: el método Kriging ordinario y el método Inverse Distance Weighted (IDW).

El método de interpolación IDW determina el valor de cada celda o píxel usando una combinación linealmente ponderada de un conjunto de puntos de muestreo, siempre y cuando la superficie que se interpola sea de una variable localmente dependiente (los parámetros de cada análisis). El valor de salida de un píxel usando IDW está limitado al rango de los valores usados para interpolar debido a que es una distancia promedio, por lo tanto, éste no puede ser más grande que el valor más alto o menor que el valor más bajo (ESRI, 1992; Watson y Philip, 1985). La base del principio es asignar pesos superiores a los puntos de datos más cercanos a un punto relativo que los que están más lejos (Weber y Englund, 1994), en otras palabras, el peso asignado es una función del inverso de la distancia como se representa en la siguiente fórmula (Lam, 1983):

$$f(x, y) = \left[ \sum_{i=1}^N w(d_i) z_i \right] \div \left[ \sum_{i=1}^N w(d_i) \right]$$

Dónde:

$f(x, y)$  = es el valor interpolado en el punto  $(x, y)$ ;

$w(d_i)$  = es la función de ponderación;

$Z$  = es el valor de los datos en el punto  $i$  y

$d_i$  = es la distancia desde el punto  $(x, y)$

Fu-Liu *et al.*, (2001), determinaron la distribución espacial de las condiciones de eutrofización en ambientes lacustres mediante Sistemas de información geográfica basado en el método IDW para la evaluación de un índice de estado trófico (TSI, en sus siglas en inglés). Éste consta de seis parámetros físicos, químicos y biológicos: fósforo total (PT), nitrógeno total (NT), demanda química de oxígeno (DQO), profundidad del disco de Secchi (SD), concentración de clorofila  $a$  (Chl- $a$ ) y biomasa de fitoplancton. Su elección se atribuye a que ha sido ampliamente utilizado en muchos tipos de datos debido a su simplicidad, velocidad en el cálculo, facilidad en la programación y credibilidad en la interpolación de superficies (Lam, 1983).

El otro método de interpolación utilizado en la conformación del Modelo metodológico estándar es el método Kriging ordinario, el cual se basa en la teoría de la variable regionalizada. Se asume que la variación espacial en el fenómeno, representado por un valor  $z$ , es estadísticamente homogéneo a través de la superficie en estudio, por ejemplo, el mismo patrón de variación puede ser observado en todas las localizaciones en la superficie.

Cada método de Kriging utiliza una función matemática para modelar la variación espacial como valores  $z$  dentro de la entrada de los datos reales, esta variación esta medida usando la semi-varianza. Estas funciones matemáticas están representadas por métodos esféricos, circulares, exponenciales, gaussianos y lineales (ESRI, 1992).

El Kriging ordinario, como técnica espacial-analítica, está diseñado para interpretar gradientes y representan dependencias espaciales de datos de las redes de muestreo. En teoría, esta técnica podría proporcionar una base para la elaboración de mapas de las condiciones de calidad del agua y la realización de estimaciones imparciales de proporciones, sin embargo, posee la desventaja que puede que no se adapte bien a la naturaleza dendrítica de las redes de flujo (para cuerpos de agua loticos), y su utilidad para la comprensión de las causas de las condiciones contaminadas está limitada por la falta de verdaderas variables explicativas (Smith *et al.*, 1997).

### 2.8.1.3 Álgebra de capas

El álgebra de capas corresponde a las operaciones básicas del diseño del Modelo metodológico estándar y éstas se realizan en todas las etapas del EMC. La primera etapa es el álgebra de capas de cada uno de los análisis, siendo los del  $ICH_{Afq}$  la combinación de las capas  $ICH_t$ ,  $ICH_{CE}$ ,  $ICH_{SDT}$  e  $ICH_{pH}$  (ver Cuadro 5), mientras que para el  $ICH_{Ab}$ , son la combinación de las capas  $ICH_{IDG}$  e  $ICH_{ASPT}$  (ver Cuadro 8).

En el Análisis físico-químico, existen 4 capas de tipo bipartita con valores “1” y “2”, las que se combinaron de modo linealmente ponderado, cada  $ICH$  de este análisis fue ponderado por un índice que tiene que ver con el grado de trascendencia de los parámetros representados para poder estimar la calidad hídrica. La expresión del cálculo del algebra de capas para el  $ICH_{Afq}$  se muestra a continuación:

$$ICH_{Afq} = (ICH_t * W_t) + (ICH_{CE} * W_{CE}) + (ICH_{SDT} * W_{SDT}) + (ICH_{pH} * W_{pH})$$

Donde los  $W_i$  representan los ponderadores para cada parámetro. El ponderador mayor es  $W_{CE}$ , que mediante la metodología de consulta a expertos, se le otorgó el valor 0.6, para  $W_{pH}$  la ponderación se estimó en 0.2, mientras que para  $W_t$  y  $W_{SDT}$ , se le adjudicó el valor 0.1 por igual.

El Análisis biológico consta de dos capas (Cuadro 8), con valores de tipo clasificado (de 5 rangos cada uno), las cuales se combinaron de manera lineal ponderada, con ponderadores que incorporan el grado de estimación de la calidad hídrica mediante presencia de las comunidades dulceacuícolas en estudio. La expresión del cálculo del algebra de capas para el  $ICH_{Ab}$  se describe a continuación:

$$ICH_{Ab} = (ICH_{IDG} * W_{IDG}) + (ICH_{ASPT} * W_{ASPT})$$

Los patrones temporales y espaciales en las comunidades de invertebrados bentónicos no son tan pronunciados como los patrones en las comunidades de fitoplancton (Bowman *et al.*, 2008), en cuanto a la percepción del hábitat en estudios de este tipo. Además, la poca experiencia y dificultad en la taxonomía de las diatomeas y por contraparte, la considerable cantidad de trabajos de alta confiabilidad en Chile sobre macroinvertebrados, hace suponer

que esta última comunidad posee un mayor grado de trascendencia en la estimación de la calidad hídrica para efectos prácticos, por lo tanto, el  $W_{ASPT}$  tiene un valor mayor que el  $W_{IDG}$ . Lo anterior se justificó también mediante consulta a expertos, por lo que los ponderadores finalmente quedaron expresados en  $W_{ASPT}=0.6$  y  $W_{IDG}=0.4$ .

La segunda etapa es la combinación de las capas resultantes del  $ICH_{Afq}$  e  $ICH_{Ab}$ , las cuales se reclasificaron a un lenguaje común para que pudieran ser ajustadas en una nueva combinación lineal ponderada. Se tomó como supuesto que estos nuevos ponderadores utilizados cumplieran la siguiente regla:

$$W_{Afq} < W_{Ab}$$

Esto se debe a que el Análisis biológico está mucho más enlazado a la dimensión temporal que el Análisis físico-químico debido a que los seres vivos están en un continuo proceso evolutivo con el medio y de cierta forma, éstos se han adaptado a los cambios y perturbaciones que ocurren en su hábitat (entre ellos, la contaminación proveniente de sedimentación, por ejemplo), mientras que los parámetros físico-químicos indican solamente una información puntual.

Otra regla importante para el manejo de estos ponderadores es que son variables, dependiendo de las condiciones del humedal o ecosistema dulceacuícola en el cual se requiera aplicar, siempre y cuando cumplan con la primera regla de desigualdad; lo principal es acotar estos ponderadores a las proporciones más flexibles como los pares 10%-90%, 20%-80%, 30%-70% y 40%-60%. Para efectos del Modelo metodológico estándar que se aplicó al humedal laguna Torca, se utilizaron todos los pares mencionados, pero en el diseño de la última y tercera etapa (punto 2.8.2), se utilizó la proporción 30%-70% para los ponderadores finales. Todos estos análisis se llevaron a cabo mediante software de procesamiento de Sistemas de información geográfica ejecutados por funciones afines (*Raster calculator*), para llevar a cabo el álgebra de capas vectoriales de tipo ráster.

### 2.8.2 Preparación de los datos para análisis comparativo

La tercera etapa y final del diseño del Modelo metodológico estándar representa a la solución óptima de la herramienta EMC, y ésta reside en la validación de los métodos de interpolación integrando el Análisis fisiográfico y la capa final del álgebra de capas de las dos primeras etapas del modelo. Las capas resultantes del Análisis físico-químico y biológico son evidentemente dos: la que utilizó el método IDW y la que utilizó el método Kriging.

Para integrar el Análisis fisiográfico, que se ejemplificó para efectos de este estudio en un recorte de la capa de usos del suelo que recayó dentro del área de amortiguamiento de tipo terrestre (renombrada como “usos”), fue necesario transformar esta capa, que es de tipo cualitativo, a cuantitativo mediante el uso de una máscara de grillas rectangulares numeradas tal como se expresa en la Figura 5.

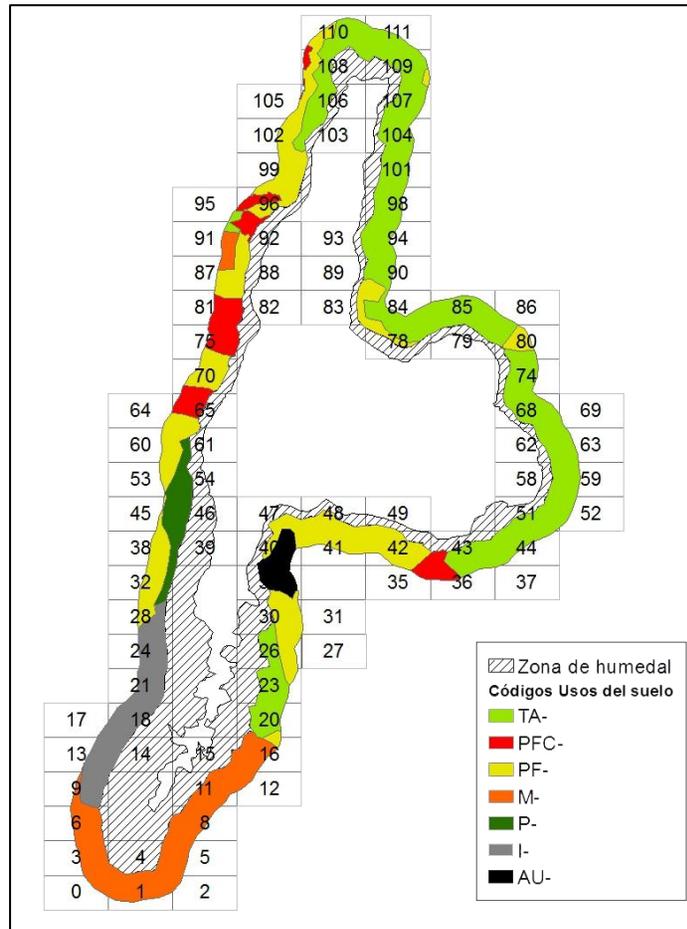


Figura 5. Mascara de grillas rectangulares cuantitativas enumeradas del 0 al 111. Esta mascara posee propiedades, una de ellas es que debe abarcar la totalidad del área del uso del suelo adyacente al humedal que recae dentro del área de amortiguamiento de tipo terrestre, además de abarcar completamente el área del humedal.

Esta mascara de grillas rectangulares posee propiedades tales que cada unidad funcional (grilla) abarca un área de 4,14 ha (148.7 mts \* 277.6 mts), la totalidad de la máscara debe cubrir completamente a la capa “usos” ya descrita (punto 2.7.1), las unidades deben tener una disposición azarosa pero regular (que tiene que ver con la disposición que crea la función que las compone espacialmente. Por último, deben tener un peso específico que es el área de la capa “usos” que logran abarcar individualmente, mediado por un ponderador que justifica su significancia estadística.

La forma rectangular de las grillas se debe a que éstas tienen mayor distancia perimetral y permiten contener en mayor grado la forma del humedal (interpolada en la zona de amortiguamiento), en conjunto con la forma de la capa “usos”; debido a la forma en la cual el humedal y la zona de amortiguamiento se acoplan, las grillas de preferencia deben tocar a la vez ambos polígonos, por lo menos la mayoría de éstas ya que su función final radica en ser un indicador y un extrapolador geográfico de la calidad del agua en zonas donde el humedal no está.

La cuantificación consiste en que cada código del uso de suelo primeramente se reclasifique a valores enteros ( $Vu_i$ ) desde “1” hasta “7” (que son el número de códigos identificados en terreno excluyendo al área del humedal), posteriormente se debe obtener la ponderación (z-value) de cada grilla la cual se expresa con la siguiente formula:

$$z - value = \left( \frac{Num. celdas por grilla * 0,0025}{Area (ha) por grilla} \right) \div 100$$

Donde la constante 0.0025 nace del hecho de que cada celda o píxel de los ráster son en la realidad  $25 m^2$  ( $5 m * 5 m$ ) y debe pasarse a la unidad de hectárea, siendo así el z-value un ponderador adimensional. Este ponderador debe multiplicar a los valores enteros ( $Vu_i$ ) de cada unidad, lo que lo convierte en un valor ponderado ( $Vu_i'$ ) que es estadísticamente más significativo.

El anterior procedimiento debe aplicarse también a las capas resultantes (método IDW y Kriging) de la combinación lineal ponderada de los  $ICH_{A_{fq}}$  e  $ICH_{Ab}$ . Estas capas fueron renombradas como “Calidad\_hidrica\_IDW” y “Calidad\_hidrica\_Kriging”, los cuales ambos se componen de los valores de pertenencia desde “1” hasta “3” ( $VI_i$  y  $VK_i$ , respectivamente) los que fueron ponderados por el mismo z-value dando como resultado los  $VI_i'$  y  $VK_i'$ . Entonces cada grilla rectangular alberga, para cada una de las tres capas que se compararon, un ponderador general, valores enteros específicos para cada una de las 3 capas de la comparación y valores enteros ponderados (Apéndice II).

### 2.8.3 Análisis estadístico de los datos

Para los parámetros finales de las Estaciones de muestreo de los análisis físico-químico y biológico, se aplicó estadística descriptiva (media, error estándar, máximos, mínimos), tanto como para las variables de temperatura del agua ( $^{\circ}C$ ), pH, Conductividad eléctrica ( $\mu S/cm$ ) y Solidos disueltos totales ( $mg/L$ ), como también para los puntajes finales de los índices biológicos (IDG y ASPT). Asimismo, los datos de las columnas  $Vu_i'$ ,  $VI_i'$  y  $VK_i'$  en la etapa final del diseño, fueron sometidas a una prueba estadística para comprobar cuál de los dos métodos de interpolación se ajusta más al Análisis fisiográfico. Se compararon los valores ponderados de la capa “usos” con cada uno de los de las capas resultantes de los 2 métodos de interpolación por separado, mediante una prueba t-student para medias de dos muestras emparejadas, con un nivel de confianza del 95% (Apéndice II).

Se utilizó la prueba t-student para medias de dos muestras emparejadas o relacionadas ya que los valores ponderados de las tres capas son dependientes entre sí, tienen el mismo número de observaciones. Se considera que la hipótesis nula es que las medias de cada muestra son iguales (la diferencia entre las medias será 0).

De forma auxiliar, se compararon, mediante el mismo procedimiento expuesto en el punto 2.8.2, las zonas norte y sur del humedal (Figura 3-A) definiéndose una comparación entre ellas para comprobar (ya utilizando el método de interpolación que más se ajuste al modelo), mediante estadística descriptiva, cuál de estas dos zonas presenta mayor calidad hídrica, tanto por los resultados del Modelo metodológico estándar, como por el examen de las variables propias de los Análisis físico-químico y biológico. Cabe señalar que este

último proceso no está contemplado dentro de la estructura como tal del Modelo metodológico estándar que pretende diseñar esta memoria sino que más bien es un apoyo a su desarrollo.

### 3. RESULTADOS

#### 3.1 Descripción espacio-temporal de las Estaciones de muestreo

Según la metodología utilizada, se situaron 23 Estaciones de muestreo clasificándose por códigos referidos a los usos del suelo circundantes a la zona del humedal. Del total de Estaciones de muestreo, 15 pertenecen a la zona norte y 8 a la zona sur.

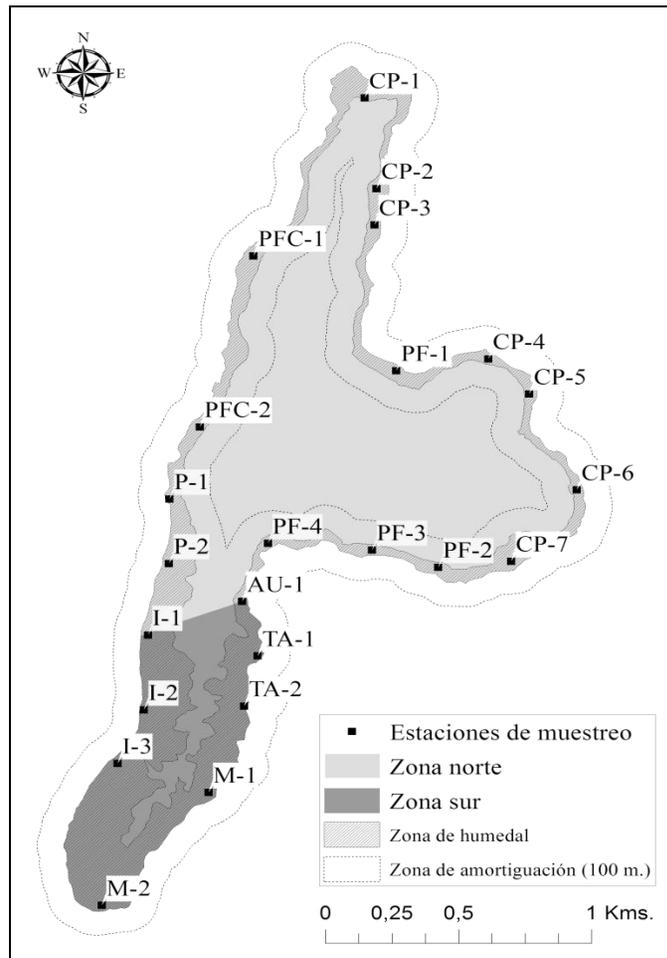


Figura 6. Disposición espacial de las Estaciones de muestreo en la zona de humedal diferenciando las zonas norte y sur (escala 1:5.000). TA-: Terreno agrícola, PFC-: Plantación forestal cosechada, PF-: Plantación forestal, M-: Matorral, P-: Pradera, I-: Infraestructura aérea y AU-: Asentamiento urbano.

El monitoreo de las Estaciones de muestreo se dividió en cuatro campañas durante invierno, primavera y verano del año 2014. Se muestreó el humedal un total de 10 días teniendo en cada día un número variable de muestreos, siempre discriminando en horarios AM y PM, por lo tanto, el monitoreo dio como resultado datos promedio de los parámetros medidos, a excepción de las muestras del Análisis biológico que se ejecutaron una sola vez por día.

Cuadro 10. Disposición temporal de las Estaciones de muestreo por día de monitoreo, mes y zona (clasificadas por AM y PM).

Mes de muestreo	Zona (AM, PM)	Día									
		1 (13-08)	2 (14-08)	3 (23-09)	4 (24-09)	5 (17-10)	6 (18-10)	7 (19-10)	8 (17-12)	9 (18-12)	10 (19-12)
		Estacionalidad húmeda				Estacionalidad seca					
Agosto 2014	N, S	PF-4, AU-1									
	N, N	PF-2, CP-7									
	N, N		PF-3, P-2								
	N, N		P-1, PFC-2								
Septiembre 2014	S, S			AU-1, TA-1							
	N, N			CP-1, CP-2							
	N, N			PFC-2, CP-3							
	N, S				PFC-1, TA-2						
Octubre 2014	S, N				I-1, PF-4						
	S, N				I-2, PF-1						
	S, N				I-3, CP-6						
	S, N					M-2, CP-4					
	S, N					TA-1, PF-3					
	S, N					M-1, PF-2					
	S, N						TA-2, CP-5				
	N, N							CP-6, CP-1			
Diciembre 2014	N, N							CP-7, PFC-1			
	N, S								CP-5, I-1		
	N, S								CP-4, I-3		
	N, S									PF-1, I-2	
	N, S									CP-3, M-1	
	N, N										CP-2, M-2
											P-2, P-1

### 3.2 Análisis fisiográfico

Como se mencionó en la metodología, este análisis toma como unidad funcional más que las Estaciones de muestreo, las zonas de uso de suelo circundante al humedal y su respectiva discriminación entre zonas norte y sur. Éstas poseen un número determinado de Estaciones de muestreo, dependiendo de su área y los usos del suelo circundantes que presenta.

Cuadro 11. Descripción espacial de las zonas norte y sur, especificándose el área de los usos del suelo circundantes que abarcan dentro de la zona de amortiguamiento de tipo terrestre de 100 mts (se indican solo las que son circundantes a la zona de humedal).

Zonas	Área (Ha)	Número de Estaciones de muestreo	Usos del suelo circundantes	Área total uso del suelo (en Área de amortiguamiento) (Ha)
Zona norte	373,13	15	Cultivo-pradera	44,68
			Plantaciones forestales	29,08
			Plantaciones forestales cosechadas	8,18
			Pradera	4,52
Zona sur	60,36	8	Matorral	17,15
			Infraestructura aérea	10,65
			Terrenos de uso agrícola	4,89
			Asentamiento urbano	3,06

En el Modelo metodológico estándar, la clasificación entre zonas norte y sur no cumple ninguna función, sin embargo, se determinó un establecimiento de diferencias en cuanto a parámetros de calidad de agua resultante (producto de las variables físico-químicas y biológicas), con el fin de aumentar la varianza del análisis fisiográfico y así apoyar el origen de los resultados desde un punto de vista geográfico (el cual se detallará en el punto 3.5.2). Cabe señalar que desde un principio se tomaron en cuenta las variables abióticas que influyen la conducta sobre variables bióticas indicadoras como base para este análisis.

#### 3.2.1 Condiciones climáticas

En general, en el periodo de muestreo ocurrió una gran heterogeneidad de las condiciones climáticas debido al cambio de estacionalidad previsto. A lo largo de los 10 días, aumentaron las condiciones de temperatura del aire y disminuyeron las de Humedad relativa del aire acorde con el cambio desde estacionalidad húmeda a seca, mientras que la cantidad de nubosidad fue una variable más relativa, atenuada a los días mismos.

Cuadro 12. Condiciones de Temperatura del aire media (°C) y Humedad relativa del aire media (%) durante periodo de toma de datos en Humedal Laguna Torca\*.

Temperatura del aire (°C)	Humedad relativa del aire (%)
16,3±5,52	70,0±18,89

\*: Periodo desde 19 al 20 de diciembre del 2014

Cuadro 13. Distribución del cielo cubierto mediante el método de los octavos ( $\Delta$ ), de los días de muestreo (ver Cuadro 10).

Día	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Definición	Cielo limpio	8/8	4/8	8/8	1/8	3/8	4/8	Cielo limpio	Cielo limpio	2/8

### 3.2.2 Usos del suelo y pendiente

Mediante observación en terreno y examen con Modelos de elevación, la pendiente en la zona de amortiguamiento de tipo terrestre se mostró mayor en la zona noroeste, mientras que en la zona sur es bastante homogénea. Se clasificaron 4 clases de pendientes (<30%, 30%-45%, 45%-60% y >60%) y a base de eso se determinó su relación con los usos del suelo existentes por zona.

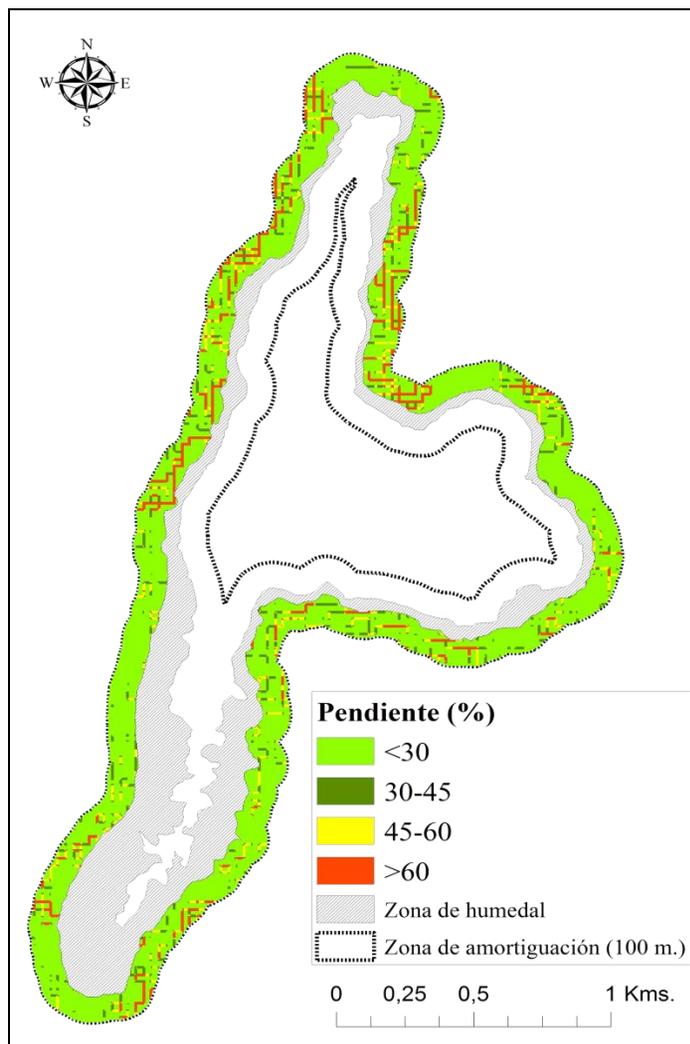


Figura 7. Pendiente (%) en la zona de amortiguamiento de tipo terrestre del área de estudio clasificada en las clases <30%, 30%-45%, 45%-60% y >60% (tamaño de celda: 25 m<sup>2</sup>).

En cuanto a la relación que esta variable guarda con los usos del suelo por zona, es frecuente el comportamiento de la zona de amortiguamiento como terreno plano (clase <30%), debido a la cercanía al cuerpo de agua. En la zona norte, debido a su notoria diferencia en cuanto a dimensiones en comparación con la zona sur, se presentan más frecuentemente las clases mayores (45%-60% y >60%), esto puede deberse también a la reciprocidad entre sitios de alta pendiente con presencia de usos determinados como cultivos para pastoreo o plantaciones forestales. Como se muestra en la Figura 8 (zona norte), las áreas de los usos de plantaciones forestales cosechadas presentan más frecuentemente la clase mayor (>60%), siguiéndole las áreas de uso de plantaciones forestales no cosechadas, mientras que el uso que presenta más frecuentemente las clases menores es el de pradera natural (sobre un 85% de la clase <30%).

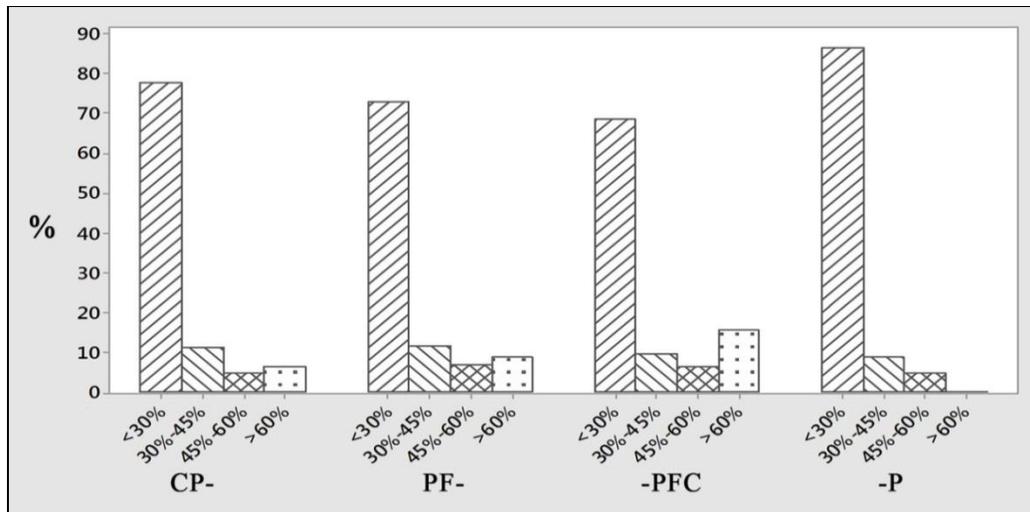


Figura 8. Porcentaje por clase de pendiente para las áreas de usos de suelo presentes en la zona norte. CP-: Terreno agrícola (norte), PF-: Plantación forestal, PFC-: Plantación forestal cosechada y P-: Pradera.

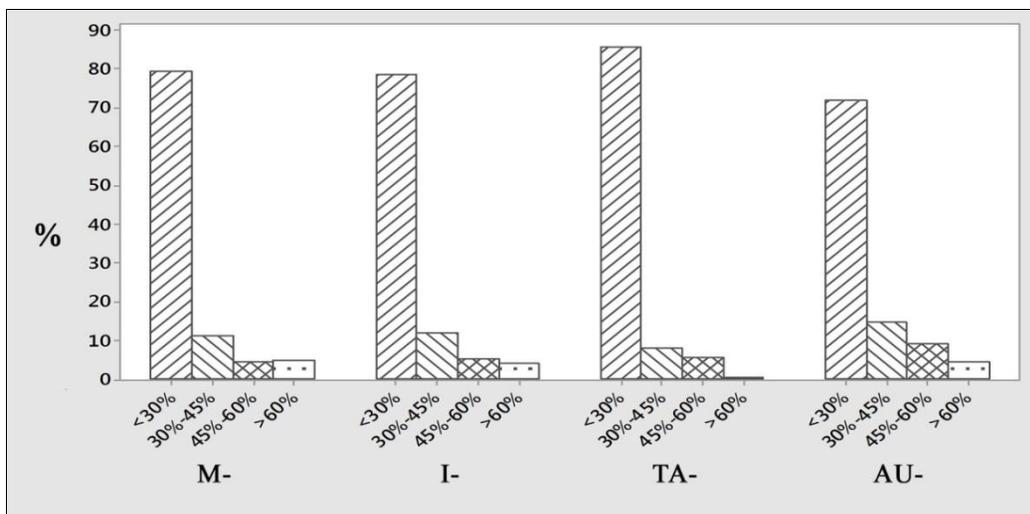


Figura 9. Porcentaje por clase de pendiente para las áreas de usos de suelo presentes en la zona sur. M-: Matorral, I-: Infraestructura (aérea), TA-: Terreno agrícola (sur) y AU-: Asentamiento urbano.

En el caso de la zona sur (Figura 9), los terrenos más planos se encuentran mayoritariamente en el área de uso de terrenos agrícolas (más de un 80% para la clase menor de <30%) y a su vez presenta las clases altas de pendiente de manera menos frecuente, mientras que en el uso de asentamiento urbano, se registró más frecuentemente a las clases más altas y posee la menor frecuencia (aproximadamente 70%), de la clase de pendiente más baja.

### 3.2.3 Usos del suelo y grados de erosión

Se analizó la cobertura de erosión actual, correspondiente al estudio CIREN - MINAGRI (2010), publicada en formato ráster (.jpg) del sitio web de Odepa (Oficina de Estudios y Políticas Agrarias) el año 2010, para interpretar las relaciones entre clases de erosión y los usos de suelo de la zona de amortiguamiento de tipo terrestre, del área de estudio. En cuanto a la observación en terreno, el grado de erosión correspondiente a dicha zona se identificó de manera más bien puntual, interpolándose a área gracias al ajuste de la base de datos de erosión actual descrita.

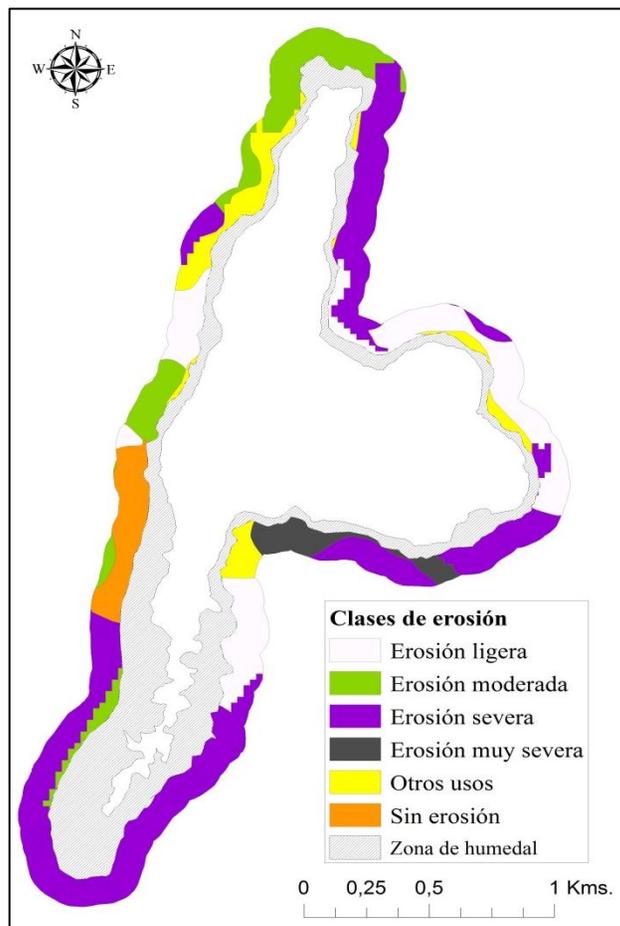


Figura 10. Clases de grados de erosión actual ajustada por observación en terreno en la zona de amortiguamiento del área de estudio, clasificada en las clases Erosión ligera, Erosión moderada, Erosión severa, Erosión muy severa, Otros usos y Sin erosión (escala 1:5.000).

Dentro de la zona de amortiguamiento, las clases indicadas se expresan de manera puntual y con bastante heterogeneidad, además de que es una característica común a excepción de áreas bien específicas. A la luz de los datos obtenidos de la información nacional y lo observado en terreno, la Figura 11 detalla el porcentaje en la cual se distribuyen las clases ya expuestas en la zona de amortiguamiento. Lo evidente es la frecuente Erosión severa encontrada (44,4% de la zona) y a su vez le siguen las clases que denotan mayor deterioro del suelo, como Erosión ligera (21,6%), dando cuenta de la condición crítica que afecta al humedal.

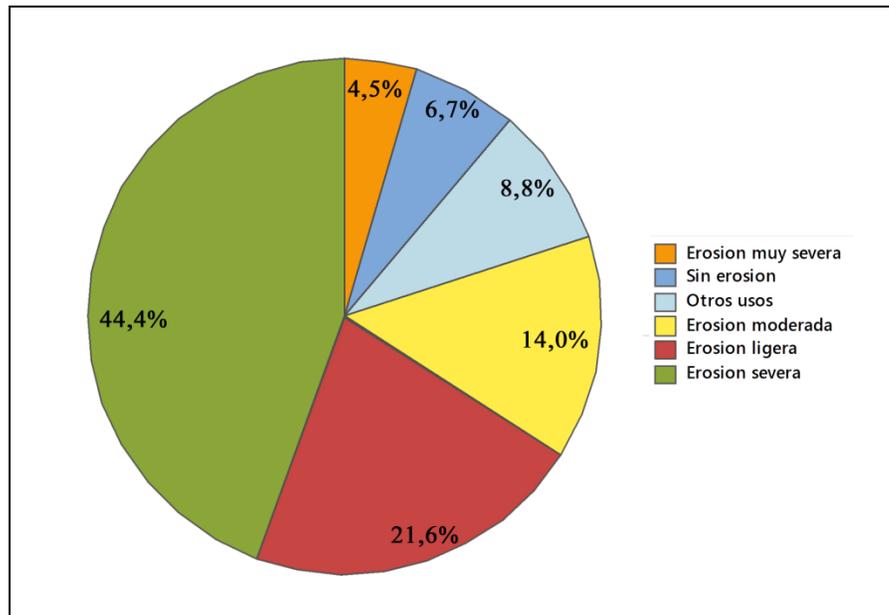


Figura 11. Porcentaje de frecuencia de condiciones de erosión, en la zona de amortiguamiento de tipo terrestre, descritas en las clases convenidas ya presentadas (ver Figura 10).

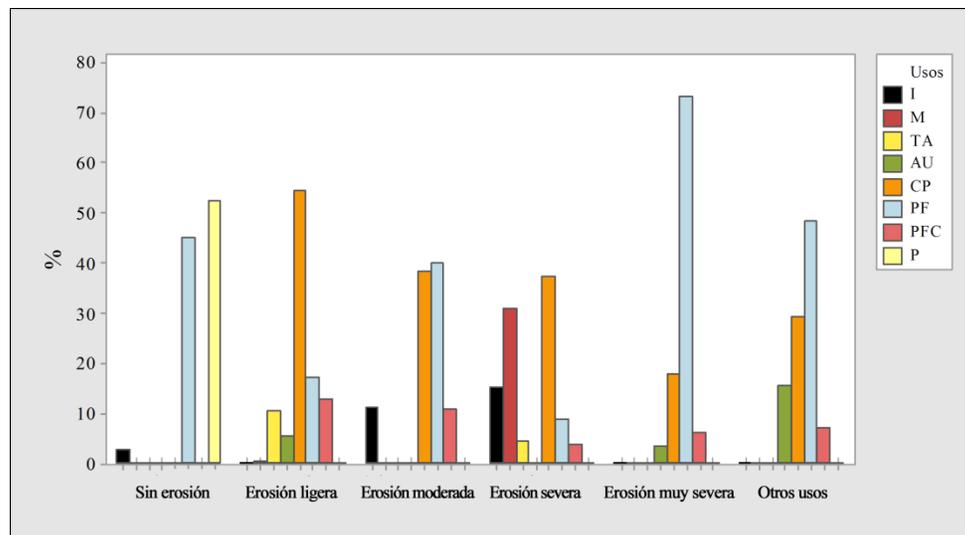


Figura 12. Porcentaje relativo de todas las clases de erosión registradas en cada una de las áreas de usos de suelo (las barras de cada clase suman el 100%).

Como muestra la Figura 10, y que se sustenta en lo expuesto en la Figura 12, la mayoría de los usos designados contienen en sus formaciones un nivel considerable de erosión siendo una condición que no presenta grandes diferencias en la comparación entre zonas norte y sur. Aun así, existe relación entre ciertos usos con características más degradadas, como el código -M, -CP, etc. y al contrario, usos como las praderas en su mayoría no presentan erosión reconocida.

La clase Erosión severa es la que más usos del suelo registra, presentándose gran parte de esta clase en los cultivos de pradera (-CP), seguido del matorral (-M) e infraestructuras aéreas (-I). La clase Erosión muy severa es bastante heterogénea y domina en los usos de plantaciones forestales (-PF) (sobre un 70%), similar comportamiento presentan las clases Erosión ligera y Erosión moderada. Los usos de cultivos de pradera y plantaciones forestales presentan más variabilidad de clases de erosión registradas, siendo hasta mayoría en la clase Otros usos, la cual hace referencia a áreas con instalaciones o construcciones de asentamientos humanos.

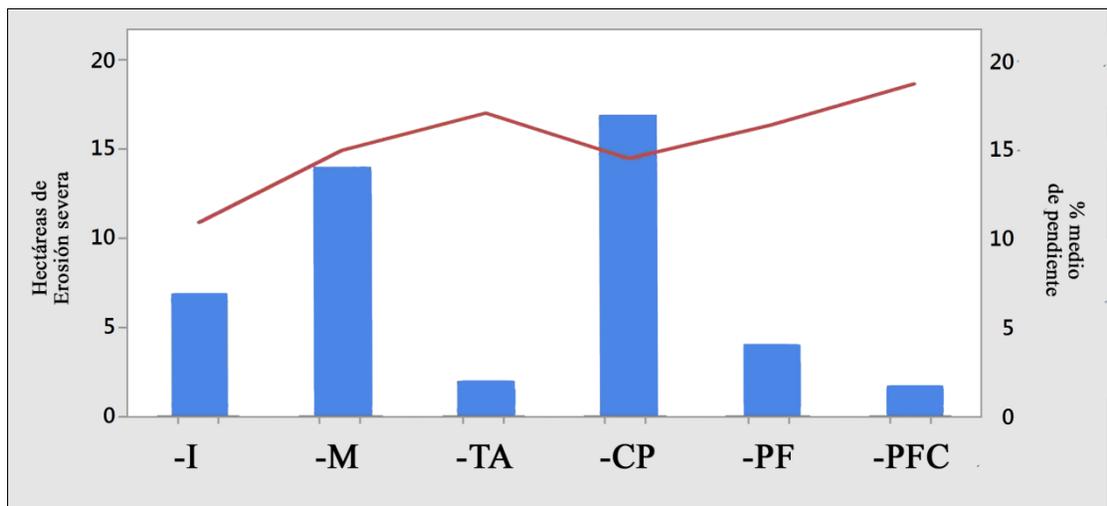


Figura 13. Hectáreas de la clase Erosión severa registrada (barras azules) por cada uno de los usos del suelo (códigos) donde se encuentra presente dicha clase, concordado por el porcentaje medio de pendiente (línea roja) en aquellas áreas.

En el caso de la Erosión severa, la clase más común registrada en cuanto a área y número de usos en los cuales se encuentra, se evidenció un comportamiento lineal en relación al tamaño de los usos en los que se extiende, es decir, el uso de cultivo de pradera seguido del uso de matorral son en los que se encuentran las más grandes cantidades de hectáreas de este grado de erosión (Figura 13) y a la vez son los de mayor extensión. Las pendientes medias más altas para estas áreas específicas se registraron en usos que tienen poca extensión para este tipo de erosión (plantaciones forestales, plantaciones forestales cosechadas), por lo que disminuye el factor de influencia que pueda afectar al humedal.

### 3.3 Análisis físico-químico

El humedal laguna Torca se considera un cuerpo de agua donde abundan gran cantidad de sedimentos debido a su condición mediterránea, costera y asentado sobre suelos graníticos, los cuales son factores directos que influyen a los parámetros monitoreados en sus

valores obtenidos. Los rangos aceptables según Norma Chilena 1.333 se aplican para el Modelo metodológico estándar (ver punto 3.5), y el estudio estadístico de los datos para este análisis denota una información puntual acerca de la calidad hídrica del humedal según se muestra en el Cuadro 14.

Cuadro 14. Estadística descriptiva básica del total de Estaciones de muestreo evaluados para variables del análisis físico-químicas en Humedal Laguna Torca.

Variable	Media	Desviación estándar	Mín.	Q1	Mediana	Q3	Máx.
pH	8,13	0,836	7	7,4	7,9	9,2	9,5
Temperatura superficial del agua (°C)	20,93	5,15	9,4	17,4	21,6	25,2	30,2
Conductividad Eléctrica (µS/Cm)	3584	1601	880	2963	3465	3620	9630
Solidos disueltos totales (mg/L)	1751	787	432	1447	1685	1749	4722

El pH medio obtenido es de índole alcalino, esto se atribuye a la disolución de carbonatos en el agua; los carbonatos, bicarbonatos y el anhídrido carbónico disueltos en cantidad considerable denotan gran número de fuentes primarias de carbono para la fotosíntesis de algas y macrófitos en el sistema. Como muestra la Figura 14, la tendencia general es bastante variable, siempre sobre el valor neutral 7.0 y bajo el límite aceptable por la Norma chilena 1.333 (9.0).

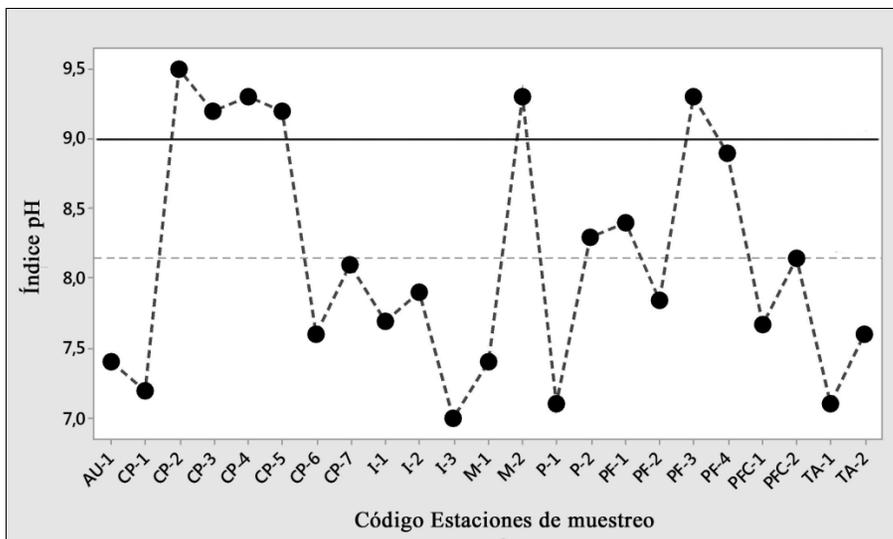


Figura 14. Variación del parámetro físico-químico pH en las Estaciones de muestreo del área de estudio (ordenadas por orden alfabético). La línea horizontal continua expresa el límite aceptado por la NCH 1.333 (9,0) y la línea segmentada horizontal expresa el promedio.

El parámetro de Temperatura superficial del agua (°C) es en demasía relativo, dependiendo de la hora del día en el cual se realiza el monitoreo (es por esto que se realizaron muestreos de tipo AM y PM, ver Cuadro 10), y la estacionalidad del muestreo, además tiene una

relación directa con el nivel de disolución de sales en el agua lo cual significa mayor conductividad eléctrica del agua. También es un indicador de procesos biológicos ya que esta correlacionada con la demanda biológica de oxígeno, demanda química de oxígeno, etc. La Figura 15 expresa la variación de este parámetro, que al igual que el pH, es variable pero con la diferencia que tiene más mediciones que sobrepasan el rango aceptable según la Norma chilena 1.333 (23,9 °C).

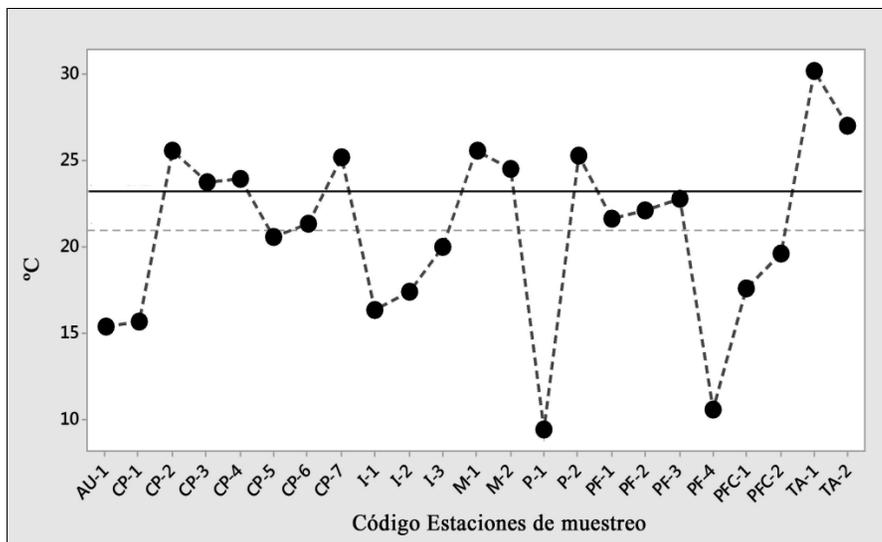


Figura 15. Variación del parámetro físico-químico Temperatura superficial del agua (°C) en las Estaciones de muestreo del área de estudio. La línea horizontal continua expresa el limite aceptado por la NCH 1.333 (23,9 °C) y la línea segmentada horizontal expresa el promedio.

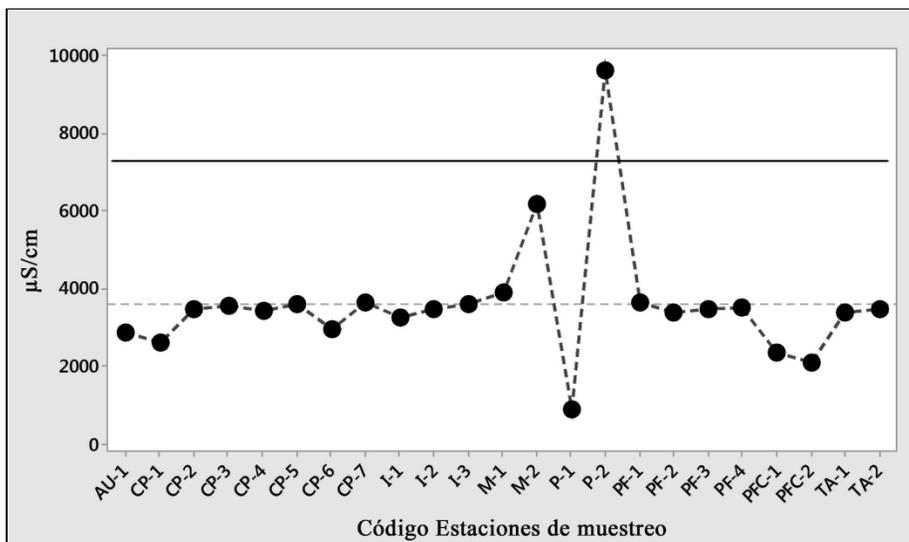


Figura 16. Variación del parámetro físico-químico Conductividad eléctrica (µS/cm), en las Estaciones de muestreo del área de estudio. La línea horizontal continua expresa el limite aceptado por la NCH 1.333 (7500 µS/cm) y la línea segmentada horizontal expresa el promedio.

La Conductividad eléctrica del agua (expresada en unidades de  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), es un indicador de salinidad en el agua, siendo la capacidad de ésta para conducir la electricidad. Está relacionada con la temperatura (niveles de evaporación del agua), y con el origen de sedimentación y entradas de agua al sistema (entradas de agua de mar, por ejemplo). La Figura 17 muestra que el comportamiento de esta variable fluctúa constantemente al nivel de la media y solo en una estación se sobrepasó la norma ( $7.500 \mu\text{S}/\text{cm}$ ).

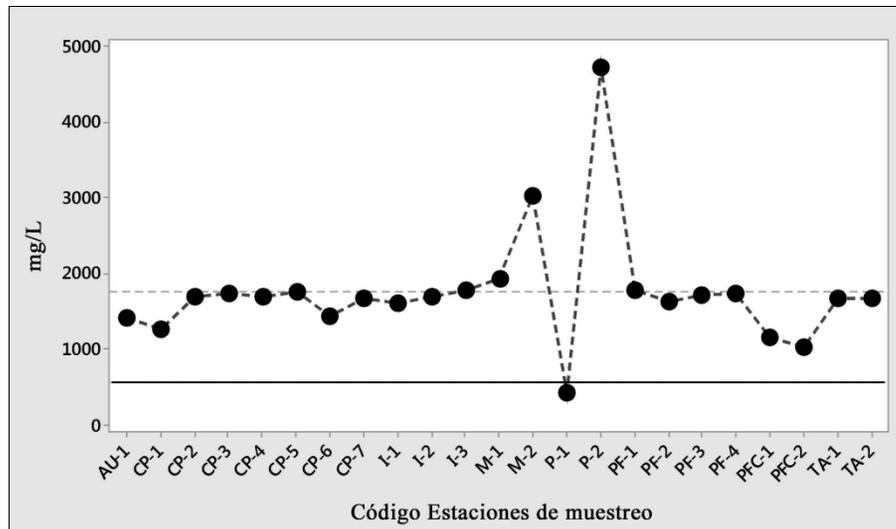


Figura 17. Variación del parámetro físico-químico Sólidos Disueltos Totales ( $\text{mg}/\text{L}$ ), en las Estaciones de muestreo del área de estudio. La línea horizontal continua expresa el límite mínimo aceptado por la NCH 1.333 ( $500 \text{ mg}/\text{L}$ ) y la línea segmentada horizontal expresa el promedio.

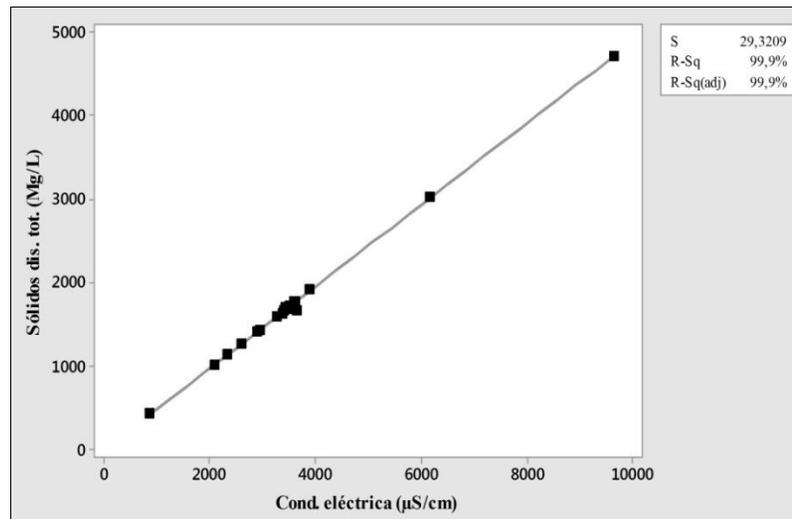


Figura 18. Regresión lineal entre los parámetros de Conductividad eléctrica y Sólidos disueltos totales en base a los datos recabados en las Estaciones de muestreo. Gran parte de las veces estas dos variables guardan una relación lineal con un factor que oscila entre 0.55 y 0.75, en este caso, la ecuación de regresión lineal es  $Y = - 7,88 + 0,4908X$  ( $p=0.000$ ), y que tiene que ver con el cambio dimensional de las unidades de medida que tienen ambas variables.

En cuanto a los Sólidos disueltos totales, las sales disueltas son en gran mayoría los sólidos que se encuentran en el agua, los cuales son principalmente cationes y aniones. Sus proporciones relativas aportan información sobre el origen y tipología de los materiales de la cuenca de drenaje dado que en general permanecen en concentraciones constantes en el agua. Como muestran la Figura 16 y la Figura 17, el comportamiento del muestreo con respecto a la Conductividad eléctrica es muy similar debido que ambas variables tienen una relación lineal (Figura 18), y solo en una estación se sobrepasó la norma pero por el umbral menor (500 mg/L).

### 3.4 Análisis biológico

Según las cuantificaciones de medición, ya sea en el monitoreo *in-situ* como en el *ex-situ*, y los datos recabados en las Estaciones de muestreo, los puntajes para las dos comunidades en estudio revelan condiciones de contaminación del agua en el humedal según sus puntajes promedio ( $\bar{X}_{IDG}= 3,351$  y  $\bar{X}_{ASPT}=3,563$ ), sin embargo, se revelan cualidades aceptables de abundancia y biodiversidad de estas comunidades, lo cual hace que probablemente el área de estudio proporcione una buena calidad de hábitat en donde se realizan relaciones tróficas adecuadas.

Cuadro 15. Estadística descriptiva básica del total de Estaciones de muestreo evaluados para variables del análisis biológico en Humedal Laguna Torca. IDG: Índice Diatómico General, ASPT: Average Score Per Taxa y BMWP: Biological Monitoring Working Party.

Variable	Media	Desviación estándar	Mín.	Q1	Mediana	Q3	Máx.
IDG	3,35	0,40	2,73	3,09	3,29	3,50	4,43
ASPT	3,60	0,57	2,50	3,14	3,62	4,00	4,50
BMWP*	17,43	8,22	5,00	11,00	16,00	22,00	36,00

\*: No está contemplado como variable dentro del Modelo metodológico estándar.

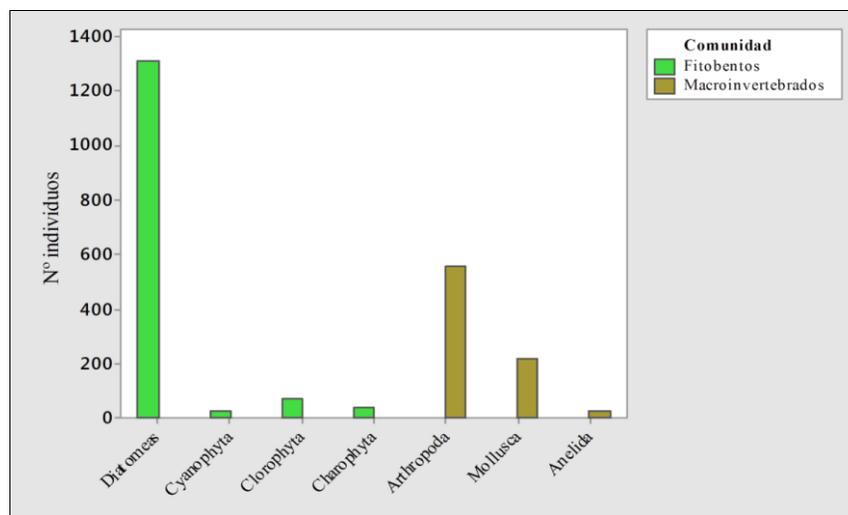


Figura 19. Número de individuos por comunidad en cuanto al taxón división (phylla) registrados en las Estaciones de muestreo del humedal laguna Torca.

### 3.4.1 Composición comunidad fitobentónica

El censo total de la composición de la comunidad de organismos fitobentónicos fue realizado y posteriormente identificado a base de literatura especializada y consulta a expertos. El censo como resultado está plasmado en un listado de individuos por género que se encuentra presente en el Apéndice I.

Mediante la metodología ya explicada en el punto 2.7.3, de los individuos colectados a nivel de género, 20 géneros de los encontrados corresponden a la división *Bacilliarophyta* (diatomeas), 8 géneros corresponden a *Chlorophyta* (algas verdes), 5 son géneros de la división *Cyanophyta* (algas verdeazules) y de la división *Charophyta* se encontraron solo 3 géneros. En el análisis a nivel de clase (Cuadro 16), en el total de individuos identificados por zona norte y sur, la gran cantidad de individuos del género *Synedra*, hace que el porcentaje mayor en la zona norte sea la clase a la cual pertenece (*Fragilariophyceae*), mientras que en la zona sur el porcentaje mayor pertenece a la clase con más géneros registrados (*Bacillariophyceae*). En general, la diferencia de dimensiones, y por ende número de estaciones, hace que la zona norte tenga mucha más abundancia de individuos; sin embargo, en espacios muestrales pequeños como la zona sur, surge un incremento del porcentaje comparativo de clases que poseen un bajo número de individuos (como por ejemplo, clase *Cyanophyceae*).

Cuadro 16. Porcentaje relativo a cada zona (asociado al taxón Clase) de abundancia de individuos contabilizados de fitobentos en el humedal laguna Torca.

Clase	Zona norte		Zona sur	
	N	%	N	%
<i>Bacillariophyceae</i>	255	20,95	96	41,74
<i>Chlorophyceae</i>	29	2,38	10	4,35
<i>Conjugatophyceae</i>	31	2,55	12	5,22
<i>Coscinodiscophyceae</i>	11	0,90	10	4,35
<i>Cyanophyceae</i>	10	0,82	14	6,09
<i>Fragilariophyceae</i>	873	71,73	69	30,00
<i>Trebouxiophyceae</i>	7	0,58	3	1,30
<i>Ulvophyceae</i>	1	0,08	16	6,96
<b>TOTAL</b>	<b>1217</b>		<b>230</b>	

Los índices aplicados representan naturalezas distintas, ya que uno indica la biodiversidad de los tamaños muestrales de los individuos identificados por estación mientras que el otro tiene una aplicación específica acerca de la calidad hídrica del humedal. En la Figura 21, el índice de Simpson (Figura 21-A) muestra buenas condiciones de biodiversidad en la mayoría de las Estaciones de muestreo, cabe señalar que existen bajos valores en las estaciones donde se identificaron altas cantidades de individuos del género *Synedra* y que por este motivo presentaron alta abundancia (CP-7 y PFC-1). En cuanto al Índice diatómico general (Figura 21-B), éste se analizará más en detalle en el punto 3.5 aplicando geoestadística.

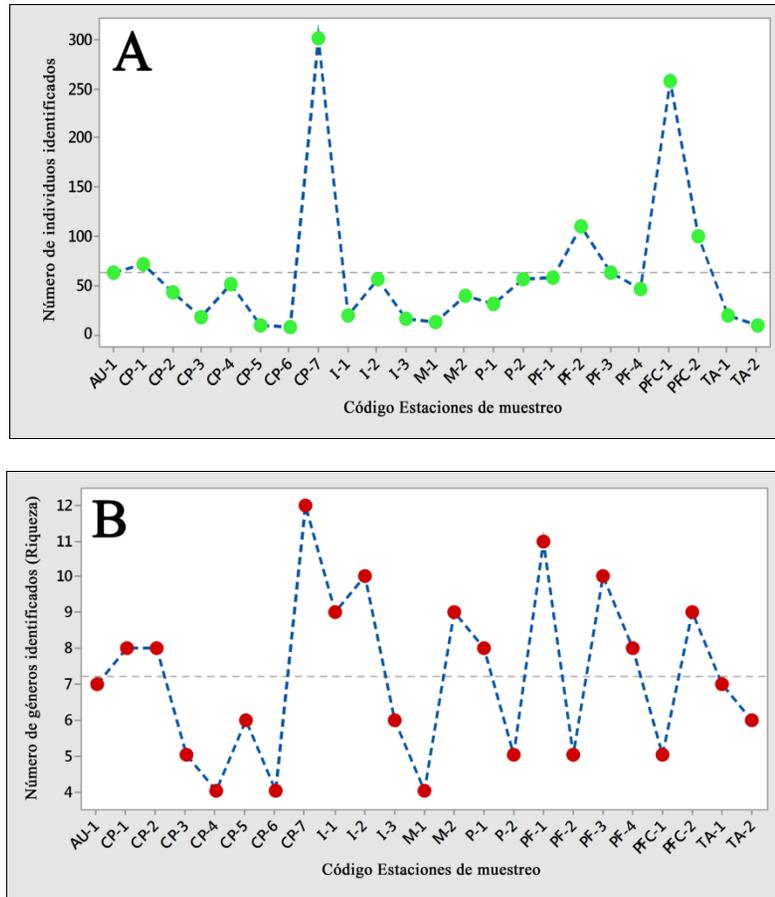


Figura 20. Figura 20-A: Abundancia de individuos por Estación de muestreo (línea punteada indica el promedio). Figura 20-B: Riqueza biológica (número de taxos) a nivel de genero por Estación de muestreo en el área de estudio.

El análisis de cantidad de las comunidades fitobentónicas ya descrito, son resultados auxiliares que no están contemplados en la estructura y diseño del Modelo metodológico estándar, ya que éste se define mediante variables que comprenden un objetivo específico que se relaciona con la calidad que pueden expresar dichas comunidades (punto 3.5).

### 3.4.2 Composición comunidad macroinvertebrados bentónicos

El censo completo se conformó a base del nivel taxonómico de familia (para aplicación de índices bióticos) por Estación de muestreo. El listado completo del número de individuos se encuentra en el Apéndice I.

De los individuos colectados, aproximadamente solo el 70% fueron identificados, el resto no debido a diversos factores como la falta de conocimiento para su identificación o por el hecho de que no guardan relación para la aplicación de índices bióticos para evaluar calidad hídrica (Índice ASPT). En la zona norte, se presenta mayoritariamente la clase *Insecta* con un 56,42% de los individuos, no así en la zona sur donde dominan los gastrópodos (38,91%) y los crustáceos (específicamente individuos de orden *Amphipoda*). Otra característica relevante es que en la zona sur no se encontraron individuos de la clase *Clitellata* (*Annelida*) ni *Bivalvia* (*Mollusca*), además de que continuó siendo mayor la

abundancia de la clase *Gastropoda* que la de *Malacostraca*, como se resume en los porcentajes relativos que aparecen en el Cuadro 17.

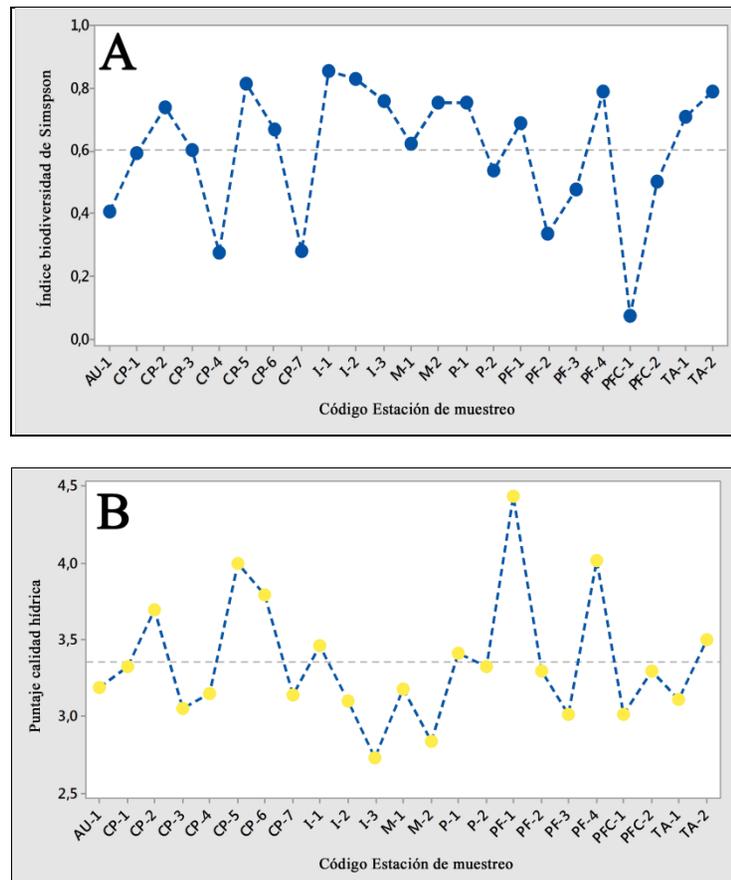


Figura 21. Figura 21-A: Variación del índice de biodiversidad de Simpson por Estación de muestreo (línea punteada indica el promedio). Figura 21-B: Variación del puntaje de calidad hídrica según el IDG (Índice diatómico general) por Estación de muestreo en el área de estudio.

Cuadro 17. Porcentaje relativo a cada zona (asociado al taxón Clase) de abundancia de individuos de macroinvertebrados contabilizados en el humedal laguna Torca.

Clase	Norte		Sur	
	Nº	%	Nº	%
<i>Insecta</i>	325	56,42	64	28,96
<i>Gastropoda</i>	130	22,57	86	38,91
<i>Bivalvia</i>	1	0,17	0	0,00
<i>Crustacea (Malacostraca)</i>	94	16,32	71	32,13
<i>Clitellata</i>	26	4,51	0	0,00
<b>TOTAL</b>	<b>576</b>		<b>221</b>	

En la variable de abundancia (Figura 22-A), hay tres estaciones que sobresalen del resto, P-2, PFC-1 y TA-2. Las dos primeras se encuentran en la zona noroeste mientras que la tercera está en la zona sureste, esto debido al alto número identificado de individuos de la

familia *Hyallelidae*; además, por sobre la media, se encuentran menos de la mitad del total de las Estaciones de muestreo (43,48%). Por tanto, la variable riqueza sigue un patrón medianamente similar al de abundancia debido al alto valor que adquieren las estaciones P-2, PFC-1 y TA-2. No obstante, las estaciones (CP-2, CP-3 y CP-4) ascendieron en el número de taxa las que en su mayoría se encuentran en la zona noreste; esto último ocasiona una oposición a lo que ocurre en abundancia ya que algunas estaciones del noreste presentan un bajo número de individuos pero presentan alto número de familias, aunque en general no exista un tendencia geográfica del comportamiento de este tipo de variables.

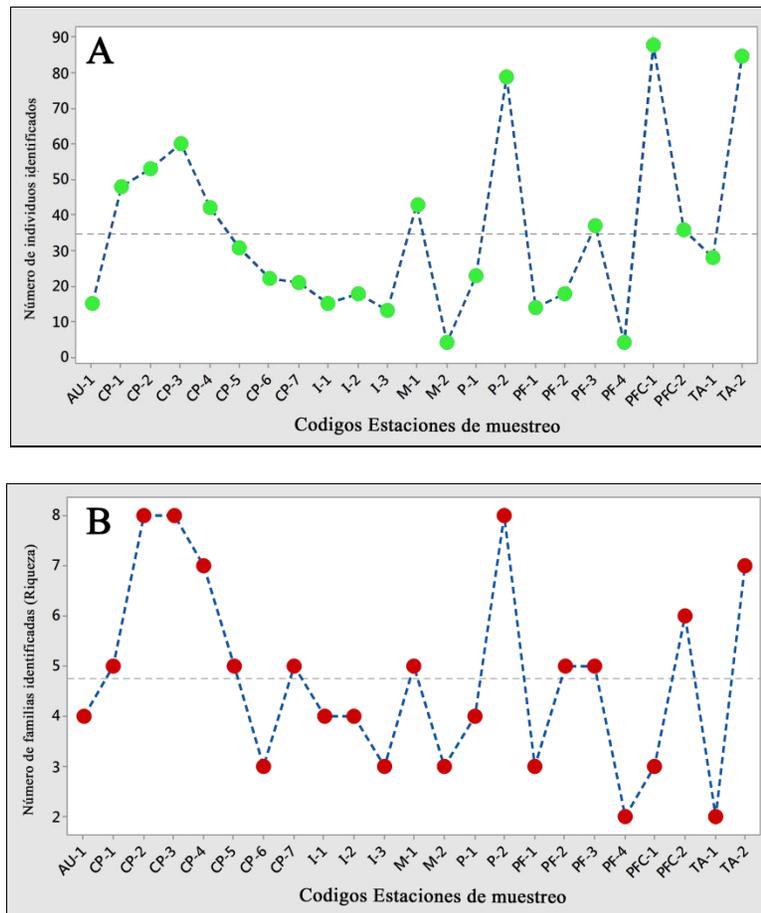


Figura 22. Figura 22-A: Abundancia de individuos de la comunidad de macroinvertebrados por Estación de muestreo (línea punteada indica el promedio). Figura 22-B: Riqueza biológica (número de taxa) a nivel de familia por Estación de muestreo en el área de estudio.

El índice de Simpson en este tipo de comunidad en promedio es más bajo que en el de las comunidades fitobentónicas ( $\bar{X}_{\text{Simpson-fito}}=0,6027$  y  $\bar{X}_{\text{Simpson-macro}}=0,5483$ ) debido a factores dimensionales. Específicamente en macroinvertebrados, la estación PFC-1 presenta el menor índice de biodiversidad debido a la abundancia de una sola especie. Los gráficos de índices de calidad hídrica (ASPT en Figura 23-B y BMWP en Figura 23-C) expresan una condición variable demostrando una vez más la heterogeneidad del humedal en cuanto a aspectos espaciales y temporales. La zona noreste, por ejemplo, muestra un patrón similar en los dos índices, por lo tanto, estas estaciones denotan un carácter equivalente en cuanto a

calidad no así la mayoría de las estaciones, al evaluar de manera comparativa. No existe un punto de comparación de estos índices con el de las comunidades fitobentónicas (IDG) porque son formas de vida distintas que no responden de igual manera a perturbaciones del medio.

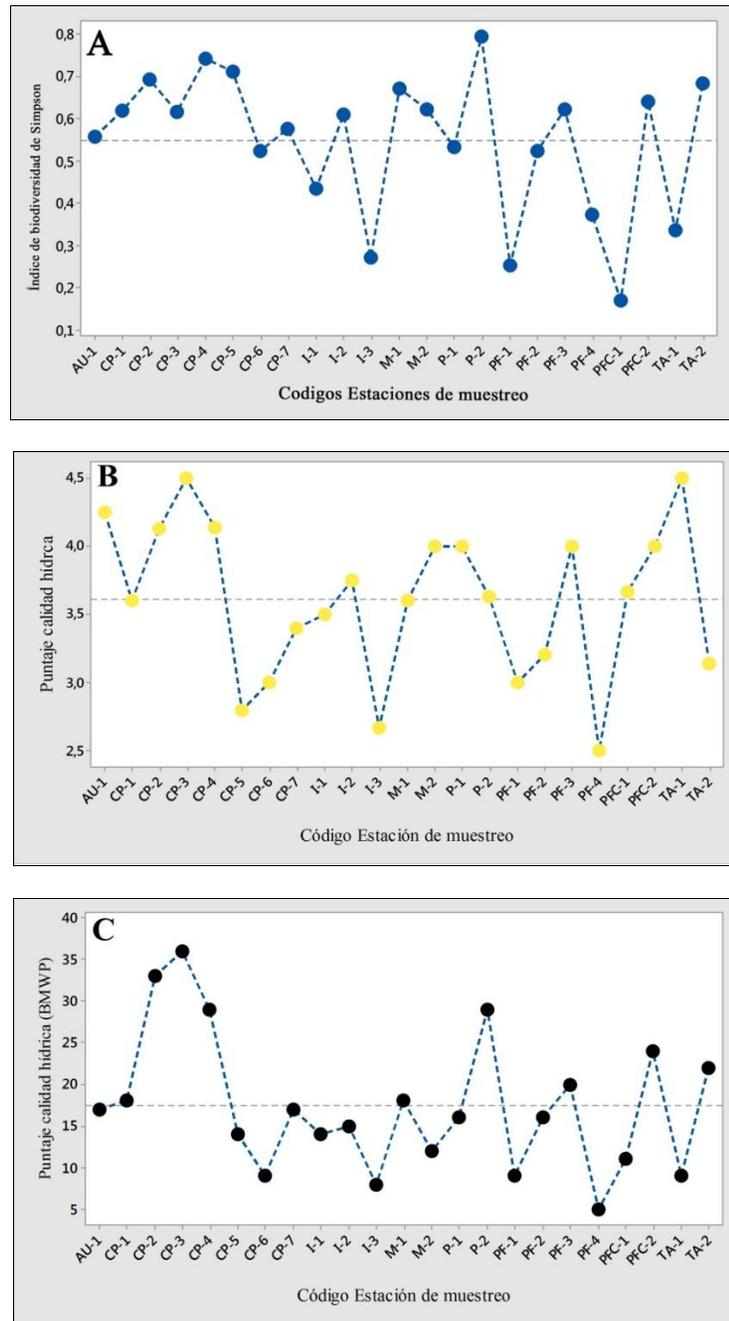


Figura 23. Figura 23-A: Variación del índice de biodiversidad de Simpson por Estación de muestreo (línea punteada indica el promedio) para macroinvertebrados identificados. Figura 23-B: Variación del puntaje de calidad hídrica según el índice ASPT por Estación de muestreo. Figura 23-C: Variación del puntaje de calidad hídrica según el índice BMWP por Estación de muestreo en el humedal laguna Torca.

### 3.5 Modelo Metodológico Estándar (MME)

Como se muestra ilustrativamente en la Figura 4, algunos parámetros de los expuestos en los puntos 3.3 y 3.4 se localizaron geográficamente en capas de información temática para ser transformados en ICH. En el álgebra de capas, la información de cada capa, sin importar el análisis del cual provenían, se valoró mediante un porcentaje de importancia que en el MME se expresa como un ponderador específico ( $W_i$ ), los cuales se enumeran en el Cuadro 18.

Cuadro 18. ICH o Índices de Calidad Hídrica (capas temáticas del MME), provenientes de los parámetros monitoreados en las Estaciones de muestreo de los análisis físico-químico y biológico, con sus respectivos porcentajes de importancia, es decir ponderadores del álgebra de capas.

Parámetro	pH	CE	T	SDT	IDG	ASPT
Porcentaje de importancia	20%	60%	10%	10%	40%	60%
Ponderador $W_i^*$	0,2	0,6	0,1	0,1	0,4	0,6

\*: Ponderadores correspondientes a los parámetros del MME, lo que deben sumar 1 en cada uno de los análisis estudiados. En el análisis físico-químico, pH, CE= Conductividad eléctrica, T= Temperatura superficial del agua y SDT =Sólidos disueltos totales. En el análisis biológico, IDG= Índice diatómico general y ASPT= Average score per taxa.

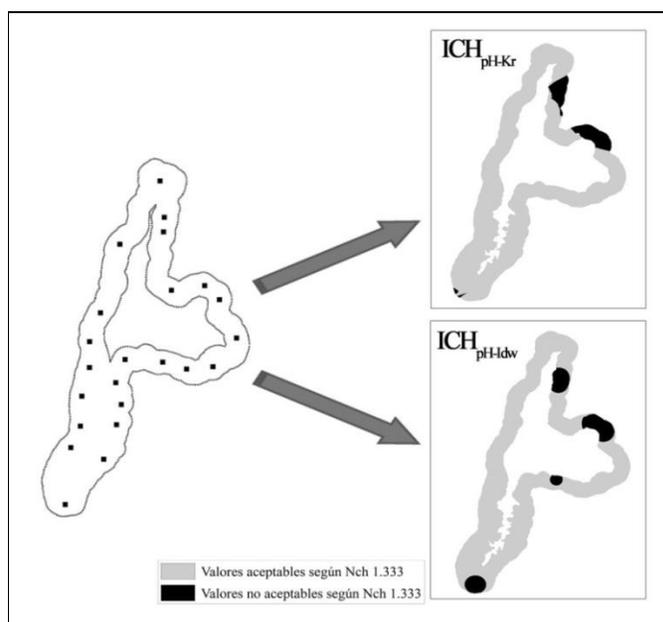


Figura 24. Interpolación de los datos de pH dentro de la zona de amortiguación, provenientes de las Estaciones de muestreo, mediante los métodos ya descritos para formación de la capa temática  $ICH_{pH}$ . Las áreas plomas definen áreas en las cuales probablemente no existen valores dentro del rango aceptable por la Norma (1), mientras que las áreas negras están por sobre lo dictaminado por ésta (2), siendo el valor de ruptura igual a 9,0 (ver Cuadro 5 para mayores detalles), ya que la distribución de los datos no

alcanza el valor mínimo de 6,0 (ver Figura 15). Kr= Método de interpolación Kriging ordinario ( $ICH_{pH-Kr}$ ) e Idw= Método de interpolación IDW ( $ICH_{pH-Idw}$ ).

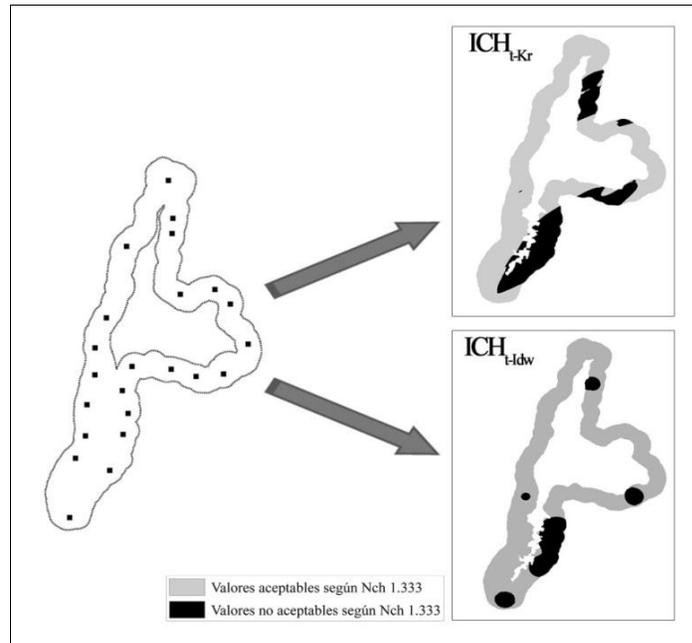


Figura 25. Interpolación de los datos de Temperatura superficial del agua ( $^{\circ}C$ ) dentro de la zona de amortiguación, provenientes de las Estaciones de muestreo mediante los métodos ya descritos para formación de la capa temática  $ICH_t$ . Las áreas plomas definen áreas en las cuales probablemente no existan valores dentro del rango aceptable por la Norma (1), mientras que las áreas negras están por sobre lo dictaminado por ésta (2), siendo el valor de ruptura igual a  $23,9^{\circ}C$  (ver Cuadro 5 para mayores detalles), el cual es el valor promedio más 3 unidades (para distribución de los datos ver Figura 16). Kr= Método de interpolación Kriging ordinario ( $ICH_{t-Kr}$ ) e Idw= Método de interpolación IDW ( $ICH_{t-Idw}$ ).

En la primera etapa del diseño del MME, los seis parámetros que poseían información puntual en las Estaciones de monitoreo fueron interpolados geoestadísticamente mediante los métodos Kriging ordinario e IDW (Inverse Distance Weighted), (ver punto 2.8.1.2). En el análisis físico-químico, se clasificaron los datos mediante dos valores nominales los cuales son “Valores aceptables según la Norma chilena 1.333” y “Valores no aceptables según la Norma chilena 1.333”, y cada uno de sus cuatro parámetros constan de valores de ruptura distintos, los cuales en algunos casos pueden ser rangos.

La  $ICH_{pH}$  resultó tener mayor porcentaje de zonas con valores aceptables en las capas de ambos métodos. Para la capa  $ICH_{pH-Kr}$ , el 92,13% de la zona de amortiguación comprende de zona aceptable y la no aceptable alcanza un porcentaje de 7,87%; mientras que en la capa temática  $ICH_{pH-Idw}$ , 89,51% del total es zona aceptable y un 10,49% pertenece a zona no aceptable (Figura 24). La capa temática  $ICH_t$  muestra zonas comunes en los dos métodos en cuanto a aceptabilidad y no aceptabilidad (sobre todo en el área sureste), abarcando los valores aceptables un 74,11% y los no aceptables un 25,89% de la zona de amortiguación (para el  $ICH_{t-Kr}$ ); en tanto que la capa  $ICH_{t-Idw}$ , un 84,97% corresponde a la zona aceptable y un 15,03% a zona no aceptable (Figura 25).

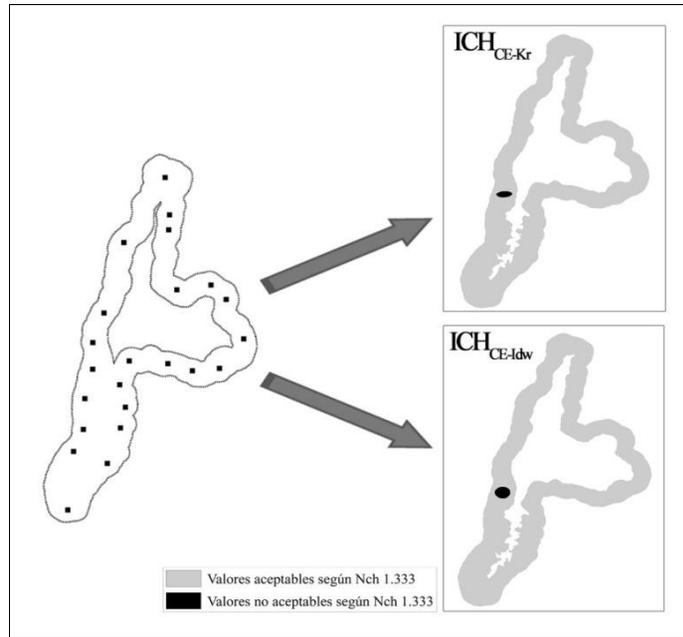


Figura 26. Interpolación de los datos de Conductividad eléctrica ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) dentro de la zona de amortiguación, provenientes de las Estaciones de muestreo, para formación de la capa temática  $\text{ICH}_{\text{CE}}$ . Las áreas plomas definen áreas en las cuales probablemente no existan valores dentro del rango aceptable por la Norma (1), mientras que las áreas negras están por sobre lo dictaminado por ésta (2), siendo el valor de ruptura igual a  $7.500 \mu\text{S}/\text{cm}$  (ver Cuadro 5). Kr= Método de interpolación Kriging ordinario ( $\text{ICH}_{\text{CE-Kr}}$ ) e Idw= Método de interpolación IDW ( $\text{ICH}_{\text{CE-Idw}}$ ).

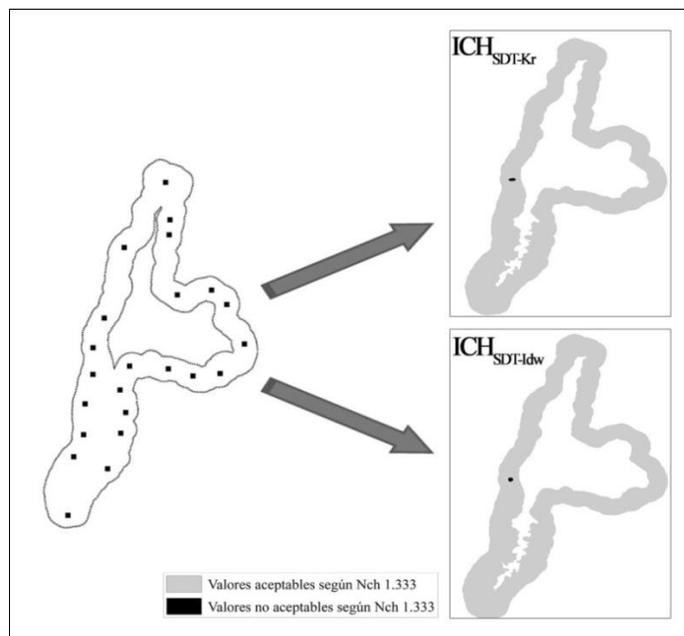


Figura 27. Interpolación de los datos de Solidos Disueltos Totales ( $\text{mg}/\text{L}$ ) dentro de la zona de amortiguación, provenientes de las Estaciones de muestreo, para formación de la capa temática  $\text{ICH}_{\text{SDT}}$ . Las áreas plomas definen áreas en las cuales probablemente no existan valores dentro del rango aceptable por la Norma (1), mientras que las áreas negras están por

sobre lo dictaminado por ésta (2), siendo el rango de aceptación entre los valores 500 mg/L y 5.000 mg/L (ver Cuadro 5). Kr= Método de interpolación Kriging ordinario ( $ICH_{SDT-Kr}$ ) e Idw= Método de interpolación IDW ( $ICH_{SDT-Idw}$ ).

La capa temática  $ICH_{CE}$  es una de las dos capas, junto con la  $ICH_{SDT}$ , que más porcentaje de zona aceptable contiene en la zona de amortiguación, presentando la  $ICH_{CE-Kr}$  un 99,46% de zona aceptable y un 0,54% de zona no aceptable; a su vez, la capa  $ICH_{CE-Idw}$  presenta un 99,00% de zona aceptable y un 1,00% de zona no aceptable. Como muestra la Figura 26, el patrón es casi igual en ambos métodos, originándose la zona no aceptable del valor extremo de la Estación de muestreo P-2 (Figura 16).

El proceso de la formación de la capa  $ICH_{SDT}$  fue un tanto distinto al resto, debido a que en este caso los datos de Solidos disueltos totales se mantuvieron dentro del rango aceptado a excepción del dato promedio de la Estación de muestreo P-1, la cual sobrepasó por lo bajo el rango aceptable con 432 mg/L (Figura 17). Puesto que los dos métodos arrojaron el mismo patrón, en ambos se dio el mismo porcentaje de zona aceptable y no aceptable, con un 99,89% y un 0,11%, respectivamente.

En el análisis biológico, también se aplicaron ambos métodos, sin embargo, aquí la puntuación de pertenencia es distinta ya que se aplican índices propios de evaluación de calidad hídrica desde un punto de vista biótico, reflejado en una escala de varias clases (ver Cuadro 6 y Cuadro 7). En la traducción hacia las capas temáticas  $ICH_{IDG}$  y  $ICH_{ASPT}$ , las escalas de los índices fueron extrapoladas para que los extremos de los valores obtenidos en terreno sean los extremos reales de los índices aplicados, por lo que las clases de calidad nominal hacen alusión a nuevos niveles de calidad hídrica, los cuales son dependientes de los extremos mínimos y máximos del espacio muestral obtenido.

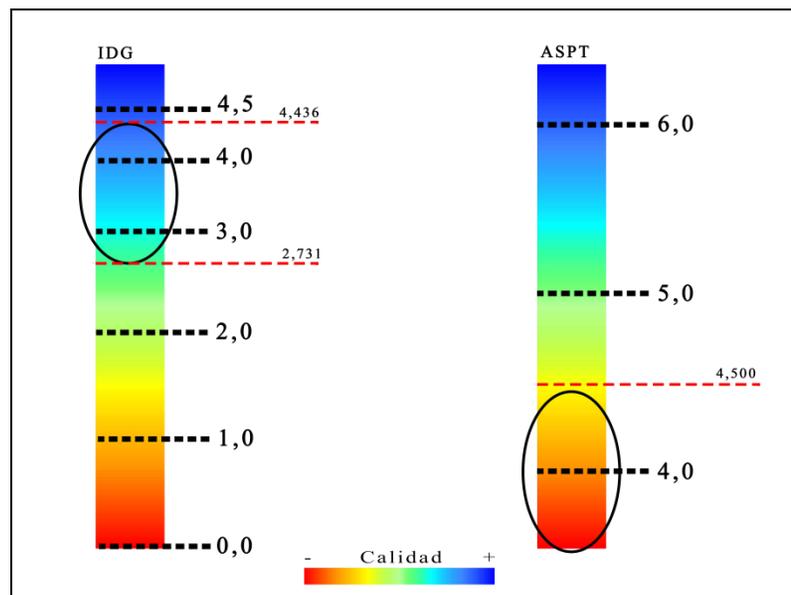


Figura 28. Escalas de los índices aplicados en el análisis biológico (IDG y ASPT). Las zonas encerradas en la elipse son el conjunto de datos que se obtuvieron del monitoreo de las Estaciones de muestreo. La variable calidad hídrica, aumenta con el color azul y disminuye cuando se torna de color rojo.

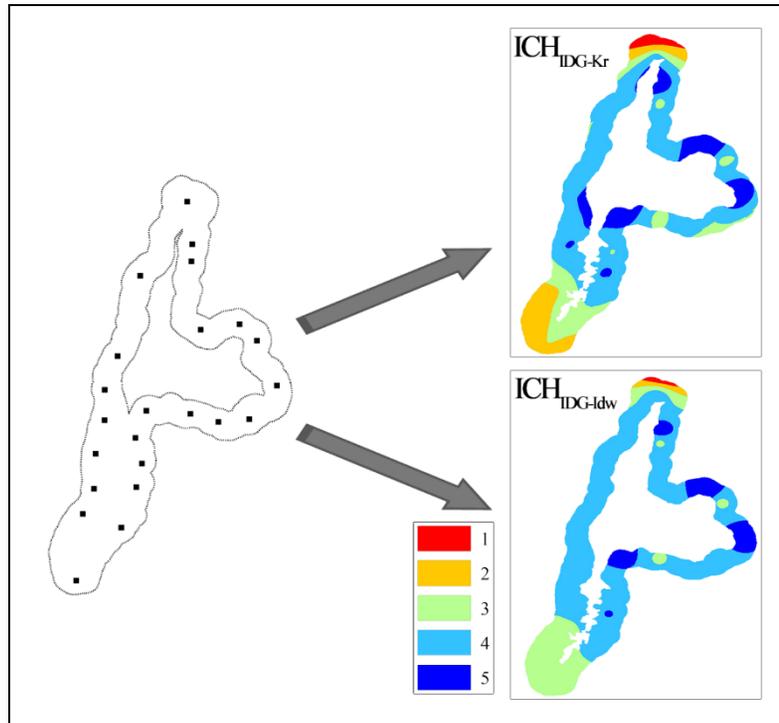


Figura 29. Interpolación de los datos del Índice Diatómico General (IDG) dentro de la zona de amortiguación, provenientes de las Estaciones de muestreo, para formación de la capa temática  $ICH_{IDG}$ . Los valores obtenidos fueron normalizados para que designaran la escala completa y fueron agrupados en cinco clases donde el valor “1” (rojo) representa menor calidad y el valor “5” (azul) representa mayor calidad. El rango de la escala normalizada fluctúa entre 2,731 y 4,436. Kr= Método de interpolación Kriging ordinario ( $ICH_{IDG-Kr}$ ) e Idw= Método de interpolación IDW ( $ICH_{IDG-Idw}$ ).

Para cada índice se agruparon independientemente cinco clases del conjunto de datos obtenidos, estas clases, contenidas en rangos, fueron conformadas mediante valores de ruptura originados por el método de cortes naturales de Jenks. Estas cinco clases van enumeradas desde “1” hasta “5” (ver Cuadro 9), donde el valor bajo representa una condición de menor calidad mientras que el valor alto representa mayor calidad.

Para el caso de las capas temáticas  $ICH_{IDG-Kr}$  e  $ICH_{IDG-Idw}$ , los valores obtenidos del monitoreo de las Estaciones de muestreo fluctúan entre 2,731 y 4,436 lo cual es una condición de mala a regular calidad según el índice como tal (ver Cuadro 6). No obstante, con la normalización y extrapolación de los valores extremos, la clasificación nueva de calidad es más relativa y no hace mención de valor nominales si no que más bien es un atributo de cantidad de la calidad (menor a mayor). Ambas capas mostraron patrones similares de calidad hídrica, en particular en la zona extremo sur, en ambos métodos, se registraron valores entre “2” y “3”, mientras que en las zonas del noreste se registraron valores entre “4” y “5” (Figura 29).

Las capas  $ICH_{ASPT-Kr}$  e  $ICH_{ASPT-Idw}$  en general alcanzaron valores muy bajos dentro de la escala de clasificación de calidad ya que el conjunto osciló entre 2,500 y 4,500, ni siquiera sobrepasando la clase de “Probablemente moderada contaminación” (ver Cuadro 7). En la

aplicación de la nueva clasificación, la cual sigue las mismas características del  $ICH_{IDG}$ , constaron las cinco clases con los mismos atributos de cantidad de la calidad (menor a mayor, tal como muestra la Figura 30, en la cual se puede evidenciar que las zonas del humedal que conectan el terraplén de la laguna (AU-1 y P-2) presentan en ambos métodos valores de calidad hídrica entre “1” y “2”.

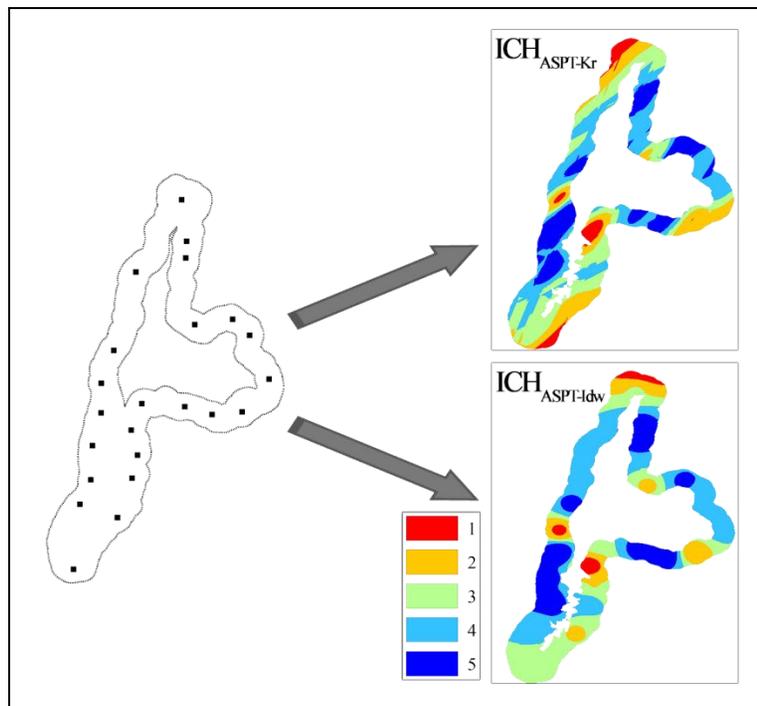


Figura 30. Interpolación de los datos del índice Average Score Per Taxa (ASPT) dentro de la zona de amortiguación, provenientes de las Estaciones de muestreo, para formación de la capa temática  $ICH_{ASPT}$ . Los valores obtenidos fueron normalizados para que designaran la escala completa y fueron agrupados en cinco clases donde el valor “1” (rojo) representa menor calidad y el valor “5” (azul) representa mayor calidad. El rango de la escala normalizada fluctúa entre 2,500 y 4,500. Kr= Método de interpolación Kriging ordinario ( $ICH_{ASPT-Kr}$ ) e Idw= Método de interpolación IDW ( $ICH_{ASPT-Idw}$ ).

En la segunda etapa del diseño del MME se utilizaron los ponderadores por capa (ver Cuadro 18 para consultar por porcentajes específicos) y se inició el álgebra de capas para obtención de las capas  $ICH_{Afq}$  e  $ICH_{Ab}$ . Mediante la combinación ponderada de éstas, surgieron las capas resultantes de los dos análisis constituyentes, la  $ICH_{Afq}$  (Análisis físico-químico) y la  $ICH_{Ab}$  (Análisis biológico). Los valores de calidad fueron nuevamente normalizados desde “1” hasta “3” donde el valor menor indica menos calidad y el valor mayor indica más calidad.

La Figura 31 muestra las capas resultantes para el análisis fisicoquímico ( $ICH_{Afq-Kr}$  e  $ICH_{Afq-Idw}$ ). Es interesante que los dos métodos no concuerdan en la caracterización de la zona extremo sur del humedal, por otro lado, aciertan en la baja calidad hídrica de índole fisicoquímico en las zonas noreste del humedal (CP-2 y CP-3) y la parte oeste del terraplén de la laguna (P-2), ésta última también influenciada por ser el punto en donde se realiza la entrada y salida del agua de la laguna.

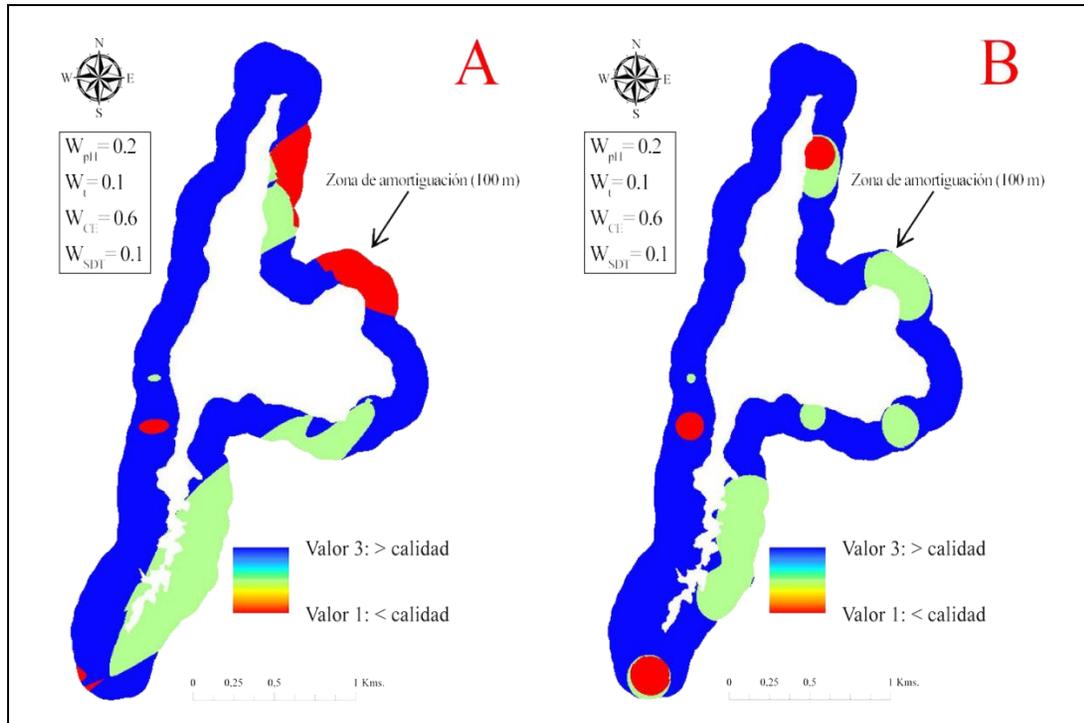


Figura 31.  $ICH_{Afq}$  o capas resultantes de la combinación ponderada de las cuatro ICH del Análisis físico-químico ( $ICH_{pH}$ ,  $ICH_t$ ,  $ICH_{CE}$  e  $ICH_{SDT}$ ), donde los valores extremos de la escala normalizada van desde “1” hasta “3”. Los ponderadores utilizados poseen igual porcentaje para cada uno de los dos métodos de interpolación manejados. El mapa A (lado izquierdo) es el  $ICH_{Afq-Kr}$  (método de interpolación Kriging ordinario), mientras que el mapa B (lado derecho) es el  $ICH_{Afq-IDW}$  (método de interpolación IDW).

En tanto que las capas resultantes del álgebra de capas de los ICH que componen el análisis biológico,  $ICH_{Ab-Kr}$  e  $ICH_{Ab-IDW}$ , se ilustran en la Figura 32 donde se puede observar que el patrón de similitud es un poco mayor al del análisis físico-químico. Se observa que ciertas zonas del humedal guardan una relación en ambas capas resultantes, como por ejemplo, las áreas de menor calidad hídrica donde el terraplén de la laguna hace contacto con el humedal (AU-1) o la mediana calidad que se expresa en la zona extremo sur.

En la Figura 33 se ilustran los mapas que interpretan las capas finales del MME. Se recortaron las capas con respecto al área natural del humedal (las anteriores capas se inscribían dentro de la zona de amortiguación para así considerar mayor varianza a las interpolaciones aplicadas). Debido a que se normalizaron en las capas intermedias tres clases para así efectuar el álgebra de capas correspondiente a la etapa intermedia, las capas finales (para ambos métodos de interpolación) se componen de tres clases que ya toman valores nominales, las cuales son Calidad hídrica crítica, Calidad hídrica regular y Calidad hídrica aceptable, que provienen de los valores de las capas intermedias “1”, “2” y “3”, respectivamente.

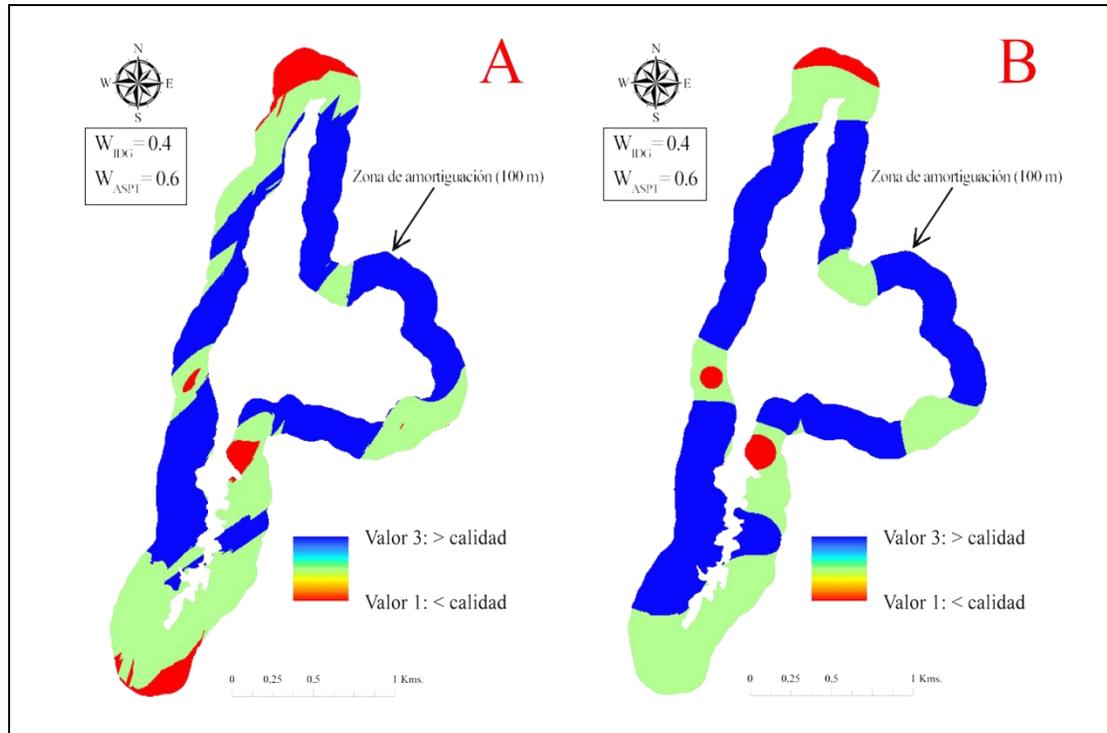


Figura 32.  $ICH_{Ab}$  o capas resultantes de la combinación ponderada de las dos ICH del Análisis biológico ( $ICH_{IDG}$  y  $ICH_{ASPT}$ ), donde los valores extremos de la escala normalizada van desde “1” hasta “3”. Los ponderadores utilizados poseen igual porcentaje para cada uno de los dos métodos de interpolación manejados. El mapa A (lado izquierdo) es el  $ICH_{Ab-Kr}$  (método de interpolación Kriging ordinario), mientras que el mapa B (lado derecho) es el  $ICH_{Ab-IDW}$  (método de interpolación IDW).

Como se dijo en el punto 2.8.1.3, en las ponderaciones de las capas intermedias, siempre se tiene que cumplir que  $W_{Afq} < W_{Ab}$  (asunto que se discutirá en el punto 4), por lo que se originaron cuatro combinaciones,  $W_{Afq}=0.1$  con  $W_{Ab}=0.9$ ,  $W_{Afq}=0.2$  con  $W_{Ab}=0.8$ ,  $W_{Afq}=0.3$  con  $W_{Ab}=0.7$  y  $W_{Afq}=0.4$  con  $W_{Ab}=0.6$ . De estas combinaciones descritas, se eligió para el MME que presenta este estudio la combinación 30% y 70% tal como se muestra en la Figura 33.

Las variaciones de zonas de calidad hídrica en las combinaciones de ponderaciones establecidas, inscritas dentro de la zona del humedal, no son bastante pronunciadas al compararse entre métodos de interpolación, como se puede evidenciar gráficamente en la Figura 34 y la Figura 35. Guardan cierta relación la combinación  $W_{Afq}=0.1 - W_{Ab}=0.9$  con  $W_{Afq}=0.2 - W_{Ab}=0.8$  (donde la ponderación del Análisis físico-químico es más bajo), en el que el área de los valores de clases de calidad hídrica son exactamente iguales (líneas de variación se traslapan), en el método Kriging ordinario y toman una tendencia casi similar en el método IDW. Mientras que las combinaciones  $W_{Afq}=0.3$  con  $W_{Ab}=0.7$  y  $W_{Afq}=0.4$  con  $W_{Ab}=0.6$  muestran patrones similares, siendo levemente lineal en el método IDW a medida que asciende el valor de clase de calidad hídrica.

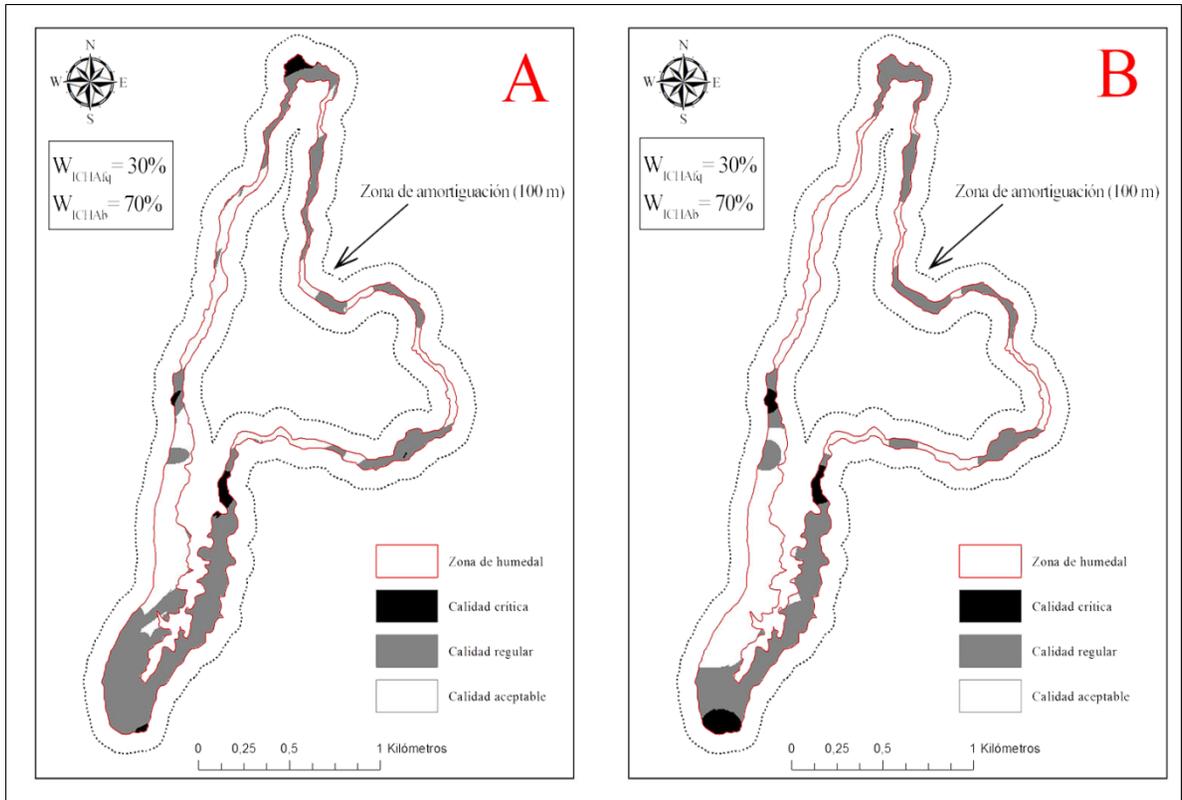


Figura 33. Mapas finales del MME de la combinación de capas temáticas resultantes de las  $ICH_{Afq}$  e  $ICH_{Ab}$ , siendo las ponderaciones de las capas intermedias  $ICH_{Afq}= 0.3$  e  $ICH_{Ab}=0.7$ . A: método Kriging ordinario y B: método IDW.

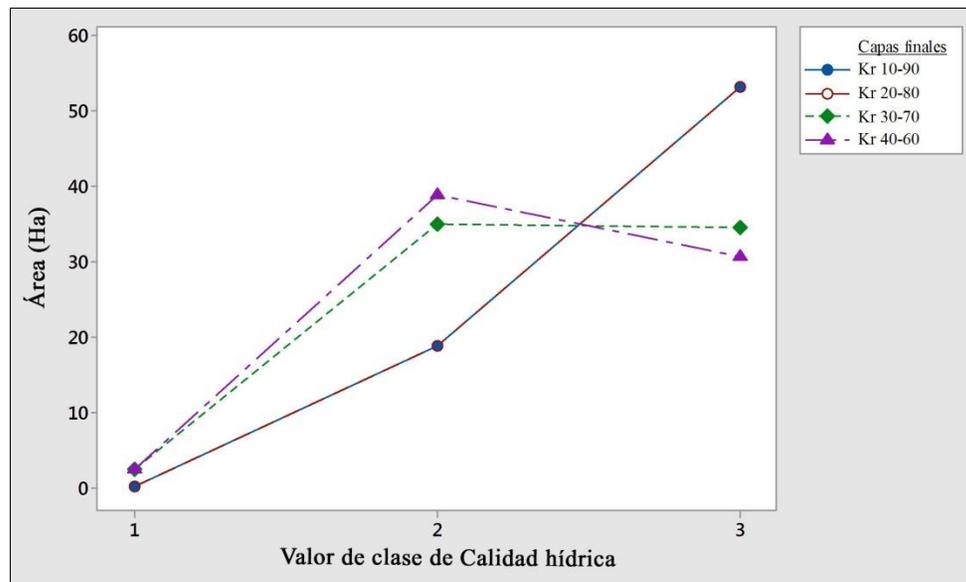


Figura 34. Variación del número de hectáreas que se obtuvieron, de la combinación de capas finales con sus respectivos ponderadores (señalados en la esquina superior derecha), de las clases de calidad hídrica (clasificados en valores desde el “1” al “3”), interpolados con el método Kriging ordinario (Kr).

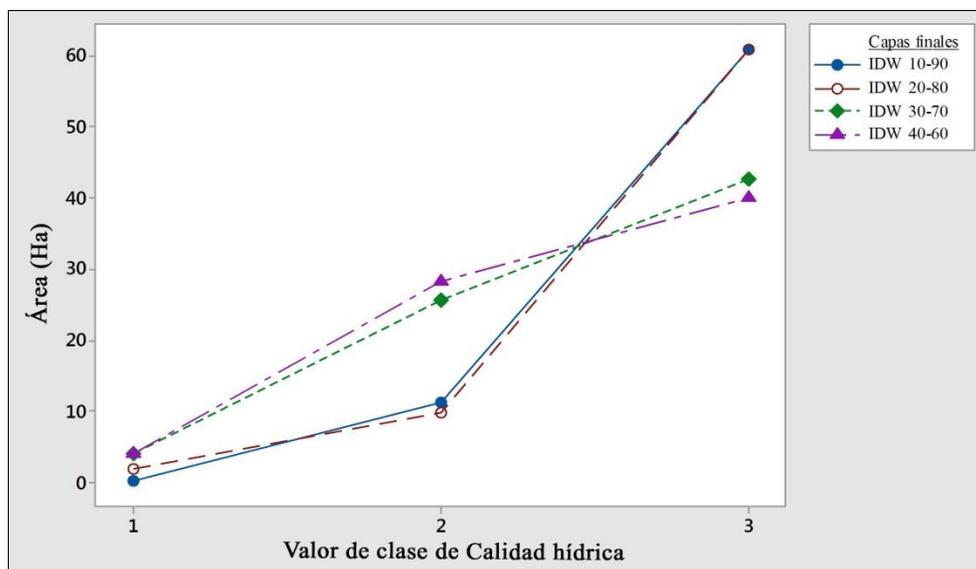


Figura 35. Variación del número de hectáreas que se obtuvieron, de la combinación de capas finales con sus respectivos ponderadores (señalados en la esquina superior derecha), de las clases de calidad hídrica (clasificados en valores desde el “1” al “3”), interpolados con el método Inverse distance weighted (IDW).

La clase de Calidad hídrica crítica (valor “1”), abarca muy pocas hectáreas en las capas finales, en los dos métodos utilizados (entre 0,12 y 2,44 ha en Kriging ordinario y entre 0,17 y 3,91 ha en el método IDW). Mientras que en las clases de Calidad hídrica regular (valor “2”) y Calidad hídrica aceptable (valor “3”), ocurre un cambio de tendencia proporcionalmente negativa entre las capas finales 40-60 y 30-70 con 20-80 y 10-90. Para los dos métodos y en la clase de Calidad hídrica regular, las capas 40-60 y 30-70 abarcan mayor cantidad de hectáreas que las capas 20-80 y 10-90. En tanto que en la clase de Calidad hídrica aceptable, ocurre un cambio en la cantidad de hectáreas abarcadas ya que las capas 40-60 y 30-70 ahora inscriben menos hectáreas que las capas 20-80 y 10-90.

### 3.5.1 Ajuste del método de interpolación

En la última etapa del MME, se compararon las capas finales de calidad hídrica, de los dos métodos de interpolación utilizados, con las capas cualitativas del Análisis fisiográfico. En este caso, la capa cualitativa escogida es la de usos del suelo ya que las Estaciones de muestreo se posicionaron en la zona del humedal bajo esta característica fisiográfica (ver tipos de códigos).

Esta comparación se efectuó para los dos métodos de interpolación utilizados con las capas que poseen la combinación de ponderadores  $W_{Afq}=0.3$  y  $W_{Ab}=0.7$ , vislumbrándose con ésta que la aplicación del método Kriging ordinario presentó un menor ajuste con los datos de usos del suelo, que los datos de calidad hídrica provenientes del método IDW. Por medio de la prueba t-student para medias de dos muestras emparejadas, se evidenció que para los datos de calidad hídrica de la capa IDW 30-70, el estadístico t (2,5478) sobrepasa el límite de la región crítica (1,9869), a su vez la capa Kr 30-70 no lo sobrepasa ya que su estadístico t (1,6719) es menor que el valor crítico de la prueba (Cuadro 19).

Cuadro 19. Estadísticos de la prueba t-student para medias de dos muestras emparejadas, para un n=91 (número de grillas rectangulares contadas), entre valores de calidad hídrica de las capas IDW 30-70 y Kr 30-70, con la cuantificación de la capa de usos del suelo. Los estadísticos corresponden a los valores t de la prueba bilateral y de los límites de la región crítica, los grados de libertad, nivel de confianza y el valor P de dos colas.

Estadísticos	Kr 30-70 v/s Usos del suelo	IDW 30-70 v/s Usos del suelo
Estadístico t	1,6719	2,5478
Valor crítico de t (dos colas)	1,9869	1,9869
G.L.	89	89
Nivel de confianza	0,95	0,95
Valor P (dos colas)	0,098	0,012

### 3.5.2 Comparación zonas norte y sur

Teniendo ya resuelto que las capas de calidad hídrica mediante el método IDW se ajustan mejor a los datos de usos del suelo, se obtuvieron diferencias comparativas entre las zonas norte y sur del sistema humedal-laguna, como modo de aplicación de los resultados del MME referenciándolos a las características intrínsecas del área de estudio, en cuanto a cualidad y calidad.

Apreciando las diferencias de morfometría de las zonas acordadas (Cuadro 20), resulta complejo una comparación y delimitación certera de cuál de las dos zonas tiene mejores cualidades hídricas en general. Se distingue la enorme diferencia en cuanto a área y perímetro de las zonas norte y sur, al igual que la profundidad promedio de la laguna (zona norte con 3,25 mts y zona sur con 1,5 mts), sin embargo, resulta necesario considerar una comparación ya que el mismo sistema humedal-laguna, debido al terraplén que la intersecta, fluctúa bajo distintos efectos de usos del suelo y otras características, pudiendo desarrollar dos ambientes de distintas condiciones.

Cuadro 20. Cálculo de variables morfométricas del sistema humedal-laguna Torca, para sus respectivas zonas hipotéticas y el área total.

Cálculos morfométricos	Particiones sistema humedal-laguna		
	Zona norte	Zona sur	Total
Distancia máxima orientación norte-sur (kms)	2,25	1,31	3,56
Distancia máxima orientación este-oeste (kms)	1,53	0,48	1,53
Área humedal (borde) (Ha)	97,58	37,88	135,46
Área total del sistema humedal-laguna (Ha)	235,35	49,12	284,47
Profundidad máxima promedio (mts)	3,25	1,5	3,25
Perímetro (kms)	29,79	3,55	33,34

Desde la perspectiva puntual de las zonas en comparación, la información obtenida en las Estaciones de muestreo no muestra grandes variaciones aunque las zonas no son análogas en cuanto a ciertas características físicas (Figura 36). Por lo tanto, si es que las características de calidad implican una diferencia significativa, es probable que el factor

que influencia a esta hipotética variación puedan ser los usos del suelo circundantes, basados en las diferencias morfométricas de las particiones de la laguna.

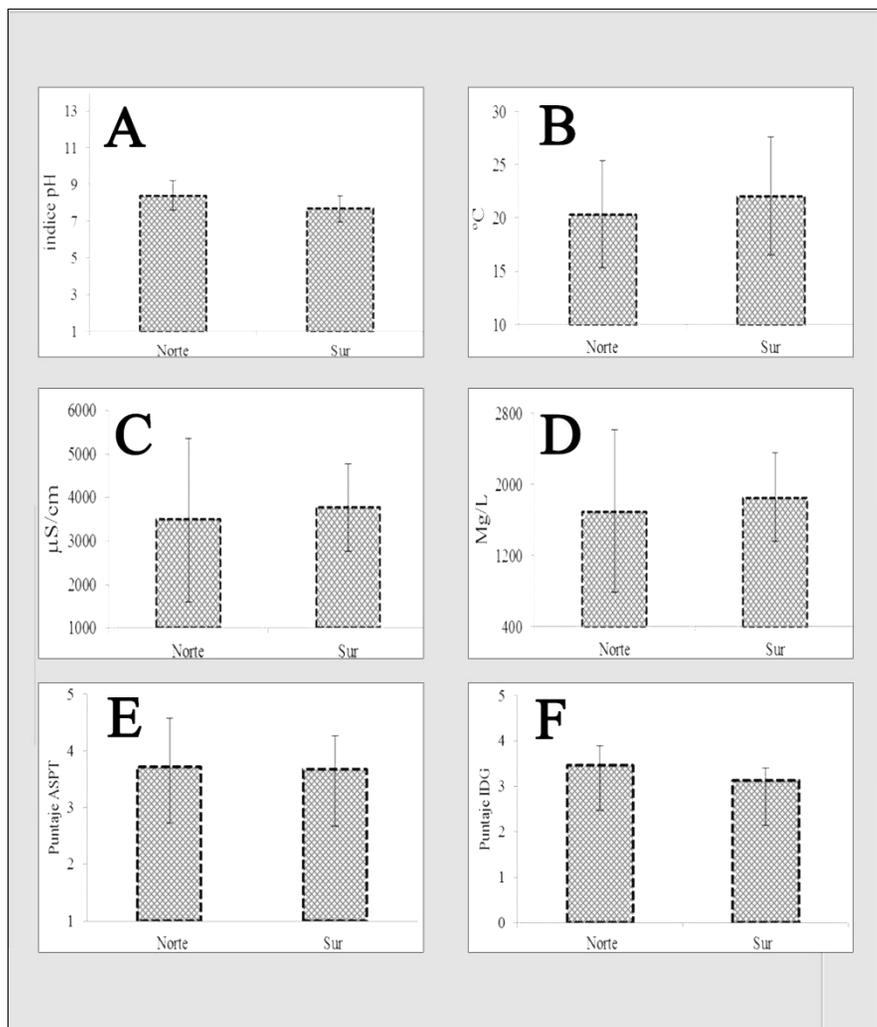


Figura 36. Valores promedio y varianza por zona norte y sur, para las cuatro variables del Análisis físico-químico (A: pH, B: Temperatura superficial del agua, C: Conductividad eléctrica y D: Sólidos disueltos totales) y para las dos variables del Análisis biológico (E: Índice ASPT para macroinvertebrados y F: Índice IDG para diatomeas), utilizadas en el MME.

En la Figura 37, se muestran los porcentajes de cada clase de calidad para las zonas norte y sur del sistema humedal-laguna Torca. Según la capa final IDW 30-70, la zona norte posee más área de humedal de la clase Calidad aceptable (66,48%) versus el 52,21% del total del área de humedal de la zona sur. Siguiendo esta relación, la clase Calidad regular es mayor en la zona sur (40,29%) que en la zona norte (30,36%), mientras que la clase Calidad crítica se encuentra en mayor frecuencia en la zona sur (7,5%) más que en la zona norte (3,16%).

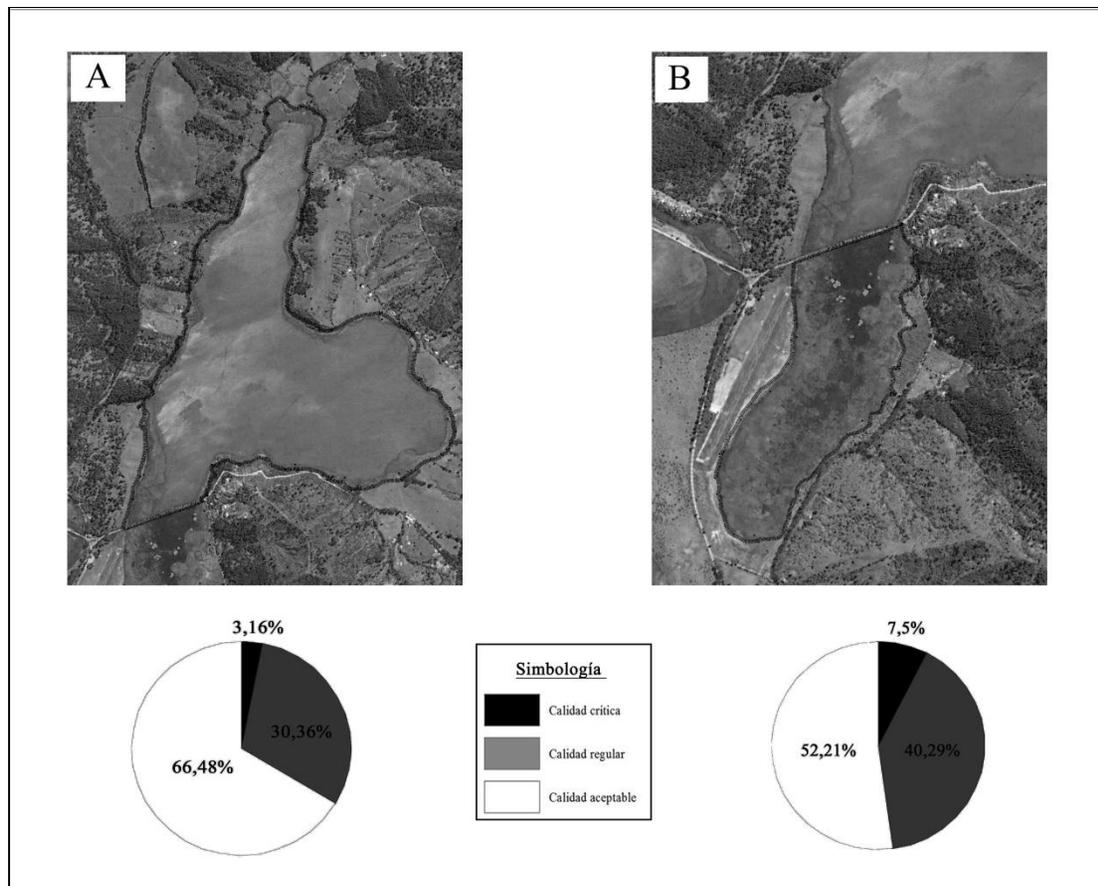


Figura 37. Relación porcentual de las clases de calidad hídrica (Calidad aceptable, Calidad regular y Calidad crítica) de las zonas identificadas en el área de estudio. A: Zona norte y B: zona sur.

## 4. DISCUSIÓN

El modelo de monitoreo aplicado para definir la calidad hídrica del humedal en estudio, al lograr traducir ciertas interacciones de variables bióticas con abióticas para la interpretación de problemáticas ligadas a la contaminación ambiental, evidencia la situación particular que un ecotono de este tipo representa, debido a que está condicionado por los factores que componen a los dos tipos de ecosistemas circundantes, totalmente distintos el uno del otro.

Al forzar la hipótesis de que la fisiografía próxima al humedal, como ecosistema terrestre, genera efectos sobre el ecosistema acuático, se infiere que el humedal es una especie de barrera ya que como tal es un ecotono. Como ecotono constituye una zona angosta de transición donde existen comunidades compuestas por especies que utilizan estos bordes con fines de reproducción o supervivencia (los que suelen llamarse especies de los bordes), por lo tanto, en estos denominados bordes existe la tendencia a una mayor variedad y densidad de especies de ese tipo, tendencia que se conoce como efecto de borde (Odum, 1973), y lo que a su vez repercute en una mayor probabilidad de encontrar especies bioindicadoras de procesos.

Esta zona de borde es distinta en cada una de las particiones del sistema humedal-laguna (ver Cuadro 20). Tomando en cuenta el supuesto inicial de lo que es físicamente el humedal en el área de estudio, las condiciones de este ecotono para las zonas norte y sur probablemente sean distintas y exista más influencia de los factores del ecosistema terrestre o del ecosistema acuático en una u otra, por lo que las zonas norte y sur puede que sean distintas desde un punto de vista más que ecológico, en cuanto a calidad y/o cantidad de las comunidades presentes.

El humedal, lugar que como supuesto se establece que nace este efecto de borde, está conformado principalmente por formaciones vegetacionales del tipo planta emergente grande, en mayoría dominadas por *Schoenoplectus californicus* (*Cyperaceae*) y *Typha angustifolia* (*Typhaceae*). Diversos autores citados por Figueroa (2004), plantean que ciertas plantas acuáticas tienen el potencial de extraer sedimentos y metales pesados desde el agua a través de procesos que se engloban en el concepto de la fitorremediación, tales como *S. californicus* o *Eichornia crassipes*. Contreras, Y. (2006), demostró que existen diferencias en las concentraciones de metales entre las proporciones de *S. californicus* (corno y raíz), presentándose mayores concentraciones en la raíz que en el tallo, lo cual se debe a la dinámica de absorción de la planta anclada en el sedimento; además, se demostró que ya sea en menor o mayor proporción, hubo acumulación de metales pesados, por lo que el estudio considera que tanto el sedimento como *S. californicus* son buenos indicadores de contaminación. Ante esta perspectiva, es válido asimilar que este ecotono actúa como barrera protectora del ecosistema acuático, proveniente de los factores que emergen de la fisiografía (o lo que ésta asienta).

La varianza establecida de las dimensiones temporal y espacial, pese a que las Estaciones de muestreo son un momento y lugar únicos de registro de datos, sobrepasa la condición puntual debido al multicriterio de variables, por lo que es posible establecer un monitoreo

del efecto barrera para con la laguna. Como tal, la laguna tiene ciertas características específicas tales como una profundidad relativamente mediana y capacidad de autopurificación lenta, por ende, cualquier incidente que ocurra en dicho cuerpo de agua representará un impacto ambiental de considerable magnitud, por lo que es de suma importancia reconocer espacialmente áreas de condición crítica donde este efecto barrera pueda verse dañado.

El humedal y la laguna tienen varias distinciones significativas, tales como las condiciones biológicas, poca profundidad, materia orgánica en disolución y sedimentada, influencia del viento, influencia de la radiación solar y los grados de influencia que los usos del suelo adyacentes generan a cada uno de estos subsistemas. Debido a su carácter estacional, las variables ecológicas fundamentales del humedal es preciso monitorearlas de preferencia en estación lluviosa, donde el efecto de barrera del cordón de macrófitas que compone al humedal es menor, aumentando en área y volumen el humedal, por ende, la laguna.

Considerando el eje principal de la laguna (orientación norte-sur), se puede distinguir claramente una zona norte más natural y una zona sur con alta demanda en el uso de sus aguas. Existe una estrecha relación en los usos del suelo que se encuentran adyacentes y la demanda del uso del agua, ya que en la zona sur existen terrenos agrícolas, asentamientos urbanos, infraestructura aérea, etc. lo cual redundará en una mayor actividad antrópica del sector. También, cabe señalar que aledaño al terraplén de la laguna en la zona norte (lado oeste), existe la vía tanto de evacuación como flujo de entrada de agua a la laguna (Anexo III). Funcionando indistintamente como afluente y/o efluente, y dependiendo de las precipitaciones durante la estacionalidad húmeda, se genera un efecto que se traduce en ingresos salobres mayoritariamente al sector sur de la laguna (provenientes del estero Llico), además de supuestas evacuaciones de alcantarillado provenientes del pequeño poblado periférico al cuerpo de agua (pueblos de Llico y Las conchas).

Las características intrínsecas de las dos zonas, ya sean puntuales de las Estaciones de muestreo como a nivel de morfometría general, se deben a la distinción de los usos del suelo que la circundan (Cuadro 2), de las diferencias morfométricas (Cuadro 20) y de la recepción de entrada y salida de agua al sistema. Además del origen fluvio-glacial del agua de la laguna, ésta recibe y da aportes desde y hacia el estero Llico de modo mixto, es decir entrada y salida de flujo a la vez, dependiendo de la estacionalidad, por lo que los niveles de salinidad pueden variar dependiendo de la cantidad de agua que alberga la laguna.

La zona sur presentó leves incrementos en comparación con la zona norte en cuanto a las cuatro variables analizadas, a excepción de la variable pH. La variable pH es más alcalina en la zona norte que en la zona sur probablemente porque posee mayor dimensión y por ende, mayor cantidad de aportes de sedimentación.

Otra característica importante es la gran cantidad de aves que la zona sur posee. Lo anterior podría deberse a mayor área del cordón de macrófitas (ya sea para refugio o para alimentación de algunas especies de aves), si hay mayor vegetación, hay más niveles de nitratos y fosfatos (absorción primordial por parte de las plantas mayores). Las variables de temperatura, conductividad eléctrica y sólidos disueltos totales poseen un comportamiento similar en la zona sur debido a que tienen relación directa, aun siendo la zona sur más

pequeña, Esta zona posee mayor temperatura, lo cual puede deberse a más actividad biológica y por ello, mayor degradación de materia orgánica (reacciones exotérmicas) ayudado además por la poca profundidad comparándola con la zona norte.

Gravitante sobre el humedal son las consecuencias que ha traído el cambio climático global, tal que aves emblemáticas de la reserva como el Cisne de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*), durante el verano del año 2015, disminuyeron su población, lo que permitió constatar que su población remanente es mínima. Probablemente ello se deba a la alta temperatura estacional del agua y la destrucción de las macrófitas señaladas como sustrato del alimento de esta ave (perifiton). La desaparición de la estratificación de la laguna, probablemente relacionado con la prolongada sequía de la zona, y la evidencia de proliferación de la macrófita Hierba de pato (*Azolla Filiculoides - Pteridophyta*) en altas cantidades en algunos puntos del humedal, hace pensar en la posible eutrofización de las aguas de la laguna (Ramírez *et al.*, 1986).

Si existe eutrofización hay decrecimiento de oxígeno y aumento de la temperatura; la poca profundidad y la sequía de la laguna en general probablemente incidieron en que aumentara la salinidad y con ello la conductividad eléctrica (sólidos disueltos totales), aparte de las explicaciones de aportes de agua de mar o de la sedimentación. Profundizando en el factor de la sedimentación, Ryan y Windom (1988), comprobaron que existe una relación entre los metales traza y los sedimentos, por lo que estos últimos pueden usarse como registro de la evolución histórica de la contaminación de un sistema dado, ya que éstos reflejan las condiciones químicas de las masas de agua sobre ellos.

Consecuencias como la sequía, sedimentación o eutrofización prevalecen en ambientes mediterráneos como el del humedal en estudio. Las variables físico-químicas muestreadas no revelaron una variación importante o indicio certero de que estos procesos desfavorables existieran o que se dieran potencialmente, lo cierto es que de las variables aplicadas al monitoreo, y al modelo, ninguna podría probar la existencia de estos eventos aunque este estudio planeara la identificación de tales riesgos, pero solo desde el punto de vista espacial, no temporal.

La conductividad eléctrica esta correlacionada linealmente con la variable de Sólidos disueltos totales (Figura 18) para la muestra obtenida. Es por esto que tiene un comportamiento casi igual en la comparación entre las zonas norte y sur (Figura 36), mostrando la zona sur un mayor nivel de esta variable que la zona norte. Como se dijo anteriormente, el cordón de macrófitas se engruesa en la zona sur y esto probablemente indique altas concentraciones de sedimento en estas zonas, lo cual hace que incremente la cantidad de sales, explicado por la relación lineal de los sólidos disueltos totales con la salinidad, ya que ésta última podría explicarse mediante otros factores. No obstante, en la zona norte esta la conexión del estero Llico con la laguna, pero esto no es un indicador factible que explique por si solo por qué la zona norte posee menor conductividad eléctrica que la zona sur. Lo anterior se puede deber a que el estero es de carácter estacional, y también por la enorme extensión acuática de esa parte.

Junto a los parámetros físico-químicos muestreados, se estudiaron dos componentes bentónicos importantes: fitobentos y macroinvertebrados como complementos bióticos para

definir la calidad hídrica. El Índice Diatómico General (IDG), muestra que la laguna Torca tiene aguas de mediana contaminación en promedio (3,293), correspondiente en el rango de Contaminación media (entre 3,0 y 3,5); la gran abundancia de especies del género *Synedra* (*Bacillariophyta*) y de la alga filamentosa *Zygnema* (*Charophyta*) se relacionó como un factor de alta incidencia de radiación solar ultravioleta en la laguna además de la buena adaptación de éstas a este tipo de ambientes, tendiendo a un aumento de este tipo de radiación causada por el agotamiento del ozono estratosférico (Cabrera *et al.*, 1997; Holzinger, 2009).

Según Dorigo *et al.*, (2002), los niveles de contaminación estimables gracias a los cambios en la biodiversidad de las comunidades fitobentónicas, por ejemplo, una pérdida de la diversidad en la comunidad estudiada, reflejaría un nivel continuo y alto de contaminación, mientras que los cambios en la composición de éstas sin ninguna disminución en la diversidad reflejarían un tipo de contaminación de nivel bajo y discontinuo. Siguiendo este lineamiento, cabe preguntarse qué tipo de perturbación tiene que ver con la enorme biodiversidad, riqueza y abundancia (cuantificadas por el índice de Simpson, el número de taxa y el total de individuos por Estación de muestreo, respectivamente) de las comunidades fitobentónicas muestreadas, en comparación con las de las comunidades de macroinvertebrados. Hipotéticamente, es necesario señalar que al subir los niveles de eutrofización después de poco tiempo finalizados los muestreos, hace pensar en la relativa dependencia que revelan estos resultados con el potencial evento acontecido.

Respecto a la comunidad de macroinvertebrados, las familias más abundantes fueron *Chironomidae* (*Diptera*) y *Hyaletellidae* (*Amphipoda*). Vale decir que estas especies son sumamente abundantes y ubicuas en sistemas dulceacuícolas sudamericanos (Domínguez y Fernández, 2009), además son buenos indicadores de calidad regular del agua debido a su movilidad reducida, su comportamiento de reciclador de detrito (ayuda a evitar la contaminación ya que barren la materia orgánica de cadáveres de animales más grandes en mortalidades masivas, en el caso de los Anfípodos) y de depender más de las concentraciones de materia orgánica que de oxígeno disuelto (Reish y Barnard, 1979; Saether, 1979).

Las diferencias en las ponderaciones de los ICH del análisis biológico (Cuadro 18), se debe a una serie de razones. El conocimiento sobre la taxonomía de macroinvertebrados es mucho más acabada y abundante que la de las especies de fitobentos, por lo que existe mayor confiabilidad en el conocimiento de la taxonomía, ecología y biología de este tipo de comunidades dulceacuícolas, basándose en el hecho de que en Chile y a nivel latinoamericano, hay extensos trabajos al respecto. Por último, debido al tiempo de desarrollo de estas especies, éstas son más proclives a eventos de contaminación que puedan ser percibidos por el hombre, en el sentido de la percepción del hábitat y que sea fácil de estudiar y analizar. La concepción de la evaluación de la contaminación es una aplicación de tipo antropocéntrica, por lo que es válido que las herramientas utilizadas para dicha evaluación tengan una forma que pueda ser fácilmente percibida por el hombre.

El Análisis fisiográfico en el Modelo metodológico estándar cumple la función de estudiar posibles focos de contaminación que tengan que ver con éste, ya que las Estaciones de muestreo se distribuyen bajo el lineamiento de su extensión geográfica referida al nivel

adyacente al humedal. En el caso de este estudio, los usos del suelo fue el factor fisiográfico aplicado debido a que guarda relación con las formaciones vegetacionales existentes y a su vez con las modificaciones de origen antrópico que pueden afectar la calidad hídrica. En este sentido, las sustituciones vegetacionales (plantaciones forestales) o la erradicación de vegetación para construcción de obras o infraestructuras (pista de aterrizaje de avionetas), tiene un efecto directo en los resultados y en las características intrínsecas del humedal.

En cuanto a los resultados de los dos mapas finales (independiente del método de interpolación), muestra patrones similares en cuanto a los rangos de calidad crítica en pequeñas zonas adyacentes al terraplén de la laguna (vías camineras con tránsito vehicular pesado). Esto se traduce probablemente en una contaminación difusa que afecta al humedal, ya sea de partículas finas como también de contaminación acústica (lesivo para la fauna), sin embargo, la presencia de obras bajo el terraplén sirve como refugio para ciertas especies, como el Coipo (*Myocastor coypus*) o para ciertos tipos de aves zambullidoras. Otra zona de calidad crítica se encuentra en el extremo sur de la laguna, posiblemente a causa de una depositación de sedimentación originado de aporte aluvial (Moya, 1981), incrementado posiblemente por el pastoreo ovino y bovino del matorral semidenso que se encuentra adyacente.

Dados los resultados de los mapas aplicables (en este caso el IDW 30-70), se aplicó el supuesto de que existe una relación directa entre zonas de calidad de cualquier tipo, con zonas de usos del suelo específicos. Los usos del suelo donde se encontraron zonas de calidad hídrica crítica corresponden a pradera (P-), asentamientos urbanos (-AU) y matorral (-M). En el uso de suelo de pradera se encuentra la conexión de la laguna con el estero, por lo que resulta evidente cierto grado de distinción con el intervalo de las variables restantes (movimiento estacional de las aguas de diferente índole físico-químico). En la zona de asentamiento urbano pasa también el terraplén de la laguna, lo cual está relacionado con la contaminación difusa y además con mayor probabilidad de grados de antropización que puedan desembocar en mala calidad del agua. En cuanto a matorral, como se explicó anteriormente, se debe al grado de degradación de estas zonas sumado a los depósitos naturales de origen aluvial. Aun así, ciertas zonas presentan calidad hídrica regular, zonas en donde se han visto acrecentados los cambios de uso indiscriminado de suelo, como la sustitución de bosque nativo por plantación forestal o la creación de obras de mediana envergadura.

Bajo el punto anterior, es importante realizar una discusión acerca de dos escenarios que de cierta manera contribuyen a una problemática probable referente a la calidad del agua del humedal: la poca profundidad de la laguna y el establecimiento de plantaciones exóticas en el lado oeste de ésta. La baja altura de la columna de agua hace que la laguna sea enormemente influenciada por el viento, tal que de la remoción de los sedimentos del fondo hace que emerjan como un contaminante, lo cual puede ser un detonante para proporcionar un aumento de los niveles de eutrofización (además de otros posibles factores), es decir, los nutrientes como por ejemplo, fosfatos y nitratos del fondo, reingresan al ciclo biogeoquímico del ecosistema lacustre. En cuanto a posibles efectos que pueda cometer el establecimiento de plantaciones exóticas en el lado oeste del humedal, como por ejemplo, la disminución del rendimiento hídrico en su componente de escorrentía estival en un paisaje

donde han ocurrido cambios en el uso del suelo (decrecimiento de bosque nativo e incremento de plantaciones forestales exóticas) (Little *et al.*, 2009), se señala que existen pocos estudios acerca de que este cambio de uso de suelo afecte la calidad hídrica en cuencas de tipo mediterráneo. Pizarro *et al.*, (2005) y Huber *et al.*, (2010), abordan este aspecto indirectamente ya sea evaluando uno de los elementos que atenúan un escenario de contaminación o ponderando más la cantidad del agua que la calidad. En el caso del área de estudio, y para ecosistemas de ecotono, este modelo propuesto, si es que se agregan o modifican parámetros concernientes a estos tipos de estudios, puede aportar un valioso manejo de la información para aquellos fines.

## 5. CONCLUSIONES

El modelo de monitoreo propuesto (teóricamente llamado Modelo metodológico estándar, MME), cumple su función como estimador de la calidad hídrica en el periodo de muestreo en el que se aplicó y puede ser considerado como una herramienta de predicción, siempre que la frecuencia de muestreos posteriores en el área de estudio pueda transformarse en un seguimiento permanente de la calidad hídrica de la laguna Torca. Por lo que el muestreo bianual (principio y fin de la estacionalidad seca) podría ser suficiente para obtener una estimación a largo plazo.

Las comunidades de organismos bioindicadores muestreados cumplen un rol crucial en la definición de calidad hídrica para la estructura del modelo, en el sentido que permanecen un periodo de tiempo en el cual ocurren perturbaciones y estas comunidades sufren cambios que pueden ser percibidos y analizados. Es por esto que el Análisis biológico posee mayor ponderación en el modelo que el Análisis físico-químico, este último solo connotado bajo una forma puntual y explícita en el tiempo.

Se establece que las zonas de calidad hídrica crítica son puntos en los que se debe tener más en cuenta los planes de seguimiento posteriores, mientras que las zonas de calidad hídrica regular deben ser tomadas como puntos de cuidado o de alerta en los que en potencia podrían aparecer focos de contaminación.

En las dos zonas del sistema humedal-laguna analizadas se presentó un patrón similar. Las variables de los ICH para ambos análisis del modelo presentaron leves varianzas comparativas, las variables físico-químicas, a excepción del pH, son mayores en la zona sur. Los índices de calidad de las variables biológicas son levemente mayores en la zona norte, lo que prueba la tendencia de los resultados de los mapas finales del MME.

El Modelo metodológico estándar se ajustó en este caso para la variable fisiográfica de usos del suelo. Si bien se pudo haber aplicado para otros factores expresados en el estudio, como la pendiente o los grados de erosión (u otro factor de origen natural o antrópico), se evidenció que no existe una relación directa entre el factor escogido con la calidad hídrica del humedal, esto por la variabilidad de procesos ecológicos (efecto de borde) que se llevan a cabo en este ecotono y/o por el hecho de que las intervenciones que ocurren en cada uso de suelo puede que no sean tan decisivas para afectar esta condición.

El efecto barrera que comprende el humedal no puede ser demostrado por el MME. Lo que sí es claro, es que los ecosistemas tanto acuático como terrestre influyen la calidad hídrica del humedal u otra característica de ésta (forma, extensión, especies del cordón de macrófitas, sedimentación, etc.), lo cual se podría evaluar si se emplean las variables indicadas y las ponderaciones adecuadas para las capas temáticas diseñadas.

La obtención de resultados, en este caso, a partir de cuatro muestreos temporales (realizados entre agosto y diciembre de 2014) y de 23 estaciones espaciales, se deberá definir ligado a un contexto previo. Esto quiere decir que se debe tomar en cuenta que las actividades de muestreo se realizaron bajo un esquema determinado de monitoreo, donde se

incorporan variables relativas tales como presencia de vías camineras, influencia de salinidad debido a cercanía al mar, etc. Este humedal recibe aportes pluviométricos y por el estero Llico; a su vez, su hidrología depende principalmente del clima. Una vez trazado y conocido este cuadro inicial, se podrá seguir en el tiempo una evaluación del éxito de estrategias y actividades del manejo realizadas para la conservación de este ecosistema, previa aplicación de medidas preventivas como la identificación de zonas frágiles en cuanto a acción antrópica, caracterización de amenazas que afecten la biodiversidad y estimación del aporte de contaminación de los distintos usos del suelo circundantes al cuerpo de agua.

Este modelo desarrollado, expone los datos de manera explícita y específica, lo cual facilitaría la toma de decisiones por parte de los operadores ambientales de distintas reparticiones públicas, tales como el Ministerio de Medioambiente (MMA), Servicio agrícola ganadero (SAG), Corporación Nacional forestal (CONAF), entre otros.

El horizonte a mediano y largo plazo de la gestión del humedal se centra en varios factores. Uno de ellos es que ha sido considerado como potencial sitio Ramsar, lo cual se enmarca en las acciones del Tercer plan estratégico (periodo 2009-2015) como forma del cumplimiento que el estado de Chile realizó para suscribir a este convenio. Dentro de este contexto, los objetivos estratégicos que se podrán ejecutar en este sitio son el inventario y evaluación del humedal, el objetivo de manejo del humedal sobre una base científica o la restauración del sitio. Como tuición de CONAF, el desarrollo de estas medidas estratégicas se ve favorable. Esto se puede evidenciar con la reciente realización en la unidad de una capacitación de monitoreo de humedales entorno a la conservación de la calidad del recurso hídrico, cuyo eje central contó con especialistas y profesionales de la conservación pertenecientes a áreas protegidas de todo Chile.

Uno de los objetivos estratégicos anteriormente mencionados que urge desarrollar es la restauración del humedal debido al frágil estado de conservación y manejo del entorno en el cual se encuentra actualmente. Ante esto, es de vital importancia que se indaguen líneas de base y cuadros de información referentes a las variables relativas mencionadas (temporales y espaciales). Su condición de múltiples usos permite diseñar modelos de interacciones poblacionales en relación con el impacto humano y que al proyectarlo en el tiempo se debiera diseñar con miras a buscar la sustentabilidad para el manejo de dichos usos. Este estudio apoya al establecimiento de un cambio en el uso de los humedales para su conservación sustentable y en específico para el área de estudio, el apoyo del cumplimiento de las acciones de restauración ambiental.

Para proyectar este modelo hacia otros humedales, como un conjunto de hipótesis preliminares, se requerirá que aquellas sean comprobadas. Este diseño que se aplicó en el humedal laguna Torca durante un periodo de prueba, se hizo pensando en que permitiría validar los resultados de manera extensiva a otros ecosistemas similares.

## 6. BIBLIOGRAFÍA

- ALLAN, D. 1995. Stream ecology structure and function of running waters. Chapman & Hall editions. 388 p.
- ARIM, M.; MARONE, L. y JAKSIC, F. 2007. Redes tróficas. Capítulo 11 en Ecología de comunidades, 2° edición. Ediciones Universidad Católica de Chile, Santiago. 336 p.
- BEVEN, K. 2002. Towards a coherent philosophy for modelling the environment. Proceedings Royal Society of Series A 458:1-20.
- BLANCO, J.A. 2013. Modelos ecológicos: descripción, explicación y predicción. Ecosistemas 22(3):1-5.
- BOHONAK, A. y JENKINS, D. 2003. Ecological and evolutionary significance of dispersal by freshwater invertebrates. Blackwell publishing, Ecology Letters 6:783-796.
- BORMANN, H. y LIKENS, G. 1979. Pattern and process in a forested ecosystem. Springer Verlag, New York, USA.
- BOWMAN, M.; INGRAM, R.; REID, R.; SOMERS, K.; YAN, N.; PATERSON, A.; MORGAN, G. y GUNN, J. 2008. Temporal and spatial concordance in community composition of phytoplankton, zooplankton, macroinvertebrate, crayfish and fish on the Precambrian shield. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 65:919-932.
- BRÖNMARK, C. y HANSSON, L. 2005. The biology of lakes and ponds, 2° Edition. Oxford University Press. 300 p.
- BURNETT, C. y BLASCHKE, T. 2003. A multi-scale segmentation/object relationship modeling methodology for landscape analysis. Ecological Modelling 168:233-249.
- CABRERA, S.; LOPEZ, M. y TARTAROTTI, B. 1997. Phytoplankton and zooplankton response to ultraviolet radiation in a high altitude Andean lake: short versus long-term effects. Journal of Plankton 19:1565-1582.
- CADE-IDEPE, 2004. Diagnóstico y clasificación de los cuerpos de agua según objetivos de calidad: Cuenca del río Mataquito. Gobierno de Chile. Ministerio de Obras Públicas. Dirección General de Aguas.
- CASTRO, M. y FERNANDEZ, L. 2007. Gestión sostenible de humedales. Programa CYTED: Logros y experiencias de la Red Iberoamericana de Humedales VII.C. Santiago, Chile. 409 p.
- CHAPMAN, D. 1996. Assessment quality water, a guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring. 2° Edition. 651 p.

- CNR (Comisión Nacional de Riego). 1978. Estudio integral de riego de la cuenca del río Mataquito. Tomo B, Uso actual del agua. CICA Consultores. 280 p.
- CONAF (Corporación Nacional Forestal). 1990. Plan de manejo de la Reserva Nacional Laguna Torca. Documento de trabajo N° 133, 141 p.
- CONSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DEGROOT, S.; FARBER, M.; GRASSO, B.; HANNON, K.; LIMBURGH, S.; NAEEM, R.; O'NEILL, J.; PARUELO, R.; RASKIN, G.; SUTTON, P. y VAN DEN BELT, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.
- CONTRERAS, M. 2006. Protección y manejo sustentable de humedales integrados a la cuenca hidrográfica. Centro de ecología aplicada Ltda. Informe final. 114 p.
- CONTRERAS, Y. 2006. Determinación de metales trazas (Ni, Cr, Cd, Cu, Fe, Mn, Al) en Totorá (*Scirpus californicus*) y sedimentos en el Santuario de la naturaleza Carlos Anwandter, río Cruces, Valdivia. Tesis de grado para optar al título de Químico farmacéutico. Universidad Austral de Chile. Facultad de Ciencias Escuela de Química y Farmacia.
- CORREA-ARANEDA, F.; URRUTIA, J. y FIGUEROA, R. 2011. Estado del conocimiento y principales amenazas de los humedales boscosos de agua dulce de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 84: 325-340.
- COSTE, M. y H. AYPHASSORHO. 1991. Étude de la qualité des eaux du bassin Artois-Picardie à l'aide des communautés de diatomées benthiques (application des indices diatomiques). Reporte Cemagref. Bordeaux-Agence de l'Eau Artois. Picardie, Douai. France. 227 p.
- COX, C. 2007. Metodología de diseño de una red de monitoreo de recursos hídricos para humedales: aplicación en la laguna de Batuco. Memoria para optar al título de Ingeniero civil. Universidad de Chile. 252 p.
- CURRIER, J. 1980. Evolution of nonpoint sources associated with silvicultural activities. *Ann Arbor Science, Michigan, USA*.
- DI CASTRI, F. y HAJEK, E. 1976. Bioclimatología de Chile. Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago. 128 p.
- DOMÍNGUEZ, E. y FERNÁNDEZ, H. 2009. Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos, sistemática y biología. Fundación Miguel Lillo. Tucumán, Argentina. 655 p.
- DORIGO, U.; BÉRARD, A. y J. HUMBERT. 2002. Comparison of eukaryotic phytobenthic community composition in a polluted river by partial 18S rRNA gene cloning and sequencing. *Microb. Ecology* 44: 372-380.

- ESRI (Environmental Systems Research Institute). 1992. Cell-based modelling with grid. Arc-Info user's guide, 2° Edition. 200 p.
- FERNÁNDEZ ALÉS, R.; MARTÍN, A.; ORTEGA, F. y ALÉS, E. 1992. Recent changes in landscape structure and function in a mediterranean region of SW Spain (1950-1984). *Landscape Ecology* 7(1): 3-18.
- FERNANDEZ CIRELLI, A. 1999. Aprovechamiento y gestión de los recursos hídricos. CYTED XVII. Buenos aires, Argentina.
- FERNÁNDEZ, O. 2010. Uso de macroinvertebrados bentónicos para la caracterización ambiental de la Quebrada de la plata, Región Metropolitana. Memoria para optar al Título profesional de Ingeniero forestal. Universidad de Chile. 68 p.
- FIGUEROA, M. 2004. Determinación de metales trazas (Ni, Pb, Cr, Cu y As) en *Scirpus californicus*. Tesis de grado para optar al título de Químico farmacéutico. Universidad Austral de Chile. Facultad de Ciencias Escuela de Química y farmacia.
- 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 Chillan, VIII región. *Rev. Chilena de Historia. Natural.* 80: 225-242.
- FIGUEROA, R.; SUAREZ, M.; ANDREU, A.; RUIZ, V. y VIDAL-ABARCA, M. 2009. Caracterización ecológica de humedales de la zona semiárida en Chile central. *Gayana* 73(1): 76-94.
- FLOWERS, R. 2009. A new species of *Thraulodes* (*Ephemeroptera: Leptophlebiida, Atalophlebiinae*) from a highly altered river in western Ecuador. *Zootaxa* 2052: 55-61.
- FU-LIU, X.; SHU, T.; DAWSON, R. y BENG-GANG, L. 2001. A GIS-Based method of lake eutrophication assessment. *Ecological Modelling*, 144: 231-244.
- GALLEGO-FERNÁNDEZ, J.; GARCÍA-MORA, R. y GARCÍA-NOVO, F. 1999. Small wetlands lost: a biological conservation hazard in mediterranean landscapes. *Environmental Conservation* 26(3): 190-199.
- GOMEZ, M. y BARREDO J. 2005. Sistemas de información geográfica y evaluación multicriterio en la ordenación del territorio, 2° edición. Madrid. 279 p.
- HAUENSTEIN, E.; GONZÁLEZ, M.; PEÑA-CORTÉS, F. y MUÑOZ-PEDREROS, A. 2002. Clasificación y caracterización de la flora y vegetación de los humedales de Toltén, IX Región, Chile. *Gayana Botánica* 59 (2): 87-100.
- HAUENSTEIN, E.; MUÑOZ-PEDREROS, A.; PEÑA, F.; ENCINA, F. y GONZÁLEZ, M. 1999. Humedales: Ecosistemas de alta biodiversidad con problemas de conservación. *El Árbol Nuestro Amigo* 13: 8-12.

- HELLAWELL, J. 1986. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. Elsevier, England. 546 p.
- HOLZINGER, A.; ROLEDA, M. y LÜTZ C. 2009. The vegetative arctic freshwater green alga *Zygnema* is insensitive to experimental UV exposure. *Micron* Vol. XL, pp. 831-838.
- HOULAHAN, J. y FINDLAY, C. 2003. The effects of adjacent land use on wetland amphibian species richness and community composition. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60: 1078-1094.
- HUBER, A.; IROUMÉ, A.; MOHR, C. y FRÊNE, C. 2010. Efecto de las plantaciones de *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus* sobre el recurso agua en la Cordillera de la Costa de la región del Biobío, Chile. *Bosque* 31(3): 219-230.
- HURLBERT, S. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *ecological society of America. Ecological Monographs*, 54(2): 187-211.
- IANNACONNE, J.; MANSILLA, J. y VENTURA, K. 2003. Macroinvertebrados en las lagunas de Puerto Viejo, Lima – Perú. *Ecología Aplicada*, 2(1).
- INSTITUTO NACIONAL DE NORMALIZACION (INN). 1978. NCh 1.333 Requisitos de calidad del agua para diferentes usos. 11 p.
- ISO, 1985. Métodos de muestreo biológico. Guía para el muestreo biológico con red de macroinvertebrados bentónicos. ISO 7828: 1985. España. 12 p.
- ITURRA, C. 2011. Establecer las bases para un sistema de monitoreo de calidad de aguadas del Parque Nacional Llanos de Challe, utilizando las comunidades acuáticas como bioindicadores. Memoria para optar al Título de Ingeniero en Recursos naturales renovables. Universidad de Chile. 51 p.
- IVERSON, L. 1988. Land use change in Illinois, USA: the Influence of landscape attributes on current and historic land use. *Landscape Ecology* 2: 45–61.
- JARAMILLO, J. 2002. Importancia de los Macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua. *Revista Ingenierías* 2(1): 5-6.
- JOHNSTON, C. 1991. Sediment and nutrient retention by freshwater wetlands: effects on surface water quality. *Critical reviews in environmental control* 21(5): 491-565.
- KARR, J. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6: 21-27.
- KAWAGUCHI, Y.; TANIGUCHI, Y. y NAKANO, S. 2003. Terrestrial invertebrate inputs determine the local abundance of stream fishes in a forested stream. *Ecological Society of America. Ecology*, 84(3): 701–708.

- KUUSEMETS, V. y MANDER, U. 2002. Nutrient flows and management of a small watershed. *Landscape Ecology* 17: 59–68.
- LAM, N. 1983. Spatial interpolation methods: a review. *Am Car. Tograper* 10(2):129-149.
- LAMPERT, W. y SOMMER, U. 2007. *Limnoecology: the ecology of lakes and streams*. 2º edición. Oxford University Press. 382 p.
- LENAT, D. y J. CRAWFORD. 1994. Effects of land use on water quality an aquatic biota of three North Carolina piedmont streams. *Hydrobiologia* 294: 185-199.
- LITTLE, C.; LARA, A.; MCPHEE J. y URRUTIA R. 2009. Revealing the impact of forest exotic plantations on water yield in large scale watersheds in South-Central Chile. *Journal of Hydrology*. Article in press.
- LÓPEZ, M. 1980. Un nuevo subgénero de *Surirella* en sedimentos del salar de Carcote, Chile. *Noticiario Mensual Museo Nacional de Historia Natural* 281: 3-7.
- MARE, M. 2009. Uso de las tierras, fisiografía y degradación en el noreste del departamento Aluminé, Neuquén. *Mundo agrario, La plata* (9) 18.
- MATEO R.; FELICÍSIMO A. y MUÑOZ J. 2011. Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética. *Revista Chilena de Historia Natural* 84: 217-240.
- MERRIT, R. y K. CUMMINS. 1984. *An introduction to the aquatic insects of North America*. Kendall Hunt Publishing Co. Dubuque, U.S.A. 1158 p.
- MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE (MMA) - Centro de Ecología Aplicada (CEA). 2011a. *Diseño del inventario nacional de humedales y el seguimiento ambiental*. Ministerio de Medio Ambiente. Santiago, Chile. 164 p.
- MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE (MMA). 2011b. *Normas de calidad ambiental y de emisión – Planes de prevención y descontaminación*. 552 páginas.
- MORTON, A. 1990. *Mathematical modelling and contrastive explanation*. *Canadian Journal of Philosophy* 16: 251-270.
- MOYA, J. 1981. *Plan de manejo para el Santuario de la Naturaleza de la Laguna Torca y de su subcuenca*. Tesis para optar al título de Ingeniero forestal. Universidad de Chile. 155 Pp.
- NAVEH, Z. y LIEBERMAN, A. 1994. *Landscape ecology: theory and application*. New York. Springer Verlag: 360 p.
- NOVITZKI, R.; D. SMITH, y J. FRETWELL. 2005. *Restoration, creation and recovery of wetlands. Wetlands functions, values and assessment*. National water summary on wetland resources. Unites States Geological Survey Water Supply Paper 2451: 1-7.

- ODUM, E. 1973. Ecología. Editorial Interamericana. México D. F. México. 639 p.
- OSCOZ, J.; CAMPOS, F. y ESCALA, M. 2006. Variación de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en relación con la calidad de las aguas. *Limnetica*, 25(3): 683-692.
- PALMA A.; GONZÁLEZ-BARRIENTOS J.; REYES C. y RAMOS-JILIBERTO R. 2013. Biodiversidad y estructura comunitaria de ríos en las zonas árida, semiárida y mediterránea-norte de Chile. Sociedad de Biología de Chile, *Revista Chilena de historia natural* 86: 1-14.
- PENROSE, D.; LENAT, D. y EAGLESON, K. 1980. Biological evaluation of water quality in North Carolina streams and rivers. NC Division of Environmental Management. Biological Series 103. 181 p.
- PINN, L. 1997. The value of everything nature 387: 231-232.
- PIZARRO, R.; ARAYA, S.; JORDÁN, C.; FARIÁS, C.; FLORES, J. y BRO, P. 2006. The effects of changes in vegetative cover on river flows in the Purapel river basin of central Chile. *Journal of Hydrology* 327: 249– 257.
- POLIS, G.; SEARS, W.; HUXEL, G.; STRONG, D. y MARON J. 2000. When is a trophic cascade a trophic cascade?. *Trends in ecology & evolution* 15: 473-475.
- PRAT, N. y M. RIERADEVALL. 1998. Criterios de evaluación de la calidad del agua en lagos y embalses basados en los macroinvertebrados bentónicos. *Act. Biol.* 20: 137-147.
- RAMÍREZ, C.; CONTRERAS, D. y SAN MARTÍN, J. 1986. Distribución geográfica y formas de vida en hidrófitos chilenos. *Actas VIII Congreso nacional de geografía. Publicación especial instituto geográfico militar de Chile, Vol. I, pp. 103-110.*
- RAMÍREZ, C.; SAN MARTÍN, C. y RUBILAR, H. 2002. Una propuesta para la clasificación de los humedales chilenos. *Revista Geográfica de Valparaíso* 33: 265-273.
- RAMSAR, 2005. Los humedales. Valores y funciones.
- REISH, D. y BARNARD. L. 1979. Pollution ecology of estuarine invertebrates, Amphipods (*Arthropoda: Crustacea: Amphipoda*). C.W. Hart, ed. Academic Press, New York. Cap. 11, pp. 345-700.
- REVENGA, C.; CAMPBELL, I.; ABELL, R.; DE VILLIERS, P. y BRYER, M. 2005. Prospects for monitoring freshwater ecosystems towards the 2010 targets. *Phil. Trans. R. Soc. Biological sciences* 360: 397–413.
- ROLDAN, G. y RAMIREZ, J. 1992. Fundamentos de limnología neotropical. Editorial Universidad de Antioquia. Colombia. 442 p.

- ROSENBERG, D. y V. RESH. 1996. Use of aquatic insects in biomonitoring in: aquatic insects of North American, Ed. By R.W. Merritt & K.W. Cummins, 87-97.
- ROSSARO, B.; BOGERO, A.; LENCIONI, V.; MARZIALI, L. y SOLIMINI A. 2006. Tools for the development of a Benthic Quality Index for italian lakes. *J. Limnol.* 65: 41-51.
- RYAN, J. y WINDOM, H. 1988. A geochemical and statistical approach for assessing metal pollution in coastal sediments. Springer, pp 47-58.
- SAETHER, O. 1979. Chironomid communities as water quality indicators. *Holarct. Ecology* 2:65-74.
- SCHEUERELL, M.; D. SCHINDLER; A. LITT y W. EDMONDSON, 2002. Environmental and Algal Forcing of Daphnia Production Dynamics. *Limnol. Oceanogr.*, 47(5):1477–1485.
- SCHINDLER, D.; CARPENTER, S.; COLE, J.; KITCHELL, J. y PACE, M. 1997. Influence of foog web structure on carbón exchange between lakes and the atmosphere. *Science* 277: 248-251.
- SEGNINI, S. 2003. El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotropicos* 16(2):45-63.
- SMITH, R.; SCHWARZ, G. y ALEXANDER, R. 1997. Regional interpretation of water-quality monitoring data. *Water Resources Research*, 33(12):2781–2798.
- STERNER, R.; J. ELSER; E. FEE; S. GUILDFORD y T. CHRZANOWSKI. 1997. The light: nutrient ratio in lakes: the balance of energy and materials affects ecosystems structure and process. *Am. Nat.* 150: 663–684.
- SULLEIMAN, K. y ABDULLAHI, I. 2011. Biological assessment of water quality: a study of Challawa river water Kano, Nigeria. *Bayero Journal of Pure and Applied Sciences*, 4(2):121 – 127.
- TINER, W. 1989. Wetlands bonday delimitations. R.P. Brodes, F.J., 232-248.
- TORO, J.; SCHUSTER, J.; KUROSAWA, J.; ARAYA, E. y CONTRERAS, M. 2003. Diagnóstico de la calidad del agua en sistemas lóticos utilizando diatomeas y macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores río Maipo. Sociedad Chilena de Ingeniería Hidráulica, XVI Congreso Chileno de Ingeniería Hidráulica. Santiago, Chile. 11 p.
- UUSI-KAMPPA, J.; BRASKERUD, B.; JANSSON, H.; SYVERSEN, N. y UUSITALO, R. 2000. Buffer zones and constructed wetlands as filters for agricultural phosphorus. *Journal of Environmental Quality* 29: 151–158.

- VIDAL-ABARCA, M.; SUAREZ, M.; GOMEZ, R. y RAMIREZ-DIAZ, L. 1994. Ecología de aguas continentales, prácticas de limnología. Colección cuadernos de ecología y medioambiente, Universidad de Murcia. 266 p.
- VIDAL-ABARCA, R.; SUAREZ, M.; FIGUEROA, R.; ENRÍQUEZ, M.; GARCÍA, V.; DOMÍNGUEZ, C. y ARCE, M. 2011. Caracterización hidroquímica del complejo de humedales El Yali, Chile Central. *Limnetica*, 30(1):43-58.
- VILLAGRÁN-MELLA, R.; AGUAYO, M.; PARRA, L. y GONZÁLEZ, A. 2006. Relación entre características del hábitat y estructura del ensamble de insectos en humedales palustres urbanos del centro-sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 79: 195-211.
- WATSON, D. y G. PHILIP. 1985. A refinement of inverse distance weighted interpolation. *Geo-processing*, 2: 315-327.
- WEBER, D. y E. ENGLUND. 1994. Evaluation and comparison of spatial interpolators II. *Math. Geol.* 26(5):589–603.

## APÉNDICES

### I. Censo de individuos comunidades muestreadas

Cuadro I.1. Recuento de individuos totales de la comunidad fitobentónica identificados, hasta el taxón género, pertenecientes a las Estaciones de muestreo de la zona norte (agrupados por división o *phylla*).

Estación de muestreo	CP-1	CP-2	CP-3	CP-4	CP-5	CP-6	CP-7	P-1	P-2	PF-1	PF-2	PF-3	PF-4	PFC-1	PFC-2
<i>Bacillariophyta</i>															
<i>Achnantes</i>	10	1	2		2	3		5	8	30	16	1	13		12
<i>Amphiprora</i>						1	3								
<i>Amphora</i>		1	1	1				3		4					
<i>Cocconeis</i>	1						2					1			
<i>Cymbella</i>				4			1	3		3					
<i>Denticula</i>												1			
<i>Epithemia</i>	2	3					10			9			4	1	1
<i>Gomphonema</i>	1						14	1		1			3		3
<i>Mastogloia</i>										1					
<i>Navicula</i>	9	1		3				13	5	1		7		2	5
<i>Neidium</i>					2										
<i>Nitzschia</i>			1			1	1	2					1		
<i>Pinnularia</i>								1							
<i>Rhopalodia</i>													2		
<i>Surirella</i>			10							1					
<i>Aulacoseira</i>					1						1				
<i>Cyclotella</i>					1		1	2			4				1
<i>Fragilaria</i>												4	11		
<i>Synedra</i>	43	10	3	43	1	1	256		36	6	87	44	11	248	69

<i>Clorophyta</i>															
Estación de muestreo	CP-1	CP-2	CP-3	CP-4	CP-5	CP-6	CP-7	P-1	P-2	PF-1	PF-2	PF-3	PF-4	PFC-1	PFC-2
<i>Chlamydomona</i>	1														
<i>Scenedesmus</i>		3			1		8		3			1		1	4
<i>Stigeoclonium</i>							1							6	
<i>Chlorella</i>												1			
<i>Oocystis</i>		6													
<i>Ulothrix</i>							1								
<i>Charophyta</i>															
<i>Staurastrum</i>									3						
<i>Tetrahedron</i>										1					
<i>Zygnema</i>	4	18									1				4
<i>Cyanophyta</i>															
<i>Anabaena</i>															1
<i>Lyngbia</i>												1			
<i>Nodularia</i>												1			
<i>Oscillatoria</i>										1			1		
<i>Schizothrix</i>							5								

Cuadro I.2. Recuento de individuos totales de la comunidad fitobentónica identificados, hasta el taxón género, pertenecientes a las Estaciones de muestreo de la zona sur (agrupados por división o *phylla*).

Estación de muestreo	AU-1	I-1	I-2	I-3	M-1	M-2	TA-1	TA-2
<i>Bacillariophyta</i>								
<i>Achnantes</i>	3	4	6			2		1
<i>Amphiprora</i>								1
<i>Amphora</i>						3		
<i>Epithemia</i>	1							
<i>Gomphonema</i>							8	1

<i>Mastogloia</i>								
Estación de muestreo	AU-1	I-1	I-2	I-3	M-1	M-2	TA-1	TA-2
				1			1	
<i>Navicula</i>		4	17		6	1	5	1
<i>Nitzschia</i>		1	6	5	1	2		
<i>Pinnularia</i>			2	1			1	
<i>Roiscophenia</i>	1							
<i>Surirella</i>			4	5			1	
<i>Aulacoseira</i>	4	2	2					
<i>Cyclotella</i>			2					
<i>Fragilaria</i>					4			
<i>Synedra</i>	48	2	11	3			1	
<i>Clorophyta</i>								
<i>Chlamydomona</i>	5							
<i>Gonium</i>		1						
<i>Oocystis</i>		3						
<i>Stigeoclonium</i>						4		
<i>Ulothrix</i>						16		
<i>Charophyta</i>								
<i>Spyrogira</i>	1					8		3
<i>Cyanophyta</i>								
<i>Lyngbia</i>		1						
<i>Nodularia</i>			3	1		1		
<i>Oscillatoria</i>						1		2
<i>Schizothrix</i>		1	2		1		1	

Cuadro I.3. Recuento de individuos totales de la comunidad de macroinvertebrados identificados, hasta el taxón familia, pertenecientes a las Estaciones de muestreo de la zona norte (agrupados por división o *phylla*).

Estación de muestreo	CP-1	CP-2	CP-3	CP-4	CP-5	CP-6	CP-7	P-1	P-2	PF-1	PF-2	PF-3	PF-4	PFC-1	PFC-2
<i>Artropoda</i>															
<i>Hydroptilidae</i>	12	3	16	5	10		2	7	6	1	1	21			14
<i>Dysticidae</i>													1		
<i>Hydrophilidae</i>							2		5		2			3	
<i>Chironomidae</i>	7	5	33	7	11	14	13	14	26	12	12	7	3	5	16
<i>Culicidae</i>											2				
<i>Corixidae</i>			3		1			1	4		1	3			2
<i>Hyalellidae</i>		1	1	5		3			3					80	1
<i>Coenagrionidae</i>	1	4	1												
<i>Aeshnidae</i>			1	1								3			1
<i>Mollusca</i>															
<i>Planorbidae</i>								1							
<i>Lymnaea</i>		7	1	5			3								
<i>Hydrobiidae</i>	26	27	4	18	7				20			3			
<i>Physidae</i>		1							7						
<i>Sphaeridae</i>							1								
<i>Anelida</i>															
<i>Glossiphonidae</i>	2	5							8						
N.D.				1	2										
<i>Tubificidae</i>						5				1					2

N.D.= No Determinado.

Cuadro I.4. Recuento de individuos totales de la comunidad de macroinvertebrados identificados, hasta el taxón familia, pertenecientes a las Estaciones de muestreo de la zona sur (agrupados por división o *phylla*).

Estación de muestreo	AU-1	I-1	I-2	I-3	M-1	M-2	TA-1	TA-2
<i>Artropoda</i>								
<i>Dysticidae</i>			10	1		1		
<i>Hydrophilidae</i>		1	1		4			1
<i>Chironomidae</i>	4	1		11				4
<i>Culicidae</i>								1
<i>Corixidae</i>	1			1	1			20
<i>Hyallelidae</i>	9	2	3		9	2	6	40
<i>Aeshnidae</i>	1							
<i>Mollusca</i>								
<i>Planorbidae</i>					8			
<i>Lymnaea</i>								3
<i>Physidae</i>		11	4		21	1	22	16

## II. Análisis estadístico t-student para medias de dos muestras emparejadas

Cuadro II.1. Esquema resumen de la preparación de los datos para análisis estadístico. Las capas comparadas “Usos”, “Método Kriging ordinario” y “Método Idw”, se componen de las grillas rectangulares (Ur), el valor para cada una de estas y el valor Z que es el ponderador de importancia referente al área que abarca la grilla en cada una de las capas.

Ur	Zona	Valor	N° celdas	Usos		Calidad hídrica							
				Área (Ha)	Z	Método Kriging ordinario			Método Idw				
						Valor Usos	Valor	Z	Valor Kriging	Valor	Z	Valor Idw	
0	S	4,00	247	0,57	0,011	0,0433	4,33	1,00	0,011	1,08	2,00	0,011	2,17
1	S	4,00	1150	2,85	0,010	0,0404	4,04	1,00	0,010	1,01	1,00	0,010	1,01
2	S	4,00	82	0,19	0,011	0,0432	4,32	1,00	0,011	1,08	2,00	0,011	2,16
3	S	4,00	694	1,76	0,010	0,0394	3,94	2,00	0,010	1,97	2,00	0,010	1,97

Ur	Zona	Usos						Calidad hídrica					
		Valor	N° celdas	Área (Ha)	Z	Valor*Z	Valor Usos	Método Kriging ordinario			Método Idw		
								Valor	Z	Valor Kriging	Valor	Z	Valor Idw
4	S	4,00	471	1,27	0,009	0,0371	3,71	2,00	0,009	1,85	1,00	0,009	0,93
5	S	4,00	393	1	0,010	0,0393	3,93	1,00	0,010	0,98	2,00	0,010	1,97
6	S	4,00	738	1,81	0,010	0,0408	4,08	2,00	0,010	2,04	2,00	0,010	2,04
8	S	4,00	818	2,02	0,010	0,0405	4,05	2,00	0,010	2,02	2,00	0,010	2,02
9	S	6,00	605	1,5	0,010	0,0605	6,05	2,00	0,010	2,02	2,00	0,010	2,02
11	S	4,00	912	2,26	0,010	0,0404	4,04	2,00	0,010	2,02	2,00	0,010	2,02
12	S	4,00	173	0,43	0,010	0,0402	4,02	2,00	0,010	2,01	2,00	0,010	2,01
13	S	6,00	521	1,26	0,010	0,0620	6,20	2,00	0,010	2,07	3,00	0,010	3,10
14	S	6,00	294	0,75	0,010	0,0588	5,88	2,00	0,010	1,96	3,00	0,010	2,94
15	S	4,00	164	0,41	0,010	0,0400	4,00	2,00	0,010	2,00	2,00	0,010	2,00
16	S	4,00	737	1,84	0,010	0,0401	4,01	2,00	0,010	2,00	2,00	0,010	2,00
17	S	6,00	77	0,19	0,010	0,0608	6,08	2,00	0,010	2,03	3,00	0,010	3,04
18	S	6,00	847	2,17	0,010	0,0585	5,85	2,00	0,010	1,95	3,00	0,010	2,93
20	S	1,00	708	1,79	0,010	0,0099	0,99	2,00	0,010	1,98	2,00	0,010	1,98
21	S	6,00	779	1,92	0,010	0,0609	6,09	3,00	0,010	3,04	3,00	0,010	3,04
23	S	1,00	735	1,82	0,010	0,0101	1,01	2,00	0,010	2,02	2,00	0,010	2,02
24	S	6,00	730	1,8	0,010	0,0608	6,08	3,00	0,010	3,04	3,00	0,010	3,04
26	S	1,00	426	1,06	0,010	0,0100	1,00	2,00	0,010	2,01	2,00	0,010	2,01
28	S	6,00	407	1,03	0,010	0,0593	5,93	3,00	0,010	2,96	3,00	0,010	2,96
30	S	3,00	714	1,81	0,010	0,0296	2,96	2,00	0,010	1,97	2,00	0,010	1,97
31	S	3,00	8	0,04	0,005	0,0150	1,50	2,00	0,005	1,00	2,00	0,005	1,00
32	N	3,00	538	1,34	0,010	0,0301	3,01	3,00	0,010	3,01	3,00	0,010	3,01
34	S	8,00	640	1,62	0,010	0,0790	7,90	1,00	0,010	0,99	1,00	0,010	0,99
35	N	2,00	145	0,36	0,010	0,0201	2,01	2,00	0,010	2,01	3,00	0,010	3,02
36	N	2,00	265	0,68	0,010	0,0195	1,95	2,00	0,010	1,95	3,00	0,010	2,92

Usos							Calidad hídrica						
Ur	Zona	Valor	N° celdas	Área (Ha)	Z	Valor*Z	Valor Usos	Método Kriging ordinario			Método Idw		
								Valor	Z	Valor Kriging	Valor	Z	Valor Idw
37	N	1,00	2	0,01	0,005	0,0050	0,50	2,00	0,005	1,00	2,00	0,005	1,00
38	N	3,00	483	1,19	0,010	0,0304	3,04	3,00	0,010	3,04	3,00	0,010	3,04
39	N	5,00	191	0,45	0,011	0,0531	5,31	3,00	0,011	3,18	3,00	0,011	3,18
40	N	8,00	568	1,41	0,010	0,0806	8,06	2,00	0,010	2,01	2,00	0,010	2,01
41	N	3,00	868	2,19	0,010	0,0297	2,97	3,00	0,010	2,97	3,00	0,010	2,97
42	N	3,00	1166	2,89	0,010	0,0303	3,03	2,00	0,010	2,02	3,00	0,010	3,03
43	N	1,00	814	1,99	0,010	0,0102	1,02	2,00	0,010	2,05	2,00	0,010	2,05
44	N	1,00	779	1,96	0,010	0,0099	0,99	2,00	0,010	1,99	2,00	0,010	1,99
45	N	5,00	223	0,56	0,010	0,0498	4,98	2,00	0,010	1,99	3,00	0,010	2,99
46	N	5,00	432	1,05	0,010	0,0514	5,14	3,00	0,010	3,09	3,00	0,010	3,09
47	N	3,00	286	0,71	0,010	0,0302	3,02	3,00	0,010	3,02	3,00	0,010	3,02
48	N	3,00	579	1,47	0,010	0,0295	2,95	3,00	0,010	2,95	3,00	0,010	2,95
49	N	3,00	106	0,27	0,010	0,0294	2,94	3,00	0,010	2,94	3,00	0,010	2,94
51	N	1,00	856	2,16	0,010	0,0099	0,99	2,00	0,010	1,98	2,00	0,010	1,98
52	N	1,00	266	0,64	0,010	0,0104	1,04	2,00	0,010	2,08	2,00	0,010	2,08
53	N	3,00	214	0,56	0,010	0,0287	2,87	2,00	0,010	1,91	2,00	0,010	1,91
54	N	5,00	413	1,04	0,010	0,0496	4,96	2,00	0,010	1,99	2,00	0,010	1,99
58	N	1,00	205	0,55	0,009	0,0093	0,93	3,00	0,009	2,80	3,00	0,009	2,80
59	N	1,00	512	1,29	0,010	0,0099	0,99	2,00	0,010	1,98	3,00	0,010	2,98
60	N	3,00	279	0,73	0,010	0,0287	2,87	3,00	0,010	2,87	2,00	0,010	1,91
61	N	3,00	327	0,81	0,010	0,0303	3,03	2,00	0,010	2,02	2,00	0,010	2,02
62	N	1,00	412	1,05	0,010	0,0098	0,98	3,00	0,010	2,94	3,00	0,010	2,94
63	N	1,00	399	0,96	0,010	0,0104	1,04	3,00	0,010	3,12	3,00	0,010	3,12
64	N	3,00	71	0,18	0,010	0,0296	2,96	3,00	0,010	2,96	2,00	0,010	1,97
65	N	2,00	418	1,04	0,010	0,0201	2,01	3,00	0,010	3,01	3,00	0,010	3,01

Usos								Calidad hídrica					
Ur	Zona	Valor	N° celdas	Área (Ha)	Z	Valor*Z	Valor Usos	Método Kriging ordinario			Método Idw		
								Valor	Z	Valor Kriging	Valor	Z	Valor Idw
68	N	1,00	1020	2,54	0,010	0,0100	1,00	3,00	0,010	3,01	3,00	0,010	3,01
69	N	1,00	35	0,08	0,011	0,0109	1,09	3,00	0,011	3,28	3,00	0,011	3,28
70	N	3,00	866	2,15	0,010	0,0302	3,02	3,00	0,010	3,02	3,00	0,010	3,02
74	N	1,00	751	1,85	0,010	0,0101	1,01	2,00	0,010	2,03	2,00	0,010	2,03
75	N	2,00	605	1,52	0,010	0,0199	1,99	3,00	0,010	2,99	3,00	0,010	2,99
78	N	1,00	440	1,14	0,010	0,0096	0,96	2,00	0,010	1,93	2,00	0,010	1,93
79	N	1,00	281	0,74	0,009	0,0095	0,95	2,00	0,009	1,90	2,00	0,009	1,90
80	N	1,00	437	1,16	0,009	0,0094	0,94	2,00	0,009	1,88	2,00	0,009	1,88
81	N	2,00	523	2,29	0,006	0,0114	1,14	2,00	0,006	1,14	3,00	0,006	1,71
82	N	2,00	90	0,23	0,010	0,0196	1,96	3,00	0,010	2,93	3,00	0,010	2,93
83	N	3,00	187	0,48	0,010	0,0292	2,92	3,00	0,010	2,92	2,00	0,010	1,95
84	N	1,00	822	2	0,010	0,0103	1,03	3,00	0,010	3,08	2,00	0,010	2,06
85	N	1,00	1221	2,99	0,010	0,0102	1,02	2,00	0,010	2,04	2,00	0,010	2,04
86	N	1,00	120	0,29	0,010	0,0103	1,03	2,00	0,010	2,07	2,00	0,010	2,07
87	N	3,00	351	0,87	0,010	0,0303	3,03	3,00	0,010	3,03	3,00	0,010	3,03
88	N	3,00	238	0,6	0,010	0,0298	2,98	3,00	0,010	2,98	3,00	0,010	2,98
89	N	3,00	19	0,1	0,005	0,0143	1,43	2,00	0,005	0,95	3,00	0,005	1,43
90	N	1,00	586	1,45	0,010	0,0101	1,01	2,00	0,010	2,02	3,00	0,010	3,03
91	N	4,00	262	0,66	0,010	0,0397	3,97	2,00	0,010	1,98	3,00	0,010	2,98
92	N	3,00	186	0,47	0,010	0,0297	2,97	3,00	0,010	2,97	3,00	0,010	2,97
93	N	1,00	77	0,2	0,010	0,0096	0,96	2,00	0,010	1,93	3,00	0,010	2,89
94	N	1,00	724	1,81	0,010	0,0100	1,00	2,00	0,010	2,00	3,00	0,010	3,00
95	N	1,00	47	0,12	0,010	0,0098	0,98	2,00	0,010	1,96	3,00	0,010	2,94
96	N	3,00	408	1,59	0,006	0,0192	1,92	2,00	0,006	1,28	3,00	0,006	1,92
98	N	1,00	720	1,86	0,010	0,0097	0,97	2,00	0,010	1,94	2,00	0,010	1,94

Ur	Zona	Usos						Calidad hídrica					
		Valor	N° celdas	Área (Ha)	Z	Valor*Z	Valor Usos	Método Kriging ordinario			Método Idw		
								Valor	Z	Valor Kriging	Valor	Z	Valor Idw
99	N	3,00	729	1,76	0,010	0,0311	3,11	2,00	0,010	2,07	3,00	0,010	3,11
101	N	1,00	745	1,84	0,010	0,0101	1,01	2,00	0,010	2,02	2,00	0,010	2,02
102	N	3,00	493	1,19	0,010	0,0311	3,11	2,00	0,010	2,07	3,00	0,010	3,11
103	N	1,00	256	0,66	0,010	0,0097	0,97	2,00	0,010	1,94	3,00	0,010	2,91
104	N	1,00	795	1,97	0,010	0,0101	1,01	3,00	0,010	3,03	3,00	0,010	3,03
105	N	3,00	82	0,21	0,010	0,0293	2,93	1,00	0,010	0,98	2,00	0,010	1,95
106	N	1,00	564	1,41	0,010	0,0100	1,00	2,00	0,010	2,00	2,00	0,010	2,00
107	N	1,00	828	2,06	0,010	0,0100	1,00	3,00	0,010	3,01	2,00	0,010	2,01
108	N	1,00	445	1,16	0,010	0,0096	0,96	1,00	0,010	0,96	2,00	0,010	1,92
109	N	1,00	925	2,37	0,010	0,0098	0,98	2,00	0,010	1,95	2,00	0,010	1,95
110	N	1,00	769	1,92	0,010	0,0100	1,00	1,00	0,010	1,00	1,00	0,010	1,00
111	N	1,00	577	1,4	0,010	0,0103	1,03	1,00	0,010	1,03	1,00	0,010	1,03

Valores de capa Usos: 1,00= Terrenos agrícolas, 2,00= Plantación forestal cosechada, 3,00= Plantación forestal, 4,00= Matorral, 5,00= Pradera, 6,00= Infraestructuras (aérea) y 8,00= Asentamiento urbano. Valores de capa calidad hídrica (para ambos métodos): 1,00= Calidad hídrica crítica, 2,00= Calidad hídrica regular y 3,00= Calidad hídrica aceptable.

Cuadro II.2. Resultados arrojados por la prueba t-student para dos muestras emparejadas, con los valores de las capas de usos y para los métodos de interpolación utilizados ( $\alpha= 0,95$ ) (datos en negrita representan valores críticos)

Estadígrafos	Limites I.C	Media	Varianza	Observaciones	Diferencia hipotética medias	Grados de libertad	Estadístico t	P(T<=t) una cola	Valor crítico de t (una cola)	P(T<=t) dos colas	Valor crítico de t (dos colas)
Método Kriging ordinario	<i>4,333</i>	2,6960	3,3887	90	0	89	<b>1,67192307</b>	0,04902594	1,66215533	0,098051	<b>1,9869787</b>
	<i>2,166</i>	2,3668	0,4193	90							
Método Idw	<i>4,333</i>	2,6960	3,3887	90	0	89	<b>2,54783841</b>	0,00627748	1,66215533	0,012554	<b>1,9869787</b>
	<i>1,0833</i>	2,1804	0,4399	90							

### III. Imagen satelital humedal y laguna Torca (escala 1:5.000)

