



UNIVERSIDAD NACIONAL DE MAR DEL PLATA

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

TESIS DOCTOR EN CIENCIAS  
ÁREA BIOLOGÍA

# **Evaluación del estado trófico y la calidad ambiental en humedales del Sudeste bonaerense mediante el uso de indicadores**

SERGIO M. BAZZINI\*

DIRECTOR: Dra. SILVIA G. DE MARCO

CO-DIRECTOR: Dr. JUAN C. MALLO

\*Grupo de Geología Ambiental

\*Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario

\*Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas

2012

## INDICE GENERAL

RESUMEN	1
ABSTRACT	3
INTRODUCCIÓN	4
HUMEDALES	4
LAGUNAS PAMPEANAS	5
MODELO DE LOS ESTADOS ALTERNATIVOS	7
ESTADO TROFICO DE LAS LAGUNAS PAMPENAS	7
DESARROLLO Y USO DE INDICADORES	8
INDICADORES FISICOQUÍMICOS GENERALES DE LA CALIDAD DEL AGUA	10
INDICES DE CALIDAD DE AGUA	11
<i>Índice de Calidad General (ICG)</i>	11
<i>Índice Simplificado de Calidad de Aguas (ISQA)</i>	12
DIAGNÓSTICO DEL GRADO TRÓFICO	13
<i>Concentración de fósforo</i>	14
<i>Biomasa algal</i>	14
<i>Recuento de rotíferos</i>	14
<i>Transparencia del Disco de Secchi</i>	15
<i>Clasificación del grado de eutrofia según OCDE</i>	15
INDICADORES BIOLÓGICOS DE LA CALIDAD DEL AGUA	15
MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS COMO BIOINDICADORES	16
<i>Índice biológico pampeano (IBPAMP)</i>	17
DIATOMEAS COMO BIOINDICADORES	18
<i>Índice Diatómico General (IDG)</i>	18
PECES COMO BIOINDICADORES	19
<i>Índice de Integridad biótica (IBI)</i>	19
LA DIRECTIVA MARCO DEL AGUA	19
ANEXO V. DIRECTIVA 2000/60/CE	20
<i>Indicadores de calidad para la clasificación del estado ecológico en lagos</i>	20
<i>Definiciones normativas de las clasificaciones del estado ecológico</i>	21
<i>Definiciones del estado ecológico muy bueno, bueno y aceptable en los lagos</i>	22
<i>Seguimiento del estado ecológico y químico de las aguas superficiales</i>	25
<i>Clasificación y presentación del estado ecológico</i>	26
OBJETIVOS E +HIPÓTESIS	27

<b>MATERIALES Y MÉTODOS</b>	28
<b>ÁREA DE ESTUDIO</b>	28
<i>Laguna costera de agua dulce, Reserva Natural Puerto Mar del Plata</i>	29
<i>Laguna continental estacional de agua dulce, La Ballenera</i>	32
<i>Canteras Inundadas, Delegación Batán-Chapadmalal</i>	34
<i>Excavación, charca de Cantera Paso de Piedra</i>	35
<b>ESTACIONES DE MUESTREOS Y RELEVAMIENTOS</b>	36
<b>TRABAJO DE LABORATORIO Y TRATAMIENTO DE RESULTADOS</b>	39
<b>PROCESAMIENTO DE MUESTRAS DE AGUA</b>	39
<b>CLASIFICACIÓN DEL GRADO DE TRÓFICO</b>	39
<b>CLASIFICACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA</b>	41
<b>RECUENTOS DE PLANCTON</b>	41
<i>Cálculo de densidad fito y zooplanctónica</i>	41
Índice de Shannon (H')	42
Índice de Margalef (DMg)	42
Índice de Simpson (Ds)	42
<i>Índices Bióticos para la comunidad planctónica</i>	43
Índice Diatómico General (IDG)	43
<b>RECUENTOS DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS</b>	44
<i>Índices Bióticos para macroinvertebrados</i>	44
Índice biológico de calidad del agua (IBMWP)	44
Índice biológico pampeano (IBPAMP)	46
<b>RECUENTOS DE PECES</b>	47
<i>Índices Bióticos para la comunidad íctica</i>	47
Índice de Integridad biótica (IBI)	47
<b>DETERMINACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO</b>	48
<b>ANÁLISIS ESTADÍSTICOS</b>	49
<b>RESULTADOS</b>	50
<b>PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS Y NUTRIENTES</b>	50
<i>Reserva Natural Puerto Mar del Plata</i>	50
<i>Paso de Piedra</i>	55
<i>La Ballenera</i>	59
<b>ÍNDICE SIMPLIFICADO DE CALIDAD DE AGUAS (ISQA)</b>	66
<i>Reserva Natural Puerto Mar del Plata</i>	66
<i>Paso de Piedra</i>	66
<i>La Ballenera</i>	67
<b>CLASIFICACIÓN DEL ESTADO TRÓFICO</b>	68
<b>DIAGNÓSTICO DEL ESTADO TRÓFICO</b>	70

TSI (CARLSON, 1977)	70
ROTÍFEROS DE LA BIOINDICACIÓN (KARABIN, 1985)	71
CARACTERÍSTICAS DEL SISTEMA BIÓTICO	72
PLANCTON	72
<i>Reserva Natural Puerto Mar del Plata</i>	72
Fitoplancton	76
Zooplancton	77
Índice de Diversidad de Shannon (H')	78
Índice de Riqueza Específica de Margalef (DMg)	78
Índice de Dominancia de Simpson (Ds)	78
<i>Paso de Piedra</i>	79
Fitoplancton	83
Zooplancton	84
Índice de Diversidad de Shannon (H')	85
Índice de Riqueza Específica de Margalef (DMg)	85
Índice de Dominancia de Simpson (Ds)	85
<i>La Ballenera</i>	86
La Ballenera Estación E1 (BALL-E1)	87
La Ballenera Estación E2 (BALL-E2)	91
La Ballenera Estación E3 (BALL-E3)	95
La Ballenera Estación E4 (BALL-E4)	99
La Ballenera Estación E5 (BALL-E5)	103
Fitoplancton de la laguna La Ballenera	107
Zooplancton de la laguna La Ballenera	108
Índice de Diversidad de Shannon (H')	110
Índice de Riqueza Específica de Margalef (DMg)	110
Índice de Dominancia de Simpson (Ds)	111
<i>Índice Diatómico General</i>	112
PECES	113
<i>Reserva Natural Puerto Mar del Plata</i>	113
<i>Paso de Piedra</i>	114
<i>La Ballenera</i>	114
<i>Métricas basadas en los peces capturados</i>	114
<i>Desarrollo y obtención del IBI</i>	114
IBI Ballenera	115
IBI RNPMdP	116
MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS	117
<i>Índice biológico de calidad del agua: IBMWP</i>	119
Laguna La Ballenera	119

Laguna de la RNPMdP	119
<i>Índice biológico pampeano: IBPAMP</i>	119
Laguna La Ballenera	119
Laguna de la RNPMdP	120
CLASIFICACIÓN Y DETERMINACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO	121
<i>Estado ecológico de la laguna La Ballenera</i>	123
<i>Estado ecológico de la laguna RNPMdP</i>	123
<i>Potencial ecológico de Paso de Piedra</i>	124
DISCUSIÓN	125
CONCLUSIONES	131
BIBLIOGRAFÍA	133
ANEXO	143

# **Evaluación del estado trófico y la calidad ambiental en humedales del Sudeste bonaerense mediante el uso de indicadores**

## **Resumen**

El término humedales engloba una amplia variedad de ambientes en los cuales el agua es el componente característico y cuyo rol resulta fundamental en la determinación de su estructura y funciones ecológicas. La Convención Ramsar los define como: "Extensiones de marismas, pantanos y turberas, o superficies cubiertas de agua, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros". En definitiva, los humedales comprenden una amplia variedad de ambientes acuáticos. Existen además humedales artificiales (estanques acuícolas, tierras agrícolas irrigadas, embalses, cavas, charcas en canteras de arena y grava, piletas de residuos mineros, canales y campos de depuración de aguas cloacales, entre otros), los cuales también pueden contribuir, bajo determinadas condiciones, a conservar la biodiversidad.

La provincia de Buenos Aires posee una superficie de 307.571 km<sup>2</sup> y ocupa el 11,06% de su superficie total de Argentina. Se encuentra íntegramente dentro de la región pampeana de clima templado, denominada también pampa húmeda. El Sudeste de la provincia de Buenos Aires se extiende entre los sistemas serranos de Ventania y Tandilla y presenta un importante desarrollo de lagunas y humedales.

El marco teórico referido al establecimiento del estado trófico y el grado de calidad ambiental de humedales en nuestro país se encuentra poco desarrollado. A partir de la directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo (Directiva Marco de Agua/DMA), los Estados miembros de la Comunidad Europea establecieron un marco comunitario de actuación que unifica los criterios a seguir en el estudio y monitoreo de la calidad de sus aguas superficiales y cuencas de drenaje, y resulta ser una herramienta sobradamente reconocida y por demás aplicada. Es materia de la DMA: la designación de los parámetros a evaluar (hidrográficos, físico-químicos, biológicos y ecofisiológicos), la metodología a implementarse en su determinación, el seguimiento, el control y el establecimiento de límites de referencia para los distintos usos del agua.

Si bien durante la presente tesis doctoral se implementan los conceptos y lineamientos incorporados en la DMA, también se consideran y evalúan distintos modelos e índices de calidad ambiental, procurando un mejor ajuste en cuanto al establecimiento del estado trófico y la calidad ambiental de humedales del Sudeste bonaerense, mediante el empleo de indicadores.

Fueron seleccionados, atendiendo a la tipología de Clasificación de Humedales Ramsar, un humedal costero, un humedal continental y un humedal artificial. En los tres humedales se realizaron muestreos mensuales entre los meses de agosto de

2008 y noviembre de 2009, durante los cuales se relevaron las condiciones físico-químicas *in situ* (temperatura superficial, turbidez, salinidad, pH, conductividad, y oxígeno disuelto) y se tomaron muestras de agua para determinar las condiciones referidas a los parámetros ecofisiológicos y biológicos (materia orgánica particulada, material particulado en suspensión, amonio, nitratos, nitritos, fosfatos y silicatos, clorofila *a* y feopigmentos). Asimismo, se muestrearon diferentes comunidades biológicas: plancton, peces y macroinvertebrados bentónicos y se determinó la distribución y sucesión temporal de estas comunidades, identificando los *taxa* dominantes y más abundantes.

Se calcularon índices calidad del agua (ISQA), de estado trófico (EPA, Margalef, Lee/Jones/Rast, OCDE, TSI de Carlson, Karabin) índices de diversidad (Riqueza Específica de Margalef, Diversidad Biológica de Shannon, Dominancia de Simpson) e índices bióticos (IBI-peces, IDG-diatomeas, IBMWP-macroinvertebrados, IBPAMP-macroinvertebrados).

Por último, siguiendo las recomendaciones establecidas por la Directiva Marco del Agua, se seleccionaron los indicadores más apropiados para los humedales del Sudeste bonaerense y se determinó el estado ecológico de los humedales seleccionados.

El objetivo de la presente tesis fue evaluar de manera integral humedales del Sudeste bonaerense, mediante la implementación de indicadores ambientales multidimensionales.

**Palabras clave:** humedales, indicadores, estado ecológico.

# Evaluation of the trophic state and environmental quality in wetlands of Southeastern Buenos Aires using indicators

## Abstract

Wetlands are lands areas that are inundated or saturated by surface or groundwater. Saturation with water is the dominant factor. Wetlands vary widely because of regional and local differences in topography, climate, hydrology, water chemistry, vegetation, and other factors. The Ramsar Convention on Wetlands uses a broad definition of the types of wetlands, including swamps and marshes, lakes and rivers, wet grasslands and peatlands, oases, estuaries, deltas and tidal flats, near-shore marine areas, mangroves and coral reefs, and human-made sites such as fish ponds, rice paddies, reservoirs, and salt pans.

The “Directive 2000/60/EC of the European Parliament establishing a framework for the Community action in the field of water policy” was adopted on October 2000. The aim is long-term sustainable water management based on a high level of protection of the aquatic environment in all surface and groundwater bodies. A general requirement for ecological protection, and a general minimum chemical standard, was introduced to cover all surface waters. Good ecological status is defined in terms of the quality of the biological community, the hydrological characteristics and the chemical characteristics. The controls, a set of procedures and standards are provided, together with a system to ensure comparability.

In the southeastern Buenos Aires, according to Ramsar classification, a coastal wetland, an inland wetland and an artificial wetland, were selected. These wetlands were monitored in their physicochemical, ecophysiological and biological parameters. Phytoplankton, zooplankton, benthic macroinvertebrates and ichthyic communities were analyzed. Guidelines of Water Framework Directive were implemented. Several (biotic, trophic and ecological) indices were evaluated, validated and applied. Finally, the ecological status of wetlands monitored was determined and it is proposed a set of indicators and indices for determining wetlands environmental quality in the southeastern Buenos Aires.

**Keywords:** wetlands, indicators, ecological status

# Evaluación del estado trófico y la calidad ambiental en humedales del Sudeste bonaerense mediante el uso de indicadores

## 1. INTRODUCCIÓN

### HUMEDALES

El término humedales engloba una amplia variedad de ambientes que comparten una propiedad que los diferencia del ecosistema terrestre, que consiste en la presencia de agua como componente característico del ambiente y cuyo rol resulta fundamental en la determinación de su estructura y funciones ecológicas (Dangavs, 2005).

Los humedales se encuentran en aquellos lugares donde la capa freática se halla en o cerca de la superficie del suelo o donde el mismo está cubierto de agua poco profunda. La Convención Ramsar los define como: "Extensiones de marismas, pantanos y turberas, o superficies cubiertas de agua, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros". En definitiva, los humedales comprenden una amplia variedad de tipos de hábitat, inclusive ríos y lagos, lagunas costeras, salinas, manglares, turberas y hasta arrecifes de coral (Frazier, 1998; Schnack *et al.*, 2000).

Los humedales, considerados tradicionalmente como tierras anegadas, marginales e inaccesibles, desde hace un tiempo han comenzado a adquirir valor, al ser reconocidos como ecosistemas productivos que pueden jugar un papel central en las estrategias de desarrollo socioeconómico sostenible. Estos ecosistemas brindan diversos usos y servicios: mitigación de inundaciones; estabilización del litoral y control de la erosión; recarga y descarga de acuíferos; purificación de aguas mediante retención de nutrientes, sedimentos y contaminantes; estabilización de condiciones climáticas locales, particularmente precipitación y temperatura; áreas de alimentación y nidificación de diversas especies de aves (migradoras y no migradoras) y sitios de cría de diferentes especies de peces, entre otros (Dugan, 1992). Además proveen numerosos recursos naturales, sustentan gran diversidad biológica y constituyen hábitats críticos para muchas especies amenazadas (Dangavs, 2005).

La región pampeana (33°-39° S, 57°-66° O) presenta un importante desarrollo de lagunas y humedales, algunos de los cuales son el resultado de la construcción de presas sobre bajos inundables. Estos ecosistemas se sitúan en fértiles drenajes que naturalmente les aportan grandes cantidades de nutrientes (Quirós *et al.*, 2002a). Ciertas actividades humanas (agricultura y ganadería, urbanizaciones de alta densidad, núcleos industriales, entre otras) pueden aumentar tanto las cargas de éstos como de otras sustancias.

En la región pampeana los bañados y lagunas cubren una superficie de unos 100.000 km<sup>2</sup> y constituyen una de las zonas de humedales más extensas de América del Sur. Su geomorfología corresponde a un paisaje donde la sucesión de períodos climáticos secos y húmedos, hacia fines del Cuaternario, llevó a un importante desarrollo de sistemas de lagunas en las áreas más deprimidas (Quirós, 2005).

Entre los principales factores que determinan las características básicas del humedal pampeano se encuentran la geomorfología de la planicie, el clima, y la variabilidad climática estacional, interanual (con períodos de sequía e inundación variables de 3 a 7 años) y de períodos de varios años y de duración variable (40-50 años) (Quirós *et al.*, 2005). Las lagunas son el componente central del humedal pampeano. Son muy poco profundas y no estratifican térmicamente excepto por períodos muy breves. Su origen geomorfológico prácticamente en común se ve reflejado en la similar morfología de sus cubetas. Como es de esperar, tanto la profundidad media como la profundidad máxima de una laguna varía en función de la superficie inundada. Tanto la profundidad relativa (0,02 - 0,6 %) como la pendiente promedio de las lagunas (0,3 – 12m /Km) cuantifican adecuadamente cómo se continúa el suave relieve del humedal pampeano en las cubetas de sus lagunas (Quirós, 2005).

## LAGUNAS PAMPEANAS

En la provincia de Buenos Aires se contabilizan 1429 lagunas con longitud mayor a 500 m de longitud máxima, muchas de ellas permanentes o semipermanentes (Gómez & Toresani, 1998). La edad geológica de las mismas se ubica desde el Pleistoceno medio a la actualidad (Dangavs & Blassi, 1994). Estas lagunas se extienden sobre las zonas más planas y deprimidas de la región debido a las bajas pendientes del paisaje (Figura 1) (Quirós, 2005).

Las lagunas pampásicas tienen salinidad variable, se encuentran dentro del rango de oligohalinas a mesohalinas (Ringuelet *et al.*, 1968). La composición iónica de las mismas varía entre bicarbonatadas sódicas y cloruradas sódicas, hemi a hipo sulfatadas e hipomagnésicas.

El perfil típico de bañera o palangana de las lagunas pampásicas, la escasa profundidad y la ausencia de estratificación térmica y química promueven la circulación vertical inducida por el viento, que determina una elevada concentración de oxígeno disuelto en la columna de agua, a nivel de saturación e incluso de sobresaturación (Fernández Cirelli & Miretzky, 2002).

La dinámica de las lagunas pampásicas, debido a su escasa profundidad, está intrínsecamente ligada a las condiciones climáticas, observándose que el volumen de precipitaciones y de evapotranspiración anual son del mismo orden de magnitud que los volúmenes hídricos de las mismas (Fernández Cirelli & Miretzky, 2002).

En lo referente al estado trófico, estas lagunas se distribuyen entre un estado de laguna clara, eutrófica, colonizada por macrófitas y con comunidades de peces más balanceadas, situadas en las regiones de menor intensidad de explotación, hasta un estado definido de laguna turbia hipereutrófica, que soporta una mayor intensidad

de uso de la tierra en su cuenca de drenaje, con alta turbidez, dominadas por cianofitas y peces planctívoros (Quirós *et al.*, 2002a).

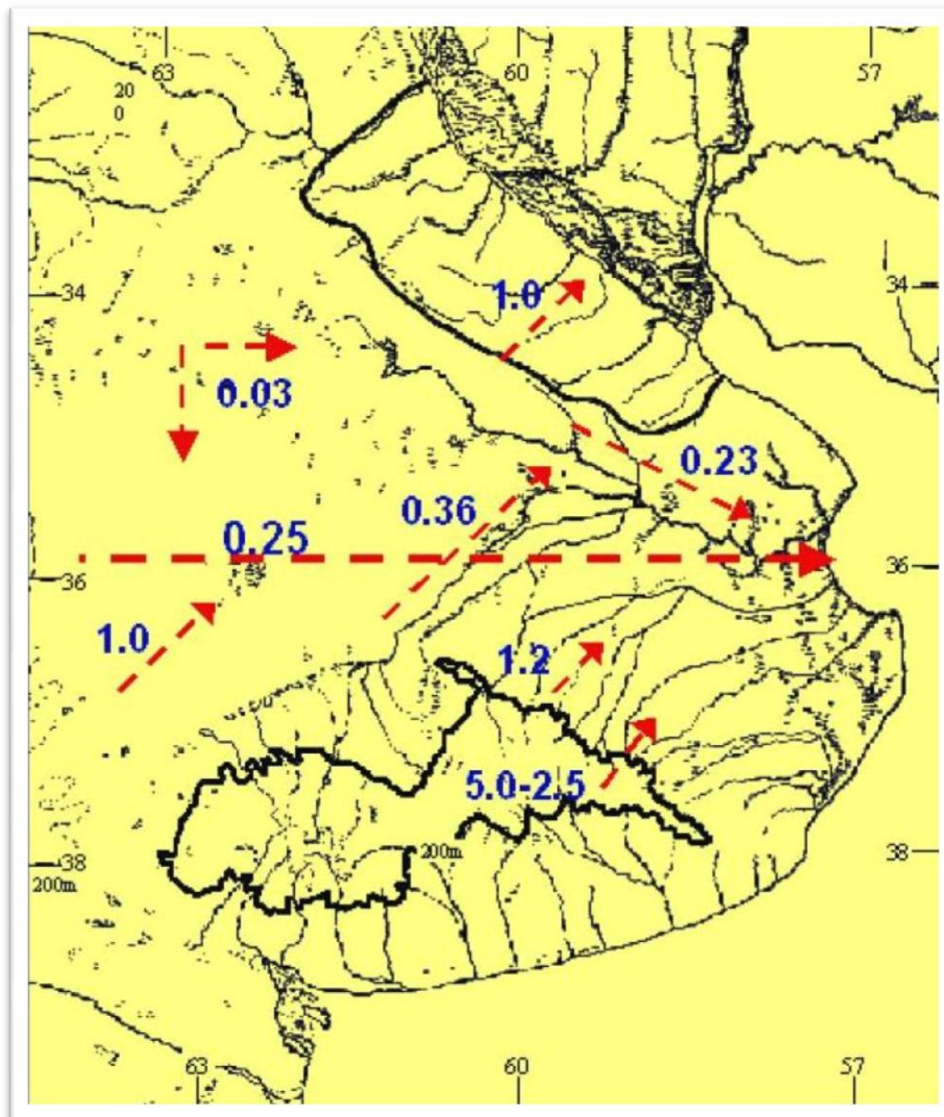


Fig. 1: Pendientes del paisaje (en  $m.Km^{-1}$ ), indicando las zonas deprimidas de Buenos Aires. (Tomado de Quirós, 2005).

Los principales parámetros físico-químicos que influyen en la presencia, distribución y abundancia de los organismos fitoplanctónicos en un ambiente acuático son: temperatura, oxígeno disuelto,  $CO_2$ , pH, alcalinidad total, sólidos disueltos, dureza total, transparencia, turbidez, conductividad y cantidad de nutrientes, ya que la variación de éstos a través del año, puede provocar diversos cambios que influyen directamente en la dinámica ecológica de una laguna (Barnes & Mann, 1980).

De manera general, en los ambientes acuáticos las interacciones entre los parámetros físico-químicos afectan a los diferentes organismos. En este sentido, la descripción de las comunidades acuáticas depende básicamente de la descripción de las relaciones entre estos parámetros, por lo que es muy importante su caracterización.

## MODELO DE LOS ESTADOS ALTERNATIVOS

En los cuerpos de agua someros o poco profundos, la acción del viento facilita la interacción entre el agua y el sedimento y los nutrientes se reciclan rápidamente, aumentando así la productividad. Cuando la concentración de nutrientes es muy baja, las lagunas suelen tener poca cobertura vegetal y la riqueza de especies del plancton es mínima. Debido a la escasa producción de fitoplancton la turbidez también es baja. Con mayores niveles de nutrientes aumenta la riqueza de especies en todos los niveles y las redes tróficas son más complejas, lo que también aumenta la cantidad de biomasa. Las aguas pueden mantener la transparencia debido a mecanismos como la competencia entre macrófitas y fitoplancton por los nutrientes y la luz. La presencia de vegetación, a su vez, funciona como refugio para el zooplancton y reduce la resuspensión de sedimentos por el viento contribuyendo también a la transparencia del agua. Sin embargo, en aguas eutróficas, la vegetación desaparece drásticamente y la laguna pasa a un estado de aguas turbias. A lo largo del año una laguna puede presentar estados alternativos de aguas claras y turbias, dependiendo de los mecanismos que actúen en ella (Scheffer, 1989; Scheffer & Jeppensen, 2007). No existe un único nivel crítico de nutrientes que determine el cambio de aguas claras a turbias, ya que pueden actuar otros factores como el clima, el tamaño de la laguna y su profundidad (Cejudo-Figueiras, 2011).

## ESTADO TROFICO DE LAS LAGUNAS PAMPENAS

Las lagunas pampeanas disponen de abundante materia orgánica y elevadas concentraciones de nutrientes (principalmente compuestos de nitrógeno y fósforo) que determinan un nivel de eutrofia avanzado desde su origen (Dangavs, 2005). Las lagunas pampeanas fueron caracterizadas por Quirós & Drago (1999) como naturalmente eutróficas, y actualmente bajo estrés ambiental manifiesto que incrementa aún más sus contenidos de nutrientes (Quirós *et al.*, 2002a).

Según Dangavs (2005), en las lagunas pampeanas predomina la acumulación de detritos orgánicos de origen endógeno, que elevan el fondo y facilitan el arraigue de las comunidades vegetales acuáticas. Ello ha determinado la paulatina colmatación de las cubetas, donde el ambiente pasa rápidamente a ser un pantano o directamente desaparece (Díaz & Colasurdo, 2008). En las áreas con menor desarrollo antrópico, la vegetación arraigada generalmente cubre, en parches y con extensión variable, la superficie de las lagunas (Quirós *et al.*, 2002b).

El estado trófico de las grandes lagunas pampeanas (superficie superior a los 2km<sup>2</sup>) varía entre eutrófico e hipertrófico (Quirós *et al.*, 2002b). Las lagunas claras, con mayor transparencia del agua, están generalmente dominadas por la macrofitia acuática, especialmente sumergida. Sus concentraciones de fósforo total (TP) son relativamente menores (promedio de 230 mg.m<sup>-3</sup>, entre 23 – 1288 mg.m<sup>-3</sup>), pero siempre dentro del rango eutrófico-hipertrófico. Sin embargo, para este grupo de lagunas, la biomasa algal (concentración de clorofila *a*) es relativamente baja (promedio de 19,2 mg.m<sup>-3</sup>, entre 1,58 – 82,4 mg.m<sup>-3</sup>). Por otra parte, las lagunas turbias están dominadas por el fitoplancton (Quirós *et al.*, 2002b). Su biomasa algal es apreciablemente mayor al de las lagunas claras (promedio de 103 mg.m<sup>-3</sup>, entre 12,8 – 405 mg.m<sup>-3</sup>); sin embargo ese patrón no se ve claramente reflejado en la concentración de TP (promedio de 288 mg.m<sup>-3</sup>, entre 25 – 1250 mg.m<sup>-3</sup>). A

diferencia de éstas últimas, las lagunas altamente turbias de la alta cuenca del río Salado presentan las mayores concentraciones de TP (promedio de 895 mg.m<sup>-3</sup>, entre 466 – 1275 mg.m<sup>-3</sup>) y de clorofila a (promedio de 113 mg.m<sup>-3</sup>, entre 52 – 192 mg.m<sup>-3</sup>). Estas lagunas se entonces son altamente hipereutróficas (Quirós *et al.*, 2002b).

Quirós *et al.* (2005) concluyen que las grandes lagunas claras se presentan generalmente meso-eutróficas, con menores valores medios en sus concentraciones de nutrientes totales y biomasa algal y con mayor transparencia del agua (Tabla 1). Asimismo, las grandes lagunas turbias se presentan eutróficas e hipertróficas, con altos valores medios de sus concentraciones de nutrientes totales, biomasa algal y baja transparencia del agua (Quirós *et al.*, 2005).

Tamaño	Tipo	SD (m)	Clo (mg.m <sup>-3</sup> )	TP (mg.m <sup>-3</sup> )	Clo:TP	TN (mg.m <sup>-3</sup> )	TN:TP
grande	clara	1,5 (0,6-4,6)	19,2 (1,6-82,4)	230 (23-1288)	0,11 (0,03-0,24)	6361 (2660-11592)	63 (9-45)
	turbia	0,4 (0,1-1,1)	107 (12,8-405)	479 (25-1250)	0,32 (0,09-0,58)	9320 (2900-28750)	40 (5-116)
pequeña	clara	> 0,8 (0,04->2,3)	23,4 (0,2-258)	1889 (366-4910)	0,01 (0,0001-0,15)	2373 (162-21021)	1,3 (0,1-8)
	turbia	0,3 (0,04-1,0)	165 (3,7-1814)	2035 (688-5322)	0,08 (0,001-0,35)	6593 (1456-53124)	3,3 (0,6-11)

Tabla 1. Indicadores del estado trófico en las lagunas pampeanas. Se presentan los valores medios y los rangos de variación para cada grupo de lagunas. SD= profundidad medida con Disco de Secchi, Clo= clorofila a, TP=fósforo total, TN= nitrógeno total. (Tomado de Quirós *et al.*, 2005).

Las concentraciones de TP y TN de las lagunas pequeñas son sustancialmente mayores y menores respectivamente, que en las grandes lagunas. Las lagunas pequeñas, especialmente las claras, parecen sufrir un enriquecimiento en fósforo de origen erosivo que entra a las mismas con la escorrentía superficial. Esto llevaría a que presenten bajísimos valores de la relación Clo:TP y TN:TP. Tanto la biomasa algal como la transparencia del agua no son muy diferentes cuando se las compara con las de las grandes lagunas del mismo tipo, aunque sí bastante más variables (Quirós *et al.*, 2005).

## DESARROLLO Y USO DE INDICADORES

El desarrollo de indicadores e índices basados en datos primarios y estadísticas derivados del monitoreo, es fundamental en el proceso de elaboración de información útil para la toma de decisiones en el manejo del medio ambiente. Esto implica el conocimiento de qué y de cómo se debe medir y monitorear. Para esto es necesaria la definición de un marco de referencia que permita organizar la información en función de las prioridades y los usuarios (Winograd *et al.*, 1996).

Existen varios marcos conceptuales disponibles que pueden utilizarse para guiar la selección, el desarrollo y el uso de indicadores. Entre ellos se encuentran modelos

para la elaboración y aplicación de estrategias y acciones (CCME, 1994; EPA, 1994) y modelos para el monitoreo de procesos ambientales (Friends & Raport, 1979; OCDE, 1993; United Nations, 1984) (Winograd *et al.*, 1996).

La importancia de los diferentes indicadores para evaluar la calidad de agua, según Water Quality Assessment (WHO, 1996), se muestra en la Tabla 2.

Variables Generales	Estado Ecológico	Fuente de agua potable	Pesquerías	Baño	Riego
Temperatura	+++		+++	+	
Color	++	++		++	
Olor		++		++	
Sólidos en suspensión	+++	+++	+++	+++	
Turbidez/ transparencia	+	++	++	++	
Conductividad	++	+	+		+
Sólidos disueltos totales		+	+		+++
pH	+++	+	+++		+
Oxígeno disuelto	+++	+	+++		+
Dureza		++	+		
Clorofila	+	++	++	++	
Nutrientes					
Amonio	+	+	+++		
Nitrato/Nitrito	++	+++	+		
Fósforo/ fosfato	++				
Materia orgánica					
Carbono orgánico total	++	+		+	
DQO	++		++		
DBO	+++	++	+++		
Iones principales					
Sodio	+	+			+++
Potasio	+				
Calcio	+				+
Magnesio	++	+			
Cloro	++	+			+++
Sulfato	+	+			
Elementos traza		+++	++		+
Metales pesados		++	++		+
Arsénico y Selenio					
Contaminantes orgánicos					
Aceites e hidrocarburos		++	+	++	
Pesticidas		++	++		
Tensioactivos		+	+	+	
Indicadores microbiológicos					
Coliformes fecales		+++		+++	+++
Coliformes totales		+++		+++	+
Patógenos		+++		+++	+
+++ Importancia relativa de los indicadores para los diferentes usos del agua					

Tabla 2. Importancia de los indicadores para los diferentes usos del agua, según Water Quality Assessment (WHO, 1996).

De acuerdo a Water Quality Assessment, las variables más importantes para evaluar el estado ecológico, son: temperatura del agua, sólidos en suspensión, pH, oxígeno disuelto y materia orgánica, seguidas en orden de importancia por: nutrientes, color, turbidez, conductividad e iones principales (Tabla 2).

## INDICADORES FISICOQUÍMICOS GENERALES DE LA CALIDAD DEL AGUA

La composición química de las aguas naturales es regulada por factores climáticos tales como las precipitaciones, procesos de erosión, meteorización, evaporación, sedimentación y también la influencia de componentes biológicos del sistema como la vegetación y la actividad microbiana del suelo que influyen en la composición de las aguas de escurrimiento. Existen tres mecanismos que regulan la composición química natural de las aguas: las precipitaciones, la naturaleza geológica de las rocas y el proceso de evaporación-cristalización (Gibbs, 1970).

La temperatura es considerada como la variable que activa y regula los procesos físico-químicos en las aguas. Varía de acuerdo a las condiciones climáticas y a la movilidad de cursos fluviales y espejos de agua.

La conductividad es una medida de la suma total de iones en una masa hídrica, la cual depende de variables físicas, químicas y biológicas. La conductividad puede cambiar a lo largo del año y podría ser mayor en estaciones secas comparada con estaciones húmedas, dada la concentración de sustancias disueltas. Al analizar la conductividad, se debe tener en cuenta la relevancia de los factores como: evaporación, efectos de ribera, cercanía a desagües, actividades antrópicas industriales, agrícolas y domésticas.

El pH es un indicador de acidez que interviene en diferentes procesos biológicos y químicos y se establece a partir de un balance entre soluciones ácidas y básicas, tomando valores entre 0 y 14 upH. Su valor define, en parte, la capacidad de autodepuración del cuerpo de agua y, por ende, su contenido de materia orgánica. También, es una propiedad de vital importancia para el desarrollo de la vida acuática ya que tiene influencia sobre muchos procesos químicos y biológicos. El estándar de calidad de agua para el pH está entre 6 y 9 upH.

El oxígeno disuelto es uno de los principales factores que influye en la distribución de la mayoría de los organismos acuáticos, además de la dinámica física del cuerpo de agua, la vegetación, desarrollo de la zona litoral, profundidad, entre otros. La acción de los vientos mantiene las masas de agua bien oxigenadas. La solubilidad del oxígeno depende de la presión atmosférica e hidrostática y la temperatura. Presenta variaciones a lo largo del día, en lugares con actividad fotosintética la concentración de oxígeno aumenta durante el día y disminuye en la noche. Considerado como un elemento fundamental para toda forma de vida acuática, la disponibilidad de oxígeno varía en los humedales de manera estacional y de acuerdo a la actividad biológica, la temperatura, o la turbulencia.

Una concentración de oxígeno alta denota buenas condiciones para la vida acuática y por consiguiente para la calidad del agua, mientras que su ausencia, aumenta la posibilidad de que se tienda a sistemas anaeróbicos que retardan los procesos de oxidación de compuestos orgánicos limitando las relaciones biológicas. En los

sectores donde la circulación del agua se torna lenta o en su totalidad no se propicia una renovación de las mismas, el consumo de oxígeno aumenta, lo que reduce su disponibilidad, afectando las diversas formas de vida. El rango de concentración de oxígeno disuelto (OD) en agua dulce varía entre 8 y 15 mgL<sup>-1</sup>, y concentraciones entre 2 mgL<sup>-1</sup> y 5 mgL<sup>-1</sup> afectan sensiblemente a los organismos.

Se entiende por turbidez a la concentración de materia en suspensión (sedimentos y partículas orgánicas) que interfiere en la penetración de la luz. Es también un parámetro de calidad del agua que condiciona los diferentes procesos biológicos.

## INDICES DE CALIDAD DE AGUA

### ***Índice de Calidad General (ICG)***

Es una adaptación del índice Provencher y Lamontagne (1979) del Servicio de Calidad de las Aguas del Ministerio de Riquezas Naturales del Estado de Quebec (Canadá), en el que se utilizan 23 parámetros procesados mediante ecuaciones lineales, de los cuales 9 se utilizan siempre (básicos) y 14 según su influencia en la calidad (complementarios).

La finalidad que se pretende con el ICG, es deducir un número adimensional, como combinación o función de los datos analíticos de una muestra de agua, que refleje su calidad en orden a su utilización posterior, y que permita su comparación con los que se obtengan, por el mismo algoritmo, de otras muestras, tomadas en distintos lugares o épocas.

Su expresión matemática más general es:

$$ICG =$$

En donde:

$\lambda_i$ : variables o parámetros analizados.

$n$ : número de parámetros que intervienen en el sumatorio.

$F_1$ : función que transforma el valor analítico de cada parámetro en un valor adimensional. Se obtiene de esta forma el nivel de calidad ( $Q_i$ ).

$F_2$ : función que pondera la influencia de cada parámetro en el global del índice. Se obtiene así el peso específico de cada parámetro ( $P_i$ ):

—

Por tanto, el ICG se puede expresar finalmente como:

$$ICG =$$

Los valores de los coeficientes  $a$ , varían de 1 (muy importante) a 4 (poco significativo), según la importancia que se le asigne a cada uno de los que intervengan en el índice.

Se consideran parámetros básicos a aquellos cuya concentración es siempre significativa cualquiera sea su valor. Complementarios son los que afectan sólo a partir de una determinada concentración; solamente intervienen en el cálculo cuando su  $Q_i$  es inferior a 60.

Esta consideración de parámetros básicos y complementarios permite la adaptación del índice para usos determinados, según el cual cambiará la naturaleza y número de cada uno de los tipos.

Los nueve parámetros básicos de aguas superficiales son los siguientes:

Coliformes totales (a=1)

pH (a=1)

Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), en 5 días (a=1)

Nitratos (a=3)

Fosfatos (a=3)

Conductividad (a=1)

Materia en suspensión (a=1)

Oxígeno disuelto (a=1)

Demanda Química de Oxígeno (DQO) (a=3)

Según los diferentes valores que puede adoptar el ICG, es válida la siguiente clasificación:

Calidad del Agua	ICG
Excelente	=100
Muy Buena	85 - 100
Buena	75 - 85
Regular	65 - 75
Deficiente	50 - 65
Mala	<50

Tabla 3. Clasificación de la Calidad del Agua, de acuerdo al ICG

Si algún valor  $Q_i$  resultase nulo para un determinado parámetro, el agua es calificada como mala por ese sólo concepto, aunque la media ponderada resultante pudiera tener un valor alto (Hervot et al., 2012).

### ***Índice Simplificado de Calidad de Aguas (ISQA)***

Adaptado del ICG por Queralt (1982) para las cuencas de Cataluña, el ISQA es uno de los índices más utilizados para evaluar la calidad de las aguas de España. Es ideal para analizar el estado ecológico, aunque precisa ser completado con otros índices si se pretende hacer una evaluación de la calidad para otro tipo de uso (fuente de agua potable, riego, baño). Se obtiene a partir de una sencilla fórmula que combina, desde el año 2003, los 5 parámetros fisicoquímicos más relevantes para la evaluación del estado ecológico:

$$\text{ISQA (2003)} = E \cdot (A + B + C + D)$$

en donde:

**E:** temperatura del agua (en °C). Toma valores comprendidos entre 0,8 y 1 según:

- ✓  $E = 1$  si  $T \leq 20$  °C
- ✓  $E = 1 - (T - 20) \cdot 0,0125$  si  $T > 20$  °C

**A:** materia orgánica particulada (MOP, en mg.L<sup>-1</sup>). Toma valores comprendidos entre 0 y 30 según:

- ✓  $A = 30 - MOP$  si  $MOP \leq 5$  mg.L<sup>-1</sup>
- ✓  $A = 21 - (0,35 \times MOP)$  si  $12$  mg.L<sup>-1</sup>  $\geq MOP > 5$  mg.L<sup>-1</sup>
- ✓  $A = 0$  si  $MOP > 12$  mg.L<sup>-1</sup>

**B:** material particulado en suspensión (MPS en mg/l). Toma valores comprendidos entre 0 y 25 según:

- ✓  $B = 25 - (0,15 \times MPS)$  si  $MPS \leq 100$  mg.L<sup>-1</sup>
- ✓  $B = 17 - (0,07 \times MPS)$  si  $250$  mg.L<sup>-1</sup>  $\geq MPS > 100$  mg.L<sup>-1</sup>
- ✓  $B = 0$  si  $MPS > 250$  mg.L<sup>-1</sup>

**C:** oxígeno disuelto (O<sub>2</sub> en mg.L<sup>-1</sup>). Toma valores comprendidos entre 0 y 25 según:

- ✓  $C = 2,5 \times O_2$  si  $O_2 < 10$  mg.L<sup>-1</sup>
- ✓  $C = 25$  si  $O_2 \geq 10$  mg.L<sup>-1</sup>

**D:** conductividad (CE en  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  a 18 °C). Si la conductividad se mide a 25 °C, para obtener la conversión a 18 °C se multiplicará por 0,86. Toma valores comprendidos entre 0 y 20 según:

- ✓  $D = (3,6 - \log CE) \cdot 15,4$  si  $CE \leq 4000$   $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$
- ✓  $D = 0$  si  $CE > 4000$   $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$

El ISQA varía entre 0 (calidad mínima) y 100 (calidad máxima), adoptando la clasificación de Calidad del Agua utilizada por el ICG (Tabla 3).

## DIAGNÓSTICO DEL GRADO TRÓFICO

La catalogación trófica se alcanza mediante la aplicación e interpretación de una serie de indicadores de amplia aceptación. En cada caso, se tienen en cuenta el valor de unos u otros en función de las características limnológicas básicas. Así, se pueden interpretar las incoherencias entre índices y parámetros y establecer la catalogación final en función de aquellos que, en cada caso, responden a la eutrofización de las aguas y no a otros aspectos.

### **Concentración de fósforo**

La concentración de fósforo total (PT) es un parámetro crucial en la eutrofización puesto que suele ser el elemento que limita el crecimiento de las algas. Hay varios índices que contemplan su concentración media anual para la catalogación trófica:

- EPA (1974) con tres categorías tróficas y límites de 10 y 20 mg.L<sup>-1</sup>.
- LEE, JONES & RAST (1978), con cinco categorías tróficas y límite de 8, 12, 28 y 40 mg.L<sup>-1</sup>.
- MARGALEF (1983), con dos categorías tróficas y límite de 15 mg.L<sup>-1</sup>.
- OCDE (1982), con cinco categorías tróficas y límites de 4, 10, 35 y 100 mg.L<sup>-1</sup>.
- TSI (Carlson, 1977), con cinco categorías tróficas y límites de 20, 40, 60 y 80, que representan valores de una escala relativa de fósforo total (PT, en mg.L<sup>-1</sup>) de 0 a 100 calculados según la transformación:

$$TSI = 10 \times (6 - \log 2 \times (54,9 / PT)).$$

En general, el índice de la OCDE (1982) refleja suficientemente el grado trófico real y además es el de más amplio uso.

### ***Biomasa algal***

A diferencia del anterior, es un indicador de respuesta trófica y por lo tanto integra todas las variables causales, de modo que está influido por otros condicionantes ambientales además de estarlo por los niveles de nutrientes.

Se utilizan dos parámetros como estimadores de la biomasa algal en los índices al uso: densidad celular (nº células.ml<sup>-1</sup>) y concentración de clorofila a (mg.L<sup>-1</sup>) en la zona fótica; en esta última se usan los valores medio y máximo anuales. Los índices más utilizados son los siguientes:

- EPA (1974) con tres categorías tróficas y límites de 3 y 20 mg.L<sup>-1</sup> para la clorofila a (máximo anual).
- LEE, JONES & RAST (1978), con cinco categorías tróficas y límites de 2,1, 3, 6,7, 10 mg.L<sup>-1</sup> de clorofila a (media anual).
- MARGALEF (1983), con dos categorías tróficas y límite de 5 mg.L<sup>-1</sup> para la clorofila a (media anual) y 5000 células.ml<sup>-1</sup> para la densidad celular.
- OCDE (1982), con cinco categorías tróficas y límites de 1, 2,5, 8 y 25 mg.L<sup>-1</sup> para la media anual de clorofila a y de 2,5, 8, 25 y 75 mg.L<sup>-1</sup> para el máximo anual.
- TSI (Carlson, 1977), con cinco categorías tróficas y límites de 20, 40, 60 y 80, que representan valores de una escala relativa de clorofila a (Clo a, en mg.L<sup>-1</sup>), con valores de 0 a 100 calculados según la transformación:

$$TSI = 10 \times (6 - \log 27,7 \times (1/Clo a \times 0,68)), \text{ o bien}$$

$$TSI = 10 \times (2,46 + \ln Clo a) / \ln 2,5$$

### ***Recuento de rotíferos***

El índice de estado trófico propuesto por Karabin en 1985, está basado en el recuento de rotíferos en una muestra de agua. Es un método rápido y simple de determinar, con tres categorías tróficas y límites de 0,4 y 2 rotíferos.ml<sup>-1</sup> (Karabin, 1985).

### **Transparencia del Disco de Secchi**

El Índice de Estado Trófico (TSI) propuesto por Carlson en 1977 se construye a partir de una transformación de la transparencia del disco de Secchi (DS), tal que un valor de índice TSI= 0 corresponde a una profundidad de visión del disco de 64 metros, y de tal manera que un incremento de 10 en el valor de TSI representa una reducción de la visión del DS del 50%. El TSI, toma cinco categorías tróficas y límites de 20, 40, 60 y 80, que representan valores de una escala relativa de 0 a 100 (Tabla 3).

TSI	Disco de Secchi (m)
0	64
10	32
20	16
30	8
40	4
50	2
60	1
70	0,5
80	0,25
90	0,12
100	0,062

Tabla 4: Valores tabulados del Índice de Estado Trófico de Carlson (1977).

### **Clasificación del grado de eutrofia según OCDE**

En 1982, luego de un estudio de 5 años, que abarcó 200 ambientes en 22 países de Europa occidental, EEUU, Japón y Australia, el Comité de Eutrofización de la Organización de Cooperación Económica y Desarrollo (OCDE) propuso una clasificación del grado de eutrofia de lagos y embalses, de acuerdo a los valores medios anuales de las variables clorofila *a*, profundidad de visión del disco de Secchi y fósforo total (PT) (Tabla 5).

Grado trófico	Clorofila <i>a</i> (mg/m <sup>3</sup> )	Prof. Secchi (m)	PT (mg/m <sup>3</sup> )
Ultraoligotrófico	< 1	> 12	< 4
Oligotrófico	1-2,5	12-6	4-10
Mesotrófico	2,5-7,9	6-3	10-35
Eutrófico	8-25	3-1,5	35-100
Hipereutrófico	> 25	< 1,5	> 100

Tabla 5. Grado de eutrofia, valores medios anuales (OCDE, 1982).

### **INDICADORES BIOLÓGICOS DE LA CALIDAD DEL AGUA**

Desde un punto de vista biológico es posible efectuar estimaciones para controlar la calidad del agua, que si bien requieren un mayor esfuerzo, conllevan las suficientes ventajas para justificar su empleo. En primer lugar, los índices biológicos informan de situaciones acontecidas algún tiempo atrás, desvelando factores no presentes en el momento de la toma de muestras. En efecto, el estudio de la estructura de una

comunidad descubre la actuación de agentes que inciden de forma discontinua y que pueden, por tanto, no ser detectados a través de análisis rutinarios. En segundo término, las distintas respuestas del medio ante los contaminantes se reflejan mejor en las características de todo el ecosistema que en unos pocos parámetros, a veces seleccionados de forma incorrecta (Villalobos & Albéndiz, 1996).

La metodología de análisis basada en bioindicadores se dividen en dos grandes grupos: índices de contaminación e índices relacionados con la estructura de la comunidad (índices tróficos, taxonómicos, de diversidad y comparativos). Los índices de contaminación examinan el descenso de organismos resultante de la progresiva degradación del medio. Los índices tróficos y taxonómicos estudian respectivamente la proporción de especies de cada nivel trófico y la composición taxonómica de la comunidad. Los índices de diversidad se basan en que los medios más estables, por lo general, presentan una mayor diversidad. Por último, los índices comparativos tratan de cotejar distintas comunidades en tramos equivalentes de dos o más cursos de agua (Villalobos & Albéndiz, 1996).

El principal inconveniente ligado al cálculo de los índices biológicos se centra en la correcta identificación taxonómica de los organismos. Por otro lado, se tiende cada día más a la búsqueda y empleo de índices que, siendo fiables, puedan aplicarse sin necesidad de llegar a determinaciones específicas. En este sentido, se encuentra el BMWP revisado de Hellawell (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988), que sólo requiere identificaciones a nivel de familia. Finalmente, en aguas cuyas comunidades biológicas estén perfectamente caracterizadas, bastaría el simple reconocimiento de las especies indicadoras propias de ese ecosistema (Villalobos & Albéndiz, 1996).

## MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS COMO BIOINDICADORES

De todos los grupos que han sido considerados en los monitoreos biológicos de las aguas continentales, los macroinvertebrados bentónicos son los más ampliamente utilizados, lo cual se debe a que ofrecen numerosas ventajas como bioindicadores (Pratt *et al.*, 2009):

1. Se encuentran en todos los sistemas acuáticos y tener una amplia distribución, por lo que favorecen los estudios comparativos.
2. Su naturaleza sedentaria permite un efectivo análisis espacial de los efectos de las perturbaciones.
3. La sensibilidad de muchos *taxa* es bien conocida a diferentes tipos de contaminación.
4. Tienen ciclos de vida largo, lo que integra los efectos de las perturbaciones en el tiempo.
5. Poseen una gran riqueza de especies con gran diversidad de respuestas a los gradientes ambientales.
6. Presentan ventajas técnicas asociadas a los muestreos cuantitativos y análisis de las muestras, que son realizados con equipos simples y baratos.

7. La taxonomía en general está bien estudiada a nivel familia y género.
8. Muchas especies son usadas en estudios experimentales sobre los efectos de la contaminación.
9. Existen numerosos métodos para el análisis de datos, incluyendo índices bióticos y de diversidad, los cuales han sido utilizados ampliamente en biomonitoreos a nivel comunitario y de respuestas individuales.

Respecto al nivel taxonómico más adecuado para estudios de bioindicación, un buen equilibrio entre calidad de los resultados y tiempo requerido para obtenerlos se da utilizando como nivel taxonómico la familia. A este nivel las ventajas de los macroinvertebrados enumeradas anteriormente se mantienen y su uso se recomienda en muchos de los protocolos de estudio que los utilizan como indicadores de calidad biológica (Pratt *et al.*, 2009).

El índice biótico más antiguo es el índice de los saprobios (Kolwitz & Marsson, 1908) en el que se combina la presencia, la abundancia y el grado de intolerancia a la contaminación de los organismos acuáticos reconocidos a nivel de especie. Este índice usa no sólo los macroinvertebrados sino toda la comunidad de organismos acuáticos y el valor de tolerancia de las diferentes especies a la contaminación se llama valor de saprobiedad y se diseñó con el objetivo de evaluar la contaminación orgánica y la falta de oxígeno disuelto en el agua (Pratt *et al.*, 2009).

El índice biótico más utilizado es el Biological Monitoring Working Party, BMWP. Existen muchas adaptaciones mundiales de este índice creado en primer lugar por Hellawell (1978) para los ríos de Gran Bretaña. Alba-Tercedor y Sánchez-Ortega (1988) crearon la adaptación para la Península Ibérica que se denota por BMWP'.

Una de las últimas adaptaciones es la Iberian Biological Monitoring Working Party (IBMWP), de Alba-Tercedor *et al.* (2002), creada tras acuerdo obtenido en el III Congreso Ibérico de Limnología, debido a actualizaciones taxonómicas y modificación de alguna de las puntuaciones de las familias de macroinvertebrados.

Uno de los problemas de este índice es su adaptación a diferentes zonas donde las familias presentes no son las mismas y su grado de tolerancia o intolerancia a la contaminación no se conoce. Incluso los *taxa* dentro de una misma familia puede tener una respuesta a la contaminación diferente en una zona geográfica respecto a otra. Por ello hay que asegurar que las puntuaciones otorgadas en cada lugar se corresponden con la realidad de la zona donde se aplica (Pratt *et al.*, 2009).

### ***Índice biológico pampeano (IBPAMP)***

Otra familia de índices que combinan la riqueza de *taxa* con el grado de tolerancia o intolerancia a la contaminación de los mismos, deriva del índice TBI diseñado para el río Trent en Inglaterra, que fuera uno de los primeros índices bióticos basado exclusivamente en invertebrados (Woodiwiss, 1964). A diferencia de los derivados del BMWP, el nivel taxonómico requerido varía para cada uno de los grupos de organismos indicadores, hasta especie para algunos grupos como los plecópteros, limitado a género en otros (coleópteros habitualmente) o familia (Dípteros) o incluso orden (Oligoquetos). El mecanismo para la obtención del índice consiste en una

tabla de doble entrada que combina el número de *taxa* presentes en la muestra (la columna) con el valor de intolerancia más alto posible (la fila). El índice requiere una adaptación para los diferentes tipos de ríos y por ello hay versiones para diferentes países europeos con diferentes nombres (IBGN, en Francia, BBI en Bélgica, EBI en Italia o BILL en España). Fue un índice muy utilizado en los años setenta y ochenta del pasado siglo que tiende a sustituirse por otros (Pratt *et al.*, 2009).

En Argentina, este tipo de índice fue adaptado para ríos pampeanos (Rodríguez Capítulo *et al.*, 2001) diferenciando las zonas reófilas y lénticas, para evaluar condiciones de contaminación orgánica.

## DIATOMEAS COMO BIOINDICADORES

Entre los bioindicadores, las algas fitobentónicas ocupan un lugar destacado, y dentro de este grupo, las diatomeas (División Bacillariophyta) reúnen una serie de características fisiológicas y ecológicas que las convierten en organismos idóneos para su empleo como indicadores ecológicos. Entre las ventajas en su función bioindicadora se encuentran su sensibilidad frente a la alteración de los parámetros físico-químicos del agua, reflejando con gran precisión las condiciones ambientales del medio. Además, se conocen las preferencias ecológicas de muchas especies con respecto a los niveles de nutrientes y de oxígeno disuelto, por lo que son indicadoras de niveles tróficos y sapróbicos. Su carácter sésil permite realizar estudios de calidad en un punto concreto y sus ciclos de vida cortos hacen que los cambios de calidad se reflejen en pocas horas. En pocos centímetros cuadrados se puede hacer un muestreo representativo de la comunidad y las muestras son fáciles de recoger y conservar (Cejudo-Figueiras, 2011).

El empleo de comunidades de diatomeas en estudios de bioindicación se ha realizado aplicando diferentes técnicas como modelos predictivos (Gevrey *et al.*, 2004; Ponader *et al.*, 2008; Feio *et al.*, 2009), métodos multimétricos (Reavie *et al.*, 2008) o análisis de similitud (Kelly, 2001). Sin embargo, el método más común en el campo de la bioindicación ha sido el cálculo de índices ecológicos como el IDG (Índice Diatómico Generalizado de grupos ecológicos) (Cejudo-Figueiras, 2011).

### **Índice Diatómico General (IDG)**

El IDG (Rumeau & Coste, 1988) utiliza taxonomía a nivel de género e incluye todos los géneros de agua dulce. El índice viene determinado por 3 variables: la sensibilidad a la polución de cada especie (S) que toma valores desde 1 (más resistente) hasta 5 (más sensible), la amplitud ecológica (V) que va desde 1 (forma ubicua) hasta 3 (forma característica) y por último la abundancia en %.

El índice diatómico se calcula mediante la siguiente fórmula:

---

Donde:  $A_j$ = abundancia (%);  $S_j$ = sensibilidad a la polución (1 a 5) y  $V_j$ = valor indicativo de la especie (1 a 3) (Rumeau & Coste, 1988).

## PECES COMO BIOINDICADORES

Las comunidades de peces han emergido como indicadores para los programas de monitoreo biológico por muchas razones: son organismos relativamente fáciles de capturar e identificar; son los organismos mejor conocidos de estos hábitats y están presentes en los pequeños cuerpos de agua y aun en aquellos ecosistemas con ciertos niveles de contaminación; las comunidades generalmente comprenden una amplia variedad de especies que representan diferentes niveles tróficos y suministran un amplio espectro de respuestas al estrés ambiental; tienen ciclos de vida longevos, lo cual les permite ser indicadores de perturbaciones históricas cuyas causas ya han desaparecido; y su mayor tamaño y capacidad de movilidad les permite utilizar su reacción de huida como indicador de perturbación (Velázquez Velázquez & Vega Cejedas, 2004).

En Europa se comenzó a utilizar la ictiofauna para la vigilancia de la calidad de las aguas en el ámbito de aplicación de diferentes directivas europeas: Directiva de tratamiento de aguas urbanas residuales (91/271/EEC). Directiva de nitratos (91/676/EEC), y de las normativas de diferentes países. En los EEUU la ictiofauna se usa para la vigilancia de la calidad de las aguas de forma habitual y se han desarrollado procedimientos estandarizados (IBI) para el muestreo y procesado de muestras (CHE, 2005).

### ***Índice de Integridad biótica (IBI)***

La integridad biótica se define como la capacidad de soportar y mantener una comunidad de organismos equilibrada, integrada y adaptativa, con una composición específica, diversidad y organización funcional comparable a la del hábitat natural de la región (Karr *et al.*, 1986). De este modo los sistemas con una elevada integridad biótica pueden soportar y/o recuperarse rápidamente de la mayor parte de las perturbaciones, tanto naturales, como de origen antrópico. Por el contrario, los medios con escasa integridad biótica están a menudo degradados y cuando son perturbados, bien por procesos naturales, bien por el hombre, es muy probable que cambien rápidamente a estados incluso más degradados. En resumen, la integridad biótica es una cualidad de los medios naturales en los que su composición, estructura y función no han sido alteradas por las actividades humanas. En la actualidad el uso de este tipo de índices es generalizado en los EEUU, si bien en Europa han sido poco utilizados (CHE, 2005).

## LA DIRECTIVA MARCO DEL AGUA

En las sociedades actuales, la preocupación por conservar y recuperar los ecosistemas acuáticos ha ido aumentando y alejándose del concepto tradicional de calidad química del agua, prestando más atención al equilibrio ecológico dentro del ecosistema. Este nuevo concepto de calidad se materializó en Europa con la aprobación de la Directiva Marco del Agua (DMA, No. 2000/60/EC; European Union, 2000) cuyo objetivo es evitar el deterioro de todas las masas de agua y conseguir un buen estado ecológico de éstas en todos los países de la Unión Europea antes de 2015. La DMA establece como factores esenciales para la determinación del estado

ecológico de las aguas valorar distintos aspectos referentes a la hidromorfología, los parámetros físico-químicos y las comunidades biológicas (Cejudo-Figueiras, 2011).

Es materia de la DMA: la designación de los parámetros a evaluar, la metodología a implementarse en su determinación, seguimiento y control y el establecimiento de límites de referencia para los distintos usos del agua.

A continuación se transcriben los aspectos más relevantes del documento: ANEXO V. DIRECTIVA 2000/60/CE. Análisis de trasposición y procedimientos de desarrollo (DOCE, 2000)

## Estados de las masas de agua

### 1. Estado de las aguas superficiales

#### 1.1. Indicadores de calidad para la clasificación del estado ecológico en lagos

##### *Indicadores biológicos*

- Composición, abundancia y biomasa del fitoplancton.
- Composición y abundancia de otro tipo de flora acuática.
- Composición y abundancia de la fauna bentónica de invertebrados.
- Composición, abundancia y estructura de edades de la fauna ictiológica.

##### *Indicadores hidromorfológicos que afectan a los indicadores biológicos*

- Régimen hidrológico.
- Volúmenes e hidrodinámica del lago.
- Tiempo de permanencia.
- Conexión con aguas subterráneas.
- Condiciones morfológicas.
- Variación de la profundidad del lago.
- Cantidad, estructura y sustrato del lecho del lago.
- Estructura de la zona ribereña.

##### *Indicadores químicos y fisicoquímicos que afectan a los indicadores biológicos*

###### *Indicadores Generales*

- Transparencia.
- Condiciones térmicas.
- Condiciones de oxigenación.
- Salinidad.
- Estado de acidificación.
- Condiciones relativas a los nutrientes.

###### *Contaminantes específicos*

- Contaminación producida por todas las sustancias prioritarias cuyo vertido en la masa de agua se haya observado.
- Contaminación producida por otras sustancias cuyo vertido en cantidades significativas en la masa de agua se haya observado.

### 1.1.5. Masas de agua superficial artificiales y muy modificadas.

Los elementos de calidad aplicables a las masas de agua superficial artificiales y muy modificadas serán los que sean de aplicación a cualquiera de las cuatro categorías de aguas superficiales naturales mencionadas anteriormente que más se parezca a la masa de agua superficial muy modificada o artificial de que se trate.

## 1.2. Definiciones normativas de las clasificaciones del estado ecológico

### General

#### Muy buen estado:

No existen alteraciones antropogénicas de los valores de los indicadores de calidad fisicoquímica e hidromorfológica correspondientes al tipo de masa de agua superficial, o existen alteraciones de muy escasa importancia, en comparación con los asociados normalmente con ese tipo en condiciones inalteradas.

Los valores de los indicadores de calidad biológicos correspondientes a la masa de agua superficial reflejan los valores normalmente asociados con dicho tipo en condiciones inalteradas, y no muestran indicios de distorsión, o muestran indicios de escasa importancia. Éstas son las condiciones y comunidades específicas del tipo.

#### Buen estado:

Los valores de los indicadores de calidad biológicos correspondientes al tipo de masa de agua superficial muestran valores bajos de distorsión causada por la actividad humana, pero sólo se desvían ligeramente de los valores normalmente asociados con el tipo de masa de agua superficial en condiciones inalteradas.

#### Estado aceptable (*moderate status*):

Los valores de los indicadores de calidad biológicos correspondientes al tipo de masa de agua superficial se desvían moderadamente de los valores normalmente asociados con el tipo de masa de agua superficial en condiciones inalteradas. Los valores muestran signos moderados de distorsión causada por la actividad humana y se encuentran significativamente más perturbados que en las condiciones correspondientes al buen estado.

#### Las aguas que alcancen un estado inferior al aceptable se clasificarán como deficientes o malas:

- Las aguas que muestren indicios de alteraciones importantes de los valores de los indicadores de calidad biológicas correspondientes al tipo de masa de agua superficial y en que las comunidades biológicas pertinentes se desvíen considerablemente de las comunidades normalmente asociadas con el tipo de masa de agua superficial en condiciones inalteradas, **se clasificarán como deficientes.**

- Las aguas que muestren indicios de alteraciones graves de los valores de los indicadores de calidad biológicos correspondientes al tipo de masa de agua superficial y en que estén ausentes amplias proporciones de las comunidades

*biológicas pertinentes normalmente asociadas con el tipo de masa de agua superficial en condiciones inalteradas, **se clasificarán como malas.***

### 1.2.2. Definiciones del estado ecológico muy bueno, bueno y aceptable en los lagos

#### **Indicadores de calidad biológicos**

##### *Indicador Fitoplancton*

##### Muy buen estado:

La composición y abundancia taxonómicas del fitoplancton corresponden totalmente o casi totalmente a las condiciones inalteradas.

La abundancia media de biomasa de fitoplancton es coherente con las condiciones fisicoquímicas específicas del tipo y no puede alterar significativamente las condiciones de transparencia específicas del tipo.

Las floraciones planctónicas se producen con una frecuencia e intensidad coherentes con las condiciones fisicoquímicas específicas del tipo.

##### Buen estado:

Existen cambios leves en la composición y abundancia de los taxones planctónicos en comparación con las comunidades específicas del tipo. Dichos cambios no indican ningún crecimiento acelerado de algas que ocasione perturbaciones indeseables en el equilibrio de los organismos presentes en la masa de agua o en la calidad fisicoquímica del agua o del sedimento.

Se puede producir un ligero incremento de la frecuencia e intensidad de las floraciones planctónicas específicas del tipo.

##### Estado aceptable:

La composición y abundancia de los taxones planctónicos difieren moderadamente de las comunidades específicas del tipo.

La biomasa se encuentra moderadamente perturbada y puede llegar a producir una perturbación significativa indeseable en el estado de otros indicadores de calidad biológicos y en la calidad fisicoquímica del agua o sedimento.

Se puede producir un incremento moderado de la frecuencia e intensidad de las floraciones planctónicas. Durante los meses de verano se pueden producir floraciones persistentes.

##### *Indicador Fauna bentónica de invertebrados*

##### Muy buen estado:

La composición y abundancia taxonómicas corresponden totalmente o casi totalmente a las condiciones inalteradas.

El cociente entre taxones sensibles a las perturbaciones y taxones insensibles no muestra ningún signo de alteración en comparación con los valores inalterados.

El grado de diversidad de taxones de invertebrados no muestra ningún signo de alteración en comparación con los valores inalterados.

#### Buen estado:

Existen leves cambios en la composición y abundancia de los taxones de invertebrados en comparación con las comunidades específicas del tipo.

El cociente entre taxones sensibles a las perturbaciones y taxones insensibles muestra signos leves de alteración en comparación con los valores específicos del tipo.

El grado de diversidad de taxones de invertebrados muestra signos leves de alteración en comparación con los grados específicos del tipo.

#### Estado aceptable:

La composición y abundancia de los taxones de invertebrados difieren moderadamente de las comunidades específicas del tipo.

Están ausentes los grupos taxonómicos principales de la comunidad específica del tipo.

El cociente entre taxones sensibles a las perturbaciones y taxones insensibles y el grado de diversidad son considerablemente inferiores al grado específico del tipo y significativamente inferiores al buen estado.

### *Indicador Fauna ictiológica*

#### Muy buen estado:

La composición y abundancia de las especies corresponden totalmente o casi totalmente a condiciones inalteradas.

Están presentes todas las especies sensibles a las perturbaciones específicas.

Las estructuras de edad de las comunidades ictiológicas muestran pocos signos de perturbaciones antropogénicas y no son indicativas de que una especie concreta no logre reproducirse o desarrollarse.

#### Buen estado:

Existen leves cambios en la composición y abundancia de las especies en comparación con las comunidades específicas del tipo atribuibles a la incidencia antropogénica en los indicadores de calidad fisicoquímicas e hidromorfológicas.

Las estructuras de edad de las comunidades ictiológicas muestran signos de perturbaciones atribuibles a la incidencia antropogénica en los indicadores de calidad

fisicoquímicos o hidromorfológicos, y, en algunos casos, son indicativas de que una especie concreta no logra reproducirse o desarrollarse, hasta el punto de que algunos grupos de edad pueden estar ausentes.

Estado aceptable:

La composición y abundancia de las especies ictiológicas difieren moderadamente de las comunidades específicas del tipo, lo que se puede atribuir a la incidencia antropogénica en los indicadores de calidad fisicoquímicos o hidromorfológicos.

La estructura de edad de las comunidades ictiológicas muestra signos importantes de perturbaciones atribuibles a la incidencia antropogénica en los indicadores fisicoquímicos o hidromorfológicos, hasta el punto de que una proporción moderada de especies específicas del tipo esté ausente o muestre una presencia muy escasa.

### **Indicadores de calidad hidromorfológicos**

#### *Indicador Régimen hidrológico*

Muy buen estado:

El caudal y la hidrodinámica del lago, el nivel, el tiempo de permanencia y la conexión resultante a aguas subterráneas reflejan total o casi totalmente las condiciones inalteradas.

Buen estado:

Condiciones coherentes con la consecución de los valores especificados anteriormente para los indicadores de calidad biológicos.

Estado aceptable:

Condiciones coherentes con la consecución de los valores especificados anteriormente para los indicadores de calidad biológicos.

#### *Indicador Condiciones morfológicas*

Muy buen estado:

La variación de la profundidad de los lagos, la cantidad y la estructura del sustrato, así como la estructura y condición de las zonas ribereñas de los lagos corresponden totalmente o casi totalmente a las condiciones inalteradas.

Buen estado:

Condiciones coherentes con la consecución de los valores especificados anteriormente para los indicadores de calidad biológicos.

Estado aceptable:

Condiciones coherentes con la consecución de los valores especificados anteriormente para los indicadores de calidad biológicos.

## Indicadores de calidad fisicoquímicos

### *Indicador Condiciones generales*

#### Muy buen estado:

Los valores de los indicadores fisicoquímicos corresponden totalmente o casi totalmente a las condiciones inalteradas.

Las concentraciones de nutrientes permanecen dentro de la gama normalmente asociada con las condiciones inalteradas.

Los valores de salinidad, pH, balance de oxígeno, capacidad de neutralización de ácidos, transparencia y temperatura no muestran signos de perturbaciones antropogénicas y permanecen dentro de la gama normalmente asociada con las condiciones inalteradas.

#### Buen estado:

La temperatura, el balance de oxígeno, el pH, la capacidad de neutralización de ácidos, la transparencia y la salinidad no alcanzan valores que se encuentren fuera de la gama establecida para garantizar el funcionamiento del ecosistema y la consecución de los valores especificados anteriormente correspondientes a los indicadores de calidad biológicos.

Las concentraciones de nutrientes no rebasan los valores establecidos para garantizar el funcionamiento del ecosistema y la consecución de los valores especificados anteriormente correspondientes a los indicadores de calidad biológicos.

#### Estado aceptable:

Condiciones coherentes con la consecución de los valores especificados anteriormente para los indicadores de calidad biológicos.

### 1.3. Seguimiento del estado ecológico y químico de las aguas superficiales

#### 1.3.4. Periodicidad de los controles.

Indicador de calidad	Ríos	Lagos	Aguas de transición	Aguas costeras
<b>Biológicos</b>				
- Fitoplancton	6 meses	6 meses	6 meses	6 meses
- Otra flora acuática	3 años	3 años	3 años	3 años
- Macroinvertebrados	3 años	3 años	3 años	3 años
- Peces	3 años	3 años	3 años	-
<b>Hidromorfológicos</b>				
- Hidrología	continuo	1 mes	-	-
- Morfología	6 años	6 años	6 años	6 años
<b>Fisicoquímicos</b>				
- Condiciones térmicas	3 meses	3 meses	3 meses	3 meses
- Oxigenación	3 meses	3 meses	3 meses	3 meses
- Salinidad	3 meses	3 meses	3 meses	-
Estado de los nutrientes	3 meses	3 meses	3 meses	3 meses
Estado de acidificación	3 meses	3 meses	-	-

Tabla 6. Periodicidad de los controles (DOCE, 2000).

## 1.4. Clasificación y presentación del estado ecológico

### 1.4.1. Comparabilidad de los resultados del control biológico.

i) Los Estados miembros establecerán sistemas de control a fin de calcular los valores de los indicadores de calidad biológicos especificados para cada categoría de aguas superficiales o para las masas muy modificadas y artificiales de agua superficial. Al aplicar el procedimiento a las masas de agua muy modificadas o artificiales, las referencias al estado ecológico deberían interpretarse como referencias al potencial ecológico. Estos sistemas podrán utilizar especies o grupos de especies concretos que sean representativos del indicador de calidad en conjunto.

ii) Con objeto de lograr la comparabilidad de los sistemas citados, los resultados se expresarán como índices de calidad a efectos de clasificación del estado ecológico. Estos índices representarán la relación entre los valores de los parámetros biológicos observados en una masa determinada de aguas superficiales y los valores correspondientes a dichos parámetros en las condiciones de referencia aplicables a la masa. El índice se expresará como un valor numérico variable entre 0 y 1, donde un estado ecológico muy bueno estará representado por valores cercanos a 1 y un estado malo, por valores cercanos a 0.

### 1.4.2. Presentación de los resultados.

i) Para las categorías de aguas superficiales.

Clasificación del estado ecológico	Código de colores
Muy bueno	Azul
Bueno	Verde
Aceptable	Amarillo
Deficiente	Naranja
Malo	Rojo

Tabla 7. Clasificación del estado ecológico (DOCE, 2000).

ii) Para las masas de aguas muy modificadas y artificiales.

Clasificación del potencial ecológico	Código de colores masas de agua artificiales
Bueno y superior	Franjas verdes y gris claro iguales
Aceptable	Franjas amarillas y gris claro iguales
Deficiente	Franjas naranjas y gris claro iguales
Malo	Franjas rojas y gris claro iguales

Tabla 8. Clasificación del potencial ecológico (DOCE, 2000).

**Como consecuencia de lo expuesto anteriormente, esta Directiva Marco se ha convertido en la herramienta de aplicación para el seguimiento y control de las aguas superficiales y subterráneas en todos los países de la Unión Europea.**

# Evaluación del estado trófico y la calidad ambiental en humedales del Sudeste bonaerense mediante el uso de indicadores

## 2. OBJETIVOS E HIPÓTESIS

### Objetivo General

- Evaluar de manera integral humedales del Sudeste bonaerense, mediante la implementación de indicadores ambientales multidimensionales.

### Objetivos Específicos

- Identificar, seleccionar y actualizar la información existente sobre humedales en el Sudeste de la provincia de Buenos Aires.
- Analizar los parámetros físico-químicos (pH, temperatura, salinidad, conductividad, turbidez y oxígeno disuelto), eco-fisiológicos (materia orgánica particulada y nutrientes de N, P y Si) y biológicos (clorofila a y feopigmentos) de los humedales seleccionados.
- Releva la comunidad del plancton, la fauna de macroinvertebrados bentónicos y su composición íctica, con la finalidad de identificar potenciales bioindicadores.
- Analizar la posibilidad de utilizar éstos parámetros como indicadores de la calidad del ambiente, y validarlos mediante su incorporación en modelos e índices de calidad ambiental.
- Evaluar la calidad ambiental de los humedales estudiados.

### Hipótesis

- A través del análisis de parámetros físico-químicos, biológicos y eco-fisiológicos en humedales del Sudeste bonaerense se pueden establecer indicadores e índices que definen un patrón para evaluar su estado trófico y por ende, su calidad ambiental.

# Evaluación del estado trófico y la calidad ambiental en humedales del Sudeste bonaerense mediante el uso de indicadores

## 3. MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

A fin de determinar el estado trófico, el estado ecológico y la calidad ambiental de humedales del Sudeste bonaerense y atendiendo a la tipología de Clasificación de Humedales Ramsar, fueron seleccionados tres humedales para llevar a cabo el monitoreo sistemático de parámetros ambientales, fisicoquímicos, ecofisiológicos y biológicos.

Los humedales seleccionados se clasificaron dentro de las tres grandes categorías de clasificación de humedales Ramsar: 1) Humedales marinos y costeros, 2) Humedales continentales y 3) Humedales artificiales. Dentro de estas tres categorías fueron individualizados como: 1.K) Lagunas costeras de agua dulce, 2.P) Lagunas estacionales/intermitentes de agua dulce, y 3.7) Excavaciones, piletas de arena y grava, piletas de residuos mineros.

De este modo, los humedales seleccionados quedaron individualizados como: 1.K) denominada laguna de la Reserva Natural Puerto Mar del Plata ( $38^{\circ}3'17,28''S$  y  $57^{\circ}32'31''O$ ), ciudad de Mar del Plata, Partido de Gral. Pueyrredon; 2.P) laguna La Ballenera, ciudad de Miramar, Partido de Gral. Alvarado; y 3.7) charca de cantera Paso de Piedra ( $38^{\circ}1'24,71''S$  y  $57^{\circ}44'34,21''O$ ), Delegación Municipal Batán-Chapadmalal, Partido de Gral. Pueyrredon (Figura 2).



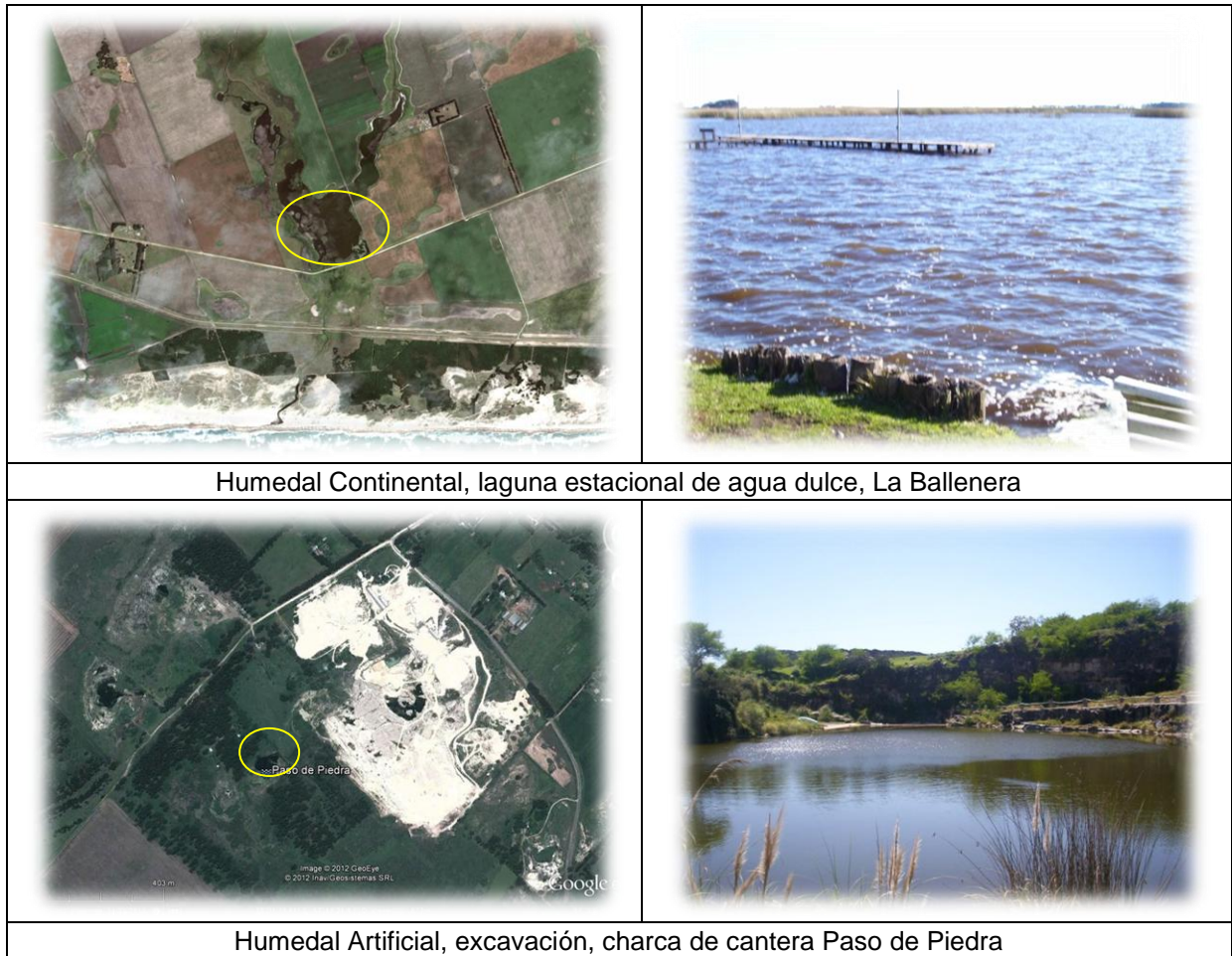


Figura 2. Identificación de los Humedales seleccionados. Imágenes tomadas de Google Earth.

## Laguna costera de agua dulce, Reserva Natural Puerto Mar del Plata

### Aspectos geográficos

En la actualidad la Reserva Natural Puerto Mar del Plata, que cuenta con una superficie aproximada de 40 ha es el último eslabón de un sistema de bañados costeros que antiguamente se extendían unas 500 ha.

Este humedal costero, declarado Reserva Natural por la Ordenanza Municipal N° 7927 del año 1990, limita al NW con el paleo acantilado, al SW con el Complejo Turístico Punta Mogotes, al N con una planta de depósitos de combustibles y plantas procesadoras de pescado y al S con las lagunas de Punta Mogotes, que tienen estatus de Área Protegida, otorgado por Ordenanza Municipal N° 11038 del año 1997.

La RNPMdP era antiguamente una zona de lagunas y bañados, pero con la construcción de la escollera sur del Puerto de la ciudad, el terreno fue en parte rellenado con escombros, sobre todo en la zona norte lindera a las fábricas. Más tarde, la construcción de un colector pluvial permitió la diferenciación de dos lagunas. Así quedó transformada en un humedal costero emplazado dentro de la zona portuaria (Figura 3) (Gutiérrez *et al.*, 2011).

La laguna de la RNPMdP, que abarca aproximadamente el 70% de la superficie de la reserva, es un cuerpo de agua dulce de 9 Ha de superficie, con una profundidad media de 75 cm, rodeada por un juncal, un cortaderal y una zona de relleno (actualmente edafizada). Sobre este conglomerado se ha desarrollado una importante diversidad vegetal compuesta por elementos autóctonos y exóticos.



Figura 3. Laguna costera de agua dulce, Reserva Natural Puerto Mar del Plata.

### Caracterización biológica

#### Flora (Gutiérrez *et al.*, 2011)

La RNPMdP alberga un total de 178 especies vegetales (84 especies nativas y 94 exóticas): 8 árboles, 9 arbustos, 7 enredaderas, 76 hierbas perennes, 55 hierbas anuales, 8 hierbas bienales, 5 acuáticas flotantes, 4 acuáticas sumergidas y 6 palustres.

La vegetación que rodea a la laguna es la típica de pastizales subxéricos gramíneos formada principalmente por *Cortaderia selloana* (cortadera) y especies de *Paspalum*, *Cynodon* y *Lolium*, la cual se ubica hacia los extremos N y S de la reserva. Entre las especies exóticas se encuentran tamariscos (*Tamarix ramosissima*), ricinos (*Ricinus comunis*), retamas (*Spartium junceum*) y transparentes (*Myoporum laetus*). La vegetación acuática está constituida por totorales (*Typha latifolia*) y juncales (*Shoenoplectus californicus* var. *Califónicus*), comunidad típica de lagunas y orillas de arroyos.

En la laguna de la RNPMdP crecen plantas acuáticas flotantes, que no se desarrollan en la laguna costera. El helechito de agua (*Azolla filiculoides*), forma verdaderas carpetas flotantes rojizas en invierno. Las lentejas de agua (*Lemna gibba* y *Wolffiella oblonga*) son las fanerógamas más pequeñas conocidas, reducidas a un cuerpo taliforme, con o sin raíces. También suele observarse una hepática (*Ricciocarpus natans*) que forma junto con las anteriores una carpeta verde que cubre la superficie del agua. Entre las plantas acuáticas arraigadas se destacan *Myriophyllum aquaticum*, *Hydrocotyle ranunculoides* (redondita de agua), *Cardamine bonariensis* (berro cimarrón) y *Ranunculus apiifolius* (apio cimarrón).

### Fauna

Los estudios sobre insectos indican que la RNPMdP mantiene poblaciones estables de numerosas especies, sobre todo de lepidópteros y coleópteros, con al menos 35 especies de coleópteros de la familia Carabidae (Cicchino & Farina, 2011).

La RNPMdP alberga cinco especies de caracoles dulceacuícolas (*Pomacea canaliculata*, *Biomphalaria peregrina*, *Heleobia parchappii*, *Uncancylus concentricus* y *Stenophysa marmorata*) y dos especies de caracoles terrestres exóticas (*Cornu aspersum* y *Otala lactea*), en tanto no se registran caracoles terrestres autóctonos (De Francesco & Tietze, 2011).

El grupo más numeroso y conspicuo del área de la Reserva está representado por las aves. En la zona se registran hasta el momento 159 especies, residentes y migratorias, de las cuales sólo 6 especies son no nativas (o exóticas) (Bellagamba, 2011).

Los anfibios detectados fueron el sapo común *Rhinella arenarum*, la ranita del zarzal *Hypsiboas pulchellus* y la rana criolla *Leptodactylus latrans*. No se pudo corroborar el sapito cavador *Rhinella dorbygnii*, aunque es probable su presencia junto con el escuercito *Odontophrynus americanus* y el escuerzo grande *Ceratophrys ornata* (Vega, 2011a). Además, se detectaron 5 especies de reptiles: la viborita de cristal *Ophiodes vertebralis*, la lagartija arenícola *Liolaemus wiegmanni*, la culebra de líneas rojas *Liophis anomalus*, la culebra verde y negra *Liophis poecilogyrus* y la falsa yarará *Lystrophis dorbygni* (Vega, 2011b).

En cuanto a los mamíferos se detectaron: coipo *Myocastor coypus*, cuis grande *Cavia aperea*, colilargo chico *Olygorizomys flavescens*, ratón de campo *Akodon azarae*, comadreja colorada *Lutreolina crassicaudata* y comadreja overa *Didelphys albiventris* (Vega, 2011c).

Si bien no se refieren a la laguna del interior de la reserva, los peces identificados en el sector del complejo de lagunas de Punta Mogotes fueron: bagre cantor *Pimelodella laticeps*, tachuela *Corydoras paleatus*, chanchita *Australoheros facetus*, dientudo *Oligosarcus jenynsii*, madrecitas (*Jenynsia multidentata* y *Cnesterodon decemmaculatus*) y mojarras (*Astyanax eigenmanniorum*, *Bryconamericus iheringii* y *Cheirodon interruptus*), por lo que su presencia se presume en algún momento del año en la laguna interior, dada su conectividad al sistema (Mallo & Bazzini, 2011).

## Laguna continental estacional de agua dulce, La Ballenera

*Aspectos geográficos* (Bonomo, 2004)

En el sudeste bonaerense, la mayoría de los cursos fluviales que desembocan en la costa poseen escaso caudal o son arroyos transitorios, debido a la baja altura de las sierras. Los arroyos en general presentan barrancas restringidas a las proximidades de sus desembocaduras, con alturas menores a los 4 m, como por ejemplo los arroyos de la Tigra, Chocorí, El Pescado, La Malacara y La Ballenera (Frenguelli, 1931; Gentile & Fidalgo, 1992; Spalletti & Mazzoni, 1979).

La barrera de dunas dificulta el drenaje de las precipitaciones, hecho que ocasiona la formación de numerosos humedales, bañados, o lagunas embalsadas a lo largo del borde adyacente a la llanura. Las lluvias provocan el ascenso de las napas freáticas, formándose también, en las cuencas cerradas de las depresiones intermedanas, charcas o lagunas (Cabrera, 1941; Frenguelli, 1931; Isla *et al.*, 1997; Teruggi, 1959).

Tal es el caso de la laguna La Ballenera, que tiene así su origen en el arroyo homónimo, cercano a su desembocadura con el mar (Figura 4). La misma se encuentra ubicada entre las localidades costeras de Mar del Sud y Miramar, y su cuenca comprende una extensión de aproximadamente 50 Ha, conformadas casi en su totalidad por una cubeta de 35 Ha, con una profundidad media de 1 metro. Sus costas son bajas y barrosas con juncuales emergentes en casi toda su superficie.



Figura 4. Laguna continental estacional de agua dulce, La Ballenera.

*Caracterización biológica* (Magnussen Saffer, 2011)

El predio es administrado por el Club de Pesca Albatros de Miramar y la pesca deportiva es la principal actividad desarrollada en esta laguna. Entre los peces informados como capturas frecuentes se encuentran: pejerrey *Odontesthes bonariensis*, dientudo *Oligosarcus jenynsii*, bagre cantor *Pimelodella laticeps* y bagre sapo *Rhambdia quelen*, tachuelas *Corydoras paleatus*, chanchitas *Australoheros facetus*, madrecitas de agua *Jenynsia multidentata*, tarariras *Hoplias malabaricus*, varias especies de mojarras e incluso viejas del agua (Magnussen Saffer, 2011).

El espejo de agua se encuentra densamente poblado por juncales *Scirpus californicus* y en su ribera abundan también totorales de *Typha* spp. Además se cuentan típicamente plantas acuáticas sumergidas como la gambarrusa *Myriophyllum elatinoides* y vegetación flotante como helechitos *Azolla filiculoides*, lentejas *Lemna giba* y hepáticas *Ricciocarpus natans*.

Entre las aves de observación frecuente en la laguna se encuentra: macá grande (*Podiceps major*), caracolero (*Rosthramus sociabilis*), aguilucho común (*Buteo polyosoma*), carancho (*Caracara plancus*), chimango (*Milvago chimango*), biguá (*Phalacrocorax olivaceus*), garza bruja (*Ncticorax ncticorax*), garza mora (*Ardea cocoi*), garza blanca (*Ardea [Casmerodius] alba*), cuervillo de cañada (*Plegadis chihi*), cuervillo cara pelada (*Phimosus infuscatus*), espátula rosada (*Ajaia ajaia*), flamenco austral (*Phoenicopterus chilensis*), chajá (*Chauna torquata*), cisne cuello negro (*Cygnus melancoryphus*), pato capuchino (*Anas versicolor*), pato maicero (*Netta georgica*), pato pico cuchara (*Anas platalea*), pato cabeza negra (*Heternnetta atricapilla*), pato zambullidor chico (*Oxyura vittata*), gallareta chica (*Fulica leucoptera*), gallineta común (*Rallus sanguinolentus*), entre otras (Figura 5).

Laguna La Ballenera es un ecosistema natural donde es posible observar distintas especies de mamíferos como nutrias, carpinchos, comadreas, mulitas, peludos, gatos monteses, zorros, zorrinos, hurones, murciélagos, liebres, cuises, vizcachas y coipos, entre otros (Magnussen Saffer, 2011).

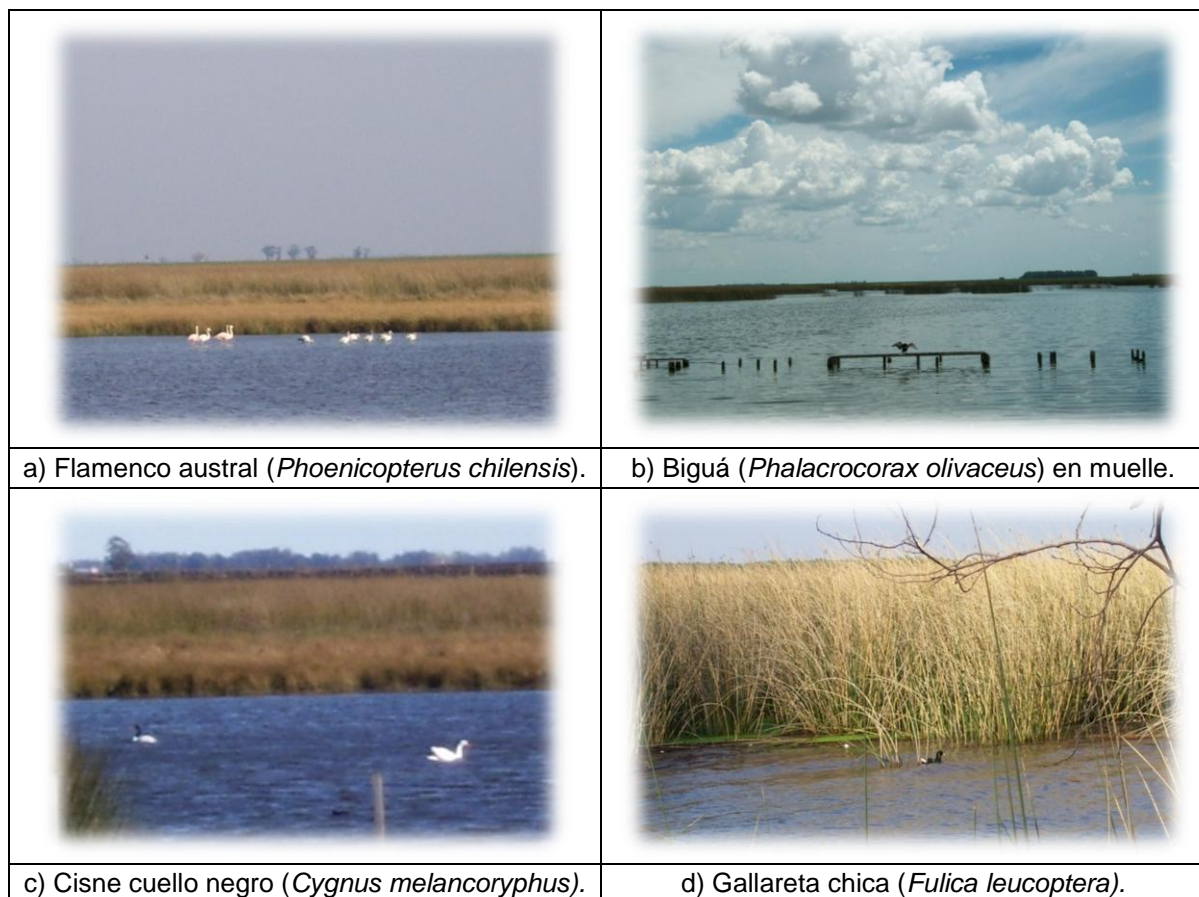


Figura 5. Aves en la laguna La Ballenera.

## Canteras Inundadas, Delegación Batán-Chapadmalal

### Aspectos geográficos

La provincia de Buenos Aires se destaca por presentar importantes yacimientos de minerales industriales y rocas de aplicación. Sus Sierras Septentrionales son de particular importancia, por ser en ellas donde se concentra la mayor parte de estos recursos y la mayor producción minera bonaerense y del país en estos rubros (Caballé *et al.*, 2008).

En la Delegación Batán Chapadmalal (DBCH), el relieve se encuentra dominado por las estribaciones orientales del sistema de las Sierras Septentrionales, su estructura se presenta como un sistema de montañas en bloques, definido por tres grandes juegos de fallas que se interceptan entre sí con direcciones NO – SE, NE – SO y E – O, con predominio de fracturación directa, con desplazamiento vertical dominante y suave basculamiento, lo que le confiere un paisaje ondulado no muy pronunciado de unos 200 a 300 msnm. Las rocas aflorantes son ortocuarcitas y caolinitas pertenecientes a la formación Balcarce (Rodríguez *et al.*, 2008).

En la DBCH tienen asiento las principales canteras y plantas de trituración de áridos del Sudeste bonaerense (Figura 6). La minería desarrollada se encuentra enfocada a la extracción de ortocuarcitas para usos constructivos tanto urbanos como industriales, viales y portuarios (del Río, *et al.*, 2008).

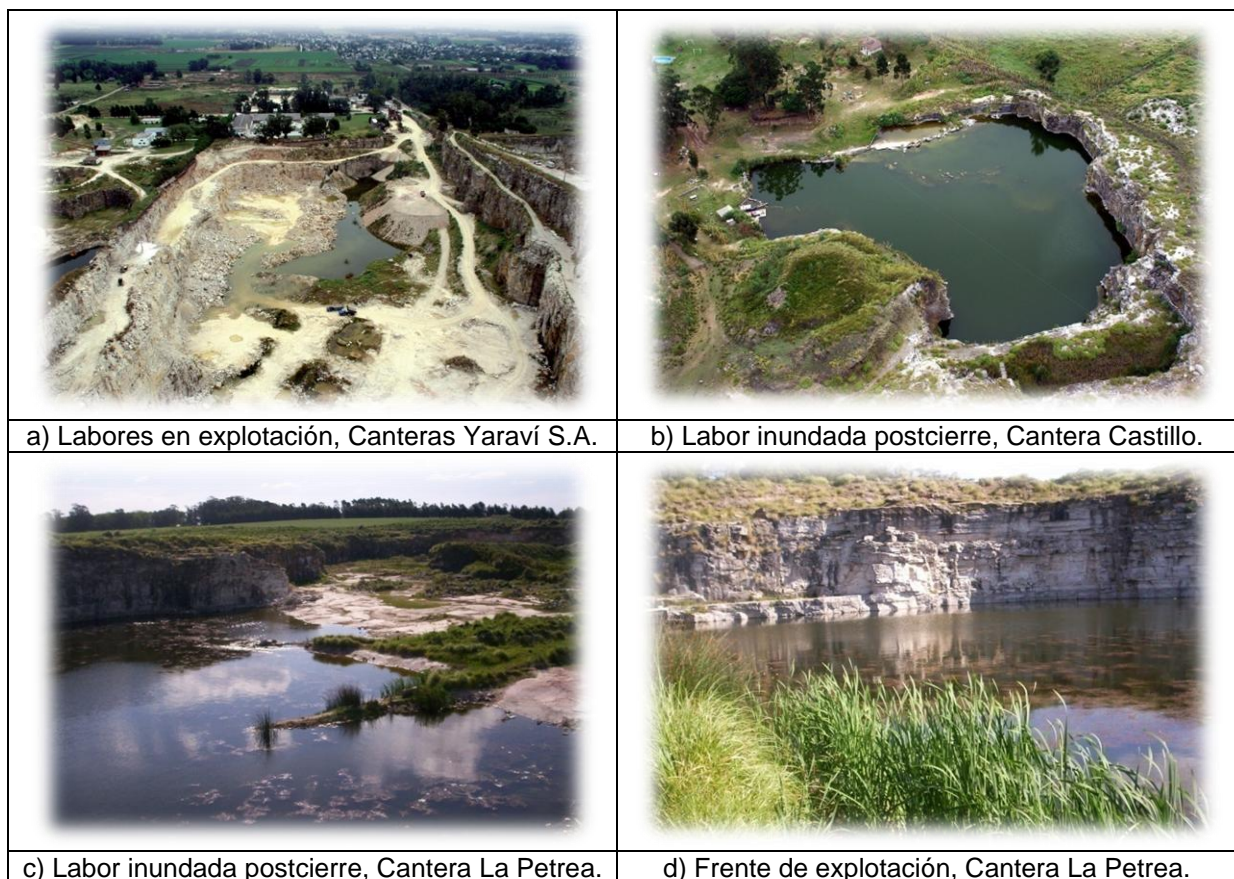


Figura 6. Algunas charcas antrópicas en la DBCH (del Río y De Marco, 2012).

En el caso particular de esta explotación de ortocuarcitas, un rasgo distintivo y evidente es el afloramiento del freático en la superficie de explotación (Figura 6). En los ambientes circunscriptos a las áreas de explotación se desarrollan neofomas (*sensu* Morello, 2000) tanto positivas o elevaciones (escombreras) como negativas u oquedades (De Marco *et al.*, 2012). Algunos de estos huecos se extienden por debajo del nivel freático y, en consecuencia, se colmatan con agua, formándose las denominadas *charcas antrópicas* (Dangavs, 2005) o *mine pit lakes* (McCullough y Lund, 2006).

Estos pozos inundados y potencialmente peligrosos, considerados pasivos ambientales sin un uso social, post-explotación, pueden ser transformados en zonas rehabilitadas ambientalmente equilibradas (Miller, 2008).

### *Caracterización biológica*

En un estudio realizado por De Marco *et al.* (2008) en las labores inundadas de la DBCH, se concluye que la actividad extractiva de áridos no genera condiciones hidroquímicas e hidrobiológicas que inhiban un desarrollo espontáneo de flora y fauna acuática en las charcas antrópicas.

En las labores inundadas de la DBCH se identificaron *Azolla* sp., *Ricciocarpus* sp., *Lemna* sp. y especies sumergidas (*Potamogeton* sp. y *Ceratophyllum* sp.). Asociados a estos se describieron especies pertenecientes a las familias Cyperaceae, Juncaceae, Typhaceae, Asteraceae y Poaceae. En varias charcas de canteras, la vegetación acuática estuvo representada principalmente por totora (*Thypha latifolia*). En otras se encontró una comunidad de junco dominante (*Juncus* sp.), con escasa presencia de totora (*Thypha latifolia*). En cambio, una de las cantera mostró su margen con predominio de cortaderas (*Cortaderia selloana*) y juncos (*Juncus* sp.) y con presencia de papiro (*Cyperus* sp.) (Honaine *et al.*, 2008).

Aunque la fauna no fue sometida a un relevamiento sistemático, se pudo verificar el desarrollo de una naturalidad secundaria, de características biológicas análogas a la de los humedales pampásicos, portadoras de fauna equivalente a la de las lagunas naturales de la región, observándose aves acuáticas, peces (*Jenynsia multidentata*, *Cnesterodon decemmaculatus*, *Astyanax eigenmanniorum*, *Oligosarchus jenynsi*, *Australoheros facetus* y *Rhamdia sapo*), anfibios (*Bufo arenarum*, *Leptodactylus ocellatus*) e incluso mamíferos (*Myocastor coypus* y *Cavia aperea*) (De Marco *et al.*, 2012).

### *Excavación, charca de cantera Paso de Piedra*

Es un predio que antiguamente, y luego de la culminación de su explotación, funcionaba como lugar de camping y recreación, cuyo principal atractivo era su acceso a una pileta de excavación inundada. En este humedal artificial, actualmente perteneciente a la firma Canteras Yaraví S.A., su acceso ha sido prohibido y su uso restringido con fines educativos, de investigación y experimentación científica, principalmente por medio de convenios entre la Empresa con la Universidad Tecnológica Nacional (UTN).

El cuerpo de agua tiene un área de 3200 m<sup>2</sup>, con una profundidad media de 2,9 metros y una profundidad máxima de 6 metros (Saubidet *et al.*, 2008). Cabe destacar que desde el mes de octubre del año 2008, presenta en su interior un sistema de jaulas flotantes donde se ha desarrollado el cultivo intensivo de peces de interés comercial como: pejerrey *Odontesthes bonariensis*, tilapia *Oreochromis niloticus* y trucha criolla *Percichthys trucha*, a distintas densidad de siembra, interviniendo en el ciclo natural de los nutrientes (Figura 7).



Figura 7. Charca de Paso de Piedra y detalle de jaulas de experimentación en acuicultura.

### Estaciones de muestreos y relevamientos

- ✓ Dada la homogeneidad horizontal detectada en las variables generales registradas *in situ*, se dispuso una única estación de muestreo en la laguna de la RNPMdP y en la charca de Paso de Piedra. En ambos casos, se procedió al muestreo en su zona central.
- ✓ En laguna La Ballenera se establecieron 5 estaciones de muestreo (4 en disposición circumlitoral y 1 central), a fin de analizar la variación horizontal de los parámetros ambientales.
- ✓ Los relevamientos en Paso de Piedra fueron realizados en su zona central.
- ✓ En Paso de Piedra y en la estación central de La Ballenera (E4), se registró la variabilidad vertical (metro a metro) de los parámetros generales *in situ*.
- ✓ Todas las estaciones fueron georreferenciadas con GPS, con precisión métrica, e identificadas mediante registro fotográfico.
- ✓ Las campañas de muestreos y los relevamientos fueron sistemáticamente llevados a cabo en cada uno de los tres humedales con frecuencia mensual, desde agosto del 2008 a noviembre del 2009.

- ✓ Para la identificación de las muestras se utilizaron como nomenclatura letras claramente diferenciables a modo de clave del humedal, seguidas por el número de orden de campaña (BALL\_, RES\_, PAPI\_); el tipo y número de orden de la estación (E\_); el tipo y número de muestra y la fecha del muestreo.
- ✓ En cada estación de muestreo se realizaron los siguientes trabajos sistemáticos:
  - ✓ medición de parámetros generales *in situ*: temperatura, conductividad, pH, salinidad, turbidez y oxígeno disuelto (OD). El sensor multiparamétrico empleado fue un Horiba U-10, que dispone de una unidad central con memoria y estandarización automática de las mediciones.
  - ✓ Toma de tres muestras de agua superficial para la determinación de parámetros ecofisiológicos (materia orgánica particulada (MOP), material particulado en suspensión (MPS), amonio, nitritos, nitratos, fosfatos y silicatos) y biológicos (clorofila *a* y feopigmentos) en cada punto de muestreo. Las muestras de agua se han recogido en frascos de polietileno (500 ml), excepto las destinadas a determinación de amonio, para los que se utilizaron recipientes *hatch* de vidrio, previamente acondicionados.
  - ✓ Para estimar la composición del plancton se procedió al filtrado de 50 litros de agua, mediante el empleo de red de plancton (50 micras) con cono reductor y recipiente colector ciego y desmontable. Las muestras se conservaron formolizadas al 4% y fueron almacenadas en recipientes plásticos. El muestreo se efectuó por duplicado en cada una de las estaciones.
  - ✓ La composición de la ictiofauna se determinó sistemáticamente mediante el empleo de red de arrastre con copo colector y de acuerdo a la metodología utilizada por Grosman (1995), además se utilizaron otros artes de pesca complementarios para la determinación cualitativa de las especies presentes en cada uno de los cuerpos de agua (copos, cañas, red de enmalle). La identificación taxonómica y recuentos de peces fueron realizados *in situ*, y se realizó el registro métrico del largo total y largo estándar en la totalidad de los ejemplares capturados. Los peces fueron devueltos al agua al finalizar las determinaciones métricas.
  - ✓ Para el estudio de la comunidad bentónica de macroinvertebrados el muestro consistió en la toma de muestras del sedimento mediante el empleo de una draga tipo Eckman (100 cm<sup>2</sup>) (Wetzel & Likens, 1991). Las muestras de sedimento fueron transportadas en bolsas plásticas rotuladas al laboratorio.

La Figura 8 corresponde a una imagen Google Earth donde se han señalado las estaciones de muestreo dispuestas en la laguna La Ballenera. La estación E4 se sitúa en el centro del cuerpo de agua, en la zona de mayor profundidad, resultando su muestreo de principal interés, por ser representativa de las características hidrológicas, fisicoquímicas y biológicas típicas de este ambiente.

Las estaciones E3 y E5 se situaron en zonas extremas del cuerpo de agua, muy someras y representativas de la periferia en este tipo de ambiente. La estación E3 se encuentra en contacto con un campo donde se desarrolla un uso agrícola intensivo. La estación E5 se encuentra muy próxima al arroyo La Ballenera y se caracteriza por encontrarse o bien endicada, o bien con circulación libre, dependiendo del nivel de agua, logrado a través de movimientos de tierra que la comunican al arroyo, o la embalsan, impidiendo tal fin.

Las E1 y E2 son muy similares a la E4, aunque con características de ribera, con vegetación sumergida y emergente y menor profundidad. El sedimento de la E1 ha sido modificado con relleno de concreto, por lo que se impide el muestreo de macroinvertebrados bentónicos. El muestreo de peces se realizó en el sector comprendido entre estas tres estaciones.



Figura 8. Estaciones de muestreo en la laguna La Ballenera (Imagen Google Earth).

## Trabajo de laboratorio y tratamiento de resultados

### PROCESAMIENTO DE MUESTRAS DE AGUA

En el laboratorio se procedió al filtrado de las muestras de agua, utilizando filtros Whatman GF/C para las determinaciones de pigmentos (clorofila *a* y feopigmentos), nutrientes (nitritos, nitratos, fosfatos y silicatos) y materia orgánica particulada (MOP). Los protocolos de procedimientos fueron proporcionados por personal del Área de Química Marina del Instituto Argentino de Oceanografía (CONICET-UNS), donde se realizaron las determinaciones químicas según: Strickland & Parsons (1968), Treguer & Le Corre (1975), Grasshoff *et al.* (1983), Eberlein & Kattner (1987), Technicon (1973) y Lorenzen & Jeffrey (1980), respectivamente.

Para la determinación del material particulado en suspensión (MPS) las muestras fueron filtradas al vacío, utilizando filtros Whatman GF/F. El peso de cada filtro fue registrado antes de su uso. Luego del filtrado y secado de la muestra (48-72 hs a temperatura ambiente, en cámara de secado) hasta peso constante, se obtuvieron las diferencias de peso que indicaron el peso del MPS.

### CLASIFICACIÓN DEL GRADO DE TRÓFICO

Para la determinación del grado trófico de los humedales se utilizó la biomasa planctónica (concentración de clorofila *a* y densidad celular) como indicador. El mismo fue determinado de acuerdo a los índices de estado trófico más relevantes y su catalogación trófica correspondiente.

#### ✓ EPA (1974)

Índice EPA (1974)		
Grado Trófico	Clorofila <i>a</i> (mg.m <sup>-3</sup> ) (máximo anual)	Densidad algal (media anual)
Oligotrófico	< 3	<2000 células.ml <sup>-1</sup>
Mesotrófico	3-20	2000-5000 células.ml <sup>-1</sup>
Eutrófico	> 20	5000-15000 células.ml <sup>-1</sup>

Tabla 9. Clasificación del estado trófico de acuerdo al Índice EPA.

#### ✓ MARGALEF (1983)

Índice MARGALEF (1983)		
Grado de Eutroficación	Clorofila <i>a</i> (mg.m <sup>-3</sup> ) (media anual)	Densidad celular (media anual)
Moderada	< 5 mg.m <sup>-3</sup>	< 5000 células.ml <sup>-1</sup>
Avanzada	> 5 mg.m <sup>-3</sup>	> 5000 células.ml <sup>-1</sup>

Tabla 10. Clasificación del estado trófico de acuerdo al Índice de Margalef (1983).

- ✓ LEE, JONES & RAST (1978)

<b>Índice LEE, JONES &amp; RAST (1978)</b>	
<b>Grado Trófico</b>	<b>Clorofila a (mg.m<sup>-3</sup>) (media anual)</b>
Ultraoligotrófico	< 2,1
Oligotrófico	2,1-3
Mesotrófico	3-6,7
Eutrófico	6,7- 10
Hipereutrófico	>10

Tabla 11. Clasificación del estado trófico de acuerdo al Índice Lee, Jones & Rast (1978).

- ✓ OCDE (1982)

<b>Índice OCDE (1982)</b>		
<b>Grado Trófico</b>	<b>Clorofila a (mg.m<sup>-3</sup>) (media anual)</b>	<b>Clorofila a (mg.m<sup>-3</sup>) (máximo anual)</b>
Ultraoligotrófico	< 1	< 2,5
Oligotrófico	1-2,5	2,5-8
Mesotrófico	2,5-7,9	8-25
Eutrófico	8-25	25-75
Hipereutrófico	> 25	> 75

Tabla 12. Clasificación del estado trófico de acuerdo al Índice OCDE (1982).

- ✓ TSI (Carlson, 1977)

$$TSI = 10 \times (6 - \log 27,7 \times (1/Clo a \times 0,68))$$

<b>Índice TSI (Carlson, 1977)</b>	
<b>Grado Trófico</b>	<b>TSI</b>
Ultraoligotrófico	< 20
Oligotrófico	20-40
Mesotrófico	40-60
Eutrófico	60-80
Hipereutrófico	>80

Tabla 13. Clasificación del estado trófico de acuerdo al Índice TSI.

## **Clasificación del grado de trófico utilizando la densidad de rotíferos**

- ✓ KARABIN (1985)

<b>Índice de KARABIN (1985)</b>	
Grado Trófico	Densidad
Mesotrófico	< 0,4 ind.ml <sup>-1</sup>
Eutrófico	0,4 – 2 ind.ml <sup>-1</sup>
Hipereutrófico	> 2 ind.ml <sup>-1</sup>

Tabla 14. Clasificación del estado trófico de acuerdo al Índice Karabin.

## **CLASIFICACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA**

- ✓ Índice simplificado de calidad de aguas (ISQA)

Se calculó el valor del ISQA, dado que este índice reúne los parámetros relevados durante los muestreos (temperatura superficial, MOP, MPS, OD y conductividad). Su clasificación se muestra en la Tabla 3.

## **RECUENTOS DE PLANCTON**

- ✓ Las muestras de plancton obtenidas en el muestreo de campo fueron procesadas y analizadas cuali y cuantitativamente, de acuerdo con: Bourrelly (1966, 1968, 1970), Braund-Blanquet (1972), Lopretto & Tell (1995), Vernick (1995) y Villafañe & Reid (1995).
- ✓ Para la cuantificación de la abundancia de los organismos del plancton se tomaron submuestras homogéneas de la muestra original. Los recuentos se realizaron por duplicado, y en caso de observar resultados heterogéneos entre ellos (Coeficiente de Variación superior al 20 % para la especie dominante) se realizó un tercer recuento.
- ✓ Los individuos del zooplancton se clasificaron en grandes grupos. El macrozooplancton se subdividió en copépodos calanoideos, copépodos cyclopoideos, copépodos harpacticoideos y cladóceros. Estos últimos fueron identificados a nivel de género utilizando claves sistemáticas (Lopretto & Tell, 1995). El microzooplancton se subdividió en nauplii de copépodos y rotíferos.

## **Cálculo de densidad fito y zooplanctónica**

- ✓ Se determinó el número de células (o individuos) por ml de agua, para cada estación de muestreo y para cada uno de los ambientes analizados, tanto para el fitoplancton como para el zooplancton, a través del uso de la siguiente fórmula:

$$\boxed{n^{\circ} \text{ de células (o individuos).ml}^{-1} = (n/a * Vm/ Vs) / Vf}$$

- ✓ Donde, **n** es el número de células (o individuos) contados en el total de las alícuotas, **a** el número de alícuotas contadas, **Vm** el volumen de la muestra, **Vs** volumen de la alícuota y **Vf** el volumen de agua filtrado.

## ***Índices de Diversidad***

### Índice de Shannon ( $H'$ )

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

Donde  $p_i$  es la proporción de individuos en la  $i$ -ésima especie.

El índice de diversidad de Shannon ( $H'$ ) representa la abundancia proporcional de cada tipo de especie  $i$  dentro de un área de interés  $h$ . Puede oscilar en valores que van desde 0 hasta 5. Valores entre 3 y 5 representan sistemas con alta calidad de sus aguas, valores entre 1,5 y 3 son indicadores de aguas medianamente contaminadas, y valores entre 0 y 1,5 corresponden a aguas muy contaminadas (Wilson Yesid, 1998).

Este índice adopta valor 0 cuando el área contiene solamente una especie (no hay diversidad).  $H'$  se incrementa a medida que aumenta el número de especies y/o si la distribución proporcional de las distintas especies se hace más equitativa. Toma en cuenta dos aspectos de la diversidad, la riqueza de las especies y la uniformidad de la distribución del número de individuos de cada especie (Daniel, 1998).

### Índice de Margalef (DMg)

$$DMg = (S-1) / \ln(N)$$

Donde  $S$  es el número de especies observadas y  $N$  es el número total de individuos registrados (Krebs, 1989).

El índice de Margalef (DMg) es una medida de la riqueza específica, cuanto mayor es su valor, mayor es la diversidad de la comunidad analizada. Valores de DMg por encima de 5 denotan gran riqueza específica.

### Índice de Simpson ( $D_s$ )

El índice de dominancia de Simpson, al igual que el índice de diversidad de Shannon, toma en cuenta tanto la riqueza específica como la dominancia/equitatividad de las especies, pero en vez de inclinarse más por el primer aspecto, lo hace en mayor medida por el segundo.

Se utiliza la inversa del índice de dominancia de Simpson ( $D_s$ ), donde a su fórmula original  $\lambda = \sum \{[n_i(n_i-1)] / [N(N-1)]\}$ , se le aplica,  $D_s = 1/\lambda$ . De esta manera, a medida que el índice aumenta, también lo hace la diversidad (Krebs, 1989).

## Índices Bióticos para la comunidad planctónica

### Índice Diatómico General (IDG)

Se calculó el IDG mensualmente en los tres humedales, para lo cual fue utilizada la clasificación de sensibilidad y variabilidad de los géneros de diatomeas realizada por Rumeau & Coste (1988) (Tabla 15).

TAXONES	CÓDIGO	SENSIBILIDAD	VARIABILIDAD
<i>Achnanthes</i>	ACH	5	1
<i>Amphipleura</i>	AMH	5	3
<i>Amphora</i>	ARA	3	2
<i>Anomoeoneis</i>	ANO	5	2
<i>Asterionella</i>	AST	4	1
<i>Caloneis</i>	CAL	4	2
<i>Campylodiscus</i>	CAM	5	2
<i>Ceratoneis(Hannaea)</i>	CER	5	2
<i>Cocconeis</i>	COC	4	1
<i>Cyclotella</i>	CYC	3	1
<i>Cymatopleura</i>	CMA	4	2
<i>Cymbella</i>	CMB	5	1
<i>Denticula</i>	DEN	5	3
<i>Diatoma</i>	DIA	4	1
<i>Diploneis</i>	DIP	5	1
<i>Epithemia</i>	EPI	5	2
<i>Eunotia</i>	EUN	5	1
<i>Fragilaria</i>	FRA	4	1
<i>Frustulia</i>	FRU	5	2
<i>Gomphoneis</i>	GIS	4	2
<i>Gomphonema</i>	GMA	3	2
<i>Gyrosigma</i>	GYA	4	3
<i>Hantzschia</i>	HAN	1	3
<i>Melosira</i>	MEL	3	1
<i>Meridion</i>	MER	5	1
<i>Navicula orthostichae</i>	NOR	2	2
<i>Navicula punctatae</i>	NPM	1	2
<i>Navicula (otras)</i>	NAV	3	1
<i>Neidium</i>	NEI	4	3
<i>Nitzschia</i>	NIT	1	1
<i>Pinnularia</i>	PIN	4	3
<i>Rhizosoenia</i>	RHI	2	3
<i>Rhoicosphenia</i>	RHO	4	1
<i>Rhopalodia</i>	RHP	4	1
<i>Stauroneis</i>	STA	5	2
<i>Stephanodiscus</i>	STE	2	1
<i>Suirella</i>	SUR	3	3
<i>Synedra</i>	SYN	3	1
<i>Tabellaria</i>	TAB	5	1
<i>Tetracyclus</i>	TET	5	3
<i>Thalassiosira</i>	THA	2	3

Tabla 15. Listado de géneros usados como indicadores de calidad para el cálculo del IDG. (Rumeau & Coste, 1988)

El IDG para cada estación se calculó de acuerdo a la fórmula:

Donde:

$A_j$ = abundancia (%),

$S_j$ = sensibilidad a la polución (1 a 5) y

$V_j$ = valor indicativo de la especie (1 a 3) (Rumeau & Coste, 1988).

Así determinado, el valor del índice que se obtiene varía entre 1 y 5, y el rango establecido para la clasificación de la calidad de las aguas se muestra en la Tabla 16.

ÍNDICE DIATÓMICO GENERAL (IDG)	
Valor	Significado
IDG > 4,5	Calidad biológica óptima.
4 < IDG < 4,5	Calidad normal. Contaminación débil.
3,5 < IDG < 4	Contaminación moderada. Eutrofización.
3 < IDG < 3,5	Contaminación media. Eutrofización acentuada.
2 < IDG < 3	Desaparición de especies sensibles. Contaminación fuerte.
1 < IDG < 2	Contaminación muy fuerte.
IDG = 0	La población es considerada inexistente (contaminación tóxica).

Tabla 16. Clasificación de calidad de las aguas, según el índice IDG.  
(Rumeau & Coste, 1988)

## RECUEENTOS DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS

- ✓ En el laboratorio se determinó el peso húmedo de cada bolsa con sedimento. Se procedió a separar del sedimento la totalidad de los organismos mediante método de flotación (Anderson, 1959). Los organismos fueron identificados y se conservaron en alcohol o formol al 4%.

### **Índices Bióticos para macroinvertebrados**

#### Índice biológico de calidad del agua (IBMWP)

El índice IBMWP (Alba-Tercedor *et al.*, 2002), se obtuvo sumando la puntuación correspondiente para cada familia, tantas veces como Familias diferentes aparecen en la muestra (Tabla 17).

Índice biológico de calidad del agua (IBMWP)	
Familias	Puntuación
AIE: Siphonuridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Potamanthidae, Ephemeridae AIP: Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Perlidae, Chloroperlidae AIT: Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae AID: Lepidostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae AIH: Athericidae, Blephariceridae AIH: Aphelocheiridae	10
AIO: Lestidae, Calopterygidae, Gomphidae, Cordulegasteridae, Aeshnidae AIO: Corduliidae, Libellulidae AIT: Psychomyiidae, Philopotamidae, Glossosomatidae AMD: Astacidae	8
AIE: Ephemerellidae, Prosopistomatidae AIP: Nemouridae AIT: Rhyacophilidae, Polycentropodidae, Limnephilidae, Ecnomidae	7
MG: Neritidae, Viviparidae, Ancylidae, Thiaridae, Unionidae AIT: Hydroptilidae AMA: Gammaridae, Corophiidae AMD: Atyidae AIO: Platycnemidae, Coenagrionidae	6
AIE: Oligoneuriidae, Polymitarcidae AIC: Dryopidae, Elmidae, Helophoridae, Hydrochidae, Hydraenidae, Clambidae AIT: Hydropsychidae AID: Tipulidae, Simuliidae PTT: Planariidae, Dugesidae, Dendrocoelidae	5
AIE: Baetidae, Caenidae AIC: Haliplidae, Curculionidae, Chrysomelidae AID: Tabanidae, Stratiomyidae, Empididae, Dolichopodidae, Ceratopogonidae AID: Anthomyidae, Limonidae, Psychodidae, Sciomyzidae, Rhagionidae, Dixidae AIM: Sialidae AHR: Piscicolidae AAA: Hydracarina	4
AIHe: Mesoveliidae, Veliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae, AIHe: Notonectidae, Corixidae, Pleidae AIC: Helodidae, Hydrophilidae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Gyrinidae MG: Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae MG: Bithyniidae, Bythinellidae, Sphaeriidae AHR: Glossiphoniidae, Hirudidae, Erpobdellidae AMI: Asellidae AO: Ostracoda	3
AID: Chironomidae, Culicidae, Thaumaleidae, Ephydriidae	2
AO: Oligochaeta (todos) AID: Syrphidae	1
<b>REFERENCIAS:</b> Phylum Artropoda \ Clase Insecta \ Orden: Ephemeroptera (AIE), Plecoptera (AIP), Trichoptera (AIT), Diptera (AID), Heteroptera (AIH), Odonata (AIO), Coleoptera (AIC), Megaloptera (AIM), Hemiptera (AIHe). Phylum Artropoda \ Clase Malacostraca \ Orden: Decapoda (AMD), Amphipoda (AMA), Isopoda (AMI). Phylum Artropoda \ Clase Arachnida \ Subclase Achari (AAA). Phylum Artropoda \ Clase Ostracoda (AO). Phylum Mollusca \ Clase Gastropoda (MG). Phylum Platyhelminthes \ Clase Turbellaria \ Orden: Tricladida (PTT). Phylum Annelida \ Clase Clitellata \ Subclase Hirudinea \ Orden Rhynchobdellida (AHR). Phylum Annelida \ Clase Clitellata \ Subclase Oligochaeta (AO).	

Tabla 17. Puntuación del IBMWP para cada Familia.

La clasificación del IBMWP, el significado para cada rango de valores y el tipo de organismo indicador se muestra en la Tabla 18.

IBMWP	Calidad de agua	Organismo Indicador	Estado Ecológico
>121	Aguas muy limpias	Heptagénidos	Muy bueno
101-120	Aguas no contaminadas o no alteradas	Pérlidos	Muy bueno
61-100	Evidencia de algunos efectos de contaminación	Filopotámidos Riacofílidos	Bueno
36-60	Aguas contaminadas	Efemerélidos Hidrotófilidos	Moderado
16-35	Aguas muy contaminadas	Baetidos Gammáridos	Deficiente
<15	Aguas fuertemente contaminadas	Quironómidos Físidos	Malo

Tabla 18. Rangos de calidad del agua y estado ecológico para el IBMWP (ver tabla anterior).

### Índice biológico pampeano (IBPAMP)

El Índice Biológico PAMPeano (IBPAMP) (Rodrigues Capítulo *et al.*, 2001), para las zonas lénticas, se obtuvo sumando la puntuación correspondiente para cada *taxa* de acuerdo a la puntuación de la Tabla 19.

Índice Biológico Pampeano (IBPAMP)									
Grupo Faunístico		Número total de unidades sistemáticas presentes							
		0-1	2-5	6-10	11-15	16-20	21-25	>26	
		IBPAMP							
1	Trichoptera con estuche (Leptoceridae)	>1 U.S. Solo 1 U.S.	-	-	9	10	11	12	13
2	Otros Trichoptera, Lestidae, Elmidae, Gomphidae, Unionidae	>1 U.S. Solo 1 U.S.	-	6	7	8	9	10	11
3	Ancylidae, Decapoda, Aeshnidae, Simuliidae	>1 U.S. Solo 1 U.S.	-	4	5	6	7	8	9
4	Otros Coleoptera, Ephemeroptera (excepto Caenidae), Libellulidae	Todas las U.S anteriores (1,2,3) ausentes	-	3	4	5	6	7	-
5	Coenagrionidae, Caenidae, Heteroptera, Amphipoda	Todas las U.S anteriores (1,2,3,4) ausentes		2	3	4	5		
6	Tubificidae, Chironomidae rojos, Physidae, Culicidae	Todas las U.S anteriores (1,2,3,4,5) ausentes	1	1	2	3			
7	Syrphidae, Enchitreidae, Psychodidae	Todas las U.S anteriores (1,2,3,4,5,6) ausentes	-	0	1	2			

Tabla 19. Índice Biológico PAMPeano. Cálculo para zonas lénticas (Rodrigues Capítulo *et al.*, 2001).

La clasificación del IBPAMP y el significado para cada rango de valores para evaluar condiciones de contaminación orgánica se muestra en la Tabla 20.

CLASE	IBPAMP	SIGNIFICADO
I	10-13	Aguas no contaminadas
II	8-9	Aguas ligeramente contaminadas
III	6-7	Aguas moderadamente contaminadas
IV	4-5	Aguas muy contaminadas
V	1-3	Aguas fuertemente contaminadas

Tabla 20. Clases de calidad de agua basadas en el índice IBPAMP. (Rodrigues Capitulo *et al.*, 2001).

## RECUELTOS DE PECES

- ✓ La identificación taxonómica y recuento de peces fue realizada *in situ*. Asimismo, se efectuó un registro métrico del largo total y largo estándar en la totalidad de los ejemplares capturados. Los peces fueron devueltos al agua al finalizar las determinaciones métricas.

## Índices Bióticos para la comunidad íctica

### Índice de Integridad biótica (IBI)

Parámetros utilizados en el desarrollo de los IBI:

#### *Composición y riqueza de especies*

1. Número de especies
2. Presencia de especies intolerantes
3. Número de especies sensitivas (intolerantes)
4. Número de especies bénticas
5. Número de especies locales
6. Número de especies exóticas
7. Índice de diversidad (Shannon)

#### *Composición trófica*

8. Proporción de omnívoros
9. Proporción de detritívoros
10. Proporción de invertívoros
11. Proporción de carnívoros

#### *Abundancia y condición de los peces*

12. Número de individuos
13. Proporción de peces con enfermedades, tumores, daños o anomalías en el esqueleto

Método de obtención del IBI:

Para cada uno de los criterios se asignó un valor a la muestra: un signo menos, un cero, o un signo más (Karr, 1981).

Arbitrariamente cada atributo recibe un valor de 5 (cinco) puntos si tiene una condición similar a la esperada para una comunidad de peces característica de un sistema de referencia, un valor de 1 (un) punto si tiene un valor similar al esperado para una comunidad significativamente diferente de la condición de referencia, y un valor de 3 (tres) puntos si se encontraba en una condición intermedia (Karr, 1981).

El valor total del IBI es la suma de los valores para todos los parámetros. De esta manera se clasifica a los sitios muestreados, y la suma total da el índice de calidad de la comunidad. El sistema original, basado en 12 atributos, clasifica el ambiente como el excelente si la suma da 60, o como un ambiente muy pobre si la suma es inferior a 24 puntos (Tabla 21).

Clases de integridad	Atributos
<b>Excelente (57-60)</b>	Comparable con las mejores condiciones naturales, sin influencia del hombre; están presentes todas las especies de peces regionalmente esperadas para el hábitat o tamaño del cuerpo de agua presentes, incluyendo las formas intolerantes; estructura trófica balanceada.
<b>Buena (48-52)</b>	Riqueza específica por debajo de la esperada, se han perdido la mayoría de las especies intolerantes; algunas especies se hallan con abundancias menores a las esperadas y con una distribución de tallas alterada respecto a la original conocida o de referencia; la estructura trófica muestra algunos signos de estrés.
<b>Regular (39-44)</b>	Pocas especies están presentes. Se han perdido las intolerantes; los adultos (clase de mayor edad) de las especies depredadoras son escasos; la estructura trófica está dominada por omnívoros.
<b>Pobre (28-35)</b>	Dominan las especies omnívoras y formas tolerantes; hay pocos depredadores; los factores de condición y tasa de crecimiento están deprimidos; los híbridos y peces con daños son comunes.
<b>Muy pobre (12-24)</b>	Pocos peces están presentes, la mayoría son especies introducidas y formas tolerantes; los híbridos son comunes; peces con daños, parásitos, aletas dañadas y otras anomalías (tumores) son regulares.
<b>Ausencia de peces</b>	En repetidos muestreos no se encuentran peces.

Tabla 21. Interpretación de los valores del IBI para peces (Karr, 1981).

## DETERMINACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO

- ✓ En base a la metodología de trabajo propuesta en la DMA, se determinó el Estado Ecológico de la laguna de la RNPMdP y de la laguna La Ballenera y el Potencial Ecológico de Paso de Piedra.

## ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

- ✓ Para los análisis estadísticos, los resultados de los parámetros físico-químicos, ecofisiológicos y biológicos fueron transformados al valor del  $[\ln(x+1)]$ , con la finalidad de reducir el efecto de las variaciones estacionales. Se realizó la matriz de correlación incluyendo todos los parámetros relevados y los valores de los índices aplicados. Se calcularon los coeficientes de correlación entre todas las variables analizadas y se realizó el análisis de componentes principales (ACP), cuando fue posible, a fin de determinar agrupamientos de datos multivariados.

# Evaluación del estado trófico y la calidad ambiental en humedales del Sudeste bonaerense mediante el uso de indicadores

## 4. RESULTADOS

### Parámetros físico-químicos y nutrientes

#### *Reserva Natural Puerto Mar del Plata*

El muestreo sistemático mensual en este ambiente coincidió con un evento de sequía que afectó a muchas lagunas de la provincia de Buenos Aires, suceso que comenzó a manifestarse en noviembre del 2008 y que se profundizó durante todo el verano del 2009 (Figura 9). De esta manera, las condiciones ambientales características de esta laguna se vieron influenciadas por tal evento. En los relevamientos de diciembre 2009 y enero 2010, la superficie de la cubeta cubierta por agua fue inferior al 10%, en tanto que el nivel de profundidad media registrado durante estos meses se encontraba por debajo de los 5 cm. La laguna se secó completamente durante febrero del 2009.



Figura 9. Relevamientos de diciembre y enero de 2009 en la RNPMdP.

Los valores de los parámetros registrados *in situ* en la laguna de la Reserva Natural Puerto Mar del Plata se muestran en la Tabla 22.

	Profundidad (cm)	T <sub>amb</sub> (°C)	T <sub>agua</sub> (°C)	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	pH (upH)	Salinidad (ups)	Conductividad (mS.cm <sup>-1</sup> )	Turbidez (UNT)	
A08	40	8,6	9,4	6,08	9,64	0,04	0,95	14	
S08	30	13	10,8	5,5	10,03	0,04	1,07	31	
O08	55	20	17,9	3,82	10,79	0,05	1,31	19	
N08	9	25	22	1,8	9,57	0,06	1,45	17	
D08	4	28	33,1	13,22	10,12	0,07	1,72	391	
E09	1	28	31	nd	9,74	0,16	3,45	846	
F09	0	28	laguna sin agua						
M09	5	28	25,5	nd	8,15	0,19	3,74	11	
A09	10	15	8,3	9,3	7,61	0,11	2,48	5	
M09	40	9	7,9	nd	9,06	0,09	2,14	4	
J09	50	11	9	nd	9,22	0,07	1,69	4	
J09	60	14	9,3	nd	8,23	0,07	1,74	10	
A09	60	15	15,3	nd	8,74	0,09	1,92	24	
S09	60	16	14	10,8	9,81	0,08	1,87	29	
O09	50	18	17,8	12,2	9,39	0,08	1,57	22	
N09	42	18	19,9	13,5	9,28	0,07	1,49	31	

Tabla 22. Parámetros generales *in situ* de la RNPMdP (nd: valor no determinado).

Los resultados referidos a concentraciones de nutrientes, MOP y pigmentos fotosintéticos se detallan en la Tabla 23. Las muestras correspondientes a noviembre de 2008 perdieron cadena de frío y fueron descartadas con posterioridad.

	Amonio (mg.L <sup>-1</sup> )	Nitritos (mg.L <sup>-1</sup> )	Nitratos (mg.L <sup>-1</sup> )	Fosfatos (mg.L <sup>-1</sup> )	Silicatos (mg.L <sup>-1</sup> )	MOP (mg.L <sup>-1</sup> )	Clo a (mg.m <sup>-3</sup> )	Feopig. (mg.m <sup>-3</sup> )
A08	0,37	0,06	1,52	0,06	2,77	1,36	3,24	11,37
S08	0,54	0,01	0,19	0,06	4,22	1,24	19,11	37,74
O08	0,28	0,10	0,57	0,15	4,11	7,78	38,09	29,99
N08	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
D08	7,41	0,01	71,60	1,48	3,39	90,13	852,72	417,74
E09	3,02	0,16	14,43	2,22	46,80	145,50	3784,73	1204,80
F09	laguna sin agua							
M09	nd	0,13	0,74	2,76	2,32	6,19	nd	nd
A09	nd	0,16	6,72	2,14	4,42	38,14	714,59	494,75
M09	0,07	0,12	1,39	1,02	2,08	8,73	298,38	169,49
J09	0,07	0,10	4,34	1,74	18,82	13,72	126,69	104,27
J09	4,47	0,12	1,26	1,85	23,10	2,19	7,98	22,39
A09	5,76	0,43	1,72	3,16	27,38	2,28	0,28	19,83
S09	1,15	4,43	14,24	3,80	2,87	6,64	10,93	3,75
O09	0,85	0,15	0,48	2,66	3,50	5,28	6,18	31,97
N09	nd	1,64	5,29	1,37	18,08	9,40	100,71	66,23

Tabla 23. Resultados de los análisis del agua de la RNPMdP (nd: valor no determinado).

La temperatura superficial en este humedal somero fluctuó en concordancia con la temperatura ambiente, los valores mínimos registrados estuvieron próximos a los 8–9°C y los valores máximos en el orden de los 31–33°C. Cabe destacar que los valores máximos se dieron durante las condiciones excepcionales que ocasionaron la sequía del humedal (Figura 10).

La distribución de pH del agua de la laguna permite caracterizar al sistema como alcalino (Figura 10), con valores oscilantes entre 8 y 10 upH.

La salinidad y conductividad fueron los parámetros más afectados por las variaciones en el volumen de agua en la cubeta (Figura 10). Antes de octubre de 2008 los respectivos valores eran de 0,04 ups y 1 mS.cm<sup>-1</sup>. En enero de 2009 fueron medidos valores de 0,16 ups y 3,45 mS.cm<sup>-1</sup>. En marzo de 2009, la salinidad del agua surgente arrojó valor de 0,19 ups y la conductividad fue de 3,74 mS.cm<sup>-1</sup>. A partir de entonces los valores de estos parámetros disminuyen paulatinamente, hasta 0,07 ups y 1,49 mS.cm<sup>-1</sup> en noviembre 2009.

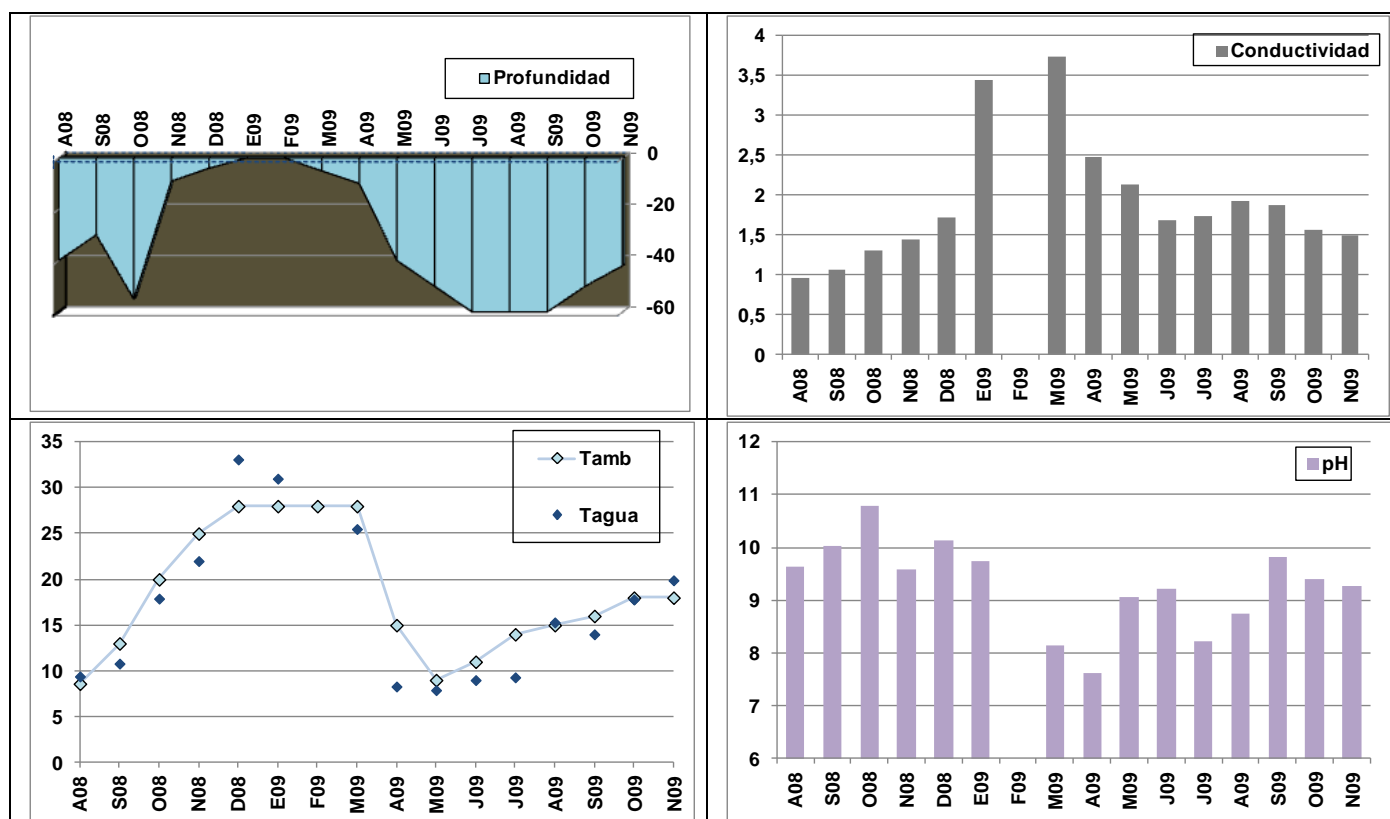


Figura 10. Evolución temporal de: Profundidad (cm), Temperatura (°C), Conductividad (mS.cm<sup>-1</sup>) y pH (upH) en la RNPMDP.

Errores en el sensor de oxígeno durante los muestreos ocasionaron la pérdida de los valores de OD. De acuerdo a la clasificación de la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE, 2003) se pudieron determinar valores de OD entre aceptables y buenos entre agosto y octubre de 2008 (3,8– 6 mg.L<sup>-1</sup>), un valor por debajo de 2 mg.L<sup>-1</sup> en noviembre de 2008 (condición deficiente) y cuatro registros altos (12– 13 mg.L<sup>-1</sup>) durante los muestreos de diciembre de 2008 y entre septiembre y noviembre del 2009, lo que indica condiciones óptimas de oxigenación (Tabla 22).

Las variaciones temporales de turbidez, MOP, MPS y pigmentos fotosintéticos en el agua se muestran en la Figura 11. Al respecto se observa cómo los mayores registros de turbidez de diciembre de 2008 y enero de 2009 se correspondieron tanto con los mayores registros de MOP como los de clorofila a. El MPS, analizado

a partir de abril del 2009, no se correlaciona con los valores de turbidez del agua, pero sí con la MOP y la clorofila a.

Los valores de MPS fueron altos ( $> 250 \text{ mg.L}^{-1}$ ; ISQA, 2003) durante abril y mayo 2009. En cambio, a partir de junio de 2009, los valores de MPS fueron bajos ( $< 100 \text{ mg.L}^{-1}$ ; ISQA, 2003) (Figura 11).

Bajas concentraciones de MOP ( $\leq 5 \text{ mg.L}^{-1}$ ; ISQA, 2003) fueron medidas en agosto y septiembre de 2008 y en julio y agosto de 2009. En cambio, en diciembre de 2008 y enero de 2009 se registraron valores muy altos, mientras que en abril de 2009 la concentración fue de  $20,11 \text{ mg.L}^{-1}$ , correspondiendo a valores altos ( $> 12 \text{ mg.L}^{-1}$ ; ISQA, 2003). El resto de los meses midieron valores intermedios ( $5 < \text{MOP} \leq 12 \text{ mg.L}^{-1}$ ; ISQA, 2003) (Figura 11).

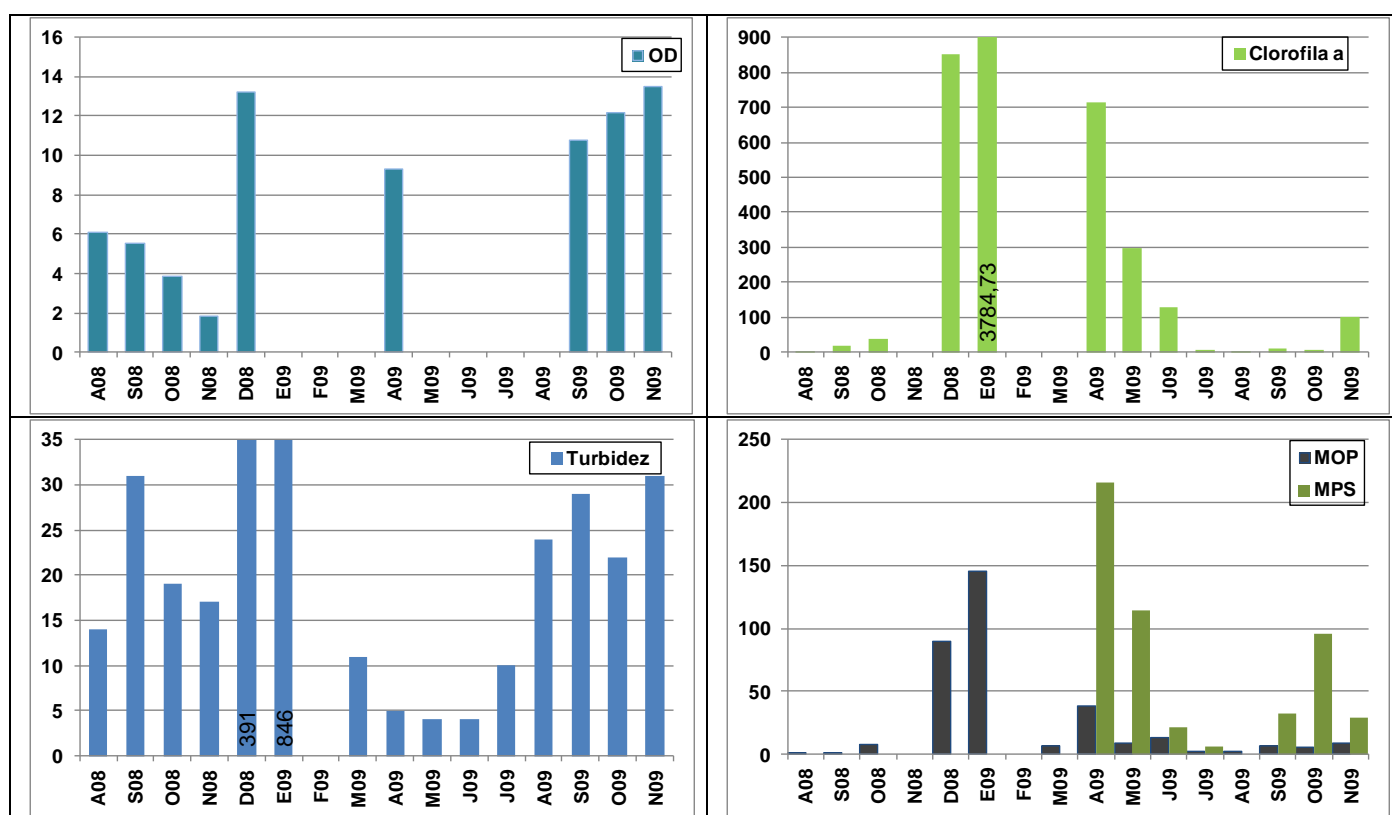


Figura 11. Evolución temporal de: OD ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), Clorofila a ( $\text{mg.m}^{-3}$ ), turbidez (UNT), MOP ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) y MPS ( $\text{mg.L}^{-1}$ ) en la RNPMdP. Los valores de D08 y E09 que exceden el rango máximo aparecen en cada barra. Los meses sin barra no poseen dato para ese parámetro.

Todos los valores de fosfatos estuvieron por encima de la concentración causante de eutroficación ( $0,025 \text{ mg.L}^{-1}$ ) (EPA, 1986) (Figura 12). En este humedal, durante la sequía se produjo un incremento en las concentraciones de fosfatos, con  $0,06 \text{ mg.L}^{-1}$  en septiembre de 2008, a valores entre  $1-4 \text{ mg.L}^{-1}$ , de noviembre de 2008 a noviembre de 2009.

La concentración de amonio medida en diciembre de 2008 ( $7,41 \text{ mg.L}^{-1}$ ) y agosto de 2009 ( $5,76 \text{ mg.L}^{-1}$ ) superó el máximo de  $4,88 \text{ mg.L}^{-1}$  (Figura 12), concentración limitante de la vida acuática de peces no salmónidos (EPA, 1986). Todas las

mediciones de nitratos estuvieron por debajo de  $90 \text{ mg.L}^{-1}$ , concentración a la cual no se observan efectos adversos en peces (EPA, 1986) (Figura 12). En diciembre de 2008 ( $71,6 \text{ mg.L}^{-1}$ ), enero 2009 ( $14,4 \text{ mg.L}^{-1}$ ) y septiembre de 2009 ( $14,24 \text{ mg.L}^{-1}$ ), se superó el valor de  $10 \text{ mg.L}^{-1}$ , concentración causantes de eutrofización (EPA, 1986). Respecto a los nitritos, las concentraciones no alcanzaron los  $5 \text{ mg.L}^{-1}$ , considerado limitante de la vida acuática de peces no salmónidos (Figura 12), aunque superaron la concentración crítica para una eutrofización incipiente de  $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$  (EPA, 1986).

Los silicatos son fundamentales para el desarrollo de las diatomeas y su concentración disminuye apreciablemente durante su máximo crecimiento, llegando a convertirse en un nutriente limitante a bajas concentraciones ( $< 1 \text{ mg.L}^{-1}$ ). En base a los análisis realizados, en ningún relevamiento se detectaron concentraciones de silicatos por debajo del umbral mínimo considerado limitante para el crecimiento de diatomeas (Tabla 23).

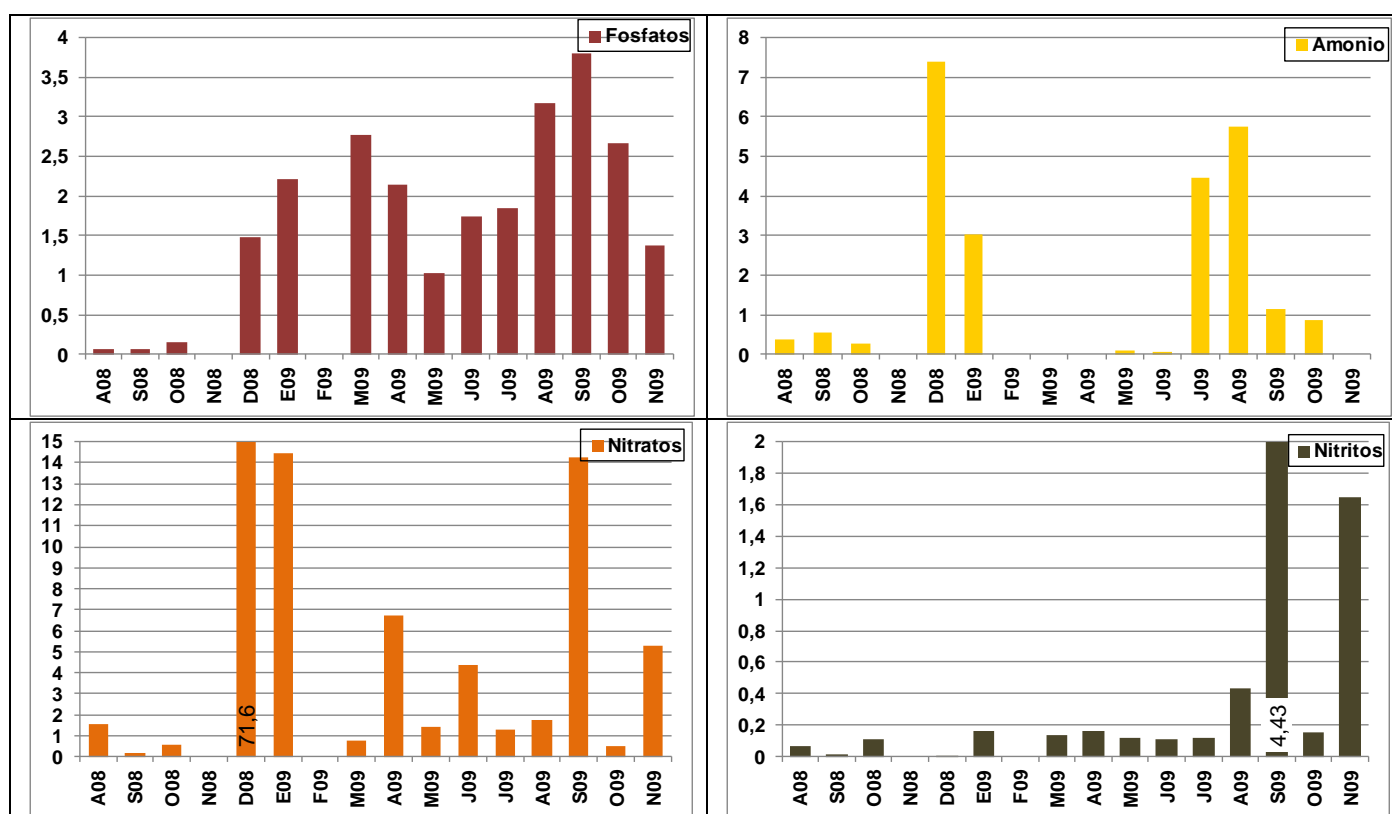


Figura 12. Evolución temporal de los niveles de: fosfatos, amonio, nitratos y nitritos (en  $\text{mg.L}^{-1}$ ) en la RNPMdP. Los nitratos en D08 y los nitritos en S09 exceden el rango máximo mostrado en la figura y su valor numérico aparece en la barra. Los meses sin barra no poseen dato para ese parámetro.

Entre agosto y octubre de 2008 las concentraciones de clorofila *a* variaron entre  $3\text{--}38 \text{ mg.m}^{-3}$ . Considerando el período afectado por la sequía, diciembre 2008 – junio de 2009, los valores de este pigmento superaron concentraciones de hipereutrofia (máximo anual  $> 75 \text{ mg.m}^{-3}$ ; OCDE, 1982), con un valor extremo de  $3785 \text{ mg.m}^{-3}$  en enero de 2009. En el período julio–octubre de 2009 las concentraciones de este pigmentos permanecieron por debajo de  $11 \text{ mg.m}^{-3}$ . Finalmente, el registro de noviembre de 2009 superó los  $100 \text{ mg.m}^{-3}$  de clorofila *a*. Los valores registrados

para feopigmentos en todos los casos fueron menores a los de clorofila a, lo cual señala un estado altamente productivo de la comunidad fitoplanctónica esta laguna (Figura 13).

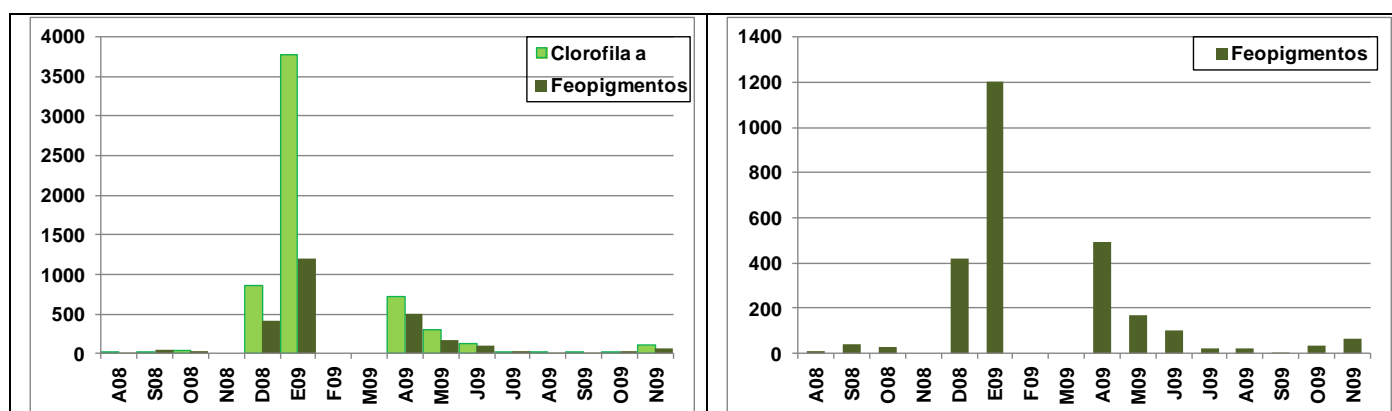


Figura 13. Valores de Clorofila a ( $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ ) y Feopigmentos ( $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ ) en la RNPMdP. Los meses sin barra no poseen dato para ese parámetro.

### Paso de Piedra

Los valores de los parámetros superficiales registrados *in situ* en Paso de Piedra se muestran en la Tabla 24.

	Profundidad (cm)	T <sub>amb</sub> (°C)	T <sub>agua</sub> (°C)	OD ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	pH (upH)	Salinidad (ups)	Conductividad ( $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ )	Turbidez (UNT)
A08	430	10,1	13,3	6,1	8,57	0,02	0,519	23
S08	430	14	13,8	5,24	9	0,02	0,527	20
O08	500	20	17,1	3,63	9	0,02	0,539	13
N08	430	30	25,1	5,7	8,82	0,02	0,548	16
D08	450	25,3	25,1	11,05	8,05	0,01	0,357	12
E09	450	24	23,4	7,03	8,73	0,01	0,357	11
F09	350	29,2	25	12,01	9,01	0,01	0,342	17
M09	400	19,7	19,8	6,25	8,55	0,02	0,538	36
A09	400	17	15,9	7,7	7,07	0,02	0,567	23
M09	400	10	10	6,06	7,91	0,02	0,617	37
J09	400	10	8,9	nd	8,89	0,02	0,556	27
J09	400	13	8,3	nd	8,93	0,02	0,565	27
A09	550	17	13,3	nd	7,2	0,02	0,585	12
S09	400	13,8	14	10,4	8,17	0,02	0,577	11
O09	400	16,5	17	9,4	8,53	0,02	0,510	17
N09	400	18	19,1	7,8	8,72	0,02	0,519	20

Tabla 24. Parámetros superficiales en Paso de Piedra (nd: valor no determinado).

La temperatura superficial en este humedal fluctuó en concordancia con la temperatura ambiente y con marcada estacionalidad. Los valores mínimos, registrados durante el invierno, estuvieron próximos a los 8–9°C, mientras que los valores máximos, durante el verano, entre 23–25°C (Figura 14).

El pH del agua varió entre neutro a levemente alcalino (Figura 14), con valores entre 7 y 9 upH.

La salinidad (0,01-0,02 ups) y la conductividad (350-600 uS.cm<sup>-1</sup>) permanecieron prácticamente invariables, dentro de valores correspondientes con los de aguas oligohalinas (Figura 14).

Las concentración de OD, cuando fue posible su registro (Figura 14), mostró condiciones de oxigenación buena (valores entre 4-6 mg.L<sup>-1</sup>) y óptima (> 6 mg.L<sup>-1</sup>), con excepción de octubre de 2008, cuando fue aceptable (2-4 mg.L<sup>-1</sup>), de acuerdo a la clasificación establecida por la CHE (2003).

La turbidez registrada en este humedal (Tabla 24) fue muy baja (entre 10-35 UNT).

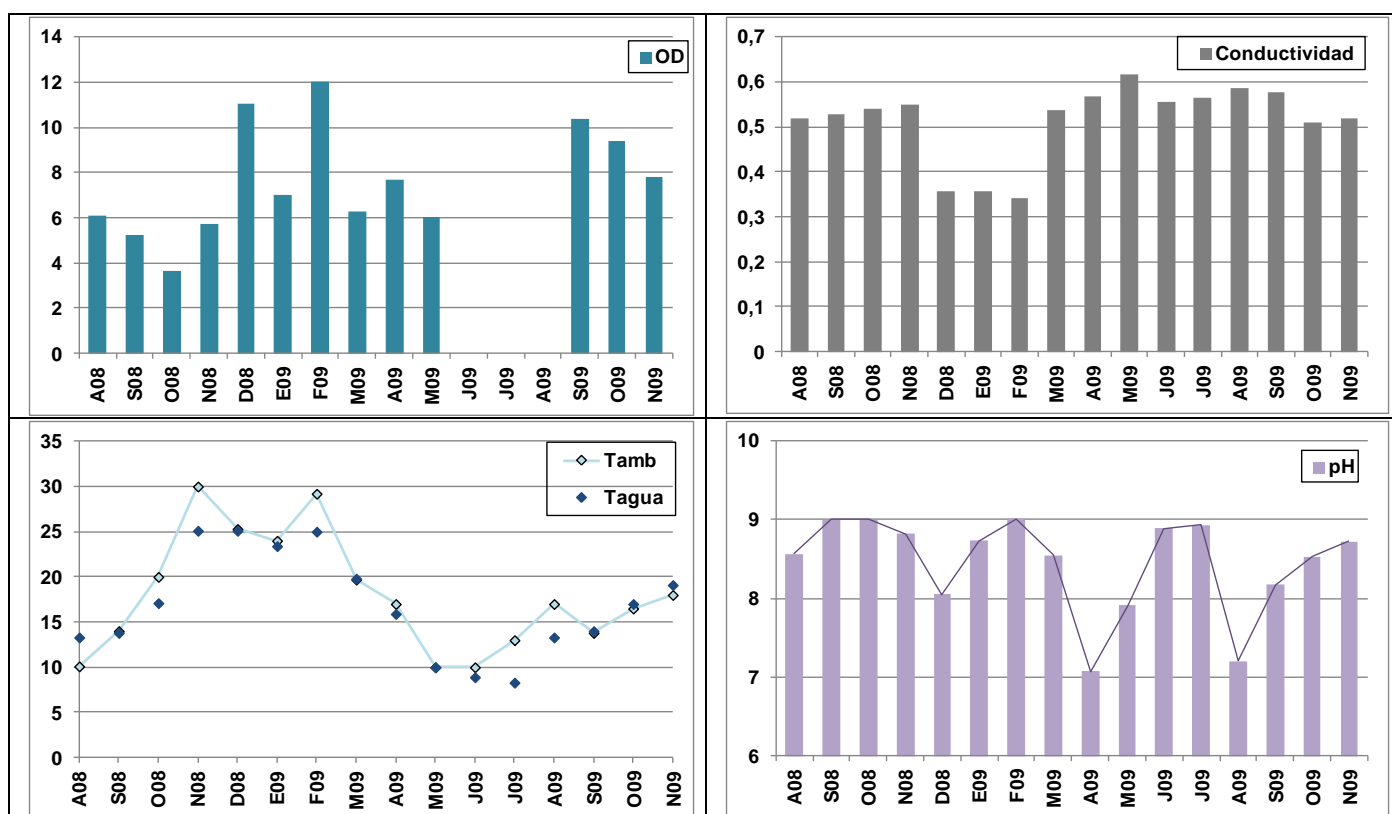


Figura 14. Evolución temporal de: OD (mg.L<sup>-1</sup>), Temperatura (°C), Conductividad (mS.cm<sup>-1</sup>) y pH en Paso de Piedra. En el período junio-agosto 2009, no hubo registro de OD.

Las concentraciones de nutrientes, MOP y pigmentos fotosintéticos en Paso de Piedra se detallan en la Tabla 25. Las muestras correspondientes a noviembre de 2008 perdieron cadena de frío y fueron descartadas con posterioridad.

	Amonio (mg.L <sup>-1</sup> )	Nitritos (mg.L <sup>-1</sup> )	Nitratos (mg.L <sup>-1</sup> )	Fosfatos (mg.L <sup>-1</sup> )	Silicatos (mg.L <sup>-1</sup> )	MOP (mg.L <sup>-1</sup> )	Clo a (mg.m <sup>-3</sup> )	Feopig. (mg.m <sup>-3</sup> )
A08	nd	0,03	2,62	0,03	18,04	1,86	5,65	7,98
S08	0,80	0,06	2,35	0,01	14,43	2,89	4,93	26,17
O08	1,02	0,006	0,63	0,04	3,80	2,37	10,84	6,83
N08	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
D08	8,64	0,002	101,6	0,06	0,26	4,43	2,46	7,55
E09	1,79	0,008	1,07	0,18	2,86	5,91	88,06	61,09
F09	2,38	1,09	102,9	0,00	0,94	3,42	40,76	35,48
M09	0,94	0,13	48,89	0,03	5,04	2,23	16,36	18,84
A09	2,08	2,30	49,93	0,009	5,39	2,77	3,63	29,70
M09	nd	0,083	7,10	0,401	2,56	4,81	19,02	11,05
J09	0,34	0,064	20,74	0,62	1,28	2,35	19,38	19,45
J09	0,07	0,05	5,10	0,009	5,44	4,94	38,38	11,68
A09	nd	3,67	11,81	0,08	3,34	7,45	32,64	14,00
S09	0,38	4,09	13,17	0,08	5,01	7,41	72,90	64,47
O09	0,42	0,87	2,79	0,17	5,56	20,11	39,83	15,68
N09	0,28	0,22	0,73	0,21	7,67	4,66	42,49	14,79

Tabla 25. Resultados de los análisis de agua en Paso de Piedra (nd: valor no determinado).

Los valores de fosfatos medidos por debajo de 0,025 mg.L<sup>-1</sup> (concentración de eutroficación, EPA, 1986) fueron los de septiembre 2008 y febrero, abril y julio de 2009 (Figura 15). Durante agosto y octubre de 2008 y en marzo, agosto y septiembre de 2009, las concentraciones fluctuaron entre 0,03–0,08 mg.L<sup>-1</sup>. Los meses restantes se midieron valores ≈ 0,2 mg.L<sup>-1</sup> (enero, octubre y noviembre de 2009) y 0,4 mg.L<sup>-1</sup> (mayo de 2009), con máximo de 0,62 mg.L<sup>-1</sup> (en junio de 2009).

En diciembre de 2008 y febrero 2009 se detectaron dos concentraciones puntuales de nitratos que superaron la concentración a la cual no se observan efectos adversos en peces (90 mg.L<sup>-1</sup>, EPA, 1986) (Figura 15). Sólo en diciembre de 2008, la concentración de amonio (8,64 mg.L<sup>-1</sup>) superó el máximo de 4,88 mg.L<sup>-1</sup> (Figura 15), concentración limitante de la vida acuática de peces no salmónidos (EPA, 1986). Respecto a los nitritos (Figura 15), las concentraciones no alcanzaron los 5 mg.L<sup>-1</sup>, considerado limitante de la vida acuática de peces no salmónidos, aunque durante febrero, abril, agosto, septiembre y octubre de 2009 superaron la concentración crítica para una eutrofización incipiente de 0,1 mg.L<sup>-1</sup> (EPA, 1986).

Durante diciembre de 2008 y febrero de 2009, los silicatos mostraron valores de concentración inferior a 1 mg.L<sup>-1</sup>, umbral limitante para las diatomeas (Figura 16).

Todos los valores de MPS determinados para este humedal fueron bajos (<100 mg.L<sup>-1</sup>; ISQA, 2003). Asimismo, los valores de MOP fueron bajos (≤5 mg.L<sup>-1</sup>; ISQA, 2003), con excepción de enero, agosto y septiembre de 2009, con valores intermedios (5-12 mg.L<sup>-1</sup>; ISQA, 2003) y octubre de 2009 que presentó un valor elevado de MOP (20,11 mg.L<sup>-1</sup>) (Figura 16).

Finalmente, la concentración de clorofila a indicaría valores de aguas hipereutróficas (máximo anual > 75 mg.m<sup>-3</sup>; OCDE, 1982); en tanto que los feopigmentos señalarían un estado altamente productivo del fitoplancton (Figura 16).

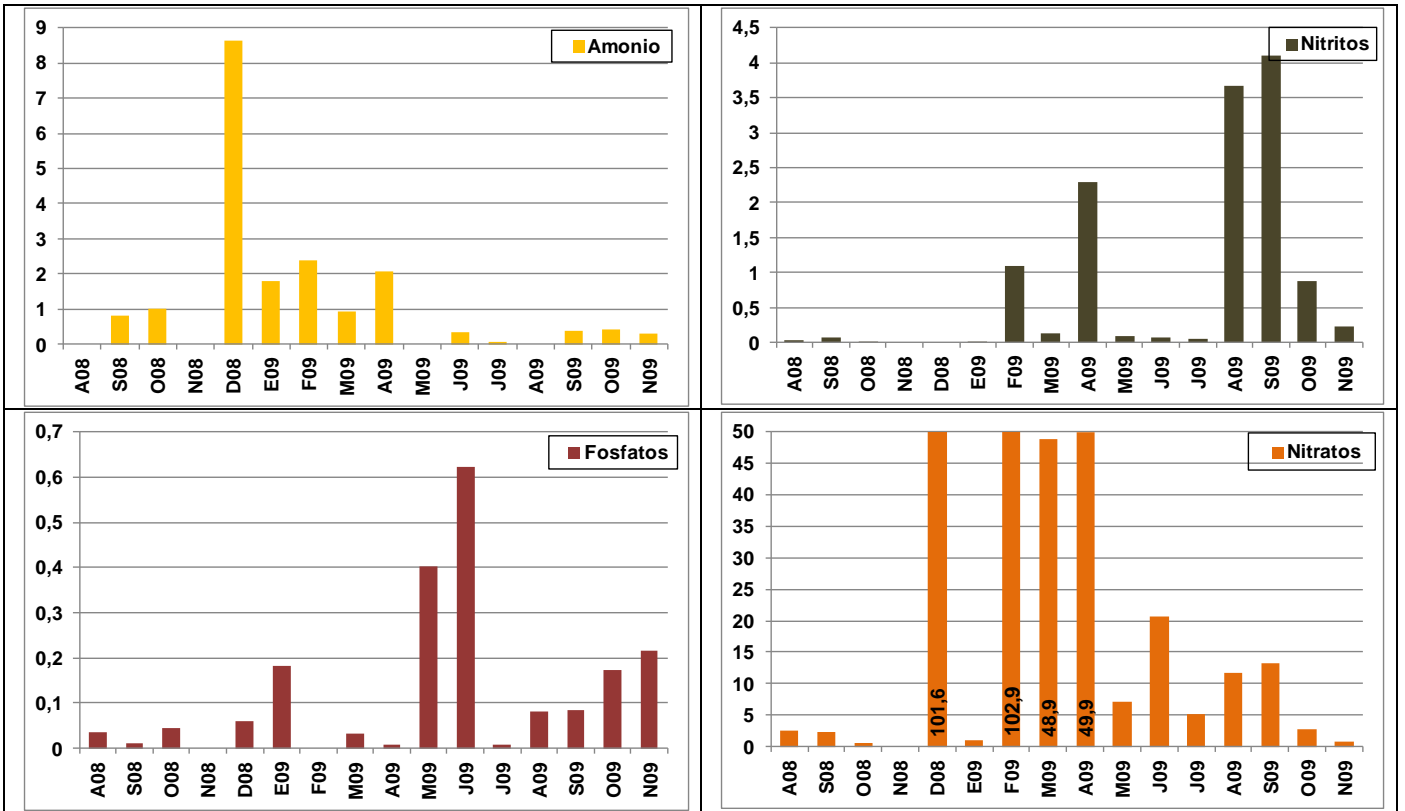


Figura 15. Evolución temporal de los niveles de: amonio, nitritos, nitratos y fosfatos (en mg.L<sup>-1</sup>) en Paso de Piedra. Los meses sin barra no poseen dato para ese parámetro.

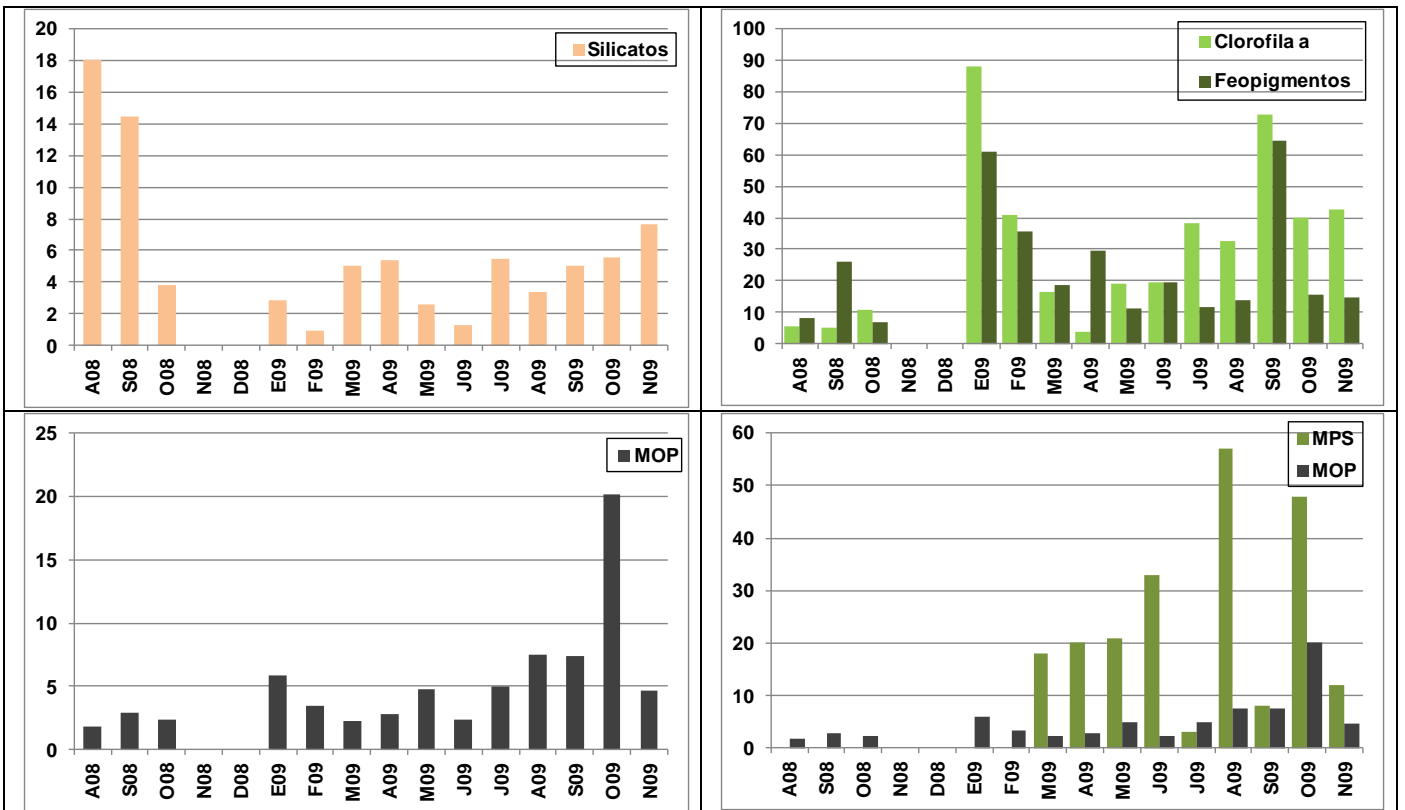


Figura 16. Registro de Silicatos (mg.L<sup>-1</sup>), Clorofila a y Feopigmentos (mg.m<sup>-3</sup>), MOP y MPS (mg.L<sup>-1</sup>) en Paso de Piedra. Los meses sin barra no poseen dato para ese parámetro.

## La Ballenera

Los valores de los parámetros superficiales *in situ* registrados en las cinco estaciones de La Ballenera durante los relevamientos se muestran en la Tabla 25.

Mes		Prof. (cm)	T <sub>amb</sub> (°C)	T <sub>agua</sub> (°C)	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	pH (upH)	Salinidad (ups)	Conductividad (mS.cm <sup>-1</sup> )	Turbidez (UNT)
A08	E1	35	4	4,9	6,25	8,34	0,07	1,72	25
	E2	80	5	5,1	6,38	8,43	0,07	1,75	21
	E3	40	8	7,8	6,48	8,37	0,07	1,72	27
	E4	100	8	6,7	6,42	8,49	0,07	1,71	21
	E5	40	10	9,1	6,56	8,53	0,07	1,7	23
S08	E1	35	18	15,4	4,17	9,11	0,08	1,77	70
	E2	88	18	15,5	4,03	9,04	0,08	1,78	37
	E3	30	17	14,1	4,47	8,52	0,08	1,75	40
	E4	98	18	15,6	4,2	9,09	0,08	1,77	40
	E5	20	18	15,4	4,37	9,15	0,08	1,78	40
O08	E1	23	21	19,5	4,35	9,3	0,08	1,82	57
	E2	78	20	18,3	4,31	9,33	0,08	1,76	37
	E3	21	20	18,6	4,4	8,73	0,08	1,72	211
	E4	88	21	18,8	4,54	9,23	0,08	1,82	39
	E5	10	27	23,8	3,98	9,15	0,08	1,82	72
N08	E1	22	25	25,2	10,16	8,84	0,05	1,23	nd
	E2	67	25	23	7,5	8,74	0,05	1,18	nd
	E3	23	25	23,5	8,1	8,61	0,05	1,2	235
	E4	85	25	24,6	8,7	8,77	0,05	1,23	nd
	E5	18	29	31,6	9,75	8,86	0,05	1,18	nd
D08	E1	19	26	25,5	13,12	8,87	0,06	1,38	24,2
	E2	72	26	23,7	10,06	8,85	0,06	1,38	26,4
	E3	15	26	23,2	12,44	8,23	0,05	1,07	182,4
	E4	100	27	24,9	12,92	8,81	0,06	1,38	18,6
	E5	20	33	32,9	11,37	8,78	0,05	1,22	57,2
E09	E1	25	32	29,2	13,56	9,06	0,07	1,59	39,9
	E2	70	25	24,3	11,78	9,07	0,07	1,59	30,7
	E3	11	26	26,8	13,32	9,12	0,07	1,53	160,3
	E4	85	26	26,2	11,71	8,91	0,07	1,58	39,4
	E5	10	33	32,4	13,14	9,09	0,06	1,38	195,0
F09	E1	23	25	24,6	14,94	8,97	0,07	1,59	31,4
	E2	68	25	24,7	13,72	8,9	0,07	1,59	26,0
	E3	10	25	24,7	15,37	8,87	0,06	1,47	185,6
	E4	87	25	24,7	10,37	8,86	0,07	1,58	35,4
	E5	10	25	23,9	7,43	8,61	0,06	1,31	188,9
M09	E1	40	21	19,8	nd	8,17	0,12	2,6	97,9
	E2	80	20	17,6	nd	8,84	0,12	2,62	115,2
	E3	9	20	22,7	nd	8,77	0,1	2,1	223,9
	E4	73	22	20,7	nd	8,74	0,12	2,64	87,4
	E5	30	25	26	nd	8,93	0,1	2,24	165,4

(Continúa en página siguiente)

Tabla 25. Parámetros superficiales de la laguna La Ballenera (nd: valor no determinado).

Mes		Prof. (cm)	T <sub>amb</sub> (°C)	T <sub>agua</sub> (°C)	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	pH (upH)	Salinidad (ups)	Conductividad (mS.cm <sup>-1</sup> )	Turbidez (UNT)
A09	E1	45	24	14,4	nd	8,32	0,12	2,59	123,3
	E2	80	24	14	nd	8,26	0,12	2,57	118,8
	E3	10	24	12,5	nd	8,26	0,1	2,16	223,9
	E4	79	25	14,3	nd	8,27	0,12	2,60	160,7
	E5	10	26	19,8	nd	8,31	0,09	1,99	173,7
M09	E1	23	13	9,9	nd	8,04	0,1	2,33	69,7
	E2	74	12	9	nd	7,94	0,1	2,33	90,6
	E3	10	12	8,1	nd	8,2	0,08	1,77	223,9
	E4	83	13	9,5	nd	8,06	0,11	2,40	72,2
	E5	10	15	12,3	nd	8,28	0,08	1,84	117,7
J09	E1	25	10	8,4	nd	8,24	0,05	1,22	197,2
	E2	140	10	8,2	nd	8,18	0,05	1,18	201,9
	E3	60	10	7,6	nd	7,94	0,02	0,564	223,9
	E4	150	11	8,3	nd	8,03	0,04	1,13	181,1
	E5	40	11	9,3	nd	7,69	0,03	0,76	221,9
J09	E1	25	11	10,6	nd	7,56	0,07	1,55	27,1
	E2	108	11	10,3	nd	7,63	0,07	1,58	35,0
	E3	25	11	9,3	nd	7,89	0,08	1,8	122,2
	E4	140	11	10,3	nd	7,6	0,07	1,60	58,1
	E5	15	11	9,3	nd	8,29	0,08	1,83	124,4
A09	E1	30	13	14,6	8,10	7,93	0,08	1,76	17,5
	E2	108	13	14,1	5,87	7,94	0,08	1,76	22,9
	E3	25	13	13	6,91	7,9	0,09	1,91	30,3
	E4	107	13	13,7	5,12	7,89	0,08	1,78	26,4
	E5	15	13	16,6	4,53	8,02	0,08	1,88	19,9
S09	E1	55	14	14,2	9,3	8,3	0,09	1,9	121,5
	E2	95	14	13,3	9,1	8,44	0,09	1,9	80,2
	E3	50	14	13,8	10,3	7,9	0,09	1,9	87,4
	E4	150	14	14,1	8,9	8,19	0,09	1,94	90,1
	E5	20	14	12,6	8,9	8,89	0,09	1,95	82,7
O09	E1	40	20	21,7	10,4	8,86	0,08	1,646	49,1
	E2	70	22	21	8,9	8,62	0,08	1,646	38,2
	E3	25	22	23	8,3	8,49	0,09	1,69	78,4
	E4	70	22	21,1	11,6	8,78	0,08	1,68	37,5
	E5	20	20	20,8	6,9	8,61	0,09	1,707	52,6
N09	E1	35	25	24	10,1	8,85	0,09	1,835	63,2
	E2	70	24	21,1	8,8	8,82	0,09	1,871	66,4
	E3	20	24	23,4	11,6	9,3	0,08	1,679	82,1
	E4	100	24	24	9,6	8,76	0,09	1,84	68,6
	E5	10	24	20,4	7,1	8,96	0,08	1,682	77,1

Tabla 25. Parámetros superficiales de la laguna La Ballenera (nd: valor no determinado).

En términos generales, los parámetros registrados *in situ* en esta laguna no mostraron variación horizontal, o diferencias significativas entre las estaciones de muestreo establecidas ( $p < 0,001$ ), con excepción de los registros de turbidez *in situ*, afectados por la profundidad media del agua (Figura 17).

De manera general, la temperatura superficial fluctuó en concordancia con la temperatura ambiente y con marcada estacionalidad, los valores mínimos, registrados durante el invierno, estuvieron próximos a los 8–9°C, mientras que los valores máximos, durante el verano, estuvieron entre 23–26°C para las estaciones

E1, E2, E3 y E4, y entre 31–33 °C para la E5, influenciada por la hora del muestreo (16:00 hs) y la baja profundidad (Figura 18).

El pH del agua fue levemente alcalino, con valores entre 7,7 y 9,5 upH (Figura 18). La salinidad fluctuó entre 0,07-0,09 ups desde agosto 2008 a febrero de 2009; entre 0,09 y 0,11 ups desde marzo a mayo de 2009, pasando a valores de entre 0,03-0,09 ups (entre junio a noviembre de 2009), siempre dentro de valores de aguas oligohalinas. En la Figura 18 se muestra la variación de la conductividad.

Las mediciones de concentración de OD, cuando fue posible su registro (Figura 18), mostraron condiciones de oxigenación buenas (valores entre 4-6 mg.L<sup>-1</sup>) a óptimas (mayores a 6 mg.L<sup>-1</sup>) (CHE, 2003).

La Turbidez varió entre valores bajos y altos (Tabla 25 y Figura 20), dependiendo principalmente de la estación involucrada y la época del año. Al respecto altos valores fueron permanentemente registrados en las estaciones E3 y E5.

la variación de la profundidad medida en cada una de las estaciones de muestreo y su variación conjunta se muestra en la Figura 17.

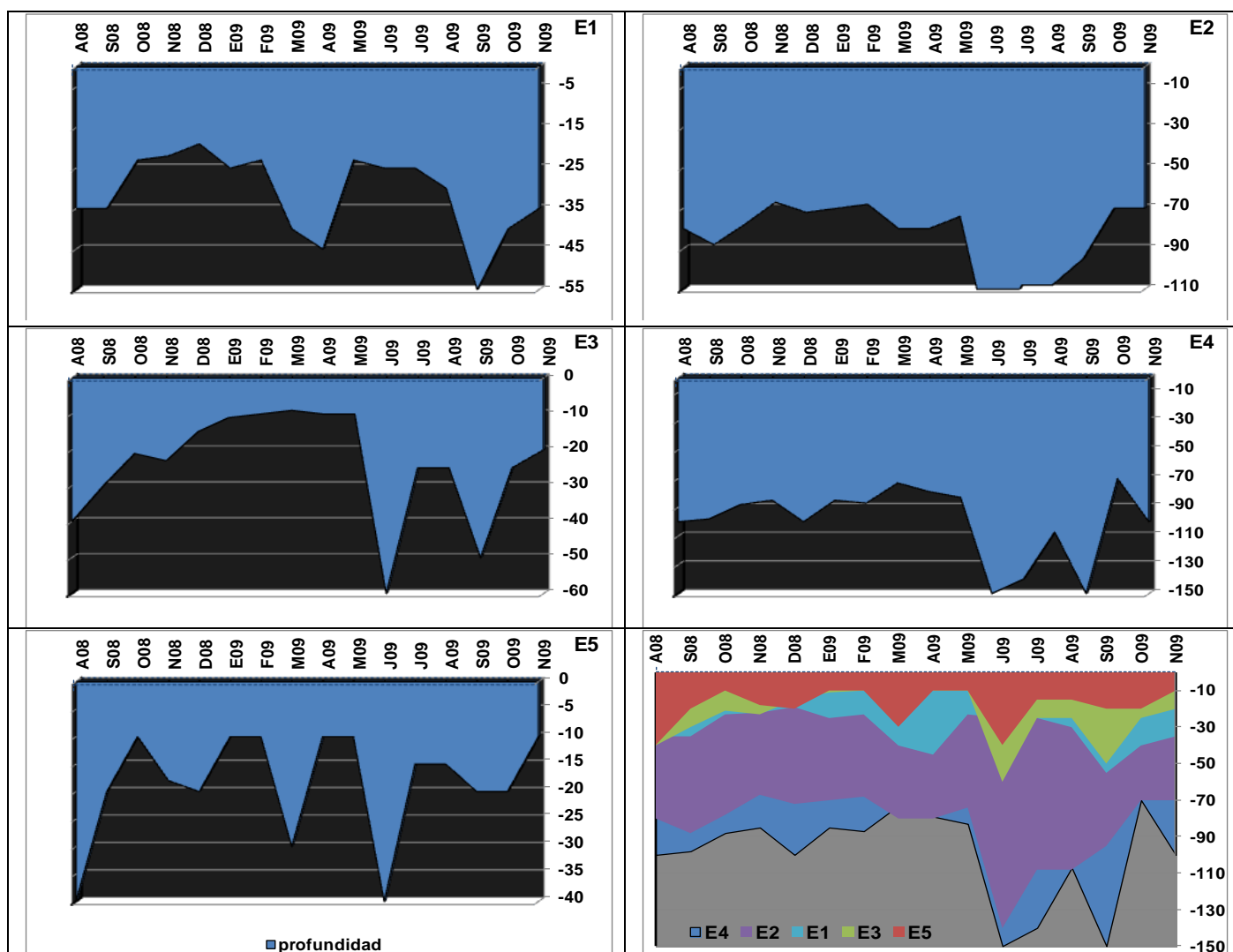


Figura 17. Profundidad del muestreo (cm) en cada estación de la laguna La Ballenera.

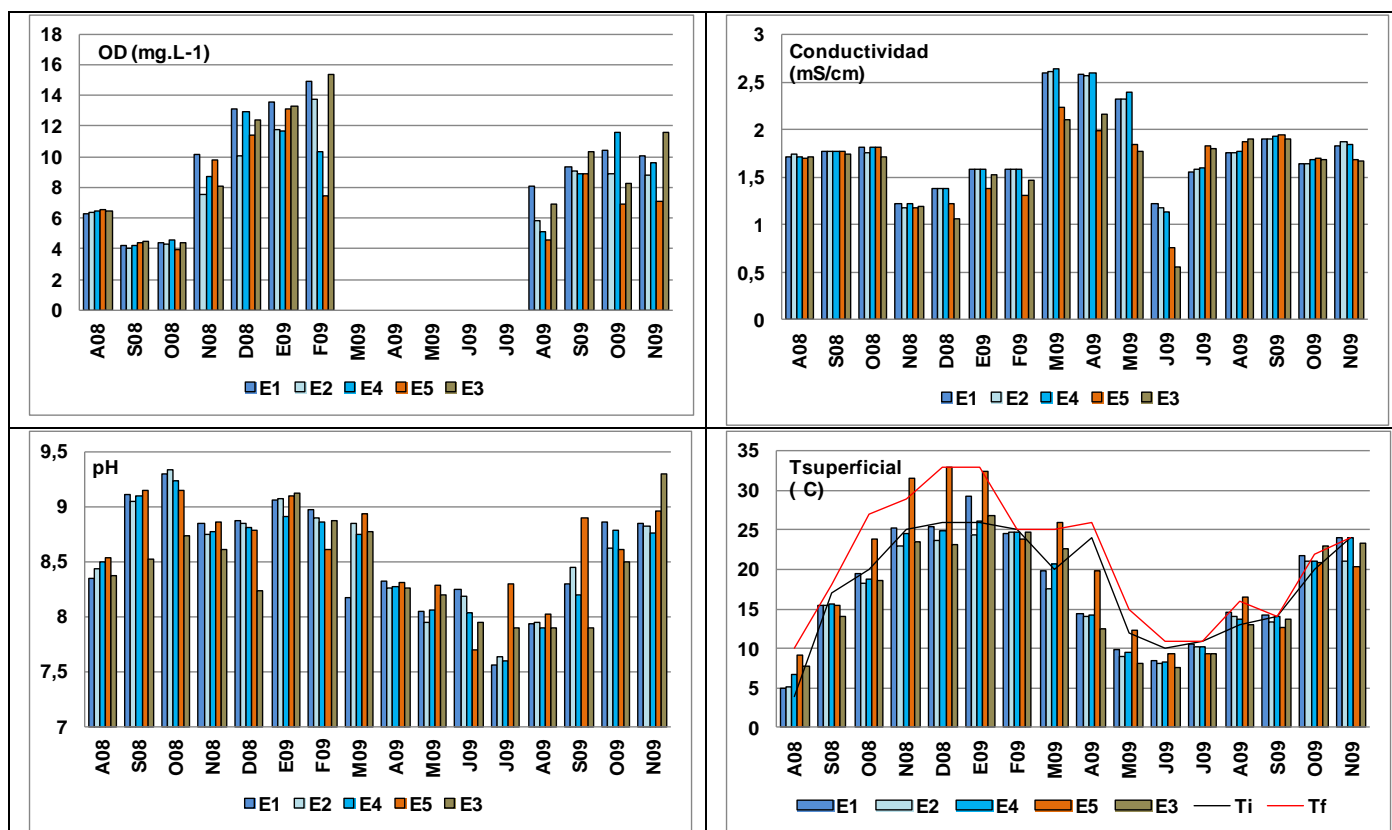


Figura 18. Evolución temporal de: OD ( $\text{mg.L}^{-1}$ ), Conductividad ( $\text{mS.cm}^{-1}$ ), pH (upH), Temperatura superficial del agua ( $^{\circ}\text{C}$ ) y T. del aire (al iniciar los relevamientos (Ti) y al finalizar los mismos (Tf)).

Las concentraciones de nutrientes, material particulado y pigmentos fotosintéticos se detallan en la Tabla 26 y su evolución se muestra en las Figuras 19 y 20. Las muestras correspondientes a noviembre y diciembre de 2008 perdieron cadena de frío y fueron descartadas con posterioridad.

		Amonio ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	Nitritos ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	Nitratos ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	Fosfatos ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	Silicatos ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	MOP ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	Clo a ( $\text{mg.m}^{-3}$ )	Feopig. ( $\text{mg.m}^{-3}$ )
A08	E1	0,52	0,08	6,32	0,69	63,13	1,87	18,61	9,21
	E2	0,30	0,04	6,61	0,95	62,95	0,79	9,17	7,35
	E3	0,08	0,05	5,47	0,33	60,97	0,56	6,41	3,45
	E4	0,37	0,03	7,16	0,69	44,73	0,75	4,39	14,96
	E5	0,04	0,07	5,86	0,63	45,82	1,12	24,59	19,08
S08	E1	0,21	0,02	1,15	0,21	33,19	5,26	91,49	110,49
	E2	0,15	0,04	1,23	0,10	19,12	8,13	35,32	65,37
	E3	0,06	0,11	2,78	0,12	40,40	6,85	55,88	46,46
	E4	0,17	0,03	0,82	0,04	34,63	3,21	14,22	104,19
	E5	0,74	0,03	0,56	0,1	35,35	5,42	22,90	84,44
O08	E1	0,08	0,01	0,22	0,06	23,81	3,18	nd	nd
	E2	0,25	0,05	1,31	0,11	31,38	4,10	87,69	116,53
	E3	0,34	0,23	1,19	0,08	52,67	18,49	247,48	435,77
	E4	0,26	0,01	0,41	0,08	22,36	2,74	70,22	41,38
	E5	0,54	0,11	2,94	0,10	35,71	5,90	59,30	63,56
N08	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
D08	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd

(Continúa en página siguiente)

Tabla 26. Análisis de muestras de agua de la laguna La Ballenera (nd: valor no determinado).

continuación	Amonio	Nitritos	Nitratos	Fosfatos	Silicatos	MOP	Clo a	Feopig.	
E09	E1	nd	0,02	6,40	0,33	32,83	15,38	15,05	4,39
	E2	0,16	0,01	2,36	0,41	27,55	8,12	25,68	13,85
	E3	nd	0,05	1,21	0,42	9,28	10,67	50,83	41,12
	E4	nd	0,01	0,95	0,12	19,62	5,16	92,79	9,42
	E5	nd	0,24	4,01	0,26	8,15	16,26	100,36	45,66
F09	E1	nd	0,008	24,41	0,21	43,78	9,18	151,97	32,24
	E2	nd	0,01	0,58	0,20	30,19	10,09	49,38	295,04
	E3	nd	0,03	1,36	0,14	26,04	37,83	245,43	178,11
	E4	nd	0,007	0,79	0,26	38,12	10,58	114,79	103,19
	E5	nd	0,29	25,25	0,19	28,30	67,39	274,38	665,46
M09	E1	2,01	0,17	5,98	0,29	51,82	11,29	285,21	181,50
	E2	0,87	0,02	7,69	0,19	50,69	14,96	91,04	271,21
	E3	2,60	0,15	13,73	0,15	17,64	36,66	464,49	1263,70
	E4	nd	0,008	1,71	0,13	41,30	11,77	104,09	713,75
	E5	2,49	0,56	4,44	0,05	27,03	18,85	85,78	55,75
A09	E1	1,26	0,94	7,32	0,14	36,70	6,36	80,77	26,35
	E2	2,04	2,16	3,82	0,16	38,23	4,45	46,60	147,40
	E3	0,97	2,02	3,48	0,69	15,29	29,77	100,33	346,15
	E4	0,79	0,92	2,34	0,17	44,73	6,70	55,16	137,48
	E5	1,85	2,66	7,74	0,07	32,88	8,42	3,48	67,18
M09	E1	nd	0,20	12,65	0,17	39,0	6,3	51,18	39,17
	E2	nd	0,22	8,31	0,20	23,4	7,6	48,78	54,53
	E3	1,07	0,37	56,27	0,33	10,8	10,14	80,17	172,56
	E4	0,137	0,21	10,68	0,23	33,6	6,71	38,43	47,04
	E5	0,127	0,51	13,40	0,26	26,4	6,17	11,72	19,36
J09	E1	0,047	0,08	6,93	1,45	18,6	6,2	23,57	12,89
	E2	0,13	0,08	10,46	1,30	10,2	8,78	35,29	26,06
	E3	0,15	0,08	7,33	1,85	12,9	11,3	11,00	10,33
	E4	0,23	0,09	11,81	1,65	9,0	7,35	29,01	28,06
	E5	0,09	0,09	10,25	1,55	4,56	11,89	11,07	2,96
J09	E1	nd	0,18	9,68	0,53	39,36	1,54	10,62	12,88
	E2	1,44	0,11	11,28	1,02	31,95	5,57	6,64	20,53
	E3	nd	0,05	7,27	0,13	22,25	0,99	6,62	12,57
	E4	0,17	0,21	8,02	0,58	33,09	5,89	2,07	13,91
	E5	0,04	0,08	11,86	0,16	35,09	1,31	23,01	0,00
A09	E1	nd	3,05	9,80	0,30	35,61	3,06	38,00	28,04
	E2	0,09	3,34	10,73	0,32	36,16	3,95	36,67	26,97
	E3	0,19	1,73	5,58	0,15	25,2	6,33	11,93	10,10
	E4	0,24	2,46	7,91	0,35	27,94	3,71	26,92	26,33
	E5	0,90	3,49	11,23	0,13	29,31	4,30	9,43	8,49
S09	E1	0,52	1,49	4,79	0,03	15,34	8,84	24,63	16,90
	E2	0,06	1,73	5,58	0,04	14,5	7,24	30,69	26,89
	E3	2,81	2,07	6,65	0,05	18,08	3,86	33,44	9,63
	E4	0,50	1,24	4,01	0,03	13,97	5,28	24,87	20,04
	E5	0,43	2,47	7,94	0,08	20,82	4,02	3,75	6,97
O09	E1	0,13	0,25	0,81	0,16	4,13	3,44	34,03	31,46
	E2	0,02	0,25	0,81	0,21	21,36	8,03	46,04	28,78
	E3	0,03	1,31	4,22	0,33	24,65	3,84	17,52	11,73
	E4	0,00	1,69	5,44	0,11	17,53	5,44	46,72	9,05
	E5	0,03	1,06	3,43	0,23	23,28	4,34	10,59	2,08
N09	E1	1,50	0,82	2,64	0,34	41,64	5,8	45,62	4,24
	E2	0,55	2,02	6,51	0,50	27,39	5,65	39,06	16,55
	E3	0,66	0,64	2,07	0,10	18,62	6,71	22,26	7,82
	E4	0,78	0,86	2,79	0,37	31,77	3,66	44,39	3,18
	E5	0,57	0,20	0,64	0,20	19,17	10,42	34,35	17,25

Tabla 26. Análisis de muestras de agua de la laguna La Ballenera (nd: valor no determinado).

Todas las concentraciones de fosfatos registradas permanecieron por encima de la concentración causante de eutroficación ( $0,025 \text{ mg.L}^{-1}$ ) (EPA, 1986). En términos generales, las concentraciones más bajas coincidieron en la E4, durante septiembre de 2008 ( $0,04 \text{ mg.L}^{-1}$ ) y 2009 ( $0,03 \text{ mg.L}^{-1}$ ). Las concentraciones más altas de fosfatos ocurrieron durante junio del 2009, en todas las estaciones de muestreo, con valores entre  $1,30\text{-}1,85 \text{ mg.L}^{-1}$  (Figura 19).

Todas las mediciones de nitratos estuvieron por debajo de  $90 \text{ mg.L}^{-1}$ , concentración a la cual no se observan efectos adversos en peces (EPA, 1986). Concentraciones superiores a  $10 \text{ mg.L}^{-1}$  se midieron en las E1 ( $24,41 \text{ mg.L}^{-1}$ ) y E5 ( $25,25 \text{ mg.L}^{-1}$ ) de en febrero de 2009 y en la E3 de marzo ( $13,73 \text{ mg.L}^{-1}$ ) y mayo ( $56,27 \text{ mg.L}^{-1}$ ) de 2009. En términos generales, entre mayo y agosto de 2009, la concentración fluctuó entre  $10,40\text{-}13,40 \text{ mg.L}^{-1}$ . Para el resto de los meses, los valores de concentración permanecieron por debajo de  $10 \text{ mg.L}^{-1}$  (Figura 19).

Las concentraciones de nitritos se mantuvieron por debajo de  $5 \text{ mg.L}^{-1}$ , considerado limitante de la vida acuática de peces no salmónidos (EPA, 1986). Los valores que superaron la concentración de nitritos crítica para una eutrofización incipiente ( $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ ), ocurrieron puntualmente en la E3 de octubre de 2008 ( $0,23 \text{ mg.L}^{-1}$ ) y la E5 (enero a marzo de 2009), o bien involucran a todas las estaciones de muestreo (abril, mayo, agosto, septiembre y octubre de 2009). Los mayores valores fueron registrados durante agosto de 2009 ( $1,73\text{-}3,49 \text{ mg.L}^{-1}$ ).

Todas las mediciones de amonio estuvieron por debajo del máximo de  $4,88 \text{ mg.L}^{-1}$  (Figura 19), concentración limitante de la vida acuática de peces no salmónidos (EPA, 1986).

Las concentraciones de silicatos nunca fueron limitantes para el crecimiento de diatomeas, mostrando valores superiores a  $1 \text{ mg.L}^{-1}$  (Tabla 26).

Respecto al MPS, valores bajos ( $<100 \text{ mg.L}^{-1}$ ; ISQA, 2003) fueron determinados para todas las estaciones, excepto los valores intermedios registrados durante abril y mayo en la E5 ( $190$  y  $112 \text{ mg.L}^{-1}$ ), junio en las estaciones E1, E2 y E4 ( $114\text{-}155 \text{ mg.L}^{-1}$ ) y de octubre de 2009 para la E2 ( $176 \text{ mg.L}^{-1}$ ). Valores altos ( $> 250 \text{ mg.L}^{-1}$ ; ISQA, 2003) y muy altos fueron determinados en la estación E5 durante enero y febrero ( $252 \text{ mg.L}^{-1}$  y  $566 \text{ mg.L}^{-1}$ ) y en abril en la E3 ( $610 \text{ mg.L}^{-1}$ ).

En términos generales, los valores de MOP oscilaron dentro del rango de valores bajos ( $\leq 5 \text{ mg.L}^{-1}$ ; ISQA, 2003) a intermedios ( $5\text{-}12 \text{ mg.L}^{-1}$ ; ISQA, 2003), con excepción de los valores altos determinados en la estación E3 en octubre 2008 ( $18,49 \text{ mg.L}^{-1}$ ) y en febrero, marzo y abril de 2009 (entre  $15\text{-}26 \text{ mg.L}^{-1}$ ) y la E5 en febrero ( $25,25 \text{ mg.L}^{-1}$ ) (Figura 20).

Finalmente, en referencia a los pigmentos fotosintéticos y sus productos de degradación, la concentración de clorofila *a* indicaría valores coincidentes con aguas hipereutróficas (máximo anual  $> 75 \text{ mg.m}^{-3}$ ; OCDE, 1982); en tanto que las concentraciones de feopigmentos señalarían un estado altamente productivo del cuerpo de agua (Figura 20).

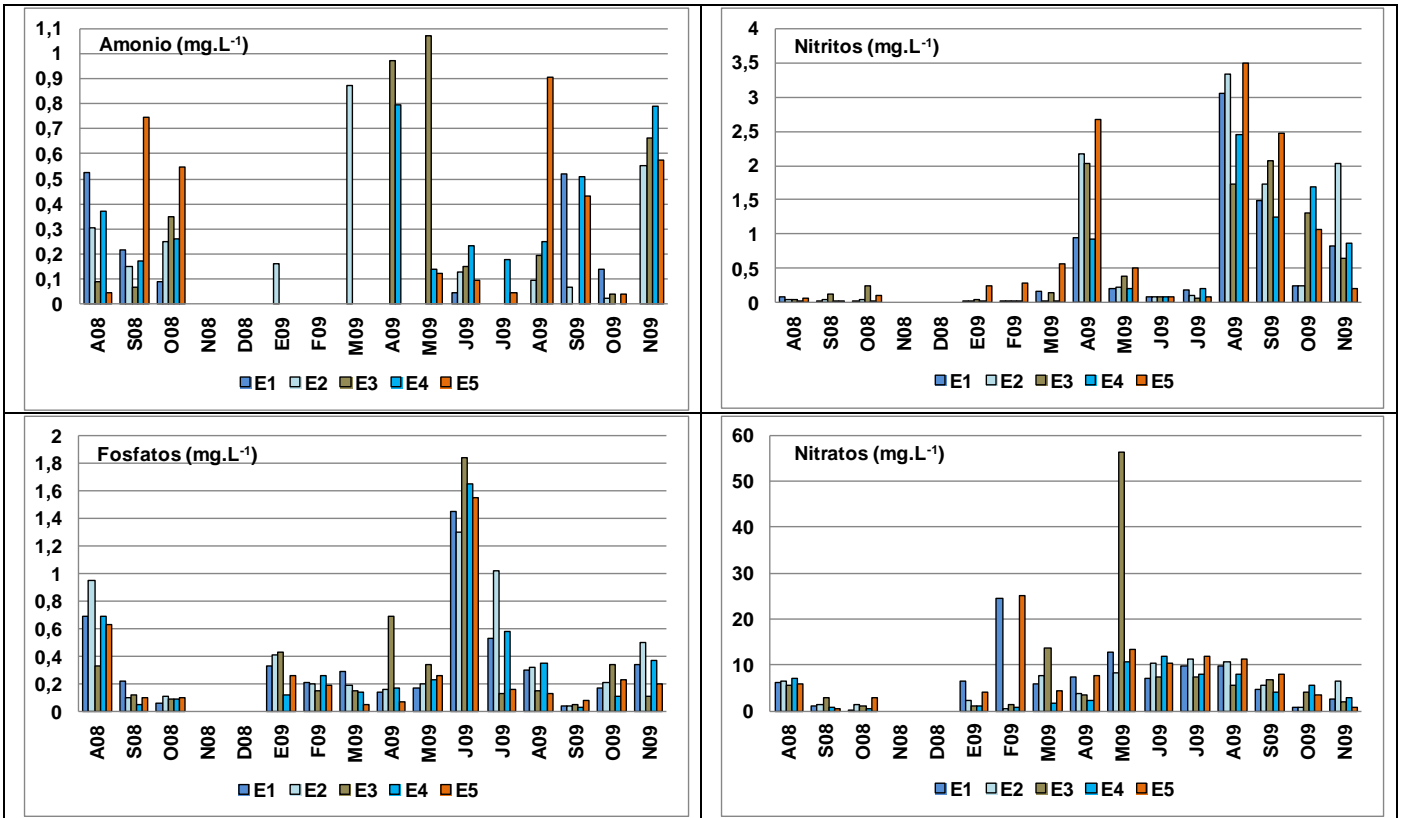


Figura 19. Evolución temporal de los niveles de: amonio, nitritos, nitratos y fosfatos (en mg.L<sup>-1</sup>) en la laguna La Ballenera. Los meses sin barra no poseen dato para ese parámetro.

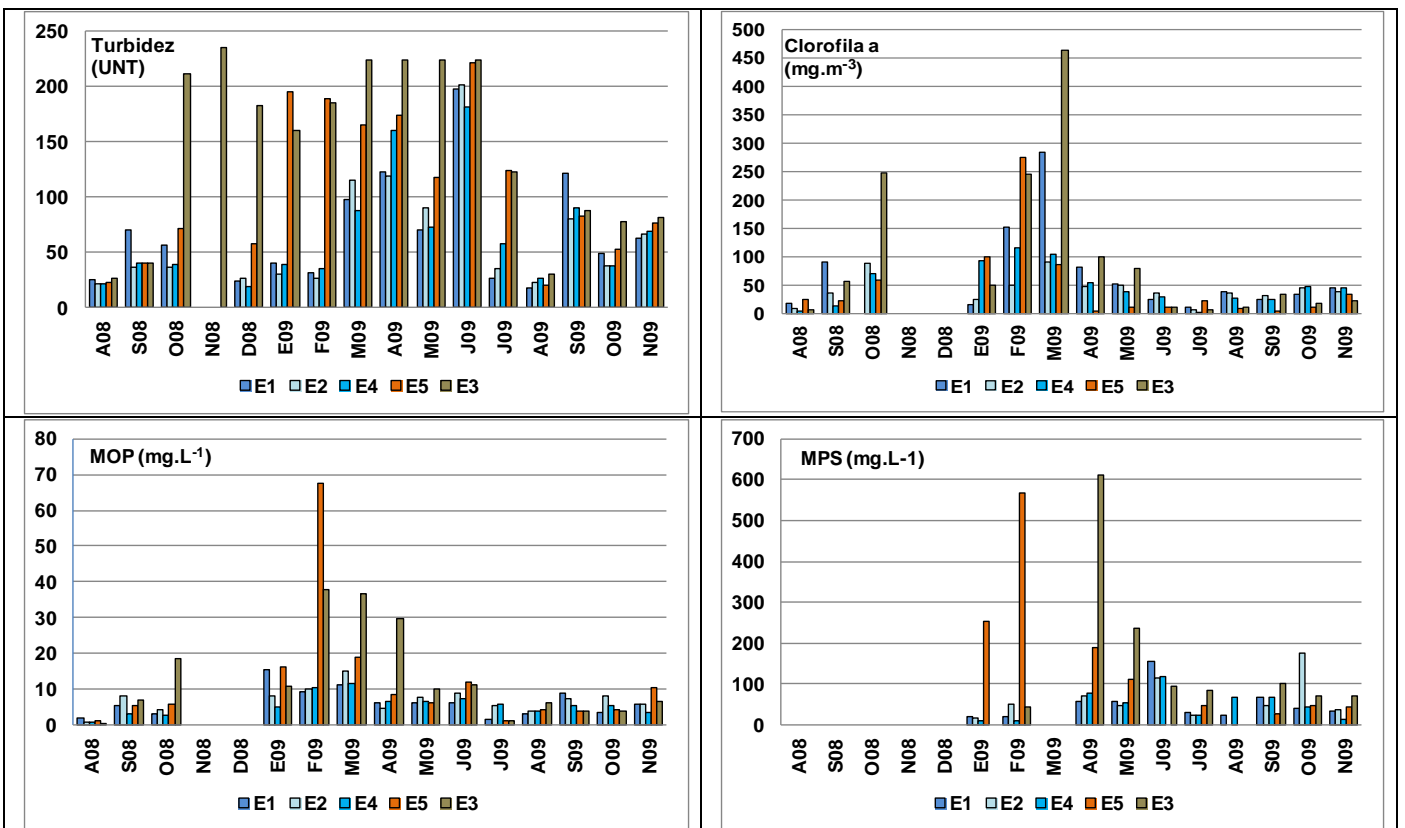


Figura 20. Evolución temporal de: Turbidez (UNT), Clorofila a (mg.m<sup>-3</sup>), MOP y MPS (mg.L<sup>-1</sup>).

## Índice simplificado de calidad de aguas (ISQA)

Para cada uno de los humedales estudiados se calculó el valor del ISQA, aunque sólo fue posible en aquellos muestreos en que los cinco parámetros fisicoquímicos fueron determinados y validados conjuntamente (temperatura superficial, MOP, MPS, OD y conductividad).

### Reserva Natural Puerto Mar del Plata

Laguna de la RNPMdP												
	Tagua (°C)	E	MOP (mg.L <sup>-1</sup> )	A	MPS (mg.L <sup>-1</sup> )	B	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	C	Conduct. (uS.cm <sup>-1</sup> )	D	ISQA	Calidad
04/09	8,3	1	38,14	0	216	1,88	9,3	23,25	2480	3,16	28,29	Mala
09/09	14	1	6,64	18,67	32	20,2	10,8	25	1870	5,05	68,92	Regular
10/09	17,8	1	5,28	19,15	96	10,6	12,2	25	1570	6,22	60,97	Deficiente
11/09	19,9	1	9,40	17,7	29	20,65	13,5	25	1490	6,57	69,93	Regular

Tabla 27. RNPMdP. Diagnóstico de Calidad del Agua de acuerdo al ISQA.

En este humedal sólo fue posible determinar el ISQA en cuatro oportunidades. En abril del 2009, condición inmediata al evento de sequía, el valor indica calidad mala ( $\approx 30\%$ ), no sólo por los altos niveles de MOP y MPS, sino también por la elevada conductividad del agua (Tabla 27). Entre septiembre, octubre y noviembre de 2009, los valores de conductividad continuaron elevados, aunque estos fueron disminuyendo progresivamente. Aquí se determinaron dos valores de calidad regular ( $\approx 70\%$ ) y un valor intermedio de calidad deficiente ( $\approx 60\%$ ), influenciado negativamente por una mayor cantidad de MPS (Tabla 27).

### Paso de Piedra

Charca de Paso de Piedra												
	Tagua (°C)	E	MOP (mg.L <sup>-1</sup> )	A	MPS (mg.L <sup>-1</sup> )	B	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	C	Conduct. (uS.cm <sup>-1</sup> )	D	ISQA	Calidad
03/09	19,8	1	2,23	27,7	18	22,3	6,25	15,625	538	13,38	79,08	Buena
04/09	15,9	1	2,77	27,22	20	22	7,7	19,25	567	13,03	81,51	Buena
05/09	10	1	4,81	25,19	21	21,85	6,06	15,15	617	12,47	74,66	Regular
09/09	14	1	7,41	18,40	8	23,8	10,4	25	577	12,91	80,12	Buena
10/09	17	1	20,11	0	48	17,8	9,4	25	510	13,74	56,54	Deficiente
11/09	19,1	1	4,66	25,33	12	23,2	7,8	25	519	13,62	87,16	Muy Buena

Tabla 28. Paso de Piedra. Diagnóstico de Calidad del Agua de acuerdo al ISQA.

El ISQA para Paso de Piedra fue determinado en seis oportunidades. En general, los parámetros físico-químicos utilizados mostraron una calidad buena del agua. En octubre del 2009, la calidad del agua fue calificada como deficiente, dado el elevado valor de MOP registrado. Los meses precedente y siguiente, por el contrario, mostraron calidad buena y muy buena, respectivamente. Asimismo, en mayo de 2009, se diagnosticó una calidad regular del agua, aunque su valor ( $\approx 75\%$ ) está en el límite de las aguas buenas (Tabla 28).

## Laguna La Ballenera

Laguna La Ballenera E1												
	Tagua (°C)	E	MOP (mg.L <sup>-1</sup> )	A	MPS (mg.L <sup>-1</sup> )	B	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	C	Conduct. (uS. cm <sup>-1</sup> )	D	ISQA	Calidad
01/09	29,2	0,9	15,38	0	21	21,85	13,56	25	1590	6,14	46,89	Mala
02/09	24,6	0,9	9,18	17,79	22	21,70	14,94	25	1590	6,14	66,56	Regular
08/09	14,6	1	3,06	26,94	25	21,25	8,1	20,25	1760	5,46	73,89	Regular
09/09	14,2	1	8,85	17,90	66	15,1	9,3	23,25	1900	4,95	61,20	Deficiente
10/09	21,7	0,9	3,45	26,55	42	18,7	10,4	25	1649	5,89	74,53	Regular
11/09	24,0	0,9	5,80	18,97	34	19,9	10,1	25	1835	5,18	65,60	Regular
Laguna La Ballenera E2												
	Tagua (°C)	E	MOP (mg.L <sup>-1</sup> )	A	MPS (mg.L <sup>-1</sup> )	B	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	C	Conduct. (uS. cm <sup>-1</sup> )	D	ISQA	Calidad
01/09	24,3	0,9	8,13	18,15	16	22,60	11,78	25	1590	6,14	68,03	Regular
02/09	24,7	0,9	10,09	17,47	51	17,35	13,72	25	1590	6,14	62,08	Deficiente
08/09	14,1	1	3,95	26,05	64	15,40	5,87	14,68	1760	5,46	61,58	Deficiente
09/09	13,3	1	7,24	18,47	47	17,95	9,1	22,75	1900	4,95	64,11	Deficiente
10/09	21,0	0,9	8,03	18,19	176	4,68	8,9	22,25	1646	5,91	50,39	Deficiente
11/09	21,1	0,9	5,65	19,02	37	19,45	8,8	22	1871	5,05	64,62	Deficiente
Laguna La Ballenera E3												
	Tagua (°C)	E	MOP (mg.L <sup>-1</sup> )	A	MPS (mg.L <sup>-1</sup> )	B	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	C	Conduct. (uS. cm <sup>-1</sup> )	D	ISQA	Calidad
01/09	26,8	0,9	10,68	17,26	87	11,95	13,3	25	1530	6,40	63,05	Deficiente
02/09	24,7	0,9	37,83	0	43	18,55	15,4	25	1470	6,66	59,90	Deficiente
08/09	13,0	1	6,34	23,66	91	11,35	6,9	17,3	1910	4,91	57,20	Deficiente
09/09	13,8	1	3,86	19,65	102	9,86	10,3	25	1900	4,95	59,46	Deficiente
10/09	23,0	1	3,84	19,65	71	14,35	8,3	20,8	1690	5,73	58,22	Deficiente
11/09	23,4	1	6,71	23,29	71	14,35	11,6	25	1649	5,89	65,62	Regular
Laguna La Ballenera E4												
	Tagua (°C)	E	MOP (mg.L <sup>-1</sup> )	A	MPS (mg.L <sup>-1</sup> )	B	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	C	Conduct. (uS. cm <sup>-1</sup> )	D	ISQA	Calidad
01/09	26,2	0,9	5,15	19,19	9	23,6	11,71	25	1580	6,18	68,28	Regular
02/09	24,7	0,9	10,58	17,29	9	23,6	10,37	25	1580	6,18	67,88	Regular
08/09	13,7	1	3,71	26,28	66	15,1	5,12	12,8	1780	5,38	59,56	Deficiente
09/09	14,1	1	5,28	19,15	69	14,65	8,9	22,25	1940	4,80	60,85	Deficiente
10/09	21,1	0,9	5,44	19,09	44	18,4	11,6	25	1680	5,77	67,32	Regular
11/09	24	0,9	3,66	26,34	12	23,2	9,6	24	1840	5,16	74,76	Regular
Laguna La Ballenera E5												
	Tagua (°C)	E	MOP (mg.L <sup>-1</sup> )	A	MPS (mg.L <sup>-1</sup> )	B	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	C	Conduct. (uS. cm <sup>-1</sup> )	D	ISQA	Calidad
01/09	32,4	0,8	16,26	0	252	0	13,14	25	1380	7,09	27,11	Mala
02/09	23,9	0,9	67,39	0	566	0	7,43	18,58	1310	7,43	24,74	Mala
08/09	16,6	1	4,31	25,69	47	17,95	4,53	11,33	1880	5,02	59,98	Deficiente
09/09	12,6	1	4,03	25,97	28	20,8	8,9	22,25	1950	4,77	73,80	Regular
10/09	20,8	0,9	4,35	25,65	48	17,8	6,9	17,25	1707	5,66	65,70	Regular
11/09	20,4	0,9	10,43	17,35	45	18,25	7,1	17,75	1682	5,76	58,82	Deficiente

Tabla 29. Laguna La Ballenera. Diagnóstico de Calidad del Agua de acuerdo al ISQA.

En términos generales, el ISQA para la laguna La Ballenera muestra valores de calidad deficiente. Entre las 5 estaciones estudiadas, se observó que la estación E4 (más representativa del agua contenida en la cubeta) determinó una calidad entre deficiente a regular del agua, con valores de ISQA entre 60-75% (límite con las aguas de buena calidad). Algo similar ocurre en la estación E1, aunque un valor elevado de MOP, determinado durante enero de 2009, condujo a una mala calidad del agua durante este mes. Las estaciones E2 y E3 mostraron una calidad general deficiente. La estación E5 mostró disparidad en cuanto a su calidad, pasando de mala calidad en los meses más cálidos, ocasionada por elevados niveles de MOP y MPS, a períodos de calidad deficiente a regular y deficiente nuevamente (agosto a noviembre de 2009) (Tabla 29).

## Clasificación del estado trófico

### EPA (1974)

Los tres humedales presentaron la máxima categoría trófica (aguas eutróficas), para la concentración máxima anual de clorofila *a*, según la clasificación EPA (1974) (Tabla 30). En cambio, al considerar el criterio densidad algal media anual (cél.ml<sup>-1</sup>), la clasificación indica que La Ballenera y Paso de Piedra presentaron aguas oligotróficas, mientras que la RNPMdP presentó aguas eutróficas (máxima categoría de este índice) (Tabla 30).

Clorofila <i>a</i> (mg.m <sup>-3</sup> ) (máximo anual)							
LA BALLENERA					RNPMdP		PAPI
E1	E2	E3	E4	E5			
285,2	91,0	464,5	114,8	274,4	852,7*	3784,7	88,1
Densidad algal (células.ml <sup>-1</sup> ) (media anual)							
LA BALLENERA					RNPMdP		PAPI
E1	E2	E3	E4	E5			
260	258	190	247	115	14360*	23630	0,4

Tabla 30. Diagnóstico del estado trófico de los cuerpos de agua estudiados de acuerdo al Índice EPA (1974) \*(RNPMdP, sin considerar valor de enero de 2009).

### LEE, JONES & RAST (1978)

Considerando la concentración media anual de clorofila *a*, propuesta por el Índice LEE, JONES & RAST (1978), los tres humedales presentaron la máxima categoría trófica (aguas hipereutróficas), (Tabla 31).

Clorofila <i>a</i> (mg.m <sup>-3</sup> ) (media anual)							
LA BALLENERA					RNPMdP		PAPI
E1	E2	E3	E4	E5			
69,1	41,4	94,9	54,1	52,6	257*	649	37,6

Tabla 31. Diagnóstico del estado trófico de acuerdo al Índice Lee, Jones & Rast (1978). \*(RNPMdP, sin considerar valor de E09).

## MARGALEF (1983)

De acuerdo al Índice de Margalef (1983), los tres humedales presentaron un grado avanzado de eutrofización, considerando la concentración máxima anual de clorofila *a* (Tabla 32). En cambio, al considerar el criterio densidad algal media anual (cél. $\text{ml}^{-1}$ ), la clasificación indica que La Ballenera y Paso de Piedra presentaron un grado moderado de eutrofización, mientras que la RNPMdP presentó una eutrofización avanzada en sus aguas (Tabla 32).

Clorofila <i>a</i> ( $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ ) (máximo anual)							
LA BALLENERA					RNPMdP		PAPI
E1	E2	E3	E4	E5			
285,2	91,0	464,5	114,8	274,4	852,7*	3784,7	88,1
Densidad algal (células. $\text{ml}^{-1}$ ) (media anual)							
LA BALLENERA					RNPMdP		PAPI
E1	E2	E3	E4	E5			
260	258	190	247	115	14360*	23630	0,4

Tabla 32. Diagnóstico del grado de eutrofización de los cuerpos de agua estudiados de acuerdo al Índice Margalef (1983). \*(RNPMdP, sin considerar valor de E09).

## OCDE (1982)

Los tres humedales presentaron la máxima categoría trófica (aguas hipereutróficas), tanto para la concentración media como máxima anual de clorofila *a*, según la clasificación OCDE (1982) (Tabla 33).

Clorofila <i>a</i> ( $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ ) (máximo anual)							
LA BALLENERA					RNPMdP		PAPI
E1	E2	E3	E4	E5			
285,2	91,0	464,5	114,8	274,4	852,7*	3784,7	88,1
Clorofila <i>a</i> ( $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ ) (media anual)							
LA BALLENERA					RNPMdP		PAPI
E1	E2	E3	E4	E5			
69,1	41,4	94,9	54,1	52,6	257*	649	37,6

Tabla 33. Diagnóstico del estado trófico de los cuerpos de agua estudiados de acuerdo al Índice OCDE (1982). \*(RNPMdP, sin considerar valor de E09).

## Diagnóstico del estado trófico

El uso de las concentraciones de clorofila *a* como estimador de la biomasa algal e indicador del estado trófico, y su incorporación en los índices expuestos, señala un estado avanzado de eutrofización para los tres humedales. El máximo grado de estado trófico (hipereutrofía) se obtiene con la concentración máxima anual de clorofila *a*. El Índice Margalef que utiliza la concentración celular (células.ml<sup>-1</sup>) como estimador de biomasa algal e indicador del estado trófico, señala una eutrofía moderada en laguna La Ballenera y Paso de Piedra y avanzada en la RNPMdP.

### TSI (Carlson, 1977)

El índice TSI de Carlson (1977), que utiliza como indicador la concentración de clorofila *a*, permitió diferenciar la variación en la condición trófica del ambiente con frecuencia mensual. Sus valores no difieren en particular de los resultados mostrados por los índices tróficos generales, y coinciden en señalar períodos de hipereutrofía localizada durante los meses más cálidos, alternando con eventos de eutrofía (condición claramente imperante) y mesotrofía (Tabla 34).

TSI Clorofila <i>a</i>							
	RNPMdP	PAPI	LA BALLENERA				
			E1	E2	E3	E4	E5
A08	39	46	59	51	47	43	62
S08	59	44	76	66	71	56	61
O08	66	53	nd	76	87	73	71
N08	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
D08	100	nd	nd	nd	nd	nd	nd
E09	nd	76	56	62	70	76	77
F09	sin agua	67	82	69	87	79	88
M09	nd	57	89	76	94	78	75
A09	98	41	75	69	77	71	40
M09	89	59	70	69	75	67	54
J09	79	59	61	66	53	64	53
J09	49	67	53	48	47	35	61
A09	13	65	67	66	54	63	51
S09	53	74	62	64	65	62	41
O09	46	67	65	69	58	69	53
N09	77	68	69	67	61	68	65

Tabla 34. Diagnóstico del estado trófico de los cuerpos de agua estudiados, de acuerdo al Índice TSI Clorofila *a* (Carlson, 1977).

Los resultados revelan que los tres humedales podrían ubicarse en un estado eutrófico con tendencia a hipereutrófico en verano.

## Rotíferos de la bioindicación (Karabin, 1985)

La catalogación trófica de los tres humedales, utilizando el Índice de Karabin (Tabla 35), confirma los resultados obtenidos con el índice TSI de Carlson utilizando la concentración de clorofila *a*. De esta manera, a pesar de poseer sólo tres categorías tróficas (a partir de aguas mesotróficas), el índice de Karabin tiene un buen ajuste con la catalogación trófica final de los humedales analizados, pudiendo ser utilizado como indicador del estado trófico.

Densidad de rotíferos							
	RNPMdP	PAPI	LA BALLENERA				
			E1	E2	E3	E4	E5
A08	0,02	0,98	0,02	0,02	0,00	0,02	0,01
S08	0,25	0,12	0,10	0,15	0,14	0,12	0,09
O08	0,00	0,06	0,38	0,10	0,18	0,50	0,36
N08	0,01	0,06	0,15	0,11	0,13	0,25	0,13
D08	0,08	0,41	0,03	0,03	1,35	0,05	1,24
E09	655,13	0,16	0,13	0,10	0,69	0,05	2,30
F09	sin agua	0,72	0,39	0,63	8,89	0,44	9,89
M09	16,26	3,10	0,73	0,82	1,75	0,23	0,63
A09	0,81	1,52	0,14	0,09	0,51	0,05	0,05
M09	0,97	0,12	0,01	0,05	0,29	0,12	0,02
J09	2,14	0,07	0,17	0,26	0,02	0,13	0,05
J09	0,07	0,11	0,00	0,00	0,01	0,00	0,02
A09	0,04	0,09	0,07	0,07	0,03	0,06	0,03
S09	0,12	0,05	0,08	0,15	0,01	0,07	0,01
O09	0,41	0,03	1,02	0,14	0,03	0,66	0,01
N09	0,01	0,00					

Tabla 35. Diagnóstico del estado trófico de los cuerpos de agua estudiados, de acuerdo al Índice de Karabin (Karabin, 1985).

Los resultados revelan que los tres humedales podrían ubicarse en un estado mesotrófico con tendencia a eutrófico-hipereutrófico en verano.

## Características del sistema biótico

### Plancton

#### Reserva Natural Puerto Mar del Plata

La tolerancia a los diferentes grados de trofía de los *taxa* de fitoplancton presentes en la RNPMdP se muestra en la Tabla 36.

	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
BACILLARIOPHYCEAE					
<i>Amphora</i> sp.					
<i>Aulacoseira</i> sp.					
<i>Caloneis</i> sp.					
<i>Cyclotella</i> sp.					
<i>Pinnularia</i> sp.					
<i>Surirella</i> sp.					
<i>Tabellaria</i> sp.					
CHLOROPHYCEAE					
<i>Actinastrum</i> sp.					
<i>Chaetophora</i> sp.					
<i>Chlamydomonas</i> sp					
<i>Closterium</i> sp.					
<i>Oedogonium</i> sp.					
<i>Pediastrum</i> sp.					
<i>Scenedesmus</i> sp.					
<i>Schroederia</i> sp					
<i>Spirogyra</i> sp.					
CYANOPHYCEAE					
<i>Anabaena</i> sp.					
<i>Anabaenopsis</i> sp.					
<i>Chroococcus</i> sp.					
<i>Microcystis</i> sp.					
EUGLENOPHYCEAE					
<i>Euglena</i> sp.					
<i>Phacus</i> sp.					

Tabla 36 *Taxa* presentes en la RNPMdP y tolerancia a los distintos grados de trofía (adaptado de: Conserjería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, 2006).

La variación mensual (cuali y cuantitativa) de los *taxa* de fitoplancton y zooplancton presentes la RNPMdP se detalla en las Tablas 37y 38.

	A08	S08	O08	N08	D08	E09	F09	M09	A09	M09	J09	J09	A09	S09	O09	N09
BACILLARIOPHYCEAE																
<i>Amphora</i> sp.	0,17	0,03	0,05	0	0	0		0	0	0,17	0	0	0	0	0	0
<i>Aulacoseira</i> sp.	0	0	0	0,01	0	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Caloneis</i> sp.	0,017	0,03	0,22	1,52	202,12	0		0,326	46,23	4,11	0,017	0	0	0	0,255	0,018
<i>Cyclotella</i> sp.	0	0,01	0,11	0	0	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia</i> sp.1	0,04	0,17	0,13	0,5	0	0		0,086	6,4	0,21	0,026	0,009	0	1,208	11,246	0,19
<i>Surirella</i> sp.	0	0	0,04	0,02	0	0		0,115	0,4	0,008	0	0,018	0,033	0	0,0088	0
<i>Tabellaria</i> sp.	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	0	0,026	0
CHLOROPHYCEAE																
<i>Actinastrum</i> sp.	0	0	0	0	6081,2	0		0,038	0	8,12	59,81	0	0	0	0	0
<i>Chaetophora</i> sp.	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	0,368	0,026	0
<i>Chlamydomonas</i> sp.	0	0	0	0	0	0		0	0	8,42	2,21	48,05	0	0	0	0
<i>Closterium</i> sp.	0	0	0	0	0	0		0	0,2	0	0	0	0	0,016	0,05	0,006
<i>Oedogonium</i> sp.	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	0,104	1,179	0
<i>Pediastrum</i> sp.1	2,4	2,18	0,57	0,8	2181,3	0		0,028	10,8	28,11	2,22	3,72	0	0,056	0,246	3,6
<i>Pediastrum</i> sp.2	0	0	0	0	0	0		0,038	0	0	0	0	0	0	0,21	0
<i>Scenedesmus</i> sp.1	0,02	0	0,065	0	16211	0		6,72	252,34	24,22	25,82	0,027	0	0,152	0,39	0,27
<i>Schroederia</i> sp.	0	0	0	0	0	0		0	0	12,04	0	0	0	0	0	0
<i>Spirogyra</i> sp.	0,27	0,29	68,72	0,63	0	0		0	0	0,08	0	0	0	0	0	0
CYANOPHYCEAE																
<i>Anabaena</i> sp.	0	0	0	0	91302	40142		0	0	0	0,026	0	0	0	0	0
<i>Anabaenopsis</i> sp.	0	0	0	0	26956	76201		0,94	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Chroococcus</i> sp.	0	0	0	0	0	0		0,63	0	0,03	3,18	0	0	0	0	0
<i>Microcystis</i> sp.	0	0	0	0	0	0		4,1	1,8	1,5	0	0	0	0	0	0
EUGLENOPHYCEAE																
<i>Euglena</i> sp.1	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0,006
<i>Phacus</i> sp.	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0,026	0	0	0	0	0,036

Tabla 37. Taxa de fitoplancton presentes en la RNPM DP. (Durante el mes de febrero de 2009 la laguna se encontraba sin agua).

	A08	S08	O08	N08	D08	E09	F09	M09	A09	M09	J09	J09	A09	S09	O09	N09
Rotifera Monogononta																
<i>Brachionus angularis</i>	0,017	0,2	0	0,01	0	655,13		0,73	0,48	0,1	0,06	0,02	0,02	0,01	0,13	0
<i>Brachionus calyciflorus</i>	0	0	0	0	0,08	0		2,57	0,14	0,01	0,28	0,02	0	0	0	0
<i>Brachionus havanaensis</i>	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	0	0,01	0
<i>Brachionus urceolaris</i>	0	0	0	0	0	0		0	0,13	0	0	0	0	0	0	0
<i>Filinia longisetata</i>	0	0,01	0	0	0	0		12,92	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Keratella tropica</i>	0,005	0,025	0	0	0	0		0	0	0,11	1,8	0,027	0,02	0,11	0,25	0
<i>Lepadella</i> sp.	0	0	0	0	0	0		0,04	0,06	0,74	0	0	0	0	0,02	0,01
<i>Polyarthra</i> sp.	0	0,01	0	0	0	0		0	0	0,01	0	0	0	0	0	0
Cladocera																
Bosminidae																
<i>Bosmina longirostris</i>	0	0	0	0	0	0		0	0	0,01	0	0	0,01	0,01	0,01	0
Chydoridae																
<i>Eurycerus</i> sp.	0	0	0,02	0,02	0	0		0	0,09	0	0	0	0,01	0,05	0,07	0
Daphnidae																
<i>Daphnia magna</i>	0,015	0,03	0,13	0,46	0	0		0,02	0	0,01	0,06	0,22	0,26	0,17	0,03	0
Macrothricidae	0,005	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0
Moinidae																
<i>Moina</i> sp.	0	0	0	0	0	0		0,02	0	0	0	0	0	0	0	0
Copepoda																
Calanoida																
<i>Boeckella</i> sp.	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	0	0,01	0	0
Cyclopoida	0,005	0	0	0,07	0,66	0,66		0,02	0,12	0,15	0,03	0,06	0,03	0,03	0,06	0,03
Harpacticoida	0	0	0	0	0	0		0	0	0,01	0	0	0	0	0	0
nauplii	0	0,01	0,136	0,14	0	0		0,38	0,44	0,41	0,24	0,02	0,02	0,2	0,22	0,03

Tabla 38. Taxa de zooplancton presetes en la RNPM DP.  
(Durante el mes de febrero de 2009 la laguna se encontraba sin agua).

La variación mensual del número de *taxa*, densidad y valor de cada uno de los índices de diversidad para el fitoplancton y el zooplancton de la RNPMdP se muestran en la Tabla 39. La Figura 21 grafica comparativamente la distribución de la densidad del fitoplancton (células.ml<sup>-1</sup>) y del zooplancton (individuos.ml<sup>-1</sup>).

	RNPMdP FITOPLANCTON						RNPMdP ZOOPLANCTON				
	nº <i>taxa</i>	cel.ml <sup>-1</sup>	Simpson	Shannon	Margalef		nº <i>taxa</i>	ind.ml <sup>-1</sup>	Simpson	Shannon	Margalef
A08	6	2,92	1,45	0,97	0,63	A08	5	0,05	3,99	2,09	1,04
S08	6	2,71	1,51	1,02	0,63	S08	6	0,29	1,95	1,52	0,88
O08	8	69,91	1,03	0,16	0,63	O08	3	0,29	2,30	1,30	0,35
N08	6	3,48	3,37	1,93	0,61	N08	5	0,70	2,07	1,43	0,61
D08	6	142933,8	2,18	1,52	0,27	D08	2	0,74	1,24	0,49	0,15
E09	2	116342,8	1,82	0,93	0,05	E09	2	655,79	1,00	0,01	0,07
F09						F09					
M09	10	13,02	2,68	1,81	0,95	M09	8	16,70	1,60	1,08	0,72
A09	7	318,17	1,53	1,01	0,47	A09	7	1,46	4,39	2,42	0,82
M09	13	88,02	4,61	2,50	1,05	M09	10	1,56	3,20	2,10	1,22
J09	9	93,34	2,04	1,36	0,70	J09	6	2,47	1,80	1,35	0,64
J09	5	51,82	1,16	0,39	0,37	J09	6	0,37	2,51	1,83	0,85
A09	1	0,03	1,00	0,00	0,00	A09	7	0,37	1,96	1,62	1,01
S09	6	1,90	2,22	1,60	0,66	S09	8	0,59	4,13	2,32	1,10
O09	10	13,64	1,45	1,06	0,95	O09	9	0,80	4,67	2,52	1,20
N09	7	4,13	1,30	0,75	0,72	N09	3	0,07	2,64	1,45	0,47

Tabla 39. RNPMdP. Número de *taxa*, densidad e índices de diversidad de la comunidad planctónica.

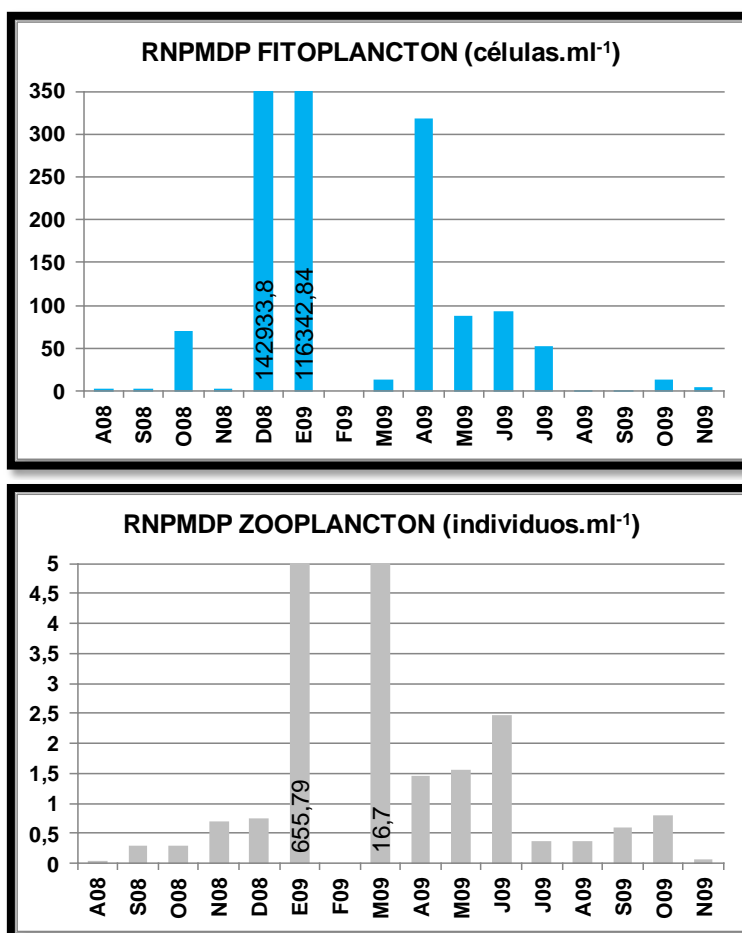


Figura 21. RNPMdP. Variación comparativa de la densidad fito y zooplanctónica.

## Fitoplancton

La distribución de *taxa* durante el periodo de estudio y su correspondiente densidad celular se muestran en la Tabla 37. Asimismo, la Tabla 36 muestra la tolerancia a los distintos grados de trofía de los *taxa* hallados en la RNPMdP.

### *Taxa dominantes y densidades relevantes*

El número total de *taxa* determinados fue de 23 (Tabla 39). El número máximo de *taxa* (13) se detectó en mayo de 2009 (densidad de 88 cél.ml<sup>-1</sup>). El mínimo de *taxa* (1) ocurrió durante agosto de 2009 (densidad de 0,03 cél.ml<sup>-1</sup>), aunque otro mínimo (2) se notó durante enero de 2009 (densidad de 116300 cél.ml<sup>-1</sup>). En febrero de 2009 la cubeta se secó completamente.

En términos generales, las densidades celulares no superaron las 100 cél.ml<sup>-1</sup> (Tabla 39). En octubre de 2008 se estimó una densidad de 70 cél.ml<sup>-1</sup>, aunque el 99% de la misma correspondió a la clorofita (Chlorophyceae) *Spirogyra* sp. (69 cél.ml<sup>-1</sup>). En diciembre de 2008, las cianofitas (Cyanophyceae) *Anabaena* sp. (91300 cél.ml<sup>-1</sup>) y *Anabaenopsis* sp. (26950 cél.ml<sup>-1</sup>), potencialmente tóxicas, fueron dominantes durante el florecimiento (80% de la densidad celular), situación que se acentuó en enero de 2009, donde sólo estas cianofitas persistieron ante las condiciones hidrológicas imperantes, dominando completamente el fitoplancton (100%). Completaron la densidad celular de diciembre de 2009 (20%) las clorofitas *Scenedesmus quadricauda* (16200 cél.ml<sup>-1</sup>), *Pediastrum boryanum* (2180 cél.ml<sup>-1</sup>), *Actinastrum* sp. (6080 cél.ml<sup>-1</sup>) y la diatomea (Bacillariophyceae) *Caloneis* sp. (200 cél.ml<sup>-1</sup>).

El muestreo de marzo de 2009 (con un nivel medio de agua en la cubeta de 5 cm), registró una densidad de 13 cél.ml<sup>-1</sup> (10 *taxa*), donde aparecen como dominantes *Scenedesmus quadricauda* (6,7 cél.ml<sup>-1</sup>) y la cianofita *Microcystis aeruginosa* (4,1 cél.ml<sup>-1</sup>), también potencialmente tóxica.

Durante el mes de abril de 2009 se registró la mayor densidad post-sequía (320 cél.ml<sup>-1</sup>); dominando *Scenedesmus quadricauda* (250 cél.ml<sup>-1</sup>), las diatomeas *Caloneis* sp. (46 cél.ml<sup>-1</sup>) y *Pinnularia gibba* (6,4 cél.ml<sup>-1</sup>); *Pediastrum boryanum* (11 cél.ml<sup>-1</sup>) y la cianofita *Microcystis aeruginosa* (1,8 cél.ml<sup>-1</sup>).

Las clorofitas *Pediastrum boryanum* (28 cél.ml<sup>-1</sup>), *Scenedesmus quadricauda* (24 cél.ml<sup>-1</sup>), *Schroederia* sp. (12 cél.ml<sup>-1</sup>), *Chlamydomonas* sp. (8,4 cél.ml<sup>-1</sup>) y *Actinastrum* sp. (8 cél.ml<sup>-1</sup>) dominaron durante mayo de 2009.

En junio de 2009 *Actinastrum* sp. (59 cél.ml<sup>-1</sup>) aparece dominante en el plancton, acompañada por *Scenedesmus quadricauda* (26 cél.ml<sup>-1</sup>) y en menor medida *Chlamydomonas* sp. (2,2 cél.ml<sup>-1</sup>), especie dominante absoluta de julio de 2009 (con 48 cél.ml<sup>-1</sup>).

Durante los meses restantes se observaron densidades celulares muy bajas (0,03-14 cél.ml<sup>-1</sup>), durante los cuales las algas verdes y las diatomeas alternaron la dominancia (Figura 22).

La contribución porcentual por clase a la composición mensual de la comunidad fitoplanctónica se muestra en la Figura 22. Asimismo, los valores en cada columna indican la densidad celular alcanzada por las clases más representativas.

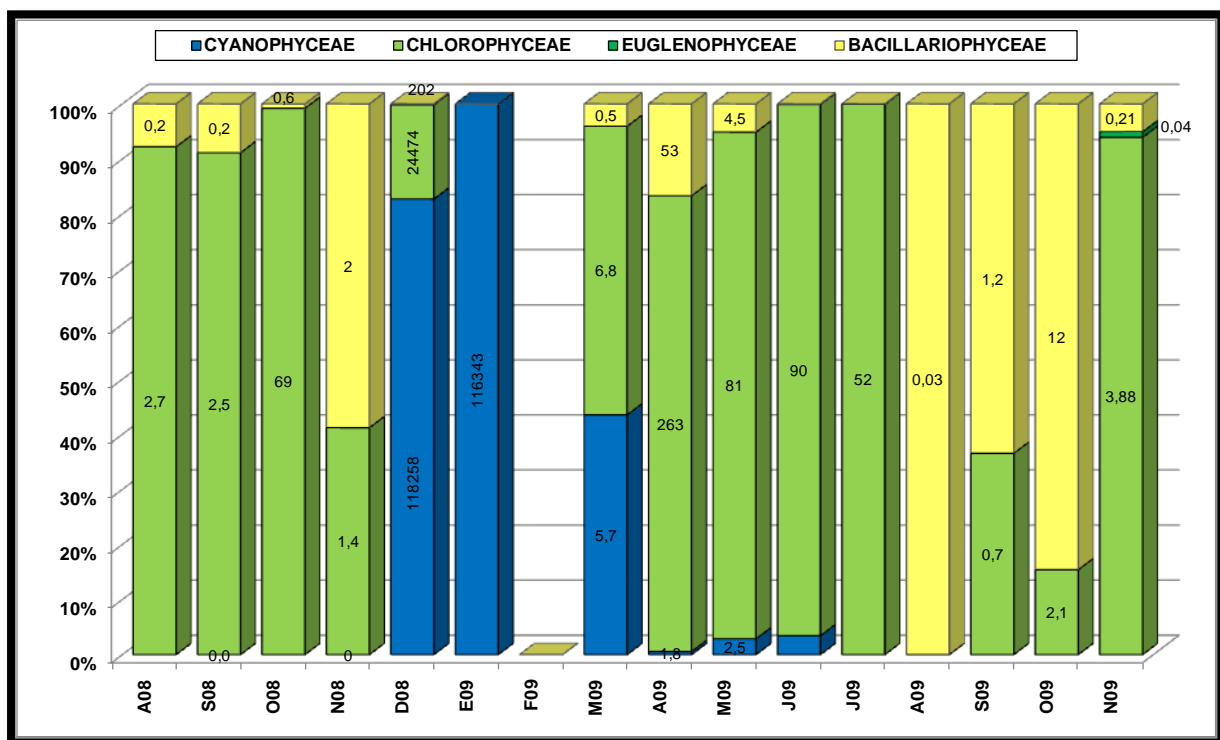


Figura 22. RNPMdP. Contribución (valor %) y densidad (valor en  $\text{cél.ml}^{-1}$ ) por clase fitoplanctónica.

## Zooplankton

### Taxa dominantes y densidades relevantes

En la Tabla 38 se detalla la distribución y densidad del zooplankton durante los meses muestreados. El número total de taxa determinados fue de 16. El número máximo de taxa (10) se detectó en mayo de 2009 ( $1,56 \text{ ind.ml}^{-1}$ ). El mínimo de taxa (2) ocurrió durante diciembre de 2008 y enero de 2009 (densidad de  $0,75$  y  $655 \text{ ind.ml}^{-1}$ , respectivamente) (Tabla 39).

Se analizó la contribución porcentual que cada uno de los tres grandes grupos (copépodos, cladóceros y rotíferos) aporta a la densidad de organismos del zooplankton a lo largo del período estudiado (Figura 23). Los resultados indican que el grupo más dominante fue el de los rotíferos y dentro de éste *Brachionus angularis* fue la especie responsable de la alta densidad alcanzada durante diciembre de 2008 ( $655 \text{ ind.ml}^{-1}$ ), mientras que *Filinia longiseta* lo fue durante marzo de 2009, luego de la reaparición del agua ( $12 \text{ ind.ml}^{-1}$ ) y *Keratella tropica* fue la especie más numerosa de junio de 2009 ( $1,9 \text{ ind.ml}^{-1}$ ). Aún así, no se puede hacer referencia a una dominancia absoluta puesto que también otras especies como el cladóceros *Daphnia magna* y nauplios de copépodos alcanzaron densidades importantes durante el periodo de estudio.

Desde el punto de vista ecológico, el pequeño tamaño de los organismos del zooplancton resulta ser la característica más relevante en esta laguna.

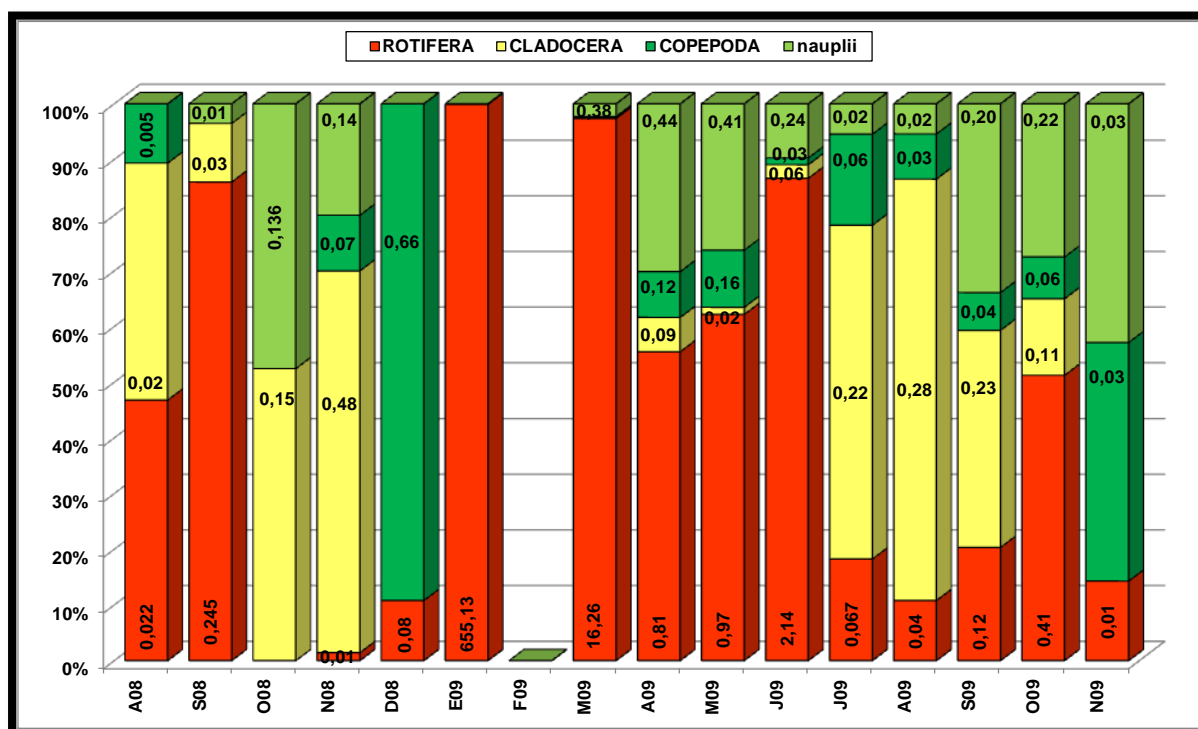


Figura 23. RNPMdP. Contribución por taxa (valor %) y densidad (valor en ind.ml<sup>-1</sup>) del zooplancton.

### Índice de Diversidad de Shannon ( $H'$ )

En términos generales, la diversidad de fitoplancton fue baja durante la mayor parte del periodo de estudio (valores de  $H'$  entre 0 y 1,5) (Tabla 39), valor que indica un agua de baja calidad. Los valores mínimos en diversidad fueron registrados durante octubre de 2008 ( $H' = 0,16$  y dominancia de *Spirogyra* sp.), durante julio de 2009 ( $H' = 0,39$  y dominancia de *Chlamydomonas* sp.) y en agosto de 2009 ( $H' = 0$ ), con un único taxón (*Surirella* sp.), en muy baja densidad.

La laguna presentó diversidad media, con valores de  $H'$  entre 1,5-3 (indicadores de sistemas con aguas de calidad intermedia), en noviembre y diciembre de 2008, marzo, mayo y septiembre de 2009.

Para la comunidad del zooplancton, la diversidad  $H'$  permaneció dentro del rango de valores medios durante la mayor parte del estudio, excepto durante el evento de sequía (diciembre de 2008 a marzo de 2009).

### Índice de Riqueza Específica de Margalef ( $DMg$ )

La riqueza específica de Margalef ( $DMg$ ) revela una comunidad muy pobre tanto del fitoplancton como del zooplancton ( $DMg \leq 1$ ) (Tabla 39).

### Índice de Dominancia de Simpson ( $Ds$ )

Los resultados del índice de Simpson, para fito y zooplancton, indican un peso muy grande de la componente dominancia, respecto a la equitatividad, durante la mayor parte del muestreo, incluso con dominancias absolutas ( $Ds = 1$ ) (Tabla 39).

## Paso de Piedra

La tolerancia a los diferentes grados de trofía de los *taxa* de fitoplancton presentes en Paso de Piedra se muestra en la Tabla 40.

	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
BACILLARIOPHYCEAE					
<i>Aulacoseira sp.</i>					
<i>Cyclotella sp.</i>					
<i>Cymbella sp.</i>					
<i>Epithemia sp.</i>					
<i>Nitzschia sp.</i>					
<i>Surirella sp.</i>					
<i>Synedra sp.</i>					
CHLOROPHYCEAE					
<i>Actinastrum sp.</i>					
<i>Closterium sp.</i>					
<i>Pediastrum sp.</i>					
<i>Scenedesmus sp.</i>					
<i>Spirogyra sp.</i>					
<i>Staurastrum sp.</i>					
CYANOPHYCEAE					
<i>Chroococcus sp.</i>					
DINOPHYCEAE					
<i>Ceratium sp.</i>					
<i>Peridinium sp.</i>					

Tabla 40. *Taxa* presentes en Paso de Piedra y tolerancia a los distintos grados de trofía (adaptado de: Conserjería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, 2006).

La variación mensual de los *taxa* de fitoplancton y zooplancton presentes en Paso de Piedra, así como su densidad y clasificación taxonómica se detallan en las Tablas 41 y 42.

	A08	S08	O08	N08	D08	E08	F08	M08	A08	M08	J08	J08	A08	S08	O08	N08
BACILLARIOPHYCEAE																
<i>Aulacoseira</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyclotella</i> sp.	0,06	0,012	0,024	0	0	0,004	0	0	0	0,28	0,07	0	0	0	0	0
<i>Cymbella</i> sp.	0	0	0	0,105	0,056	0,03	0,04	0,025	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ephitemia</i> sp.	0	0	0	0	0	0,009	0	0	0	0,006	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia</i> sp.	0,01	0,012	0	0	0,028	0,11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Surirella</i> sp.	0	0	0	0	0,056	0,09	0	0,015	0,007	0	0,028	0	0	0	0	0
<i>Synedra</i> sp.	0	0,004	0	0	0,007	0	0,01	0,075	0,014	0,01	0	0	0	0	0,005	0
CHLOROPHYCEAE																
<i>Actinastrum</i> sp.	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0,007	0	0,056	0,006	0	0	0	0,025
<i>Closterium</i> sp.	0	0	0	0,014	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pediastrum</i> sp.1	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pediastrum</i> sp.2	0	0	0	0	0,007	0,017	0,04	0,045	0,014	0,005	0	0	0	0	0,005	0
<i>Scenedesmus</i> sp.1	0,3	0,016	0	0	0,028	0,09	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spirogyra</i> sp.	0,02	0,001	0,012	0,036	0,063	0,017	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurastrum</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CYANOPHYCEAE																
<i>Chroococcus</i> sp.	0	0,008	0	0,014	0,02	0,022	0,03	0,035	0,063	0,05	0	0	0	0	0	0
DINOPHYCEAE																
<i>Ceratium</i> sp.	0,13	0,084	0,012	0	0	0,009	0,02	0,5	0,15	0,02	0,006	0	0	0	0	0
<i>Peridinium</i> sp.	0,22	0,112	0,006	0,014	0,007	0,013	0,3	0,05	0,19	0,12	0,11	0,05	0,07	0,02	0,06	0,005

Tabla 41. Taxa de fitoplancton identificados en Paso de Piedra.

	A08	S08	O08	N08	D08	E09	F09	M09	A09	M09	J09	J09	A09	S09	O09	N09
Rotifera Monogononta																
<i>Brachionus angularis</i>	0,005	0	0,006	0,003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,002
<i>Brachionus calyciflorus</i>	0,09	0,08	0,006	0,003	0,007	0,004	0,03	0,007	0,007	0,04	0,022	0,095	0,065	0,022	0,013	0,002
<i>Brachionus caudatus</i>	0	0	0	0	0,2	0,02	0,2	0,07	0,07	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brachionus havanaensis</i>	0	0	0	0	0,06	0,03	0,05	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brachionus urceolaris</i>	0	0,002	0	0,01	0,02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Filinia longiseta</i>	0	0	0,02	0,02	0	0,004	0	0	0	0,002	0,005	0	0	0,015	0,006	0
<i>Keratella tropica</i>	0,11	0,014	0,006	0,003	0	0,04	0,25	2,58	1,41	0,08	0,04	0,01	0,021	0	0,005	0
<i>Lepadella</i> sp.	0,02	0,02	0,02	0,02	0,12	0,06	0,09	0,11	0	0,002	0	0,002	0	0	0,005	0
<i>Polyarthra</i> sp.	0,75	0,006	0	0	0	0	0,1	0,13	0,03	0	0	0,002	0	0,012	0	0
Cladocera																
Chydoridae																
<i>Eurycerus</i> sp.	0,005	0,002	0,024	0	0,007	0,002	0,02	0	0	0,002	0,03	0	0	0	0	0
Copepoda																
Calanoida																
<i>Boeckella</i> sp.	0,04	0,02	0,09	0	0	0	0,03	0	0,007	0,06	0,12	0,04	0,018	0,012	0,005	0,045
Cyclopoida	0,03	0,004	0,006	0	0	0,004	0	0,007	0,003	0	0	0	0	0	0	0
Harpacticoida	0	0	0	0	0,003	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
nauplii	0,34	0,1	0,04	0,06	0,02	0,015	0,09	0,08	0,046	0,047	0,047	0,022	0,014	0,025	0,016	0,03

Tabla 42. Taxa de zooplancton identificados en Paso de Piedra.

La variación mensual del número de *taxa*, densidad y el valor de cada uno de los índices de diversidad determinados para el fitoplancton y el zooplancton en Paso de Piedra (PAPI) se detallan en la Tabla 43.

	PAPI FITOPLANCTON						PAPI ZOOPLANCTON				
	nº <i>taxa</i>	cel.ml <sup>-1</sup>	Simpson	Shannon	Margalef		nº <i>taxa</i>	ind.ml <sup>-1</sup>	Simpson	Shannon	Margalef
A08	8	0,81	4,07	2,34	1,05	A08	9	1,39	2,76	1,94	1,11
S08	8	0,249	3,09	2,01	1,27	S08	9	0,25	3,56	2,21	1,45
O08	4	0,054	3,38	1,84	0,75	O08	9	0,22	4,30	2,53	1,49
N08	5	0,511	1,81	1,24	0,64	N08	7	0,12	3,19	2,06	1,26
D08	10	0,279	6,40	2,89	1,60	D08	8	0,44	3,26	2,07	1,15
E09	11	0,411	5,58	2,81	1,66	E09	9	0,18	4,83	2,54	1,54
F09	7	0,452	2,16	1,71	0,98	F09	11	0,86	5,63	2,79	1,48
M09	8	0,755	2,18	1,79	1,06	M09	8	3,18	1,51	1,15	0,87
A09	7	0,445	3,16	1,95	0,98	A09	7	1,57	1,24	0,69	0,82
M09	5	0,205	2,43	1,62	0,75	M09	7	0,23	3,98	2,11	1,10
J09	5	0,458	2,24	1,46	0,65	J09	6	0,26	3,59	2,14	0,90
J09	4	0,154	2,92	1,67	0,60	J09	6	0,17	2,63	1,73	0,97
A09	1	0,07	1,00	0,00	0,00	A09	4	0,12	2,72	1,70	0,63
S09	1	0,02	1,00	0,00	0,00	S09	5	0,09	4,76	2,25	0,90
O09	3	0,07	1,35	0,73	0,47	O09	6	0,05	5,04	2,39	1,28
N09	2	0,03	1,40	0,65	0,29	N09	4	0,08	2,16	1,26	0,69

Tabla 43. PAPI. Número de *taxa*, densidad e índices de diversidad de la comunidad planctónica.

La variación conjunta de la densidad del fitoplancton (células.ml<sup>-1</sup>) y del zooplancton (individuos.ml<sup>-1</sup>) se muestra en la Figura 24.

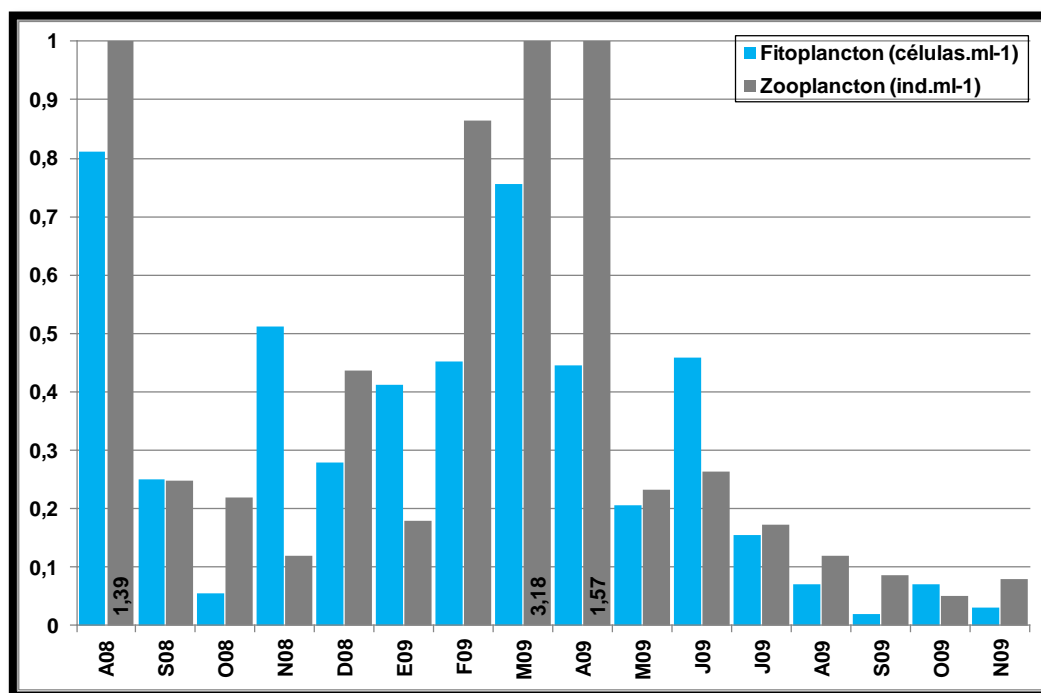


Figura 24. PAPI. Variación mensual de la densidad fito y zooplanctónica.

## Fitoplancton

La distribución de los *taxa* durante los meses estudiados y su correspondiente densidad celular se detalla en la Tabla 41. Asimismo, la Tabla 40 muestra su correspondiente tolerancia a los distintos grados de trofía.

### *Taxa* dominantes y densidades relevantes

El número total de *taxa* determinados fue de 17 (Tabla 43). El número máximo de *taxa* (11) se detectó en enero de 2009 (densidad celular de 0,4 cél.ml<sup>-1</sup>). Entre agosto y noviembre de 2009 se registraron los valores mínimos tanto de número de *taxa* como de densidad: agosto (1 *taxa* y 0,07 cél.ml<sup>-1</sup>), septiembre (1 *taxa* y 0,02 cél.ml<sup>-1</sup>), octubre (3 *taxa* y 0,07 cél.ml<sup>-1</sup>) y noviembre (2 *taxa* y 0,03 cél.ml<sup>-1</sup>).

La densidad celular durante todo el periodo de estudio fue muy baja (por debajo de 1 célula.ml<sup>-1</sup>) (Figura 24), destacándose una mayor abundancia o presencia de dinoflagelados (*Ceratium* sp. y *Peridinium* sp.) por sobre el resto de los *taxa* fitoplanctónicos. Las diatomeas alcanzaron su mayor densidad (0,1–0,3 cél.ml<sup>-1</sup>) durante dos breves periodos: noviembre de 2008 – enero de 2009 (*Cymbella* sp., *Nitzschia* sp., *Surirella* sp.) y junio – julio de 2009 (*Cyclotella meneghiniana*). La cianofita *Chroococcus* sp., fue el único representante de la Clase Cyanophyceae en este ecosistema. Por último, las clorofitas sólo mostraron valores de densidad destacable durante agosto de 2008 (0,39 cél.ml<sup>-1</sup>), representadas por *Scenedesmus quadricauda*, *Actinastrum* sp., *Pediastrum boryanum* y *Spirogyra* sp.

La contribución porcentual por clase a la composición mensual de la comunidad fitoplanctónica se muestra en la Figura 25. Asimismo, los valores en cada columna indican la densidad celular (cél.ml<sup>-1</sup>) alcanzada por las clases más representativas.

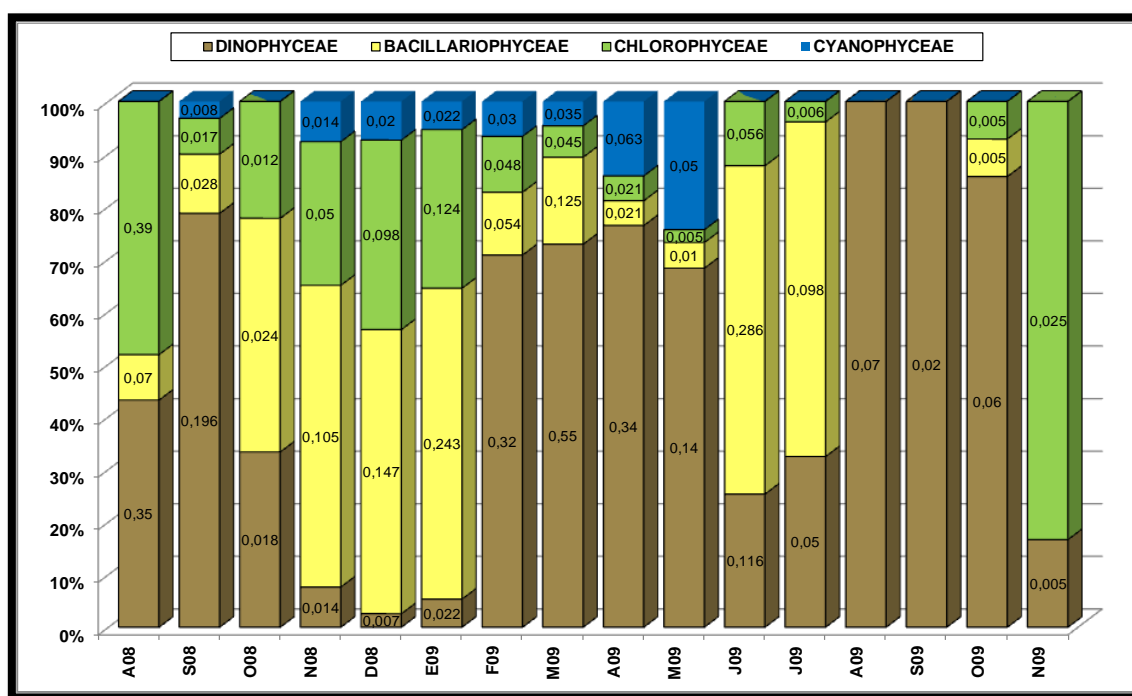


Figura 25. PAPI. Contribución (valor %) y densidad (valor en células.ml<sup>-1</sup>) por clase fitoplanctónica.

## Zooplankton

### Taxa dominantes y densidades relevantes

La distribución y densidad del zooplankton durante los meses muestreados se detalla en la Tabla 42. El número total de *taxa* determinados fue de 13. El número máximo de *taxa* (11) se detectó en febrero de 2009 (0,86 ind.ml<sup>-1</sup>). Al igual que ocurriera con el fitoplancton, entre agosto y noviembre de 2009 se registró el número mínimos de *taxa* y de densidad: agosto (4 *taxa* y 0,12 ind.ml<sup>-1</sup>), septiembre (5 *taxa* y 0,09 ind.ml<sup>-1</sup>), octubre (6 *taxa* y 0,05 ind.ml<sup>-1</sup>) y noviembre de 2009 (4 *taxa* y 0,08 ind.ml<sup>-1</sup>).

Se analizó la contribución porcentual que cada uno de los tres grandes grupos (copépodos, cladóceros y rotíferos) aportó a la densidad de organismos del zooplankton a lo largo del período de estudio (Figura 26). Los resultados indican que el grupo más dominante es el de los rotíferos, con una presencia casi constante de *Keratella tropica*, *Filinia longiseta*, *Brachionus calyciflorus*, *Polyarthra* sp. y *Lepadella* sp.; seguidas de *B. angularis*, *B. caudatus*, *B. havanaensis* y *B. ulceolaris*.

En este humedal artificial se identificaron representantes de los tres Órdenes de copépodos. La muy escasa presencia de cladóceros, grupo representado sólo por la especie *Eurycercus* sp., (en muy baja densidad) y la constante presencia de nauplii de copépodos caracterizaron esta comunidad.

La dominancia del zooplankton de pequeño tamaño fue la característica distintiva, al igual que en la RNPMdP, para el período de estudio.

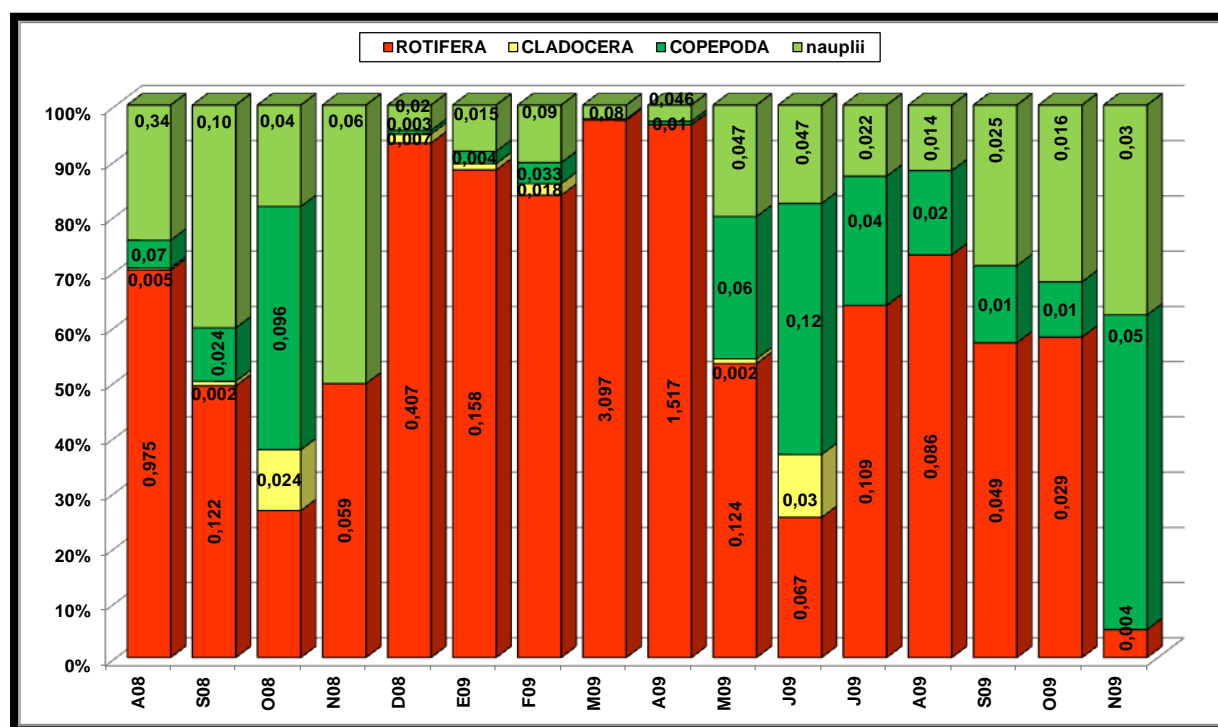


Figura 26. PAPI. Contribución (valor %) por *taxa* y densidad (valor en ind.ml<sup>-1</sup>) del zooplankton.

### Índice de Diversidad de Shannon ( $H'$ )

Paso de Piedra presentó una diversidad de fitoplancton entre 1,5-3 (indicadores de calidad intermedia), durante el primer año de muestreos (agosto de 2008 - julio de 2009). A partir de agosto de 2009, la diversidad  $H'$  fue muy pobre, dada la baja densidad celular y el número de *taxa* (1 a 3) (Tabla 43).

Para la comunidad del zooplancton, la diversidad  $H'$  permaneció dentro del rango de valores medios durante la mayor parte del estudio, excepto durante abril de 2009 que fue baja ( $H' = 0,69$ ) (Tabla 43).

### Índice de Riqueza Específica de Margalef ( $DMg$ )

La riqueza específica de Margalef ( $DMg$ ) revela una comunidad muy pobre a nula para el fitoplancton y muy pobre para el zooplancton ( $DMg \leq 1$ ) (Tabla 43).

### Índice de Dominancia de Simpson ( $Ds$ )

La comunidad fitoplanctónica tuvo alta equitatividad durante diciembre de 2008 y enero de 2009, mientras que el zooplancton, siguiendo la tendencia del fitoplancton, lo hizo durante enero y febrero de 2009. Durante estos meses se registró el mayor número de especies en cada una de las comunidades del plancton (Tabla 43).

Para el resto del periodo estudiado, tanto la biodiversidad del fitoplancton como del zooplancton, mostraron un peso muy grande de la componente dominancia, incluso con dominancias absolutas ( $Ds = 1$ ).

## La Ballenera

Los *taxa* de fitoplancton identificados en La Ballenera y su tolerancia a los distintos grados de trofía se muestran en la Tabla 44.

	Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
BACILLARIOPHYCEAE					
<i>Amphora</i> sp.					
<i>Aulacoseira</i> sp.					
<i>Caloneis</i> sp.					
<i>Cyclotella</i> sp.					
<i>Cymbella</i> sp.					
<i>Epithemia</i> sp.					
<i>Gomphonema</i> sp.					
<i>Nitzschia</i> sp.					
<i>Pinnularia</i> sp.					
<i>Surirella</i> sp.					
<i>Synedra</i> sp.					
CHLOROPHYCEAE					
<i>Actinastrum</i> sp.					
<i>Chaetophora</i> sp.					
<i>Closterium</i> sp.					
<i>Pediastrum</i> sp.					
<i>Scenedesmus</i> sp.					
<i>Spirogyra</i> sp.					
<i>Tetraedron</i> sp.					
CYANOPHYCEAE					
<i>Anabaena</i> sp.					
<i>Anabaenopsis</i> sp.					
<i>Chroococcus</i> sp.					
<i>Microcystis</i> sp.					
<i>Oscillatoria</i> sp.					
EUGLENOPHYCEAE					
<i>Euglena</i> sp.					
<i>Phacus</i> sp.					
DINOPHYCEAE					
<i>Gymnodinium</i> sp.					

Tabla 44. *Taxa* presentes en La Ballenera y tolerancia a los distintos grados de trofía (adaptado de: Conserjería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, 2006).

## La Ballenera Estación E1 (BALL-E1)

La variación mensual del número de *taxa* y densidad de fitoplancton y zooplancton en BALL-E1 se muestran en la Tabla 45. La Figura 27 grafica comparativamente la distribución de la densidad mencionada.

BALL-E1															
fitoplancton	A08	S08	O08	N08	D08	E09	F09	M09	A09	M09	J09	J09	A09	S09	O09
nº taxa	10	16	12	13	15	17	20	19	19	17	18	11	23	14	19
cel.ml <sup>-1</sup>	5,84	219,1	559,2	1061	277,8	170,4	335	290,7	121	36,39	40,86	0,385	1,825	15,78	201
zooplancton	A08	S08	O08	N08	D08	E09	F09	M09	A09	M09	J09	J09	A09	S09	O09
nº taxa	5	9	7	10	8	9	10	12	10	6	9	3	10	9	8
ind.ml <sup>-1</sup>	0,028	0,26	0,74	1,416	0,091	0,581	0,66	1,204	0,362	0,096	0,253	0,062	0,142	0,178	1,198

Tabla 45. BALL-E1. Número de *taxa* y densidad de la comunidad planctónica (las muestras de noviembre 2009 se almacenaron sin formolizar y no se consideran en el análisis).

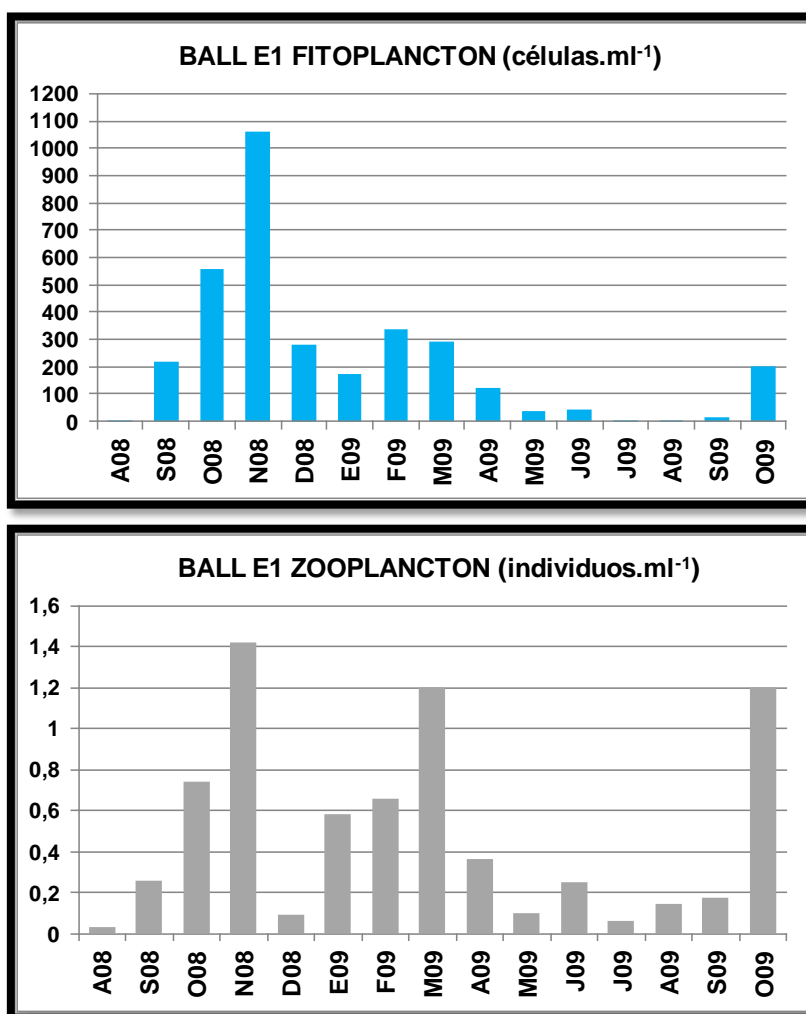


Figura 27. BALL-E1. Variación mensual de la densidad fito y zooplanctónica.

La contribución porcentual por clase a la composición del fitoplancton se muestra en la Figura 28. Los valores en cada columna indican la densidad celular por clase.

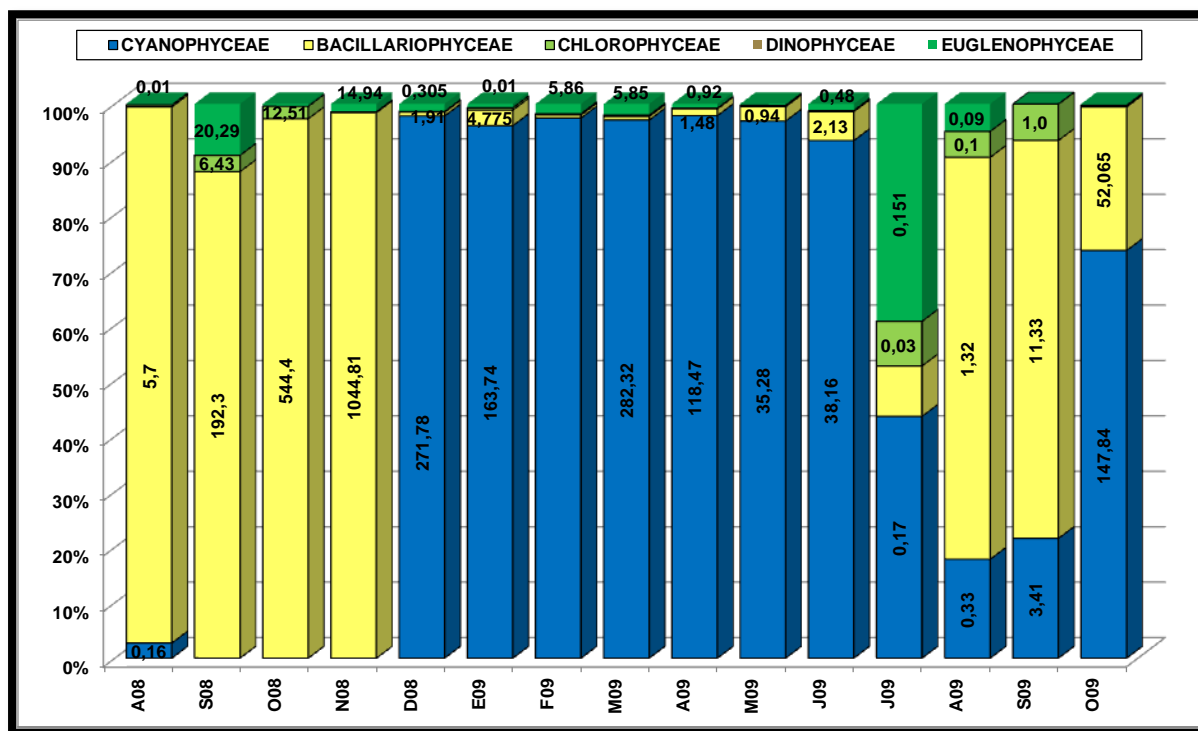


Figura 28. BALL-E1. Contribución (valor %) y densidad (valor en  $\text{cél.ml}^{-1}$ ) por clase fitoplanctónica.

La contribución % por grupo taxonómico a la composición del zooplancton se muestra en la Figura 29. Los valores en cada columna indican la densidad (en  $\text{ind.ml}^{-1}$ ).

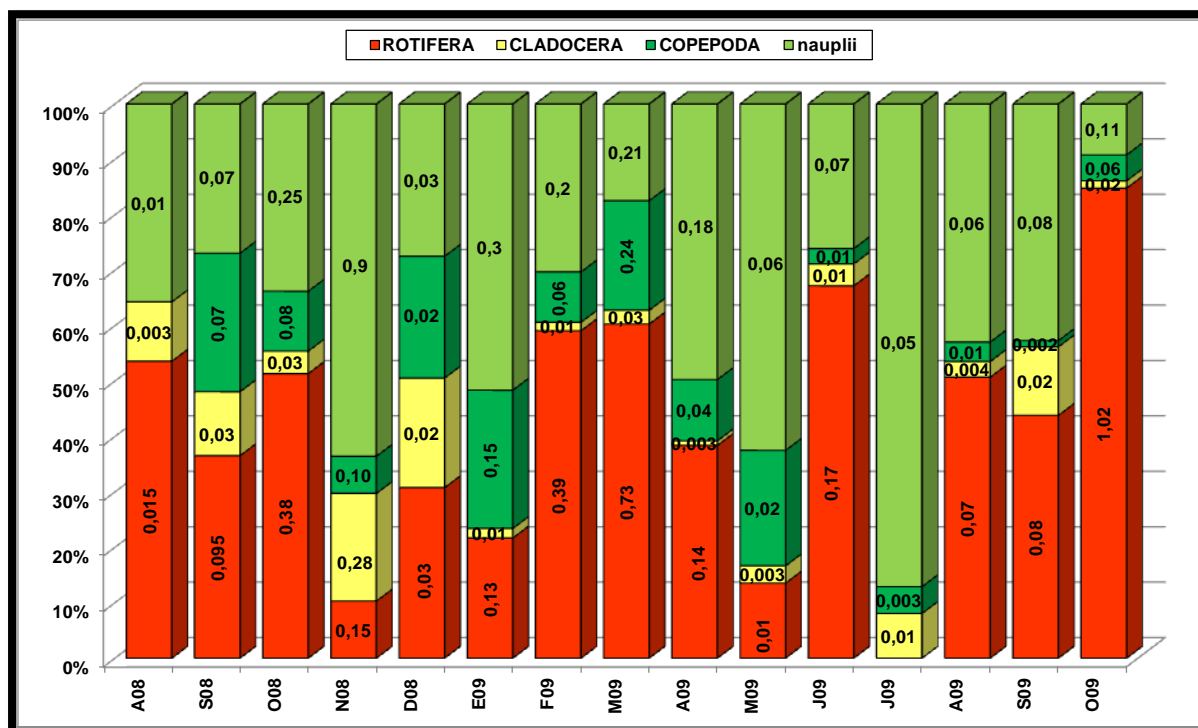


Figura 29. BALL-E1. Contribución (valor %) por *taxa* y densidad (valor en  $\text{células.ml}^{-1}$ ) del zooplancton.

La variación mensual de los taxa de fitoplancton y zooplancton, descriptos durante los relevamientos en BALL-E1, así como su densidad y clasificación taxonómica se detallan en las Tablas 46 y 47.

	A08	S08	O08	N08	D08	E08	F08	M08	A08	M08	J08	J08	M08	A08	S08	O08
<b>BACILLARIOPHYCEAE</b>																
<i>Amphora</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0,005	0	0	0	0,005	0	0	0
<i>Aulacoseira</i> sp.	2,49	182,14	179,41	18,29	1,82	3,84	0,9	0,8	0,9	0,9	1,17	0,02	0,9	1,23	10,8	51,94
<i>Caloneis</i> sp.	0	0	0	0	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,01	0,01	0,01
<i>Cyclotella</i> sp.	0	5,11	136,87	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,03	0	0
<i>Cymbella</i> sp.	0,01	0	0	0	0,01	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0,005	0,01	0,01
<i>Epithemia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,005	0	0	0,005	0,005	0	0
<i>Gomphonema</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,005	0	0
<i>Nitzschia</i> sp.1	2,23	2,91	218,38	1026,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia</i> sp.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,005	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia</i> sp.1	0	0,01	0,01	0,01	0	0	0,01	0	0	0	0	0,005	0	0,005	0,005	0,005
<i>Pinnularia</i> sp.2	0,7	1,02	6,89	0,17	0,06	0,57	0,41	0,47	0,05	0	0,2	0	0	0,01	0	0,05
<i>Surirella</i> sp.	0,22	1,12	2,8	0,26	0,015	0,36	0,5	0,6	0,51	0,02	0,7	0,005	0,02	0,02	0,5	0,04
<i>Synedra</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,005	0,05	0	0	0	0	0,01
<b>CHLOROPHYCEAE</b>																
<i>Actinastrum</i> sp.	0	1,05	0,09	0	0	0,1	0,06	0,02	0,01	0,005	0,005	0	0,005	0	0,03	0
<i>Chaetophora</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,005	0	0
<i>Closterium</i> sp.	0,01	0,01	0	0	0	0,01	0,005	0,005	0,01	0,01	0,02	0,016	0,01	0,005	0,002	0
<i>Pediastrum</i> sp.1	0	0,01	0,1	0,25	0,01	0,1	0,1	0,1	0,01	0,01	0,02	0,005	0,01	0,005	0	0,03
<i>Pediastrum</i> sp.2	0	0,01	0,1	0,86	0,23	0,24	0,3	0,3	0,05	0,013	0,01	0,01	0,03	0,02	0,06	0,26
<i>Scenedesmus</i> sp.1	0	5,32	12,21	0,26	0,015	0,14	0,14	0,2	0,03	0,03	0,02	0	0,03	0,03	0,05	0,19
<i>Scenedesmus</i> sp.2	0	0,01	0,01	0,03	0,05	0,14	0,15	0,05	0,03	0,02	0,005	0	0,02	0,02	0,89	0,086
<i>Spirgyra</i> sp.	0,01	0,02	0	0	0	0	0	0	0	0	0,005	0	0	0	0	0
<b>CYANOPHYCEAE</b>																
<i>Anabaena</i> sp.1	0	0	0	0	268,4	157,91	294,12	252,91	118,21	35,2	38,12	0,12	35,2	0,29	1,91	147,7
<i>Anabaena</i> sp.2	0	0	0	0	3,3	5,76	32,15	29,1	0,01	0,005	0,01	0	0,005	0	0	0,01
<i>Chroococcus</i> sp.	0,08	0	0	0	0	0	0,05	0,11	0,07	0	0	0,01	0	0,01	1,5	0,04
<i>Microcystis</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0,09	0,1	0,1	0,02	0	0	0,02	0,02	0	0,08
<i>Oscillatoria</i> sp.	0,08	0,02	0	0,005	0,08	0,07	0,09	0,1	0,08	0,05	0,03	0,038	0,05	0,005	0	0,01
<b>EUGLENOPHYCEAE</b>																
<i>Euglena</i> sp.1	0	0,1	0	7,95	0,57	0,08	0,15	0,17	0	0	0	0	0	0,005	0,005	0,01
<i>Euglena</i> sp.2	0	0	0	0,34	0,39	0,23	0,9	0,5	0,02	0	0	0	0	0,015	0	0
<i>Phacus</i> sp.	0,01	20,19	2,36	6,65	2,82	0,83	4,81	5,18	0,9	0,09	0,48	0,151	0,07	0,07	0	0,48
<b>DINOPHYCEAE</b>																
<i>Gymnodinium</i> sp.	0	0	0	0	0	0,01	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabla 46. Taxa de fitoplancton registrados en BALL-E1.

	A08	S08	O08	N08	D08	E09	F09	M09	A09	M09	J09	J09	A09	S09	O09
Rotifera Monogononta															
<i>Brachionus angularis</i>	0,007	0	0	0,065	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0,002	0,004	0,9
<i>Brachionus calyciflorus</i>		0,01	0,375	0	0	0	0,01	0	0,003	0	0,02	0	0,03	0	0
<i>Brachionus caudatus</i>	0	0	0	0,003	0	0,005	0,15	0,003	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brachionus urceolaris</i>	0	0,03	0	0	0	0	0	0,003	0	0	0	0	0	0	0
<i>Filinia longisetata</i>	0	0,04	0	0,01	0,005	0,005	0	0,02	0,03	0	0	0	0,015	0	0
<i>Keratella cochlearis</i>	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0,003	0	0	0	0	0	0
<i>Keratella tropica</i>	0,003	0	0,005	0,065	0,005	0,016	0,1	0,14	0,003	0,003	0,14	0	0,015	0,06	0,04
<i>Lepadella</i> sp.	0,005	0,015	0	0	0,01	0,1	0,05	0,03	0,1	0,01	0,01	0	0	0	0,016
<i>Notholca</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,002	0,004	0
<i>Polyarthra</i> sp.	0	0	0	0,003	0,008	0	0,07	0,33	0	0	0	0	0,008	0,01	0,06
Cladocera															
Bosminidae															
<i>Bosmina longirostris</i>	0	0,01	0	0,065	0	0	0	0	0	0,003	0,008	0,005	0,002	0,006	0
Chydoridae															
<i>Eurycerus</i> sp.	0,003	0	0,03	0	0	0	0	0	0,003	0	0,002	0	0,002	0,004	0
Daphnidae															
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	0	0,02	0	0,21	0,018	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0,012	0,016
Moinidae															
<i>Moina</i> sp.	0	0	0	0	0	0,005	0	0,03	0	0	0	0	0	0	0
Sididae															
<i>Sida</i> sp.	0	0	0	0	0	0,005	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Copepoda															
Calanoida															
<i>Boeckella</i> sp.	0	0	0,01	0,015	0	0,005	0,01	0,04	0,003	0,01	0,003	0,003	0	0	0,04
Cyclopoida	0	0,015	0,025	0,08	0,012	0,14	0,05	0,195	0,007	0	0,002	0	0,005	0,002	0,016
Harpacticoida	0	0,05	0,045	0	0,008	0	0	0,003	0,03	0,01	0,002	0	0	0	0
nauplii	0,01	0,07	0,25	0,9	0,025	0,3	0,2	0,21	0,18	0,06	0,066	0,054	0,061	0,076	0,11

Tabla 47. Taxa de zooplankton registrados en BALL-E1

## La Ballenera Estación E2 (BALL-E2)

La variación mensual del número de *taxa* y densidad de fitoplancton y zooplancton en BALL-E2 se muestran en la Tabla 48. La Figura 30 grafica comparativamente la distribución de la densidad mencionada.

BALL-E2															
fitoplancton	A08	S08	O08	N08	D08	E09	F09	M09	A09	M09	J09	J09	A09	S09	O09
nº taxa	11	16	13	13	15	16	20	18	16	15	15	11	23	15	19
cel.ml <sup>-1</sup>	2,901	396	500,1	982,4	227,2	142,5	323,3	293,7	127,2	66,06	31,74	0,325	2,852	21,64	312,8
zooplancton	A08	S08	O08	N08	D08	E09	F09	M09	A09	M09	J09	J09	A09	S09	O09
nº taxa	8	10	7	8	8	7	11	13	9	8	10	5	10	11	11
ind.ml <sup>-1</sup>	0,16	0,379	0,35	0,432	0,181	0,248	1,116	1,368	0,38	0,167	0,483	0,015	0,182	0,449	0,708

Tabla 48. BALL-E2. Número de *taxa* y densidad de la comunidad planctónica (las muestras de noviembre 2009 se almacenaron sin formolizar y no se consideran en el análisis).

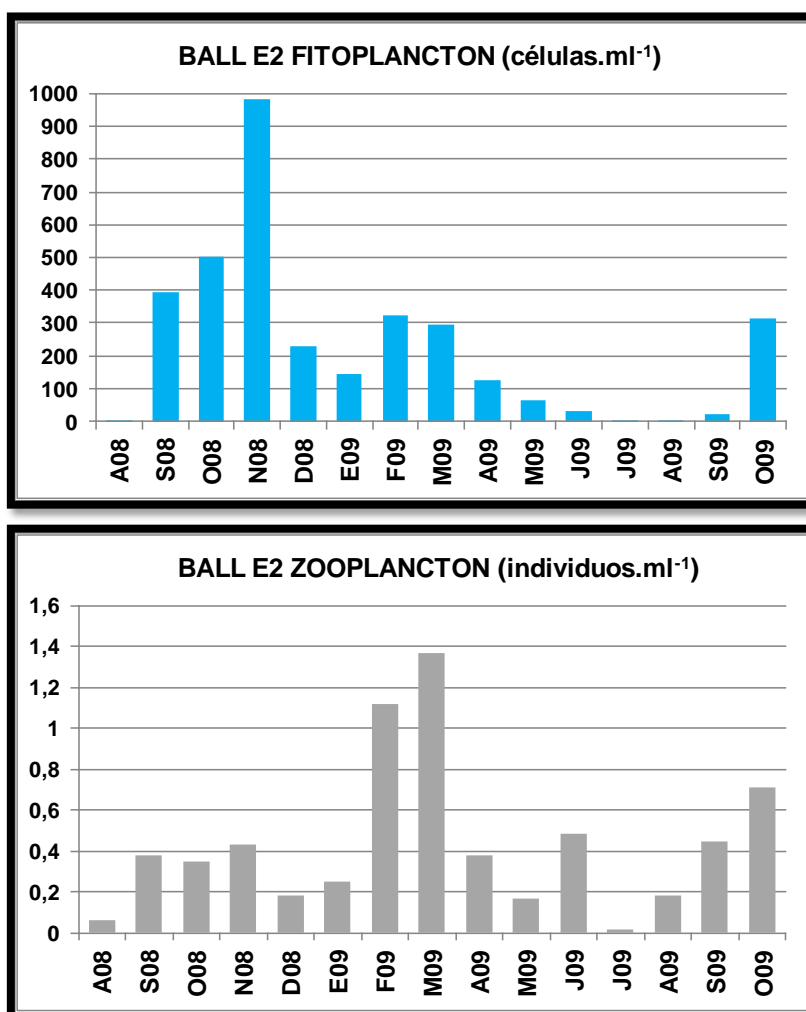


Figura 30. BALL-E2. Variación de la densidad fito y zooplanctónica.

La contribución porcentual por clase a la composición del fitoplancton se muestra en la Figura 31. Los valores en cada columna indican la densidad celular por clase.

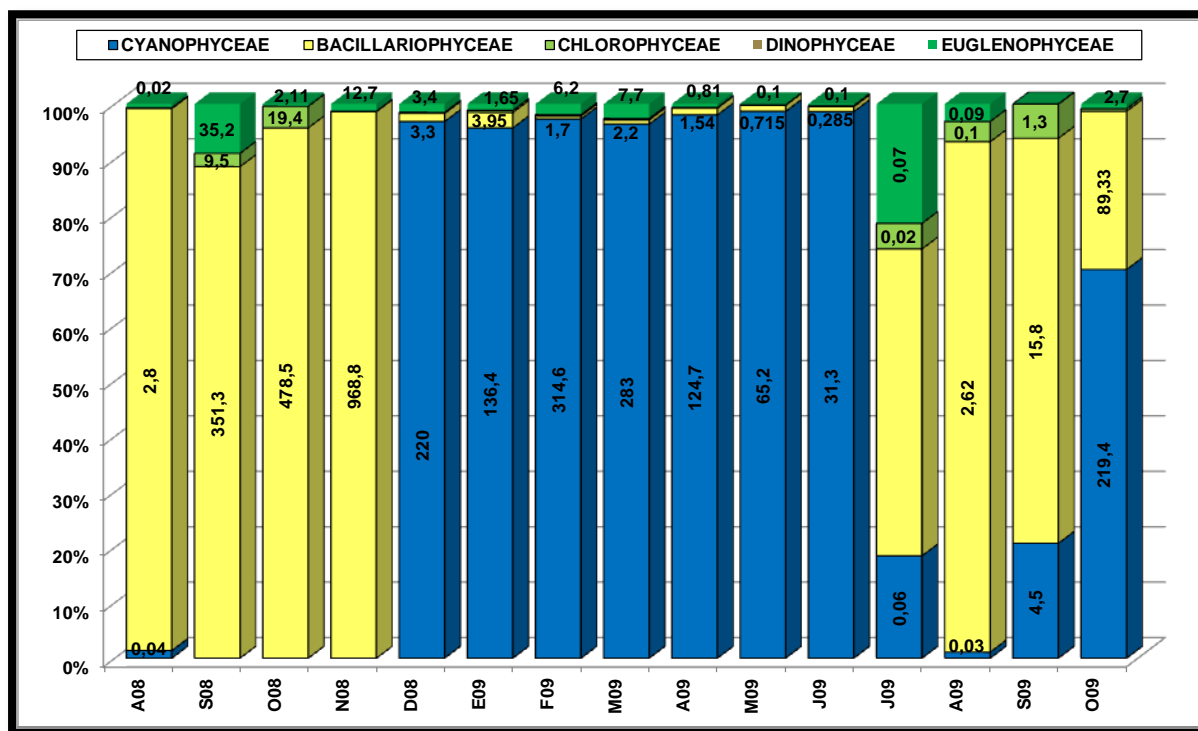


Figura 31. BALL-E2. Contribución (valor %) y densidad (valor en  $\text{cél.ml}^{-1}$ ) por clase fitoplanctónica.

La contribución % por grupo taxonómico a la composición del zooplancton se muestra en la Figura 32. Los valores en cada columna indican la densidad (en  $\text{ind.ml}^{-1}$ ).

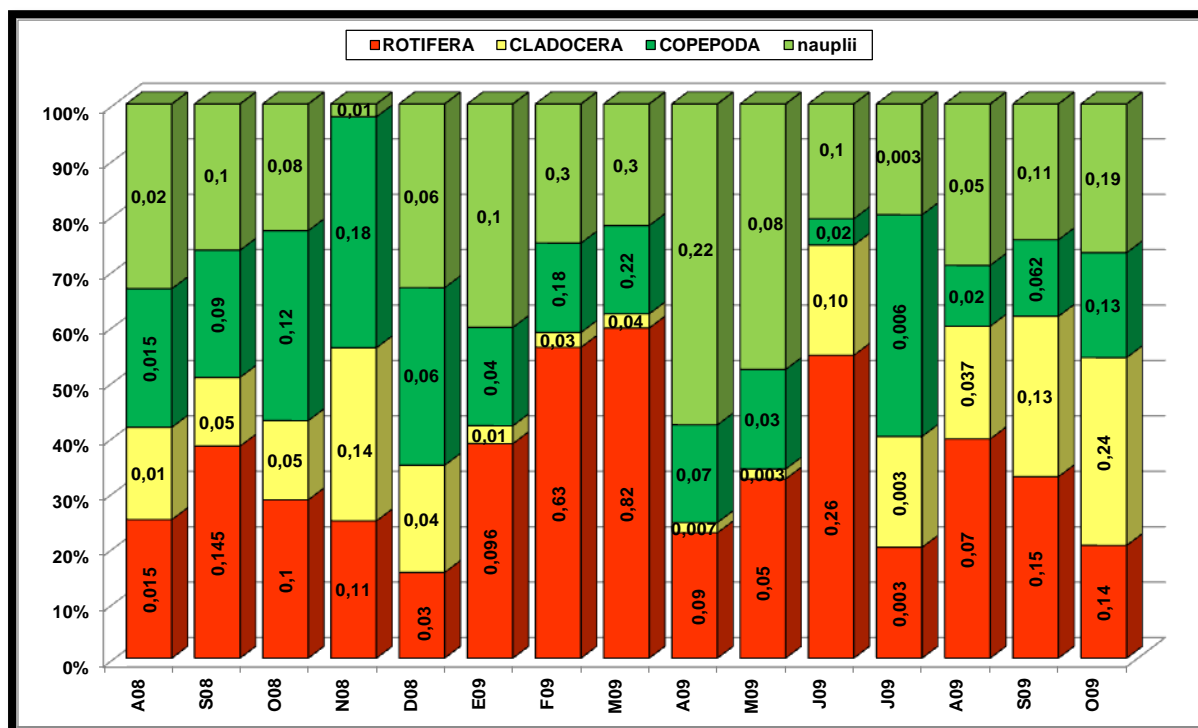


Figura 32. BALL-E2. Contribución (valor %) por *taxa* y densidad (valor en  $\text{células.ml}^{-1}$ ) del zooplancton.

La variación mensual de los taxa de fitoplancton y zooplancton, descriptos durante los relevamientos en Ball-E2, así como su densidad y clasificación taxonómica se muestran en las Tablas 49 y 50.

	A08	S08	O08	N08	D08	E09	F09	M09	A09	M09	J09	J09	A09	S09	O09
<b>BACILLARIOPHYCEAE</b>															
<i>Amphora sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,003	0	0
<i>Aulacoseira sp.</i>	2,6	336,33	241,12	26,01	3,2	3,41	0,79	0,72	0,9	0,6	0,07	0,05	1,77	14,88	89,1
<i>Caloneis sp.</i>	0,004	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,005	0,01	0,02	0,01	0,005
<i>Cyclotella sp.</i>	0	7,21	111,21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,03	0	0,05
<i>Cymbella sp.</i>	0,01	0	0	0	0,01	0	0,01	0	0	0	0	0	0,003	0,02	0,01
<i>Epithemia sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,003	0,002	0
<i>Gomphonema sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,003	0	0
<i>Nitzschia sp.1</i>	0,1	3,51	97,45	942,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia sp.2</i>															
<i>Pinnularia sp.1</i>	0,01	0,01	0,012	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0,02	0,05	0,002	0,005
<i>Pinnularia sp.2</i>	0,013	1,68	26,21	0,1	0,04	0,3	0,3	0,61	0,05	0,05	0,1	0	0,035	0	0,05
<i>Surirella sp.</i>	0,1	2,52	2,51	0,1	0,05	0,24	0,6	0,91	0,58	0,06	0,06	0,05	0,68	0,9	0,1
<i>Synedra sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,005	0,05	0,05	0,03		0,01
<b>CHLOROPHYCEAE</b>															
<i>Actinastrum sp.</i>	0	2,18	0,09	0	0	0,05	0,05	0,02	0,01	0,005	0,005	0	0	0,02	0
<i>Chaetophora sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,003	0	0
<i>Closterium sp.</i>	0	0,01	0	0	0	0	0,005	0,005	0	0,01	0,01	0,005	0,003	0,002	0
<i>Pediastrum sp.1</i>	0	0,01	0,09	0,1	0,02	0,06	0,1	0,1	0,02	0,01	0,005	0	0	0	0,01
<i>Pediastrum sp.2</i>	0,004	0,03	0,09	0,6	0,3	0,2	0,4	0,4	0,02	0,01	0,01	0,01	0,02	0,08	0,01
<i>Scenedesmus sp.1</i>	0	7,21	19,14	0,1	0,07	0,1	0,15	0,15	0,05	0,02	0,02		0,025	0,03	0,3
<i>Scenedesmus sp.2</i>	0	0,01	0,02	0,03	0,03	0,1	0,1	0,08	0,05	0,01	0,005		0,05	1,2	1,1
<i>Spirogyra sp.</i>	0	0,08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tetraedron sp.</i>	0	0	0	0	0,01	0,02	0,01	0	0	0	0	0	0,003	0	0
<b>CYANOPHYCEAE</b>															
<i>Anabaena sp.1</i>	0	0	0	0	2,16,4	132,11	286,52	248,61	124,56	65,12	31,25	0,01	0,02	2,88	219,11
<i>Anabaena sp.2</i>	0	0	0	0	3,54	4,21	27,82	34,12	0,01	0,005	0	0	0	0	0,15
<i>Chroococcus sp.</i>	0,03	0	0,01	0	0	0	0,05	0,09	0,01	0	0	0,01	0,003	1,6	0,1
<i>Microcystis sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0,09	0,09	0,09	0,01	0,005	0	0,003	0	0,05
<i>Oscillatoria sp.</i>	0,01	0,01	0	0,005	0,071	0,069	0,08	0,12	0,078	0,04	0,04	0,04	0,005	0,005	0,005
<b>EUGLENOPHYCEAE</b>															
<i>Euglena sp.1</i>	0	0,11	0	5,32	0,41	0,12	0,12	0,12	0	0	0	0	0	0,006	0,24
<i>Euglena sp.2</i>	0	0	0	1,12	0,52	0,3	0,98	0,68	0,01	0	0	0	0,01	0	0
<i>Phacus sp.</i>	0,02	35,12	2,11	6,26	2,51	1,23	5,1	6,86	0,8	0,1	0,1	0,07	0,08	0	2,44
<b>DINOPHYCEAE</b>															
<i>Gymnodinium sp.</i>	0	0	0	0	0	0,01	0,01	0,01	0	0	0	0	0	0	0

Tabla 49. Taxa de fitoplancton identificados en BALL-E2.

	A08	S08	O08	N08	D08	E08	F08	M08	A08	M08	J08	J08	A08	S08	O08
Rotifera Monogononta															
<i>Brachionus angularis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0,003	0,002	0	0	0,01	0,03
<i>Brachionus calyciflorus</i>	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0,01	0,06	0	0,04	0,002	0,01
<i>Brachionus caudatus</i>	0,005	0,025		0,054		0,008	0,16	0,005	0,01	0	0,002	0	0	0	0
<i>Brachionus urceolaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0
<i>Filinia longiseta</i>	0	0,025	0,05	0	0,005	0	0,2	0,09	0,016	0	0	0	0	0	0
<i>Keratella cochlearis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0
<i>Keratella tropica</i>	0,005	0,09	0,05	0,05	0,018	0,01	0,06	0,09	0,01	0,021	0,2	0	0,009	0,11	0,064
<i>Lepadella</i> sp.	0,005	0,005	0	0,003	0	0,07	0,18	0,09	0,04	0,02	0	0,003	0,005	0,005	0,01
<i>Notholca</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0
<i>Polyarthra</i> sp.	0	0	0	0	0,005	0,008	0,02	0,43	0	0	0	0	0,008	0,02	0,03
Gladocera															
Bosminidae															
<i>Bosmina longirostris</i>	0,005	0,007	0,05	0,11	0,005	0	0	0	0	0,003	0,084	0,003	0,035	0,036	0,03
Chydoridae															
<i>Eurycerus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0,01	0	0	0,004	0,01
Daphniidae															
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	0,005	0,04	0	0	0,03	0	0	0	0	0	0,002	0	0,002	0,09	0,2
Moinidae															
<i>Moina</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0,02	0,007	0	0	0	0	0	0
Sidaidae															
<i>Sida</i> sp.	0	0	0	0,025	0	0,008	0,02	0,015	0	0	0	0	0	0	0
Copepoda															
Calanoida															
<i>Boeckella</i> sp.	0,01	0,04	0,01	0,03	0,008	0	0	0,08	0,06	0,02	0,02	0,003	0,003	0,002	0,05
Cyclopoida	0,005	0,04	0,1	0,15	0,05	0,044	0,17	0,135	0,007	0,01	0,003	0,003	0,017	0,06	0,084
Harpacticoida	0	0,007	0,01	0	0	0	0,01	0,003	0	0	0	0	0	0	0
nauplii	0,02	0,1	0,08	0,01	0,06	0,1	0,28	0,3	0,22	0,08	0,1	0,003	0,053	0,11	0,19

Tabla 50. Taxa de zooplankton identificados en BALL-E2.

## La Ballenera Estación E3 (BALL-E3)

La variación mensual del número de *taxa* y densidad de fitoplancton y zooplancton en BALL-E3 se muestran en la Tabla 51. La Figura 33 grafica comparativamente la distribución de la densidad mencionada.

BALL-E3															
fitoplancton	A08	S08	O08	N08	D08	E09	F09	M09	A09	M09	J09	J09	A09	S09	O09
nº taxa	4	11	17	4	14	15	16	11	12	16	10	8	7	10	17
cel.ml <sup>-1</sup>	0,112	45,57	558,4	194,5	933,3	25,95	240,6	89,6	125,4	37,51	26,35	0,711	0,36	2,292	12,51
zooplancton	A08	S08	O08	N08	D08	E09	F09	M09	A09	M09	J09	J09	A09	S09	O09
nº taxa	5	11	13	16	13	9	11	15	13	11	4	2	5	4	8
ind.ml <sup>-1</sup>	0,022	0,51	0,32	0,745	1,6	1	10,6	2,277	1,135	0,42	0,046	0,066	0,116	0,182	0,87

Tabla 51. BALL-E3. Número de *taxa* y densidad de la comunidad planctónica (las muestras de noviembre 2009 se almacenaron sin formolizar y no se consideran en el análisis).

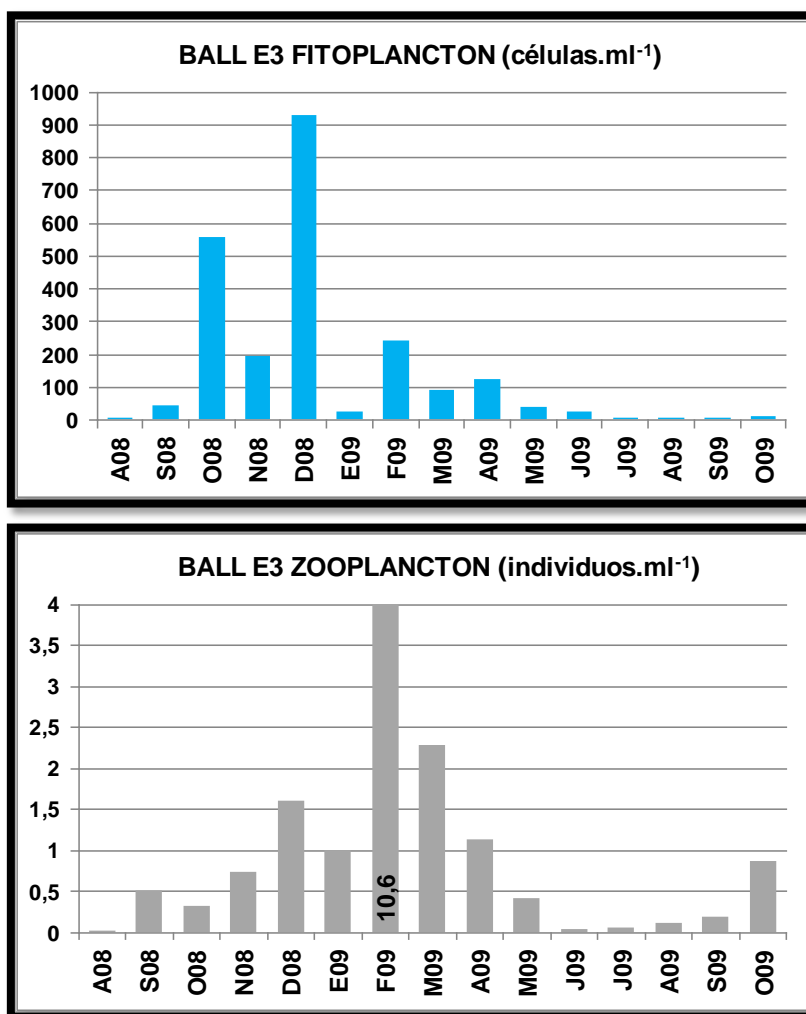


Figura 33. BALL-E3. Variación mensual de la densidad fito y zooplanctónica.

La contribución porcentual por clase a la composición del fitoplancton se muestra en la Figura 34. Los valores en cada columna indican la densidad celular por clase.

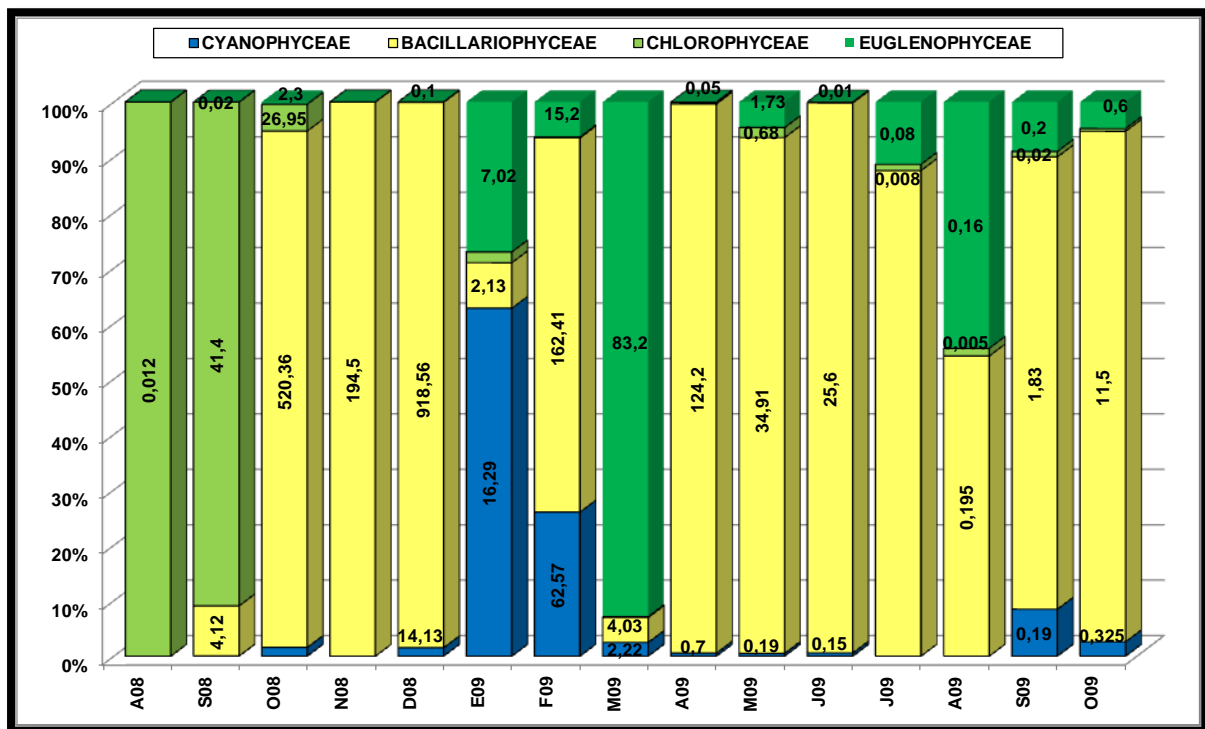


Figura 34. BALL-E3. Contribución (valor %) y densidad (valor en  $\text{cél.ml}^{-1}$ ) por clase fitoplanctónica.

La contribución % por grupo taxonómico a la composición del zooplancton se muestra en la Figura 35. Los valores en cada columna indican la densidad (en  $\text{ind.ml}^{-1}$ ).

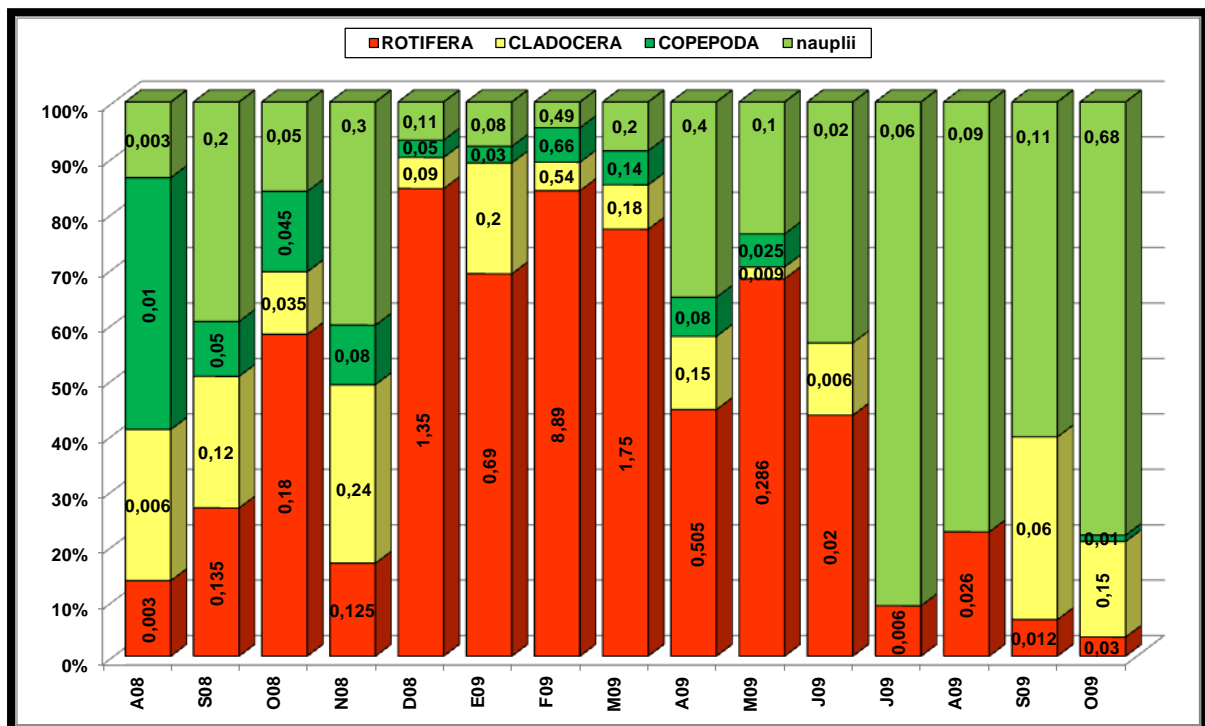


Figura 35. BALL-E3. Contribución (valor %) por *taxa* y densidad (valor en  $\text{células.ml}^{-1}$ ) del zooplancton.

La variación mensual de los taxa del fitoplancton y zooplancton, descriptos durante los relevamientos en BALL-E3, así como su densidad y clasificación taxonómica se detallan en las Tablas 52 y 53.

	A08	S08	O08	N08	D08	E09	F09	M09	A09	M09	J09	J09	A09	S09	O09
<b>BACILLARIOPHYCEAE</b>															
<i>Amphora</i> sp.	0	0	0,01	0	0	0,01	0,06	0	0	0,33	0,03	0	0,005	0	0,28
<i>Aulacoseira</i> sp.	0	0	294,12	0	858,8	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0,33
<i>Caloneis</i> sp.	0	0,036	0	0	0,28	0,57	4,01	0,42	0,1	0,65	0,81	0,013	0,005	0,05	0,22
<i>Cyclotella</i> sp.	0	0	165,14	0	0	0	13,4	0	0	2,88	0	0,01	0	0	0
<i>Cymbella</i> sp.	0	0,005	0	0	0	0	0	0	0	0,005	0	0	0	0	0
<i>Ephitemia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia</i> sp.1	0	0	25,11	3,6	2,64	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia</i> sp.1	0	0,25	0,35	10,8	4,23	0,57	33	0,96	19,1	3,3	2,98	0,18	0,05	0,87	0,7
<i>Pinnularia</i> sp.2	0	0,01	31,21	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0,005	0	0,08
<i>Surirella</i> sp.	0	3,8	4,4	180,12	52,6	0,96	97,9	2,5	99,2	25,92	20,96	0,38	0,13	0,9	9,61
<i>Synedra</i> sp.	0	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	14	0,15	5,76	1,81	0,86	0,04	0	0,01	0,3
<b>CHLOROPHYCEAE</b>															
<i>Actinastrum</i> sp.	0	0	0,05	0	0	0	0,01	0	0,06	0,576	0,02	0	0	0	0
<i>Chaetophora</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,005	0,005	0
<i>Pediastrum</i> sp.1	0,004	0	0,26	0	0,28	0,3	0,09	0,04	0,14	0,03	0,01	0,004	0	0	0,01
<i>Pediastrum</i> sp.2	0,004	0	0,09	0	0,16	0,03	0,2	0,08	0,14	0,036	0	0	0	0	0,01
<i>Scenedesmus</i> sp.1	0	0	26,53	0	0,035	0,17	0,05	0,02	0,05	0,036		0,004	0	0	0,01
<i>Scenedesmus</i> sp.2	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,02
<i>Spirogyra</i> sp.	0,004	41,4	0	0	0	0	0,02	0	0	0	0	0	0	0,017	0,01
<i>Tetraedron</i> sp.	0	0	0,01	0	0	0,005	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>CYANOPHYCEAE</b>															
<i>Anabaena</i> sp.	0	0	8,8	0	14,02	15,88	57,7	1,74	0,57	0,18	0	0	0	0	0,04
<i>Anabaenopsis</i> sp.	0	0	0	0	0,01	0	4,84	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chroococcus</i> sp.	0	0,01	0,01	0	0	0,4	0,03	0	0,13	0,01	0	0	0	0	0,005
<i>Merismopedia</i> sp.	0	0	0	0	0	0,005	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oscillatoria</i> sp.	0	0	0	0	0,1	0,005	0,03	0,48	0	0	0,15	0	0	0,19	0,28
<b>EUGLENOPHYCEAE</b>															
<i>Euglena</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euglena</i> sp.2	0	0,005	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phacus</i> sp.	0	0,01	2,3	0	0,1	7,02	15,2	83,2	0,05	1,73	0,01	0,08	0,16	0,2	0,6

Tabla 52. Taxa de fitoplancton identificados en BALL-E3.

	A08	S08	O08	N08	D08	E09	F09	M09	A09	M09	J09	J09	A09	S09	O09
Rotifera Monogononta															
<i>Brachionus angularis</i>	0	0	0,005	0,02	0,01	0	0	1,1	0	0	0	0	0	0	0,005
<i>Brachionus calyciflorus</i>	0	0,005	0,01	0,01	0,28	0,02	0,1	0,12	0,025	0,2	0,01	0	0,007	0,007	0
<i>Brachionus caudatus</i>	0	0	0	0,03	0,8	0	0,73	0,036	0,15	0,005	0	0	0	0	0
<i>Brachionus havanaensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0,012	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brachionus urceolaris</i>	0	0	0,01	0,01	0,01	0,05	0,1	0,1	0	0,005	0	0	0,007	0	0
<i>Filinia longiseta</i>	0	0,03	0,01	0,02	0,15	0,6	7,57	0,3	0,24	0,02	0	0	0,005	0	0,005
<i>Keratella cochlearis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0,02	0	0	0	0	0	0
<i>Keratella tropica</i>	0	0,1	0,14	0,01	0,01	0	0	0	0,02	0,02	0,01	0,006	0	0,005	0,01
<i>Lepidella</i> sp.	0,003	0	0,005	0,005	0,04	0,005	0,064	0	0,02	0,009	0	0	0	0	0,01
<i>Notholca</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,007	0	0
<i>Polyarthra</i> sp.	0	0	0	0,02	0,05	0,015	0,33	0,084	0,03	0,027	0	0	0	0	0
Cladocera															
Bosminidae															
<i>Bosmina longirostris</i>	0,003	0,05	0,015	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,06	0,01
Chydoridae															
<i>Euryercus</i> sp.	0,003	0,02	0	0,1	0,03	0	0,014	0,025	0,1	0,009	0,006	0	0	0	0
Daphnidae															
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	0	0,05	0,02	0,1	0	0	0	0,035	0	0	0	0	0	0	0,14
Moinidae															
<i>Moina</i> sp.	0	0	0	0	0	0,2	0,53	0,11	0,05	0	0	0	0	0	0
Sididae															
<i>Sida</i> sp.	0	0	0	0,01	0,06	0	0	0,012	0	0	0	0	0	0	0
Copepoda															
Calanoida															
<i>Boeckella</i> sp.	0	0,02	0,01	0,01	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0,01
Cyclopoida	0	0,01	0,025	0,05	0,01	0,025	0,49	0,04	0,01	0,005	0	0	0	0	0
Harpacticoida	0,01	0,02	0,01	0,02	0,04	0,005	0,17	0,1	0,06	0,02	0	0	0	0	0
nauplii	0,003	0,2	0,05	0,3	0,11	0,08	0,49	0,2	0,4	0,1	0,02	0,06	0,09	0,11	0,68

Tabla 53. Taxa de zooplancton identificados en BALL-E3.

## La Ballenera Estación E4 (BALL-E4)

La variación mensual del número de *taxa* y densidad de fitoplancton y zooplancton en BALL-E3 se muestran en la Tabla 54. La Figura 36 grafica comparativamente la distribución de la densidad mencionada.

BALL-E4															
fitoplancton	A08	S08	O08	N08	D08	E09	F09	M09	A09	M09	J09	J09	A09	S09	O09
nº taxa	8	7	14	10	14	19	20	18	14	13	10	10	17	15	20
cel.ml <sup>-1</sup>	4,974	152,6	577,7	925,9	241,8	125,3	351,1	298,6	156	97,16	34,37	1,7	2,758	15,7	364,8
zooplancton	A08	S08	O08	N08	D08	E09	F09	M09	A09	M09	J09	J09	A09	S09	O09
nº taxa	7	12	8	10	8	8	11	11	7	10	10	6	8	7	6
ind.ml <sup>-1</sup>	0,043	0,47	1,19	0,952	0,213	0,405	0,99	0,608	0,335	0,381	0,195	0,118	0,14	0,254	0,94

Tabla 54. BALL-E4. Número de *taxa* y densidad de la comunidad planctónica. (Las muestras de noviembre 2009 se almacenaron sin formol y no se consideran en el análisis).

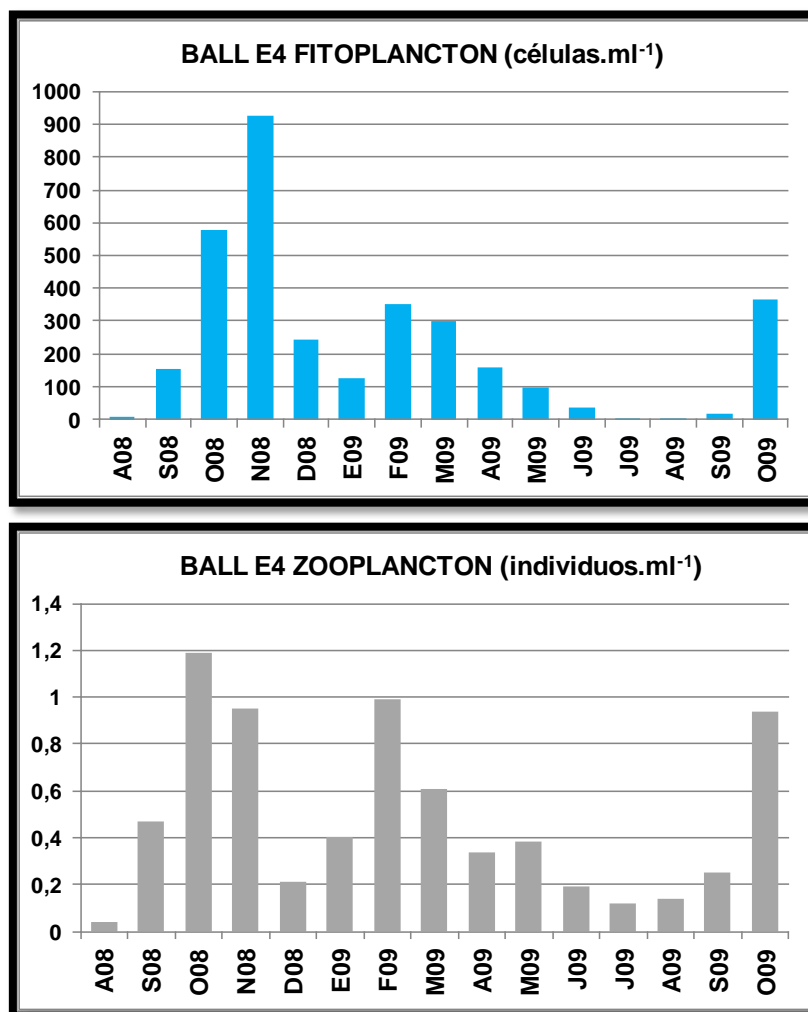


Figura 36. BALL-E4. Variación mensual de la densidad fito y zooplanctónica.

La contribución porcentual por clase a la composición del fitoplancton se muestra en la Figura 37. Los valores en cada columna indican la densidad celular por clase.

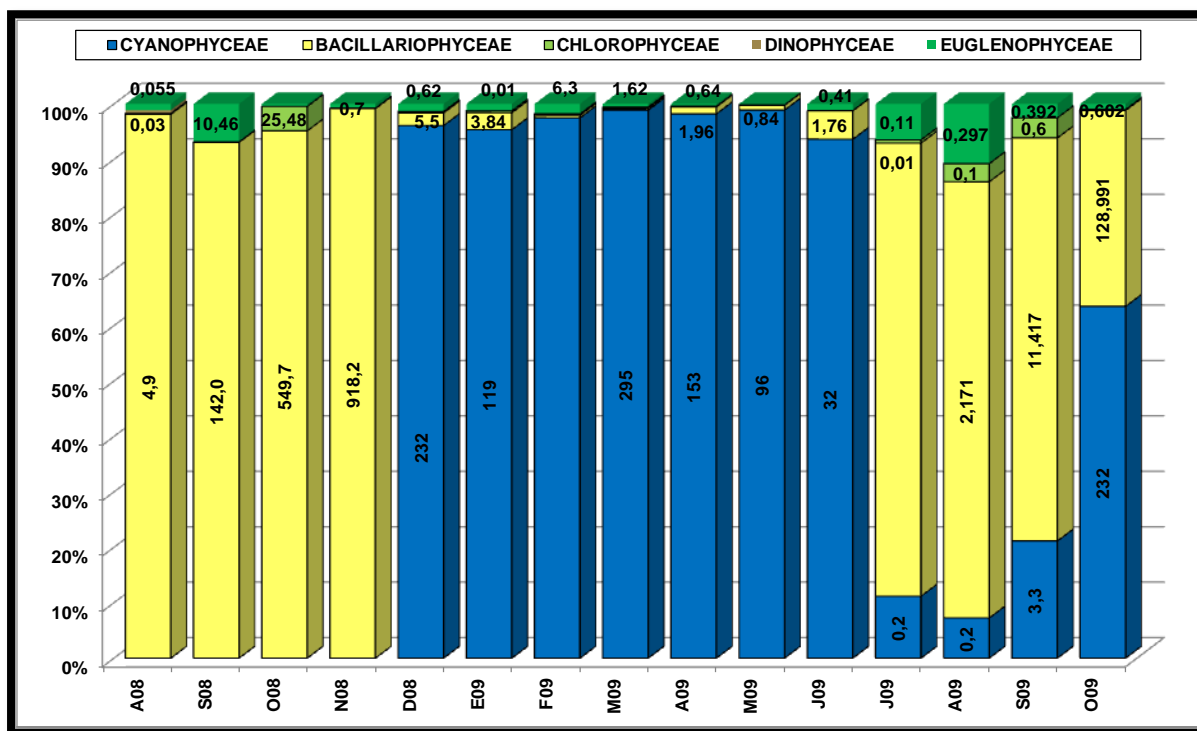


Figura 37. BALL-E4. Contribución (valor %) y densidad (valor en  $\text{cél.ml}^{-1}$ ) por clase fitoplanctónica.

La contribución % por grupo taxonómico a la composición del zooplancton se muestra en la Figura 38. Los valores en cada columna indican la densidad (en  $\text{ind.ml}^{-1}$ ).

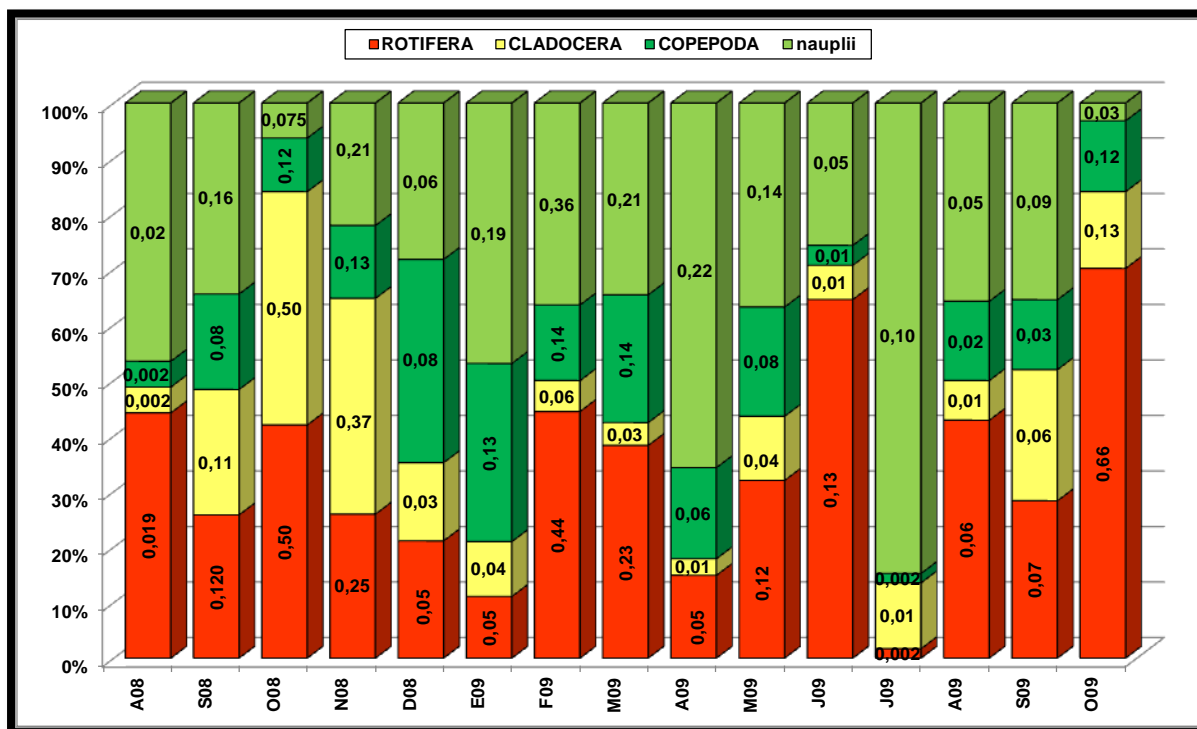


Figura 38. BALL-E4. Contribución (valor %) por *taxa* y densidad (valor en  $\text{células.ml}^{-1}$ ) del zooplancton.

La variación mensual de los taxa de fitoplancton y zooplancton, descriptos durante los relevamientos en BALL-E4, así como su densidad y clasificación taxonómica se detallan en las Tablas 55 y 56.

	A08	S08	O08	N08	D08	E08	F08	M08	A08	M08	J08	J08	S08	O08
<b>BACILLARIOPHYCEAE</b>														
<i>Amphora</i> sp.	0	0	0,02	0	0	0	0,03	0	0	0	0,01	0	0,005	0
<i>Aulacoseira</i> sp.	4,58	140,77	205,47	25,2	5,4	3,36	0,83	0,86	1,55	0,7	1,1	0,85	1,94	11,2
<i>Caloneis</i> sp.	0,007	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,03	0	0,008
<i>Cyclotella</i> sp.	0	0	195,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,03	0,056
<i>Cymbella</i> sp.	0,035	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0,005	0,015
<i>Epithemia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,002
<i>Nitzschia</i> sp.1	0	0	115,3	892,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia</i> sp.2	0	0	0,02	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinnularia</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0,06	0	0	0	0	0,01	0	0,009
<i>Pinnularia</i> sp.2	0,16	0,28	30,3	0,1	0	0,27	0,23	0,03	0,04	0,05	0,04	0	0,035	0
<i>Surirella</i> sp.	0,1	0,93	3,36	0,1	0,1	0,21	0,45	0,06	0,34	0,08	0,61	0,45	0,136	0,2
<i>Synedra</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0,03	0,01	0	0,05	0,02	0,016
<b>CHLOROPHYCEAE</b>														
<i>Actinastrum</i> sp.	0,007	0,085	0	0	0,01	0,01	0,05	0,03	0	0,005	0	0	0	0,036
<i>Chaetophora</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,005	0
<i>Closterium</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0,002
<i>Pediastrum</i> sp.1	0	0	0,14	0,1	0,04	0,06	0,1	0,08	0,04	0,01	0,004	0	0,005	0
<i>Pediastrum</i> sp.2	0	0	0,14	0,5	0,43	0,19	0,38	0,35	0,03	0,01	0,01	0,01	0,02	0,05
<i>Scenedesmus</i> sp.1	0	0,03	25,14	0,1	0,1	0,03	0,13	0,21	0,05	0,01	0	0	0,03	0,05
<i>Scenedesmus</i> sp.2	0	0	0,01	0	0,03	0,11	0,19	0,05	0,04	0,01	0	0	0,03	0,43
<i>Tetraedron</i> sp.	0	0	0,05	0	0,01	0,02	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>CYANOPHYCEAE</b>														
<i>Anabaena</i> sp.	0	0	0	0	228,41	117,14	312	270,7	153	96,05	32,18	0,01	0,09	1,64
<i>Anabaenopsis</i> sp.	0	0	0	0	3,62	1,65	30,2	24,21	0	0,004	0,004	0	0	0,24
<i>Chroococcus</i> sp.	0	0	0,04	0	0	0,54	0,03	0,2	0,005	0	0	0,01	0,02	1,6
<i>Merismopedia</i> sp.	0	0	0	0	0	0,005	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Microcystis</i> sp.	0	0,005	0	0	0	0,02	0,08	0,11	0,15	0	0,004	0	0	0,05
<i>Oscillatoria</i> sp.	0	0	0	0	0,4	0,14	0,01	0,02	0,07	0,05	0	0,17	0,09	0,08
<b>EUGLENOPHYCEAE</b>														
<i>Euglena</i> sp.1	0	0	0	4,12	0,1	0,08	0,17	0,19	0	0	0	0	0	0,002
<i>Euglena</i> sp.2	0	0	0	0,89	0,65	0,43	1,18	0,32	0,01	0	0	0	0,017	0
<i>Phacus</i> sp.	0,055	10,46	2,51	2,03	2,52	1,03	4,95	1,11	0,63	0,17	0,41	0,11	0,28	0,39
<b>DINOPHYCEAE</b>														
<i>Gymnodinium</i> sp.	0,03	0	0	0	0	0,01	0	0,02	0	0	0	0	0	0

Tabla 55. Taxa de fitoplancton identificados en BALL-E4.

	A08	S08	O08	N08	D08	E09	F09	M09	A09	M09	J09	J09	A09	S09	O09
Rotifera Monogononta															
<i>Brachionus angularis</i>	0,01	0	0	0,16	0	0	0	0,05	0	0	0	0	0,01	0	0
<i>Brachionus calyciflorus</i>	0	0,005	0	0	0	0	0,03	0	0	0,002	0,02	0	0,02	0	0
<i>Brachionus caudatus</i>	0	0	0	0,01	0	0	0,2	0,01	0	0,015	0,002	0	0	0	0
<i>Brachionus havanaensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,002	0	0	0	0
<i>Filinia longiseta</i>	0,002	0,01	0,05	0,02	0	0,005	0,03	0,003	0,01	0	0	0	0	0	0
<i>Keratella tropica</i>	0,005	0,1	0,45	0,05	0,025	0,03	0,05	0,1	0,02	0,1	0	0	0,01	0,07	0,66
<i>Lepadella</i> sp.	0,002	0,005	0	0,007	0,01	0	0,08	0,02	0,02	0,005	0,002	0,002	0	0	0
<i>Notholca</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0
<i>Polyarthra</i> sp.	0	0	0	0	0,01	0,01	0,05	0,05	0	0	0	0	0,01	0,002	0
Cladocera															
Bosminidae															
<i>Bosmina longirostris</i>	0,002	0,05	0,3	0,27	0	0	0	0	0	0,04	0,01	0,01	0,01	0,05	0,03
Chydoridae															
<i>Eurycerus</i> sp.	0	0,005	0	0	0	0	0,005	0	0	0,002	0,002	0,002	0	0	0
Daphnidae															
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	0	0,05	0,2	0,1	0,03	0	0	0	0	0,002	0	0,002	0	0,01	0,1
Moinidae															
<i>Moina</i> sp.	0	0	0	0	0	0,01	0	0,015	0,01	0	0	0	0	0	0
Sididae															
<i>Sida</i> sp.	0	0	0	0	0	0,03	0,05	0,01	0	0	0	0	0	0	0
Copepoda															
Calanoida															
<i>Boeckella</i> sp.	0,002	0,02	0,005	0,015	0,003	0,01	0,005	0,03	0,03	0,06	0,005	0	0	0	0,1
Cyclopoida	0	0,05	0,1	0,11	0,07	0,12	0,13	0,11	0,025	0,015	0,002	0,002	0,02	0,03	0,02
Harpacticoida	0	0,01	0,01	0	0,005	0	0	0	0	0	0	0	0	0,002	0
nauplii	0,02	0,16	0,075	0,21	0,06	0,19	0,36	0,21	0,22	0,14	0,05	0,1	0,05	0,09	0,03

Tabla 56. Taxa de zooplancton registrados en BALL-E4.

## La Ballenera Estación E5 (BALL-E5)

La variación mensual del número de *taxa* y densidad del fitoplancton y el zooplancton en BALL-E5 se muestra en la Tabla 57. La Figura 39 grafica comparativamente la distribución de la densidad mencionada.

BALL-E5															
fitoplancton	A08	S08	O08	N08	D08	E09	F09	M09	A09	M09	J09	J09	A09	S09	O09
nº taxa	9	15	18	15	17	15	13	17	11	11	8	8	8	8	11
cel.ml <sup>-1</sup>	32,77	183,1	336,6	190,1	287,7	106,5	143,9	80,66	12,41	7,189	0,949	1,387	1,575	2,089	3,094
zooplancton	A08	S08	O08	N08	D08	E09	F09	M09	A09	M09	J09	J09	A09	S09	O09
nº taxa	8	10	10	15	12	11	13	12	8	7	4	5	6	3	5
ind.ml <sup>-1</sup>	0,045	0,411	0,925	0,728	1,66	3,042	12,1	1,216	0,26	0,085	0,055	0,06	0,059	0,107	0,387

Tabla 57. BALL- E5. Número de *taxa* y densidad de la comunidad planctónica (las muestras de noviembre 2009 se almacenaron sin formol y no se consideran en el análisis).

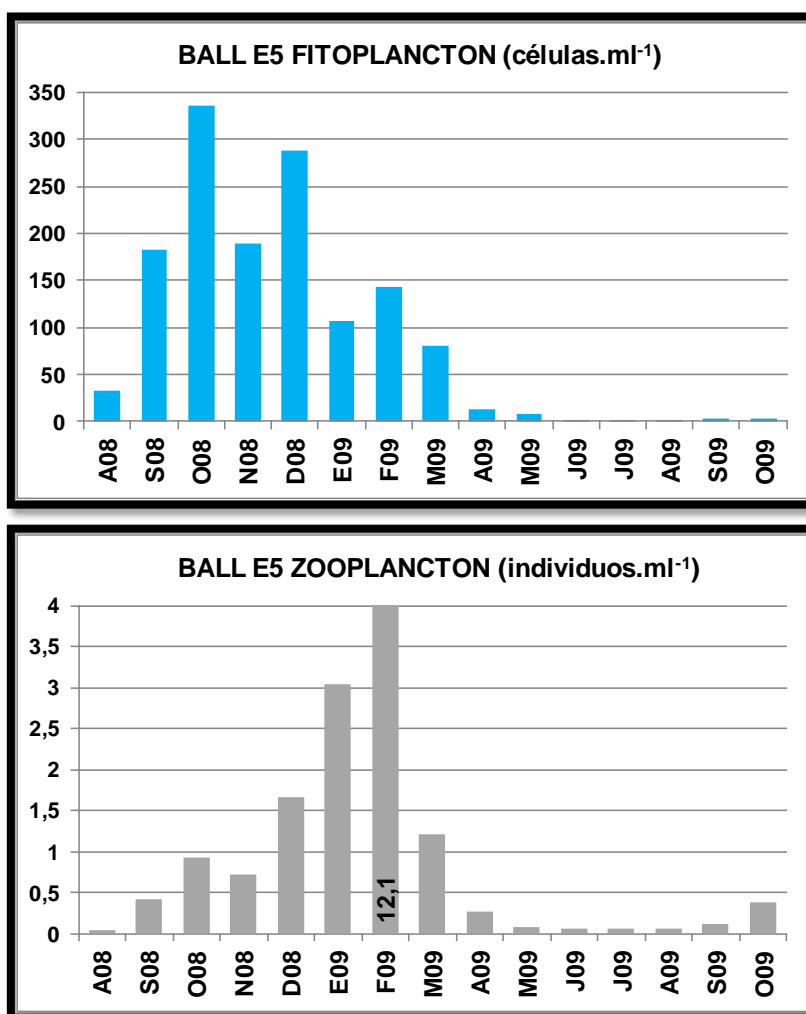


Figura 39. BALL- E5. Variación de la densidad fito y zooplanctónica.

La contribución porcentual por clase a la composición del fitoplancton se muestra en la Figura 40. Los valores en cada columna indican la densidad celular por clase.

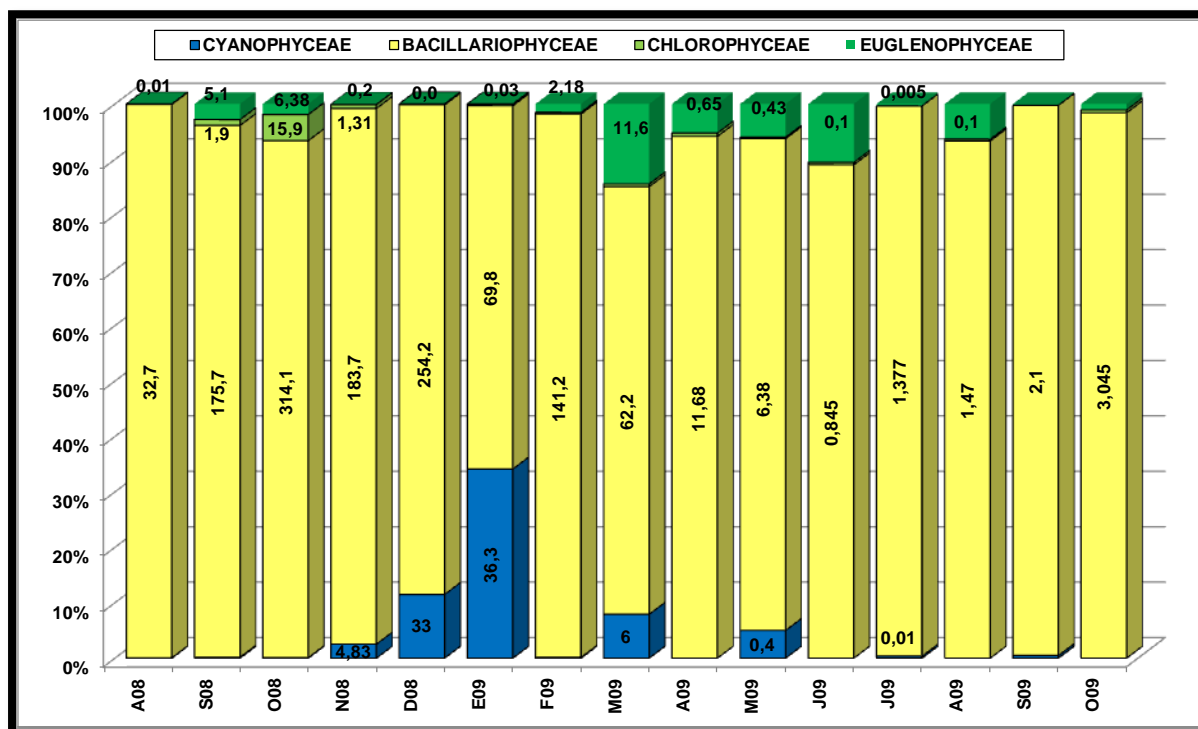


Figura 40. BALL-E5. Contribución (valor %) y densidad (valor en  $\text{cél.ml}^{-1}$ ) por clase fitoplanctónica.

La contribución % por grupo taxonómico a la composición del zooplancton se muestra en la Figura 41. Los valores en cada columna indican la densidad (en  $\text{ind.ml}^{-1}$ ).

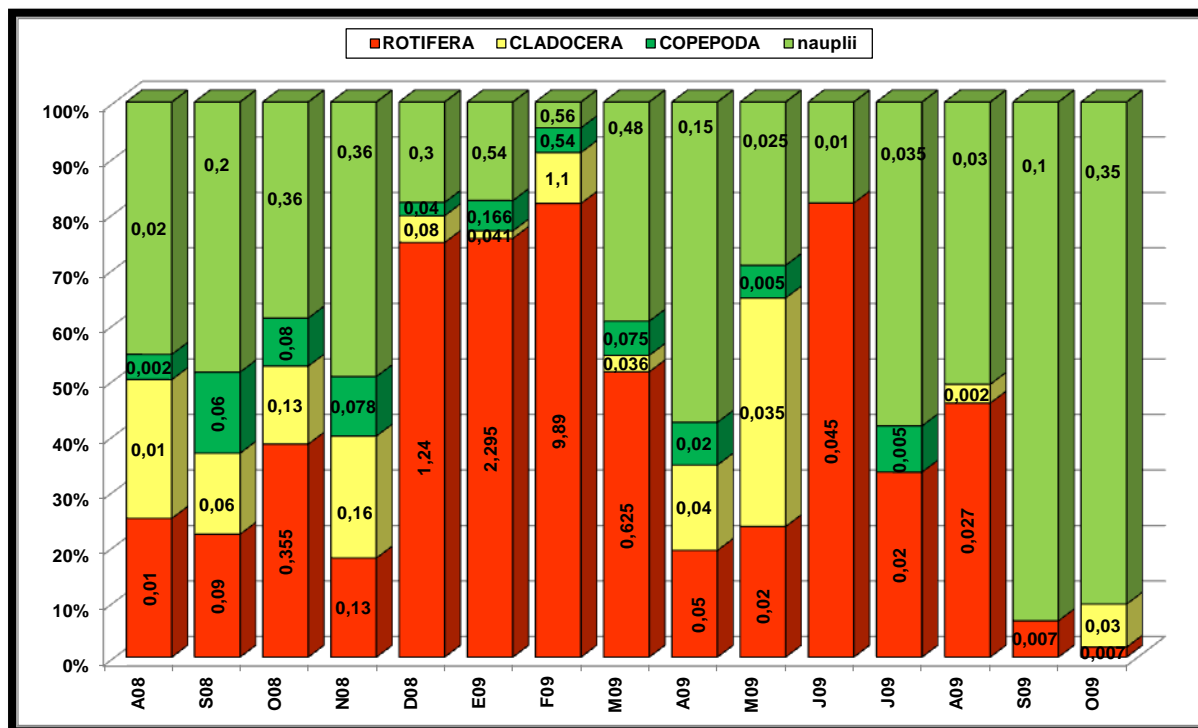


Figura 41. BALL-E5. Contribución (valor %) por *taxa* y densidad (valor en  $\text{ind.ml}^{-1}$ ) del zooplancton.

La variación mensual de las especies del fitoplancton y zooplancton, descriptos durante los relevamientos en BALL-E5, así como su densidad y clasificación taxonómica, se detallan en las Tablas 58 y 59.

	A08	S08	O08	N08	D08	E09	F09	M09	A09	M09	J09	J09	A09	S09	O09
<b>BACILLARIOPHYCEAE</b>															
<i>Amphora</i> sp.	0	0	1,21	0	0	0	0,02	0	0,21	0,11	0,01	0	0	0	0,04
<i>Aulacoseira</i> sp.	12,02	159,8	145,11	10,96	204,63	2,7	4,09	4,5	0,21	0,3	0,1	0,005	0,01	0,004	0,03
<i>Caloneis</i> sp.	0,08	0,03	0,16	0,49	0,73	0,25	0,51	0,2	0,65	0,32	0,005	0,005	0,02	0,02	0,02
<i>Cyclotella</i> sp.	0	0	105,24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Closterium</i> sp.	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,01	0,02	0,005
<i>Nitzschia</i> sp.1	0	0	45,12	140,43	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,08
<i>Pinnularia</i> sp.1	0,01	0,01	0,25	0,13	0,136	0,11	0,8	0,2	0,18	0,27	0,1	0,897	0,92	0,66	0,03
<i>Pinnularia</i> sp.2	0,31	0,25	2,02	0,17	0,03	0,005	0,01	0,01	0,25	0,13	0	0	0	0	0,045
<i>Surirella</i> sp.	20,14	10,2	7,81	22,35	44,51	62,99	131	54,22	9,57	4,57	0,6	0,44	0,43	1,34	2,7
<i>Synedra</i> sp.	0,17	5,41	7,14	9,18	4,12	3,75	4,51	3,1	0,61	0,68	0,03	0,02	0,08	0,03	0,095
<b>CHLOROPHYCEAE</b>															
<i>Actinastrum</i> sp.	0,01	1,63	0,14	0,17	0,024	0,005	0,01	0,01	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chaetophora</i> sp.	0	0	0	0	0,001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pediastrum</i> sp.1	0	0	0,05	0,49	0,1	0,16	0,2	0,19	0,02	0,006	0,004	0	0,005	0	0
<i>Pediastrum</i> sp.2	0	0	0,15	0,58	0,22	0,12	0,2	0,08	0,05	0	0	0	0	0	0,016
<i>Scenedesmus</i> sp.1	0	0,25	15,23	0	0	0,005	0,01	0,1	0,005	0	0	0	0	0	0
<i>Scenedesmus</i> sp.2	0	0	0	0,02	0,02	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spirogyra</i> sp.	0	0,06	0,31	0,05	0,02	0,005	0	0,01	0	0,013	0	0	0	0	0
<b>CYANOPHYCEAE</b>															
<i>Anabaena</i> sp.	0	0	0,25	0	32,12	36,08	0,2	6,2	0	0,36	0	0	0	0	0
<i>Anabaenopsis</i> sp.	0	0	0	0	0,64	0	0	0,02	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chroococcus</i> sp.	0	0,01	0,07	0	0	0	0	0,005	0	0	0	0,005	0	0,01	0
<i>Merismopedia</i> sp.	0,02	0,3	0	4,83	0,31	0,26	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oscillatoria</i> sp.	0	0,007	0	0	0,02	0,005	0	0,17	0	0	0	0	0	0	0
<b>EUGLENOPHYCEAE</b>															
<i>Euglena</i> sp.1	0	0,02	0,14	0,03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euglena</i> sp.2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phacus</i> sp.	0,01	5,11	6,24	0,17	0,03	0,03	2,18	11,63	0,65	0,43	0,1	0,005	0,1	0,005	0,033

Tabla 58. Taxa de fitoplancton identificados en BALL-E5.

	A08	S08	O08	N08	D08	E09	F09	M09	A09	M09	J09	J09	A09	S09	O09
<i>Rotifera Monogononta</i>															
<i>Brachionus angularis</i>	0,01	0	0	0,02	0,04	0	0,49	0	0	0	0,005	0	0,005	0,005	0,005
<i>Brachionus calyciflorus</i>	0	0,001	0	0,01	0,21	0,12	3,8	0,2	0,005	0,01	0,01	0	0	0,002	0
<i>Brachionus caudatus</i>	0	0	0	0,03	0,8	0,5	0,11	0,04	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brachionus urceolaris</i>	0	0	0	0,01	0	0,025	0	0	0	0	0	0	0,01	0	0
<i>Filinia longisetata</i>	0	0,03	0,04	0,03	0,15	1,58	5,3	0,26	0,04	0	0	0	0	0	0
<i>Keratella tropica</i>	0	0,06	0,3	0,01	0	0	0,03	0,01	0	0,01	0,025	0	0	0	0
<i>Lepadella</i> sp.	0,001	0	0,01	0	0,03	0,02	0	0,015	0,005	0	0,01	0,005	0,002	0	0,002
<i>Notholca</i> sp.	0	0	0,005	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01	0,01	0	0
<i>Polyarthra</i> sp.	0	0	0	0,02	0,01	0,05	0,16	0,1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cladocera</i>															
<i>Bosminidae</i>															
<i>Bosmina longirostris</i>	0,001	0,01	0,06	0,03	0	0	0	0	0	0,005	0	0	0	0	0
<i>Chydoridae</i>															
<i>Eurycercus</i> sp.	0,01	0,04	0,01	0,1	0,03	0,025	0,8	0,03	0,04	0,025	0	0	0	0	0,01
<i>Daphnidae</i>															
<i>Ceriodaphnia dubia</i>		0,01	0,06	0,02	0,01	0	0,2	0,003	0	0	0	0	0,002	0	0,02
<i>Moinidae</i>															
<i>Moina</i> sp.	0	0	0	0	0,04	0,016	0,11	0,003	0	0,005	0	0	0	0	0
<i>Sididae</i>															
<i>Sida</i> sp.	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Copepoda</i>															
<i>Calanoida</i>															
<i>Boeckella</i> sp.	0,001	0,01	0,025	0,015	0	0	0,1	0	0,005	0	0	0	0	0	0
<i>Cyclopoida</i>	0,001	0,015	0,055	0,043	0,01	0,056	0,06	0,025	0,01	0,005	0	0	0	0	0
<i>Harpacticoida</i>	0	0,035	0	0,02	0,03	0,11	0,38	0,05	0,005	0	0	0,005	0	0	0
nauplii	0,02	0,2	0,36	0,36	0,3	0,54	0,56	0,48	0,15	0,025	0,01	0,035	0,03	0,1	0,35

Tabla 59. Taxa de zooplankton registrados en BALL-E5.

## Fitoplancton de la laguna La Ballenera

### Taxa dominantes y densidades relevantes

La distribución del número de taxa de fitoplancton durante el estudio y su correspondiente densidad fitoplanctónica (cél.ml<sup>-1</sup>) se resume en la Tabla 60.

BALL-E1	fitoplancton	A08	S08	O08	N08	D08	E09	F09	M09	A09	M09	J09	J09	A09	S09	O09
	nº taxa	10	16	12	13	15	17	20	19	19	17	18	11	23	14	19
cel.ml <sup>-1</sup>	5,84	219,1	559,2	1061	277,8	170,4	335	290,7	121	36,39	40,86	0,385	1,825	15,78	201	
BALL-E2	fitoplancton	A08	S08	O08	N08	D08	E09	F09	M09	A09	M09	J09	J09	A09	S09	O09
	nº taxa	11	16	13	13	15	16	20	18	16	15	15	11	23	15	19
cel.ml <sup>-1</sup>	2,901	396	500,1	982,4	227,2	142,5	323,3	293,7	127,2	66,06	31,74	0,325	2,852	21,64	312,8	
BALL-E3	fitoplancton	A08	S08	O08	N08	D08	E09	F09	M09	A09	M09	J09	J09	A09	S09	O09
	nº taxa	4	11	17	4	14	15	16	11	12	16	10	8	7	10	17
cel.ml <sup>-1</sup>	0,112	45,57	558,4	194,5	933,3	25,95	240,6	89,6	125,4	37,51	26,35	0,711	0,36	2,292	12,51	
BALL-E4	fitoplancton	A08	S08	O08	N08	D08	E09	F09	M09	A09	M09	J09	J09	A09	S09	O09
	nº taxa	8	7	14	10	14	19	20	18	14	13	10	10	17	15	20
cel.ml <sup>-1</sup>	4,974	152,6	577,7	925,9	241,8	125,3	351,1	298,6	156	97,16	34,37	1,7	2,758	15,7	364,8	
BALL-E5	fitoplancton	A08	S08	O08	N08	D08	E09	F09	M09	A09	M09	J09	J09	A09	S09	O09
	nº taxa	9	15	18	15	17	15	13	17	11	11	8	8	8	8	11
cel.ml <sup>-1</sup>	32,77	183,1	336,6	190,1	287,7	106,5	143,9	80,66	12,41	7,189	0,949	1,387	1,575	2,089	3,094	

Tabla 60. La Ballenera. Número de taxa y densidad (cél.ml<sup>-1</sup>) del fitoplancton por estación de muestreo.

El número total de taxa determinados fue de 33. El número máximo de taxa (20) fue registrado durante febrero de 2009 en las estaciones E1, E2 y E4 (densidad celular de 325-350 cél.ml<sup>-1</sup>). El número mínimo de taxa (4) fue registrado en la E3 durante agosto y noviembre de 2008 (densidades de 0,11 y 195 cél.ml<sup>-1</sup>, respectivamente).

En términos generales, las densidades de fitoplancton no superaron las 400 células.ml<sup>-1</sup> (Tabla 60 y Figura 42). Los valores de octubre de 2008 en las cinco estaciones promediaron las 500 cél.ml<sup>-1</sup>, principalmente por la contribución de las diatomeas *Aulacoseira granulata*, *Cyclotella meneghiniana* y *Nitzschia acicularis*. Durante noviembre de 2008 las estaciones E1, E2 y E4 alcanzaron densidades cercanas a las 1000 cél.ml<sup>-1</sup> debido al florecimiento (*bloom*) de *Nitzschia acicularis* (1025, 942 y 893 cél.ml<sup>-1</sup>, respectivamente). Durante diciembre de 2008 la estación E3 alcanzó una densidad similar (Figura 42), aunque debido al florecimiento de la *Aulacoseira granulata* (860 cél.ml<sup>-1</sup>).

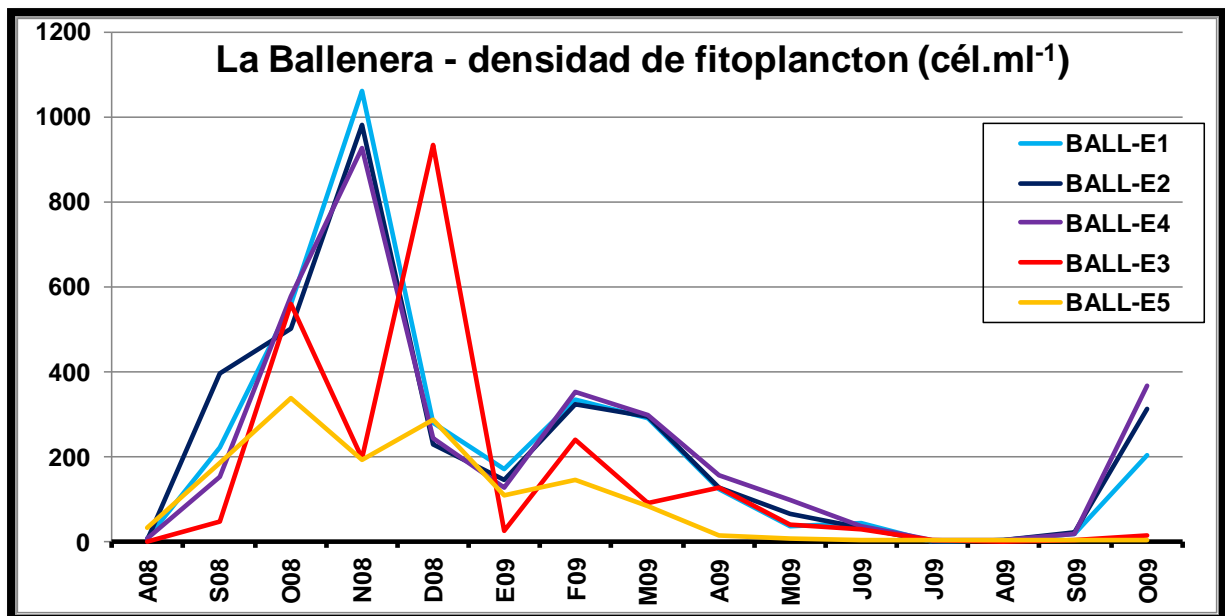


Figura 42. La Ballenera. Variación de la densidad (cél.ml<sup>-1</sup>) fitoplanctónica por estación de muestreo.

En términos generales, en las estaciones E1, E2 y E4 las diatomeas mostraron una mayor abundancia durante los meses más fríos (agosto a noviembre de 2008 y desde julio a octubre de 2009); las cuales fueron sustituidas en abundancia por la cianofita *Anabaena* sp. En las estaciones E3 y E5, *Anabaena* sp. no fue dominante durante noviembre-abril de 2008, aunque su abundancia aumentó durante los meses más cálidos. En las cinco estaciones abundaron las euglenales (Euglenophyceae) durante la mayor parte del año, mientras que la presencia de clorofitas fue escasa o nula.

En la estación E3 se destacó la permanente presencia de *Closterium* sp. y *Surirella* sp.. Asimismo, *Spirogyra* sp. (41 cél.ml<sup>-1</sup>) fue la clorofita responsable del florecimiento de noviembre de 2008 y *Phacus* sp. el causante del florecimiento euglenal (83,2 cél.ml<sup>-1</sup>) registrado en esta zona del humedal durante marzo de 2009.

### **Zooplankton de la laguna La Ballenera**

#### **Taxa dominantes y densidades relevantes**

La información referida a la distribución del número de taxa y densidad del zooplankton durante el estudio en las cinco estaciones de La Ballenera se reúne en la Tabla 61.

El número total de taxa determinados fue de 22. El número máximo de taxa (16) ocurrió durante noviembre de 2008 en la estación E3 (0,75 ind.ml<sup>-1</sup>). En ese mismo mes, en la E5 se detectaron 15 taxa (0,73 ind.ml<sup>-1</sup>). El mínimo de taxa (2) también corresponde a la estación E3, en julio de 2009 (0,07 ind.ml<sup>-1</sup>).

BALL-E1	zooplancton	A08	S08	O08	N08	D08	E09	F09	M09	A09	M09	J09	J09	A09	S09	O09
	nº taxa	5	9	7	10	8	9	10	12	10	6	9	3	10	9	8
	ind.ml <sup>-1</sup>	0,028	0,26	0,74	1,416	0,091	0,581	0,66	1,204	0,362	0,096	0,253	0,062	0,142	0,178	1,198
BALL-E2	zooplancton	A08	S08	O08	N08	D08	E09	F09	M09	A09	M09	J09	J09	A09	S09	O09
	nº taxa	8	10	7	8	8	7	11	13	9	8	10	5	10	11	11
	ind.ml <sup>-1</sup>	0,16	0,379	0,35	0,432	0,181	0,248	1,116	1,368	0,38	0,167	0,483	0,015	0,182	0,449	0,708
BALL-E3	zooplancton	A08	S08	O08	N08	D08	E09	F09	M09	A09	M09	J09	J09	A09	S09	O09
	nº taxa	5	11	13	16	13	9	11	15	13	11	4	2	5	4	8
	ind.ml <sup>-1</sup>	0,022	0,51	0,32	0,745	1,6	1	10,59	2,277	1,135	0,42	0,046	0,066	0,116	0,182	0,87
BALL-E4	zooplancton	A08	S08	O08	N08	D08	E09	F09	M09	A09	M09	J09	J09	A09	S09	O09
	nº taxa	7	12	8	10	8	8	11	11	7	10	10	6	8	7	6
	ind.ml <sup>-1</sup>	0,043	0,47	1,19	0,952	0,213	0,405	0,99	0,608	0,335	0,381	0,195	0,118	0,14	0,254	0,94
BALL-E5	zooplancton	A08	S08	O08	N08	D08	E09	F09	M09	A09	M09	J09	J09	A09	S09	O09
	nº taxa	8	10	10	15	12	11	13	12	8	7	4	5	6	3	5
	ind.ml <sup>-1</sup>	0,045	0,411	0,925	0,728	1,66	3,042	12,1	1,216	0,26	0,085	0,055	0,06	0,059	0,107	0,387

Tabla 61. La Ballenera. Número de taxa y densidad (ind.ml<sup>-1</sup>) del zooplancton por estación.

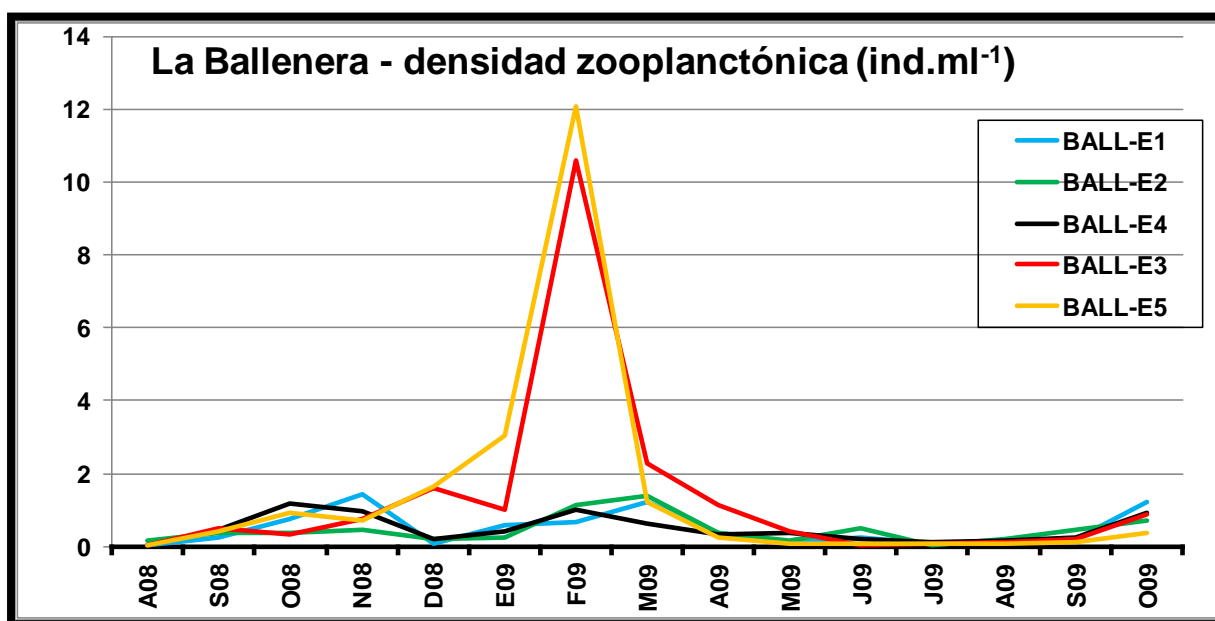


Figura 43. Laguna La Ballenera. Variación de la densidad (ind.ml<sup>-1</sup>) del zooplancton por estación.

En términos generales, las densidades no superaron los 2 ind.ml<sup>-1</sup> (Tabla 61 y Figura 43). Las estaciones más someras (E3 y E5) alcanzaron altas densidades en los meses de verano, superando los 10 ind.ml<sup>-1</sup> durante febrero de 2009. El rotífero *Filinia longiseta* fue el principal contribuyente a la elevada densidad.

Si bien en general dominaron los rotíferos, los cladóceros y copépodos estuvieron bien representados. Así, en todas las estaciones de muestreo se manifestó la equitatividad entre los tres grupos. Además, se destacó una constante presencia de larvas nauplii de copépodos durante todo el año.

### ***Índices de Diversidad del plancton de la laguna La Ballenera***

#### *Índice de Diversidad de Shannon ( $H'$ )*

La diversidad del fitoplancton fue baja durante la mayor parte del periodo de estudio en todas las estaciones. Valores de diversidad media, ( $H'$  entre 1,5-3), se determinaron en octubre de 2008 y desde julio a septiembre de 2009. La diversidad de especies fue particularmente muy baja entre noviembre de 2008 y julio de 2009 para las estaciones E1, E2 y E4 (Tabla 62).

Para la comunidad del zooplancton, la diversidad  $H'$  permaneció dentro del rango de valores medios durante la mayor parte del relevamiento, indicando calidad intermedia del agua (Tabla 62).

SHANNON BALLENERA FITOPLANCTON						SHANNON BALLENERA ZOOPLANCTON					
	E1	E2	E3	E4	E5		E1	E2	E3	E4	E5
A08	1,83	0,74	0,66	0,58	1,10	A08	2,16	2,31	2,08	2,19	2,09
S08	1,00	0,91	0,49	0,44	0,81	S08	2,86	2,84	2,68	2,75	2,40
O08	1,83	1,93	1,85	2,03	2,11	O08	1,76	2,50	2,81	2,30	2,33
N08	0,27	0,31	0,44	0,27	1,38	N08	1,83	2,45	2,97	2,69	2,73
D08	0,29	0,38	0,51	0,43	1,28	D08	2,79	2,43	2,42	2,43	2,35
E09	0,54	0,55	1,61	0,52	1,37	E09	1,86	2,15	1,79	2,06	2,12
F09	0,69	0,67	2,37	0,65	0,63	F09	2,69	2,79	1,67	2,71	2,28
M09	0,73	0,82	0,53	0,54	1,60	M09	2,76	2,89	2,66	2,74	2,51
A09	0,22	0,20	0,98	0,18	1,40	A09	2,01	2,04	2,81	1,78	1,91
M09	0,26	0,14	1,71	0,11	1,99	M09	1,76	2,31	2,35	2,37	2,49
J09	0,50	0,16	1,12	0,45	1,74	J09	1,85	2,26	1,86	2,03	1,86
J09	2,40	3,05	1,85	2,02	1,19	J09	0,68	2,32	0,44	0,90	1,78
A09	1,88	1,83	1,79	1,79	1,63	A09	2,43	2,73	1,21	2,69	2,00
S09	1,56	1,54	2,01	1,51	1,23	S09	2,16	2,66	1,29	2,16	0,41
O09	0,90	1,00	1,48	1,06	0,93	O09	1,42	2,81	1,08	1,48	0,61

Tabla 62. La Ballenera. Valores de la Diversidad  $H'$  a lo largo del periodo de estudio.

#### *Índice de Riqueza Específica de Margalef ( $DMg$ )*

En términos generales, la riqueza específica de Margalef revela una comunidad muy pobre tanto para el fitoplancton como para el zooplancton (Tabla 63).

MARGALEF BALLENERA FITOPLANCTON						MARGALEF BALLENERA ZOOPLANCTON					
	E1	E2	E3	E4	E5		E1	E2	E3	E4	E5
A08	1,04	1,25	0,64	0,82	0,77	A08	1,20	1,38	1,29	1,60	1,84
S08	1,22	1,16	0,93	0,50	1,16	S08	1,44	1,52	1,60	1,79	1,50
O08	0,83	0,91	1,21	0,98	1,34	O08	0,91	1,02	2,08	0,99	1,32
N08	0,86	0,87	0,25	0,66	1,15	N08	1,24	1,15	2,27	1,31	2,12
D08	1,12	1,14	0,95	1,05	1,27	D08	1,55	1,35	1,63	1,31	1,48
E09	1,33	1,26	1,38	1,53	1,21	E09	1,26	1,09	1,16	1,17	1,25
F09	1,49	1,50	1,21	1,49	1,01	F09	1,39	1,43	1,08	1,45	1,28
M09	1,43	1,35	0,88	1,35	1,42	M09	1,55	1,66	1,81	1,56	1,55
A09	1,54	1,28	0,94	1,09	1,06	A09	1,53	1,35	1,71	1,03	1,26
M09	1,52	1,26	1,42	1,04	1,13	M09	1,10	1,37	1,66	1,51	1,35
J09	1,60	1,35	0,88	0,86	1,02	J09	1,45	1,46	0,78	1,71	0,75
J09	1,68	1,73	1,07	1,21	0,97	J09	0,48	1,48	0,24	1,05	0,98
A09	2,93	2,77	1,02	2,02	0,95	A09	1,82	1,73	0,84	1,42	1,23
S09	1,34	1,40	1,16	1,45	0,92	S09	1,54	1,64	0,58	1,08	0,43
O09	1,47	1,42	1,70	1,48	1,24	O09	0,99	1,52	1,03	0,73	0,67

Tabla 63. La Ballenera. Valores de la Riqueza Específica a lo largo del periodo de estudio.

### Índice de Dominancia de Simpson (Ds)

En términos generales los resultados indican un peso muy grande de la componente dominancia sobre la equitatividad entre las especies de fitoplancton (Tabla 64). En cambio, si bien se observa el mismo comportamiento general para el zooplancton, la tendencia se hace menos evidente, con valores de Ds más altos (mayor diversidad y equitatividad de especies).

SIMPSON BALLENERA FITOPLANCTON						SIMPSON BALLENERA ZOOPLANCTON					
	E1	E2	E3	E4	E5		E1	E2	E3	E4	E5
A08	2,91	1,24	1,25	1,18	1,95	A08	4,61	3,92	4,05	3,63	3,54
S08	1,43	1,37	1,20	1,17	1,30	S08	6,30	6,00	4,58	5,09	3,55
O08	3,16	3,08	2,68	3,51	3,28	O08	2,65	5,14	4,31	4,05	3,69
N08	1,07	1,09	1,16	1,07	1,77	N08	2,30	4,52	4,79	5,42	3,63
D08	1,07	1,10	1,18	1,12	1,84	D08	6,40	4,47	3,36	4,49	3,44
E09	1,16	1,16	2,22	1,14	2,14	E09	2,82	3,63	2,44	3,13	3,01
F09	1,28	1,26	3,95	1,25	1,20	F09	5,30	5,97	1,91	4,86	3,33
M09	1,30	1,37	1,16	1,21	2,07	M09	5,72	5,61	3,71	5,10	4,19
A09	1,05	1,04	1,54	1,04	1,65	A09	2,97	2,67	4,99	2,21	2,63
M09	1,07	1,03	2,02	1,02	2,35	M09	2,39	3,60	3,40	4,15	4,96
J09	1,15	1,03	1,54	1,14	2,31	J09	2,63	3,84	3,51	2,94	3,41
J09	3,77	7,26	2,74	2,98	1,93	J09	1,31	7,00	1,20	1,38	2,64
A09	2,07	2,25	2,89	1,96	2,37	A09	3,98	5,47	1,64	5,32	3,19
S09	2,01	2,00	3,19	1,88	1,96	S09	3,31	5,39	2,11	3,95	1,14
O09	1,65	1,75	1,67	1,90	1,31	O09	1,73	5,44	1,57	1,93	1,22

Tabla 64. La Ballenera. Valores de la Diversidad de Simpson a lo largo del periodo de estudio.

## Índice Diatómico General

El IDG calculado para los tres humedales (Tabla 65) indica una calidad general mala. La mayoría de los valores se encuentran en el rango de 1 a 3 y se corresponden con aguas con un nivel de contaminación orgánica muy fuerte, dada la falta de especies consideradas sensibles.

IDG							
	LA BALLENERA					RNPMDP	PAPI
	E1	E2	E3	E4	E5		
A08	1,5	1,1	0	1,1	2,3	2,2	1
S08	1	1	3	1	1,1	2,7	1
O08	1,1	1,2	1,2	1,1	1,1	2,2	1
N08	1	1	3	1	1,5	2,2	1
D08	1,1	1,1	1,1	1	1,4	2	1,7
E09	1,4	1,3	2,7	1,3	2,8	0	2
F09	1,9	2,1	2,7	2	2,9	sin agua	1
M09	2	2,4	2,8	1,2	2,8	2,3	1,2
A09	1,2	1,8	2,9	1,4	2,8	2,1	1,7
M09	1,1	1,3	2,7	1,3	2,6	2	1
J09	1,4	2,2	2,9	1,8	2,7	2,6	1
J09	1,6	1,9	2,8	1,7	3	3	1,5
A09	1,1	1,6	2,9	1,2	2,9	3	0
S09	1	1,1	3	1	3	3	0
O09	1	1	2,8	1	2,9	3	1
N09						2,9	0

Tabla 65. Resultados del Índice IDG calculado para los tres humedales.

## Peces

### **Reserva Natural Puerto Mar del Plata**

La distribución y abundancia de especies de los peces capturados mensualmente en la laguna de la RNPMdP se muestra en la Tabla 66. El número de especies capturadas (4) y sus características tróficas, refleja el estado general del cuerpo de agua entre agosto y noviembre de 2008. Luego del periodo de sequía que comenzara a manifestarse en diciembre de 2008 y que culminara con la ausencia de agua durante febrero de 2009, no se capturaron ni observaron peces en la cubeta (Tabla 66). Recién en febrero del año 2010 (con posterioridad al periodo involucrado en este estudio), se divisaron y capturaron *Cnesterodon decemmaculatus* (madrecitas), típicos colonizadores de nuevos ambientes acuáticos.

	<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	<i>Cheirodon interruptus</i>	<i>Jenynsia multidentata</i>	<i>Corydoras paleatus</i>
A08	0	0	4	0
S08	2	2	3	0
O08	12	2	4	0
N08	44	7	16	1
D08	0	0	0	0
E09	0	0	0	0
F09	<i>sin agua</i>	<i>sin agua</i>	<i>sin agua</i>	<i>sin agua</i>
M09	0	0	0	0
A09	0	0	0	0
M09	0	0	0	0
J09	0	0	0	0
J09	0	0	0	0
A09	0	0	0	0
S09	0	0	0	0
O09	0	0	0	0
N09	0	0	0	0
F10	91	0	0	0

Tabla 66. Muestréos de peces en RNPMdP.

### **Paso de Piedra**

Si bien en esta laguna se realiza el cultivo en jaula de especies de interés comercial (trucha, tilapia y pejerrey), se ha logrado detectar ejemplares de: madrecitas *Cnesterodon decemmaculatus*, pejerreyes *Odontesthes bonariensis* (introducidos), chanchitas *Australoheros facetus*, tilapias *Oreochromis niloticus* (introducidas), truchas *Percichthys trucha* (introducidas) y bagres blanco *Pimelodus albicans* (introducidos).

## La Ballenera

Las especies y el número de peces capturados durante los muestreos en La Ballenera se muestran en la Tabla 67.

	<i>Odontesthes bonariensis</i>	<i>Oligosarcus jenynsii</i>	<i>Bryconamericus iheringuii</i>	<i>Cheirodon interruptus</i>	<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	<i>Corydoras paleatus</i>	<i>Australoheros facetus</i>	<i>Pimelodella laticeps</i>	<i>Jenynsia multidentata</i>
A08	2	0	0	1	0	1	0	0	0
S08	1	0	42	5	0	0	0	0	0
O08	2	9	6	3	0	0	0	0	0
N08	0	0	2	0	0	1	0	0	0
D08	7	1	3	38	0	0	0	0	0
E09	2	5	0	76	42	1	2	0	0
F09	3	0	0	35	0	26	0	42	0
M09	7	2	86	89	0	3	1	29	0
A09	5	4	3	0	34	0	0	0	1
M09	2	5	0	0	2	0	0	0	0
J09	0	0	0	0	5	2	0	0	0
J09	5	0	0	0	0	0	0	0	0
A09	1	1	0	0	1	0	0	0	0
S09	4	0	0	0	0	0	0	0	0
O09	0	0	0	0	3	0	0	0	0
N09	25	0	1	142	0	0	0	0	0
F10	42	1	17	40	0	0	27	0	0

Tabla 67. Muestreos de peces en laguna La Ballenera.

En La Ballenera encontramos representantes en todos los Ordenes de peces reportados para la región pampeana por Rosso (2006), aunque faltaría confirmar la presencia de la anguila criolla *Synbranchus marmoratus* (Synbranchiforme), de hábitos cavícolas y reportada para un cuerpo de agua cercano (arroyo La Malacara). Asimismo, quedan descartados para este análisis el orden Cypriniformes, con una especie introducida como la carpa *Cyprinus carpio* y el orden Clupeiformes, con una especie de distribución restringida costera como la mandufia *Platanichthys platana*.

### **Métricas basadas en los peces capturados**

En el Anexo I se muestran las gráficas del largo total (LT) y el largo estándar (LS), por especie, de todos los ejemplares capturados durante los relevamientos en laguna La Ballenera (Figuras 44 a 51) y en la laguna RNPMdP (Figuras 52 y 53).

### **Desarrollo y obtención del IBI**

En base a las características ecológicas destacadas para los peces pampeanos por Rosso (2006) se elaboró la siguiente tabla que resume la clasificación trófica de las especies identificadas en estos ambientes, necesaria para la elaboración del índice de integridad biótica (IBI).

Especie	Calificación trófica	CT
<i>O. bonariensis</i>	Filtrador visual selectivo, principalmente cladóceros y grandes copépodos (Ringuelet, 1975).	I/C
<i>O. genynsii</i>	Zoófago: peces, adultos y larvas de insectos, palaemonetes y anfípodos.	I/C
<i>B. iheringuii</i>	Planctófago: algas y microcrustáceos; también larvas de quironómidos y restos vegetales (Escalante, 1983a, 1987a).	I
<i>C. interruptus</i>	Microcrustáceos; también adultos y larvas de insectos acuáticos y restos vegetales (Escalante, 1983a, 1987b).	I
<i>A. eigenmanniorum</i>	Planctófago: algas y microcrustáceos, ostrácodos, anfípodos, adultos y larvas de insectos, entre otros (Escalante, 1982).	I
<i>C. paleatus</i>	Preda sobre invertebrados bentónicos (microcrustáceos y larvas de quironómidos) (Escalante, 1983b).	I
<i>A. facetus</i>	Omnívoro: larvas de quironómidos, anfípodos, insectos adultos, microcrustáceos y algas (Escalante, 1984).	O
<i>P. laticeps</i>	Omnívoro: palaemonetes, ostrácodos, anfípodos, adultos y larvas de insectos, microcrustáceos y algas (Destefanis <i>et al.</i> , 1969; Destefanis & Freyre, 1972).	O
<i>J. multidentata</i>	Preda sobre invertebrados bentónicos (anfípodos y larvas de quironómidos, y en menor medida microcrustáceos y ostrácodos) (Escalante, 1983b).	I
<i>C. decemmaculatus</i>	Algas bentónicas y perifíticas e insectos acuáticos (López Cazorla <i>et al.</i> , 2002).	I
<i>R. quelen</i>	Pequeños crustáceos, larvas y adultos de insectos, peces.	I/C

Tabla 68. Listado de peces y su correspondiente calificación trófica (CT) (resumida de Rosso, 2006).

### IBI Ballenera (agosto 2008 a noviembre 2009)

#### Composición y riqueza de especies

- 1) Número de especies: 11 (9 capturadas + 2 observadas) (+)
- 2) Presencia de especies intolerantes: Sí (+)
- 3) Número de especies sensitivas (intolerantes): 1 (pejerrey) (0)
- 4) Número de especies bénticas: 4 (bagre cantor, bagre sapo, tachuela, vieja de agua) (0)
- 5) Número de especies locales: 11 (+)
- 6) Número de especies exóticas: 0 (+)
- 7) Índice de diversidad (Shannon): 1,5–2,4 (0)

#### Composición trófica por número de individuos capturados

- 8) Proporción de omnívoros (O): 10,6% (0)
- 9) Proporción de detritívoros (D): 0% (+)
- 10) Proporción de invertívoros (I): 75% (+)
- 11) Proporción de carnívoros (C): 14,4% (+)

#### Abundancia de peces

- 12) Número de individuos: 948 (+)

Sistema de clasificación: (–) = 1, (0) = 3, (+) = 5

**Total calculado= 52 puntos (buena integridad biótica)**

El IBI Ballenera obtenido refleja la alta diversidad de especies documentadas (con representantes en 8 familias), e indicando el buen estado del cuerpo de agua en cuanto al mantenimiento de la vida ictícola.

### **IBI RNPMdP (agosto a noviembre de 2008)**

#### *Composición y riqueza de especies*

- 1) Número de especies: 4 (-)
- 2) Presencia de especies intolerantes: No (-)
- 3) Número de especies sensitivas (intolerantes): 0 (-)
- 4) Número de especies bénticas: 1 (-)
- 5) Número de especies locales: 4 (0)
- 6) Número de especies exóticas: 0 (0)
- 7) Índice de diversidad (Shannon) (-)

#### *Composición trófica por número de individuos capturados*

- 8) Proporción de omnívoros (O): 0% (0)
- 9) Proporción de detritívoros (D): 0% (+)
- 10) Proporción de invertívoros (I): 100% (+)
- 11) Proporción de carnívoros (C): 0% (-)

#### *Abundancia de peces*

- 12) Número de individuos: 68 (0)

Sistema de clasificación: (-) = 1, (0) = 3, (+) = 5

**Total calculado= 28 puntos (pobre integridad biótica)**

## Macroinvertebrados bentónicos

A continuación se presenta la información de los organismos macroinvertebrados bentónicos registrados en las muestras de sedimentos de fondo obtenidas en las lagunas La Ballenera y RNPMdP. El muestreo de sedimentos en Paso de Piedra, así como en la estación E1 de laguna La Ballenera, no ha sido posible dada la naturaleza del sustrato (ortocuarcita en la cantera y material de relleno cementado en la estación E1). En la Estación E2 de laguna La Ballenera se dejó de muestrear el sedimento a partir de marzo de 2009, dada la cantidad de materia orgánica en descomposición y restos vegetales encontrados en el sedimento.

Los resultados de moluscos acuáticos se presentan como “presencia o ausencia” en tanto que para el resto de los invertebrados bentónicos se expresan en terminos cuantitativos. Asimismo, debe reportarse la presencia constante de *Pomacea canaliculata*, muy abundante en ambas lagunas.

	A08	E09	F09	M09	A09	M09	J09	J09	A09	S09	O09	N09
<i>Biomphalaria peregrina</i>	+	+	-	+								
<i>Heleobia parchappii</i>	+	+	-	-								
<i>Stenophysa marmorata</i>	+	-	-	+								
<i>Uncancylus concentricus</i>	+	+	-	+								
<i>Musculium argentinum</i>	+	-	-	-								
larva de Chironomidae	-	-	1	-								
<i>Limnodrilus</i> sp.	-	-	-	-								
Hirudinea	-	-	-	-								

Tabla 69. Macroinvertebrados bentónicos identificados en laguna La Ballenera E2.

	A08	E09	F09	M09	A09	M09	J09	J09	A09	S09	O09	N09
<i>Biomphalaria peregrina</i>	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+
<i>Heleobia parchappii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Stenophysa marmorata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Uncancylus concentricus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Musculium argentinum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
larva de Chironomidae	-	-	-	3	-	-	-	-	-	23	36	-
<i>Limnodrilus</i> sp.	-	-	-	-	-	1	-	6	2	-	6	-
Hirudinea	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-

Tabla 70. Macroinvertebrados bentónicos identificados en laguna La Ballenera E3.

	A08	E09	F09	M09	A09	M09	J09	J09	A09	S09	O09	N09
<i>Biomphalaria peregriana</i>	-	+	+	-	-	+	-		-	+	-	-
<i>Heleobia parchappii</i>	-	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-
<i>Stenophysa marmorata</i>	-	+	-	-	-	-	-		-	-	-	-
<i>Uncancylus concentricus</i>	-	+	-	-	-	-	-		-	-	-	-
<i>Musculium argentinum</i>	-	+	+	+	-	-	-		-	-	-	-
larva de Chironomidae	-	-	4	2	1	2	17		3	-	27	77
<i>Limnodrilus</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-		-	-	2	-
Hirudinea	-	-	-	-	-	-	-		-	-	-	2

Tabla 71. Macroinvertebrados bentónicos identificados en laguna La Ballenera E4. (En julio de 2009 no se obtuvo muestras de sedimento en esta estación).

	A08	E09	F09	M09	A09	M09	J09	J09	A09	S09	O09	N09
<i>Biomphalaria peregriana</i>	-	-	+	+	+	+	+	-	-	-	-	+
<i>Heleobia parchappii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Stenophysa marmorata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Uncancylus concentricus</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-
<i>Musculium argentinum</i>	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
larva de Chironomidae	-	-	-	6	-	4	-	-	1	-	-	-
<i>Limnodrilus</i> sp.	-	-	-	-	-	14	-	31	67	84	200	14
Hirudinea	-	-	-	-	-	-	-	-	2	4	-	3

Tabla 72. Macroinvertebrados bentónicos identificados en laguna La Ballenera E5.

	O08	N08	D08	E09	M09	A09	M09	J09	J09	A09	S09	O09	N09
<i>Biomphalaria peregriana</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Heleobia parchappii</i>	+	+	+	+	+	-	+	+	+	-	+	+	+
<i>Stenophysa marmorata</i>	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+
<i>Uncancylus concentricus</i>	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Musculium argentinum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
larva de Chironomidae	-	-	-	-	-	29	73	145	207	27	60	41	27
<i>Limnodrilus</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hirudinea	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabla 73. Macroinvertebrados bentónicos identificados en la laguna de la RNPMdP.

Las familias Chironomidae y Tubificidae son los representantes más conspicuos de los macroinvertebrados bentónicos de estos humedales. Los primeros, en relación a su abundancia (Conserjería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, 2006) tienen una categoría de excesivos entre mayo y septiembre de 2009 en la laguna de la RNPMdP y de dominantes en la E4 de la laguna La Ballenera. Los oligoquetos tubífidos (*Limnodrilus* sp.) pasan a ser considerados como excesivos entre julio y octubre del 2009, en la E5 de la laguna La Ballenera.

## Índice biológico de calidad del agua: IBMWP

### Laguna La Ballenera (enero a noviembre de 2009)

Familias identificadas en las muestras de sedimento (puntuación): Chironomidae (2), Tubificidae (1), Hirudidae (3), Sphaeriidae (3), Planorbidae (3), Physidae (3), Ancyliidae (6), Hydrobiidae (3).

IBMWP Puntuación Parcial: 24 puntos.	agua muy contaminada
--------------------------------------	----------------------

(Organismo indicador– gammaridos).

Familias identificadas en las muestras de plancton (puntuación): Ostracoda (3), Gammaridae (6), Aeshnidae (8), Gerridae (3).

IBMWP Puntuación Final: 44 puntos.	agua contaminada
------------------------------------	------------------

(Organismo indicador – efemerélidos).

### Laguna de la RNPMdP (abril a noviembre 2009)

Familias identificadas en la muestra (puntuación): Chironomidae (2), Planorbidae (3), Physidae (3), Hydrobiidae (3).

IBMWP Puntuación Total: 11 puntos	agua fuertemente contaminada
-----------------------------------	------------------------------

(Organismo indicador – quironómidos).

## Índice biológico pampeano: IBPAMP

### Laguna La Ballenera (enero a noviembre de 2009)

Grupo Faunístico determinado: Grupo 3 (Ancyliidae, Decapoda, Aeshnidae, Simuliidae), con más de una unidad sistemática determinada. Número total de unidades sistemáticas presentes:

US identificadas en las muestras de sedimento (entre 6 y 10): Chironomidae, Tubificidae, Hirudidae, Sphaeriidae, Planorbidae, Physidae, Ancyliidae, Hydrobiidae.

IBPAMP Puntuación Parcial: 5 puntos.	agua muy contaminada
--------------------------------------	----------------------

Sumadas las US (Ostracoda, Gammaridae, Aeshnidae, Gerridae) identificadas en las muestras de plancton (entre 11 y 15):

IBPAMP Puntuación Final: 6 puntos.	agua moderadamente contaminada
------------------------------------	--------------------------------

Laguna de la RNPMdP (abril a noviembre 2009)

Grupo Faunístico determinado: Grupo 6 (Tubificidae, Chironomidae rojos, Physidae, Culicidae), con más de una unidad sistemática determinada. Número total de unidades sistemáticas presentes:

US identificadas en las muestras de sedimento (entre 2 y 5): Chironomidae, Planorbidae, Physidae, Hydrobiidae.

IBPAMP Puntuación Total: 1 punto	agua fuertemente contaminada
----------------------------------	------------------------------

## CLASIFICACIÓN Y DETERMINACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO

Teniendo en cuenta los indicadores físico-químicos y biológicos incluidos en el Anexo V de la Directiva Marco de Agua (DOCE, 2000), se ha establecido la clasificación del ESTADO ECOLÓGICO para las lagunas La Ballenera y RNPMdP y del POTENCIAL ECOLÓGICO para Paso de Piedra.

Sobre el total de los parámetros, indicadores e índices analizados en esta tesis, se han seleccionado:

- 1) El ISQA, que de acuerdo a WHO (1996), reúne los indicadores físico-químicos generales más significativos para determinar el estado ecológico del agua (temperatura, sólidos en suspensión, pH, OD y conductividad), utilizando su valor medio anual y su correspondiente escala de calidad de agua (Tabla 3).
- 2) La biomasa algal (concentración media anual y máximo anual de clorofila *a*), como indicador de estado trófico.
- 3) La concentración máxima anual de cianofitas tóxicas (células.ml<sup>-1</sup>), utilizando la clasificación de WHO (1999).

Atendiendo a estos parámetros, indicadores e índices, el estado ecológico expresa de forma integrada la diferencia existente entre los valores evaluados, frente a los valores de referencia. Asimismo, la asignación global del estado ecológico debe ser realizada teniendo en cuenta la categoría más baja obtenida, con la salvedad de aquellas situaciones en las que matizaciones justificadas permiten decantarse hacia una categoría de mayor calidad (DOCE, 2000).

Respecto al indicador biomasa algal, expresado como la concentración de clorofila *a*, los valores de referencia utilizados en la Comunidad Europea (OCDE, 1982) difieren significativamente de los niveles de clorofila *a* en las lagunas pampeanas (e.g. Quirós *et al.*, 2002a, 2002b).

De esta manera se propone una catalogación del estado ecológico adaptada a las lagunas pampeanas, basada en el estado eutrófico original de las mismas (o naturalmente eutróficas) y acorde a los valores de concentración de clorofila *a* (promedios, mínimos y máximos) determinados para un total de 36 grandes lagunas por Quirós *et al.* (2002b) (Tabla 74).

En este sentido, en la Tabla 75 se propone una clasificación del estado ecológico basada en el estado trófico, adaptando los valores de referencia de concentraciones de clorofila *a* (media anual y máximo anual), para las condiciones encontradas en las lagunas pampeanas. Asimismo, al no implementarse los valores de referencia utilizados en la Comunidad Europea (OCDE, 1982), se consigue el adecuamiento a la tipología establecida en la DMA para determinar el estado ecológico, tras incorporar el límite de referencia entre las categorías deficiente y malo (Tabla 75).

Valor	Claros (n=11)	Turbias (n=15)	Altamente Turbias (n=13)
Biomasa algal, Clo a ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ); promedio	19,2	103	113
Biomasa algal, Clo a ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ); mínimo	1,58	12,8	52
Biomasa algal, Clo a ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ); máximo	82,4	405	192

Tabla 74. Valores de clorofila a (promedios, mínimos y máximos) para 39 grandes lagunas pampeanas (superficie mayor a 2km<sup>2</sup>) (Tomado de: Quirós *et al.*, 2002b).

		Clases de Estado Ecológico			
Indicadores biológicos	Referencia	Óptimo	Bueno	Aceptable	Deficiente/ Malo
Clo a ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ); media anual	OCDE, 1982	< 2,5	2,5-8	8-25	> 25
Clo a ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ); máx. anual	OCDE, 1982	< 8	8-25	25-75	> 75

		Clases de Estado Ecológico				
Indicadores biológicos	Referencia	Optimo	Bueno	Aceptable	Deficiente	Malo
Clo a ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ); media anual	<b>este trabajo</b>	< 20	20-50	50-75	75-100	> 100
Clo a ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ); máx. anual	<b>este trabajo</b>	< 50	50-75	75-125	125-150	> 150

Tabla 75. Indicador biomasa algal (Clo a) Clases y valores de referencias del estado ecológico utilizados por la UE (OCDE, 1982) y valores propuestos (en este trabajo) para lagunas pampeanas.

De esta manera queda conformada la Tabla 76, donde se presentan los valores de referencias propuestos y utilizados para la clasificación de los distintos indicadores considerados para determinar el estado ecológico de los humedales de la región del Sudeste bonaerense.

		Clases de Estado Ecológico				
Indicadores físico-químicos	Referencia	Optimo	Bueno	Aceptable	Deficiente	Malo
ISQA (temperatura, ph, OD, MOP, MPS y conductividad); valor medio anual	ISQA (2003)	100	99-75	75-65	65-50	50-0
<b>Indicadores biológicos</b>						
Clo a ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ); media anual	<b>este trabajo</b>	< 20	20-50	50-75	75-100	> 100
Clo a ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ); máx. anual	<b>este trabajo</b>	< 50	50-75	75-125	125-150	> 150
Cianofíceas tóxicas ( $\text{cel.ml}^{-1}$ ); máx. anual	WHO (1999)	<10 <sup>4</sup>	10 <sup>4</sup> -10 <sup>5</sup>	10 <sup>5</sup> -10 <sup>6</sup>	10 <sup>6</sup> -10 <sup>7</sup>	>10 <sup>7</sup>

Tabla 76. Indicadores fisicoquímicos y biológicos y valores de referencias y propuestos (en este trabajo) para la determinación del estado ecológico de lagunas pampeanas.

### Estado ecológico de la laguna La Ballenera

Para determinar el estado ecológico de la laguna La Ballenera se utilizaron los datos relevados en su zona central (estación E4), por considerarse más representativa de las condiciones generales del agua contenida en la cubeta.

De acuerdo a los indicadores seleccionados (Tabla 77) el estado ecológico se estableció como **ACEPTABLE**. Asimismo, la densidad máxima de cianofíceas tóxicas ( $\text{cél.ml}^{-1}$ ) señaló un estado ecológico óptimo de este humedal durante el estudio.

Indicadores físico-químicos	Valor	Clases de Estado Ecológico				
		Óptimo	Bueno	Aceptable	Deficiente	Malo
ISQA (temperatura, ph, OD, MOP, MPS y conductividad); valor medio anual	66,44			75-65		
<b>Indicadores biológicos</b>						
Clo a ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ); media anual	54,1			50-75		
Clo a ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ); máx. anual	114,8			75-125		
Cianofíceas tóxicas ( $\text{cél.ml}^{-1}$ ); máx. anual	342	<10 <sup>4</sup>				

Tabla 77. Estado Ecológico de laguna La Ballenera, según los indicadores para lagunas pampeanas.

### Estado ecológico de la laguna RNPMdP

Si bien los indicadores físico-químicos indicaron un estado deficiente para el periodo de estudio, el estado ecológico global de la laguna de la RNPMdP se estableció como **MALO**, dado que las concentraciones de clorofila a media anual y máxima anual, se ubicaron en esta categoría inferior (Tabla 78). Respecto a la densidad máxima de cianofíceas tóxicas ( $\text{cél.ml}^{-1}$ ) se señala un estado ecológico aceptable.

Indicadores físico-químicos	Valor	Clases de Estado Ecológico				
		Óptimo	Bueno	Aceptable	Deficiente	Malo
ISQA (temperatura, ph, OD, MOP, MPS y conductividad); valor medio anual	57,10				65-50	
<b>Indicadores biológicos</b>						
Clo a ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ); media anual	649					> 100
Clo a ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ); máx. anual	3784,7					> 150
Cianofíceas tóxicas ( $\text{cél.ml}^{-1}$ ); máx. anual	1,2.10 <sup>5</sup>			10 <sup>5</sup> -10 <sup>6</sup>		

Tabla 78. Estado Ecológico de la laguna RNPMdP, según los indicadores para lagunas pampeanas.

### Potencial ecológico de Paso de Piedra

De acuerdo a las recomendaciones establecidas en la DMA, al estudiar las masas de aguas muy modificadas o artificiales, las referencias al estado ecológico deben interpretarse como referencias al potencial ecológico. Asimismo se sugiere aplicar los indicadores y rangos de clases que más se adecuen a la masa de agua involucrada.

De acuerdo a los indicadores físico-químicos reunidos en el ISQA (valor medio), el humedal alcanzó el buen estado de potencial ecológico. Este mismo valor fue indicado por la concentración media anual de clorofila *a*. De esta manera, el potencial ecológico de Paso de Piedra se establece como **BUENO**, a pesar que el valor máximo de clorofila *a* se ubicó en una categoría inferior. Asimismo, la densidad máxima de cianofíceas tóxicas ( $\text{cél.ml}^{-1}$ ) señaló un potencial ecológico óptimo en este humedal artificial (Tabla 79).

Indicadores físico-químicos	Valor	Clases de Potencial Ecológico				
		Óptimo	Bueno	Aceptable	Deficiente	Malo
ISQA (temperatura, ph, OD, MOP, MPS y conductividad); valor medio anual	76,51		99-75			
<b>Indicadores biológicos</b>						
Clo <i>a</i> ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ); media anual	37,6		20-50			
Clo <i>a</i> ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ); máx. anual	88,1			75-125		
Cianofíceas tóxicas ( $\text{cel.ml}^{-1}$ ); máx. anual	24,4	<10 <sup>4</sup>				

Tabla 79. Potencial Ecológico de Paso de Piedra, según los indicadores para lagunas pampeanas.

## 5. Discusión

Los muestreos sistemáticos en los tres humedales estudiados coincidieron con el evento de sequía más importante de los últimos 70 años para la región pampeana (INTA–Castelar, 2009). De acuerdo al informe del Instituto de Clima y Agua, durante noviembre y diciembre de 2008, el corrimiento de las isoyetas (líneas de lluvia) hacia el Oeste dejó zonas con déficit hídricos severos en la región pampeana y Nordeste argentino, mientras que las lluvias favorecieron fundamentalmente la franja semiárida y árida de la Argentina (INTA–Castelar, 2009).

Este suceso climático afectó a todas las lagunas de la provincia de Buenos Aires, provocando durante febrero de 2009 la sequía de la laguna de la RNPMdP y el descenso en un metro del nivel del agua en la charca de Paso de Piedra. Si bien La Ballenera sólo registró un descenso de ≈15 cm en la profundidad de las estaciones de muestreo, la laguna El Caracol (adyacente y estrechamente conectada a la laguna La Ballenera) se secó completamente debido al drenaje natural de sus aguas hacia esta última, por lo que este aporte superficial habría compensado el déficit hídrico durante febrero de 2009 en La Ballenera.

De manera general, para el periodo de estudio, los parámetros físico-químicos registrados *in situ* para los tres humedales coinciden en su caracterización con los valores típicos de las lagunas pampeanas. Dangavs (2005), al describir estos ambientes acuáticos los caracteriza como lagunas sin gradiente físico-químico y biológico horizontal, a veces sólo vertical y que presentan sucesión temporal. Por tratarse de cuerpos de agua someros, la temperatura en superficie está fuertemente correlacionada con la temperatura ambiente y la misma no muestra variaciones horizontales (Dangavs, 2005).

En referencia a la temperatura superficial, las sutiles diferencias observadas en los valores máximos entre las estaciones de muestreo en laguna La Ballenera, se deben a la diferencia horaria en su registro. Asimismo, cabe mencionar que los valores máximos de temperatura superficial alcanzados durante diciembre de 2008 (33,1°C) y enero de 2009 (31°C) en la laguna de la RNPMdP, superaron ampliamente los valores máximos (22–23 °C) reportados por Cionchi *et al.* (1982) para el periodo 1950–1980, y por Bazzini (2008) para el periodo 2006–2007.

El pH de los tres cuerpos de agua indica que se trata de ambientes ligeramente alcalinos. Al respecto, Dangavs (2005) al caracterizar los ambientes acuáticos de la provincia de Buenos Aires, concluye que el pH, en general, es neutro a levemente alcalino y que excepcionalmente alcanzaría valores mayores a 9, atribuyendo esta alcalinidad a los bicarbonatos.

Respecto al OD, Fernández-Cirelli & Miretzky (2002) indican que el perfil típico de bañera o palangana de las lagunas pampásicas, la escasa profundidad y la ausencia de estratificación térmica y química promueven la circulación vertical inducida por el viento, que determina una elevada concentración de oxígeno disuelto en la columna de agua, a nivel de saturación e incluso de sobresaturación.

El Índice Simplificado de Calidad del Agua (ISQA) reúne los indicadores más importantes para determinar el estado ecológico del agua, de acuerdo a los criterios

de Water Quality Assessment (WHO, 1996). De esta manera, los valores de MOP, MPS, OD, temperatura superficial y conductividad, no sólo son interpretados en forma conjunta, sino que aparecen expresados dentro de una escala de clasificación numérica avalada por la estadística propia del diseño e implementación de este tipo de índice (adaptación del índice Provencher y Lamontagne (1979) del Servicio de Calidad de las Aguas del Estado de Quebec) y que lleva a deducir un número adimensional, que refleja su calidad y que permite su comparación con los valores que se obtienen de otras muestras, por el mismo algoritmo, tomadas en distintos lugares o épocas.

Si bien en este estudio se presentaron los resultados para las cinco estaciones de muestreo establecidas en La Ballenera, para el diagnóstico del estado trófico, ecológico y la calidad ambiental en el cuerpo de agua se utilizaron convenientemente los muestreos realizados en la E4, ubicada en el centro de la laguna, zona de mayor profundidad y más representativa de las condiciones del agua contenida en la cubeta. De esta manera, en los sucesivos estudios en lagunas someras se recomienda el muestreo en su zona media.

En cuanto al estado trófico de las lagunas pampeanas, su condición natural es tal que presentan abundante materia orgánica y elevadas concentraciones de nutrientes (principalmente N y P) que determinan un nivel de eutrofia avanzado desde su origen (Dangavs, 2005). Esta condición naturalmente eutrófica les brinda particularidades que reducen las posibilidades de comparación con otros ecosistemas acuáticos (Quirós & Drago, 1999; Mireztky *et al.*, 2000). La expansión de la actividad agropecuaria, entre otras actividades humanas, es la principal causa que ha contribuido al enriquecimiento natural de las aguas, incrementando la concentración de nutrientes en los diferentes ambientes acuáticos y sus cuencas de drenaje (Díaz & Colasurdo, 2008).

En condiciones naturales, la riqueza en nutrientes de los suelos del humedal pampeano se ve reflejada en la alta productividad biológica de sus lagunas. Es un hecho que las lagunas claras, con mayor transparencia del agua, están generalmente dominadas por la macrofitia acuática, especialmente por las macrófitas sumergidas y emergentes. Las concentraciones de fósforo total de las lagunas claras son relativamente menores, pero siempre dentro del rango eutrófico-hipereutrófico. Sin embargo, para este grupo de lagunas la biomasa algal es relativamente más baja. Por otra parte, las lagunas turbias, con baja transparencia del agua, están dominadas, en grado variable, por el fitoplancton. Su biomasa algal es apreciablemente mayor a la de las lagunas claras; sin embargo, ese patrón no es claramente reflejado por su concentración de fósforo total (Quirós, 2005).

La fracción de fósforo asequible directamente para el fitoplancton es la de fosfatos, que se encuentran en la fracción inorgánica disuelta en el agua. Respecto al nitrógeno, resulta de gran utilidad determinar las formas biodisponibles del mismo, específicamente amonio, nitratos y nitritos, que constituyen el nitrógeno inorgánico total. Los sedimentos como limo y arcillas, contribuyen directamente sobre el proceso de eutroficación. Los más livianos que quedan en suspensión impiden el paso de luz y obstaculizan la fotosíntesis de las plantas acuáticas (Díaz & Colasurdo, 2008).

En cuanto a las concentraciones de nutrientes de fósforo (fosfatos) y nitrógeno (amonio, nitritos y nitratos) se compararon los resultados obtenidos con los estándares de calidad de agua publicados en el manual Quality Criteria for Water (EPA, 1986). Al respecto, dada la naturaleza eutrófica genética de las lagunas pampeanas, todos los niveles de fosfatos en los tres humedales estuvieron por encima de la concentración de  $0,025 \text{ mg.L}^{-1}$ , valor de concentración que se debe evitar para prevenir la eutroficación en lagos y estanques.

Para los nitratos, EPA (1986) hace referencia a concentraciones por debajo de  $90 \text{ mg.L}^{-1}$ , valor al cual no se observan efectos adversos en peces, reconociendo que no se han reportado concentraciones de esta forma del nitrógeno que cause efectos tóxicos en los peces u otra biota acuática. Respecto a las determinaciones realizadas en este estudio, sólo en Paso de Piedra (durante diciembre de 2008 y febrero de 2009), se midieron dos concentraciones por encima de este valor de nitratos ( $101,6 \text{ mg.L}^{-1}$  y  $102,9 \text{ mg.L}^{-1}$ , respectivamente), suceso probablemente relacionado con la actividad de piscicultura desarrollada en esta charca a partir de octubre de 2008.

En cuanto a la concentración de nitritos, en ninguno de los tres humedales se alcanzó el valor de  $5 \text{ mg.L}^{-1}$ , al cual no se observan efectos adversos en peces no salmónidos (EPA, 1986). Respecto al amonio, durante los relevamientos sólo se detectaron valores por encima de la concentración limitante de la vida acuática de peces no salmónidos (máximo de  $4,88 \text{ mg.L}^{-1}$ ) en la RNPMdP durante los meses de diciembre de 2008 ( $7,41 \text{ mg.L}^{-1}$ ) y agosto de 2009 ( $5,76 \text{ mg.L}^{-1}$ ); y en diciembre de 2008 ( $8,64 \text{ mg.L}^{-1}$ ) en Paso de Piedra, valor posiblemente vinculado con la actividad de piscicultura desarrollada en esta charca.

Como se expuso anteriormente, las determinaciones de MOP y MPS fueron comparadas con los criterios de calidad utilizados en el desarrollo del ISQA. En términos generales, los valores de concentración de MOP y MPS fueron bajos, principalmente en Paso de Piedra, La Ballenera (en la estación E4) y en los meses previos (agosto y septiembre de 2008) y posteriores (julio y agosto de 2009) a la sequía en la laguna de la RNPMdP. Concentraciones elevadas de MOP (y/o MPS) fueron puntualmente determinadas en diciembre de 2008 y enero de 2009 en la laguna de la RNPMdP, durante octubre de 2009 en Paso de Piedra y en las estaciones E3 (enero a abril de 2009) y E5 (enero y febrero de 2009) de Laguna la Ballenera.

La catalogación trófica se alcanza mediante la aplicación e interpretación de una serie de indicadores de amplia aceptación. En este estudio, se utilizó la biomasa algal (en términos de concentración de clorofila *a*) como indicador del estado trófico de los humedales mediante su incorporación a los índices de mayor aceptación mundial (EPA, Margalef, Lee/Jones/Rast y OCDE). El índice TSI (Carlson, 1977) fue utilizado para determinar la variación mensual del estado trófico en cada uno de los ambientes.

De esta manera se ha determinado la catalogación trófica sinóptica para los tres humedales como en estado de hipereutrofía, basada esta catalogación en la concentración de clorofila *a* (media anual y máxima anual), criterio adoptado por OCDE (1982). Asimismo, el índice TSI de Carlson (1977) ha permitido identificar períodos de hipereutrofía localizada, durante los meses más cálidos, alternando con

eventos de eutrofia (condición claramente imperante) y mesotrofia. El índice de Karabin (1985) que cataloga el estado trófico del agua a partir de la densidad de rotíferos en el agua, confirma los resultados del TSI, expresado mensualmente. Al analizar la tolerancia a los distintos grados de trofia de los *taxa* de fitoplancton presentes en los tres ambientes analizados, el factor común es el grado mesotrófico-eutrófico de tolerancia, con presencia de géneros tolerantes a condiciones de hipereutrofia (Tablas 36, 40 y 44).

Ciccioli *et al.* (2005), al describir las colonias del género *Pediastrum* indican que sus florecimientos son típicos de ambientes hipereutróficos y de aguas duras, con valores de pH por encima de 5,0 o 6,25 y salinidades inferiores a 1,7-3,5 ups. López (2002) detalla que los *taxa* indicadores de condiciones eutróficas (*Microcystis*, *Anabaena*, *Eudorina*, *Pandorina*, *Pediastrum*, *Scenedesmus*) han sido detectados en el Río de la Plata y en el Río Uruguay desde 1944. Chalar *et al.* (2002), señalan que entre los indicadores biológicos de eutrofización se destacan en primer término los florecimientos de cianobacterias. Estos autores encontraron una predominancia de *Microcystis aeruginosa* y la presencia de varias especies del género *Anabaena* desde primavera hasta final del verano. Sosa *et al.* (2011), señalaron que la presencia de la diatomea *Pinnularia gibba* en elevada frecuencia es indicadora de ambientes eutrofizados. Asimismo, indican como especies de este tipo de ambiente las cianofitas pertenecientes a los géneros *Oscillatoria* y *Anabaena*, esencialmente ubicuas y tolerantes a condiciones de eutrofia alta; y a las clorofitas de crecimiento rápido como *Scenedesmus*, género característico e indicativo de un grado de eutrofia de moderado a alto.

La Conserjería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía (2006), al referirse a la comunidad zooplanctónica, hace referencia a diversos estudios que mencionan la dominancia del grupo Rotifera como indicador de un estado eutrófico en cuerpos de agua debido a su amplio rango de alimentación (algas, *detritus* y bacterias), y composición de especies oportunistas. Karabin ya en 1985, indicaba las densidades de rotíferos límites del grado de trofia del agua: aguas mesotróficas ( $< 0,4 \text{ ind.ml}^{-1}$ ), eutróficas ( $0,4-2 \text{ ind.ml}^{-1}$ ) e hipereutróficas ( $> 2 \text{ ind.ml}^{-1}$ ). En los tres humedales, dominaron los componentes del microzooplancton, con una baja participación de cladóceros y, dentro del grupo de los copépodos lo que abundó fue su fase naupliar (tamaño aproximado a un rotífero), por lo que estos ambientes se pueden caracterizar por estar dominados por organismos filtradores de pequeño tamaño. Margalef (1983) señala que un agua más eutrófica es más rica en fitoplancton en general, y en especial, en sus elementos de menor tamaño, con lo que favorece más a rotíferos y cladóceros que a copépodos. Además, el género *Brachionus* y especies como *Filinia longiseta* y *Keratella cochlearis* son típicas de medios altamente eutrofizados (Karabin & Hillbricht-Ilkowska, 1994).

El empleo de índices de diversidad permite realizar la caracterización ecológica de los ambientes y es a través de los mismos que se puede llevar a cabo el seguimiento de sus comunidades a fin de poder compararlas con otras, en el mismo o diferentes momentos (es decir, realizar comparaciones tanto sincrónicas como diacrónicas).

El cálculo de índices basados en la diversidad biológica es una manera rápida y simple de analizar estadísticamente los resultados obtenidos y determinar

satisfactoriamente la calidad del ambiente. Esto es posible dado que los índices desarrollados y más utilizados (Shannon, Margalef, Simpson, IBMWP, IBPAMP, IBI, IDG), han sido validados en forma general, o bien adaptados a las distintas regiones, tras pasar satisfactoriamente pruebas de análisis estadísticos rigurosos (correlación, multivariados, componentes principales, clúster, etc.), no sólo involucrando la diversidad a la que hacen referencia, sino también toda una batería de datos ambientales y parámetros físico-químicos, ecofisiológicos, biológicos, hidrológicos, composición y concentración de iones principales, elementos traza, metales pesados, contaminantes orgánicos, entre otros.

El índice de diversidad de Shannon calculado durante el seguimiento de los tres humedales define la calidad de sus aguas y los resultados obtenidos indican, de manera general, diversidad de fitoplancton baja, correspondiendo a ambientes de baja calidad, mientras que por breves periodos alcanzan valores de diversidad fitoplanctónica media. En cambio, la diversidad  $H'$  permaneció dentro del rango de valores medios para la comunidad del zooplancton, indicando calidad intermedia del agua en los tres ambientes. Asimismo, la riqueza específica de Margalef revela una comunidad muy pobre tanto para el fitoplancton como para el zooplancton de los tres humedales.

Valores más bajos de diversidad de Simpson indican un menor número de especies responsables de la mayor parte de la densidad de organismos. En términos generales los resultados indican un peso muy grande de la componente de dominancia sobre la equitatividad tanto entre las especies de fitoplancton como de zooplancton, para los tres humedales.

Asimismo, el IDG calculado para los tres humedales indica una calidad general mala. La mayoría de los resultados corresponden a aguas con un nivel alto de contaminación orgánica, dada la ausencia de géneros considerados sensibles.

Si bien los macroinvertebrados bentónicos son los organismos acuáticos cuyas características generales permiten su empleo como bioindicadores, los índices de calidad de agua más utilizados consideran la totalidad de los invertebrados acuáticos en su formulación. De esta manera, el muestreo de macroinvertebrados bentónicos implementado en este estudio (Wetzel & Likens, 1991) resulta insuficiente cuando se pretende el uso de índices de calidad de aguas que emplean invertebrados acuáticos (IBMWP, IBPAMP), los cuales están subestimados en este análisis. Con esta consideración, los resultados de ambos índices coinciden en señalar aguas moderadamente contaminadas (contaminación orgánica) para laguna La Ballenera y aguas muy contaminadas (contaminación orgánica) para la laguna de la RNPMdP.

Para la RNPMdP, De Francesco & Tietze (2011) señalan que la diversidad de caracoles dulceacuícolas es similar a la de otras lagunas de la región pampeana, e indican que las características ambientales y ecológicas de esta laguna, además de ser adecuadas para el desarrollo de los moluscos dulceacuícolas, no difieren mayormente de aquellas usualmente presentes en las lagunas pampeanas.

En laguna La Ballenera se han encontrado representantes en todos los Órdenes de peces reportados para la región pampeana por Rosso (2006), De esta manera, en

cuanto a la comunidad íctica utilizada como indicador del estado de salud del agua, el IBI obtenido para esta laguna refleja la alta diversidad de especies capturadas y documentadas (con representantes en 8 familias), e indica el buen estado de integridad biótica del cuerpo de agua, principalmente en cuanto a que están presentes todas las especies de peces esperadas en la región.

En cuanto a la laguna de la RNPMdP, en los relevamientos de agosto a noviembre de 2008, la integridad biótica fue pobre, correspondiendo a comunidades de pocas especies de peces, omnívoras y formas tolerantes, principalmente. El evento de sequía ya mencionado ocasionó la desaparición de todas las especies de peces del cuerpo de agua, por lo que su integridad biótica desde el evento (diciembre de 2008), y durante el año posterior al evento, ha sido catalogada como ausencia de peces.

El concepto de estado ecológico surge a partir de la normativa de gestión de aguas para la Unión Europea (DMA). Es definido en su texto normativo como una expresión de la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a las aguas superficiales. Los procedimientos propuestos por la DMA para establecer el estado ecológico de las masas de agua requieren la tipificación de las mismas y el establecimiento de las condiciones de referencia para cada tipología. La DMA utiliza indicadores fisicoquímicos, hidromorfológicos y biológicos y evalúa el estado actual de las masas de agua mediante el empleo de dichos indicadores. La naturaleza eutrófica de las lagunas pampeanas reduce las posibilidades de comparación con otros ecosistemas acuáticos (Díaz & Colasurdo, 2008), es por ello que la catalogación del estado ecológico (bueno-aceptable-deficiente/malo) basada en el estado trófico requiere adecuarse a la biomasa algal de las lagunas del humedal pampeano (claras, turbias y muy turbias) y a los niveles de nutrientes de referencia.

En este estudio se propone una catalogación del estado ecológico basada en los niveles de clorofila *a* registrados en las lagunas pampeanas (Quirós *et al.*, 2002a, 2002b) y se consigue el adecuamiento a la tipología establecida en la DMA al incluir el límite de referencia entre las categorías deficiente y malo (Tabla 75). Asimismo, se incorpora el ISQA (valor medio anual) como indicador de calidad físico-química para determinar el estado ecológico, dado que reúne los parámetros más relevantes de acuerdo a Water Quality Assessment (WHO, 1996). Finalmente, siguiendo las recomendaciones de la Conserjería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía (2006), se incluye la concentración máxima anual de cianofitas tóxicas (WHO, 1999).

De esta manera no sólo se determinó el estado ecológico aceptable para la laguna La Ballenera, malo para la laguna de la RNPMdP y el potencial ecológico bueno para la charca de Paso de Piedra, sino que se validó el uso de indicadores del estado trófico, del estado ecológico y de la calidad ambiental en humedales (naturales y artificiales) del Sudeste bonaerense.

## 6. Conclusiones

En esta tesis se implementa el uso de indicadores ambientales multidimensionales con el objetivo de evaluar de manera integral humedales en el Sudeste bonaerense. Se presenta la calidad ambiental de cada uno de los humedales analizados a través del estudio, seguimiento y caracterización de las propiedades fisicoquímicas generales (temperatura superficial, turbidez, salinidad, pH, conductividad, y oxígeno disuelto), las concentraciones de nutrientes (amonio, nitratos, nitritos, fosfatos y silicatos) y otros parámetros ecofisiológicos (materia orgánica particulada, material particulado en suspensión, clorofila *a* y feopigmentos) y las comunidades biológicas más relevantes (plancton, peces y macroinvertebrados bentónicos).

El Índice de Calidad General (ICG), con 9 parámetros básicos y 14 complementarios, es el método ideal para evaluar la calidad del agua, aunque su uso en este estudio no ha sido posible debido a la falta de 3 de sus parámetros básicos (DBO, DQO y bacterias coliformes). En cambio, el Índice Simplificado de Calidad del Agua (ISQA) de Queralt (1982), al incluir los parámetros físico-químicos monitoreados, permitió determinar el estado ecológico de los cuerpos de agua. De esta manera, se consigue utilizar los indicadores físico-químicos relevados y deducir la calidad de las aguas en un momento determinado, lo que permite su comparación con otros lugares o épocas.

El manual Quality Criteria for Water (EPA, 1986) permite comparar los resultados obtenidos con los estándares de calidad de agua señalados como limitantes de la vida acuática, principalmente atendiendo a las concentraciones críticas para la vida de organismos macroinvertebrados y peces.

En los tres humedales, las concentraciones de nitritos, nitratos y amonio estuvieron por debajo de los valores límites (para la vida de peces no salmónidos) durante la mayor parte del periodo de estudio, excepto en los muestreos en la RNPMdP durante diciembre de 2008 y agosto de 2009 (nitritos) y en los muestreos en Paso de Piedra durante diciembre de 2008 (nitritos + nitratos) y febrero de 2009 (nitratos).

En cuanto al estado trófico, los tres humedales se encuadran también dentro de la clasificación general de las lagunas pampeanas (eutrófico-hipereutrófico), presentando abundante materia orgánica y elevadas concentraciones de nutrientes, que se condicen con su ampliamente reportado nivel genético de eutrofia avanzada y que reduce las posibilidades de comparación con otros ecosistemas acuáticos no pampeanos.

La catalogación trófica para los tres humedales se establece como en estado de hipereutrofia, en base a la concentración de clorofila *a* (media anual y máxima anual), siguiendo la escala de clasificación de OCDE (1982). Asimismo, el índice de estado trófico TSI (*Trophic State Index*) de Carlson (1977), basado en la concentración de clorofila *a* y el índice de Karabin (1985), basado en la densidad de rotíferos, han permitido clasificar a los humedales como eutróficos, con períodos de hipereutrofia localizada durante los meses más cálidos.

Los *taxa* de fitoplancton y zooplancton presentes en los tres ambientes analizados, así como sus florecimientos, especies dominantes y densidades relevantes, son

típicos de ambientes eutróficos e hipereutróficos. El índice diatómico general IDG (*Indice Diatomique Générique*) de Rumeau & Coste (1988), calculado en base a los géneros de diatomeas presentes en los tres humedales indica un nivel alto de contaminación orgánica, dada la ausencia de géneros considerados sensibles.

Respecto al uso de macroinvertebrados como bioindicadores, la característica común con los estudios realizados en el marco de adecuación a la Directiva Marco del Agua (dada la variedad de sistemas utilizados, con metodologías diferentes), es la necesidad de unificar criterios. En este estudio se realizó un muestreo basado en una metodología precisa para macroinvertebrados bentónicos (Wetzel & Likens, 1991), aunque insuficiente para los índices desarrollados que contemplan la casi totalidad de los invertebrados acuáticos o relacionados al medio acuático (IMWP, IBIPAMP). Asimismo, los resultados de ambos índices coinciden en señalar aguas moderadamente contaminadas (contaminación orgánica) para laguna La Ballenera y aguas muy contaminadas (contaminación orgánica) para la laguna de la RNPMdP.

En cuanto a la comunidad íctica utilizada como indicador del estado de salud del agua, en laguna La Ballenera el IBI obtenido indica el buen estado de integridad biótica del cuerpo de agua, principalmente debido a que están presentes todas las especies de peces esperadas en la región. En cambio, para la laguna de la RNPMdP la integridad biótica fue pobre, correspondiendo a comunidades de pocas especies de peces, omnívoras y formas tolerantes, principalmente.

Si bien el estudio de la calidad de las aguas aquí planteado ha sido exhaustivamente diseñado e implementado quedan varios indicadores necesarios para completar el panorama general. En este punto cabe destacar la necesidad de una metodología referida a la hidromorfología del humedal. Al respecto, las anotaciones de campo referidas al estado de inundación, alteraciones de la cubeta y del hábitat, protección vegetal y amplitud de la zona vegetal, % de cobertura de la vegetación acuática, nivel de llenado de la cubeta, condiciones referentes al estado del sedimento y calidad del agua (color, olor, turbidez), no han sido hasta el momento objeto de estandarización y esta información permanece dispersa en las planillas de campo.

Asimismo, dada la importancia de la macrofitia como colonizadora y dominadora de las lagunas claras pampeanas y su constante presencia en las riberas de todas las lagunas pampeanas, se debería integrar su estudio al de las otras comunidades biológicas consideradas (plancton, macroinvertebrados y peces).

En este trabajo se propone una catalogación del estado ecológico adaptada a las lagunas pampeanas (Tabla 75), basada en valores de concentración de clorofila *a* (máximo anual y medio anual) acordes a los niveles reportados para la región, y en el ISQA (valor medio anual) como indicador de calidad físico-química. Asimismo se incluye la concentración de cianofitas tóxicas (máximo anual). De esta manera se determinó el estado ecológico aceptable para la laguna La Ballenera, malo para la laguna de la RNPMdP y el potencial ecológico bueno para Paso de Piedra.

Finalmente, queda así validado el uso de indicadores del estado trófico, del estado ecológico y de la calidad ambiental en humedales (naturales y artificiales) del Sudeste bonaerense.

## 7. Bibliografía

- Alba-Tercedor, J. & A. Sánchez-Ortega. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica*, 4: 51-56.
- Alba-Tercedor, J., P. Jáimez-Cuéllar, M. Álvarez, J. Avilés, N. Bonada, J. Casas, A. Mellado, M. Ortega, I. Pardo, N. Prat, M. Rieradevall, S. Robles, C. Elisa Sáinz-Cantero, A. Sánchez-Ortega, M.L. Suárez, M. Toro, M.R. Vidal-Abarca, S. Vivas & C. Zamora-Muñoz. 2002. Caracterización del Estado Ecológico de Ríos Mediterráneos Ibéricos Mediante el Índice IBMWP (antes BMWP'). *Limnetica* 21(3-4): 175-185.
- Anderson, R.O. 1959. A modified flotation technique for sorting botton fauna samples. *Limnology and Oceanography*, 4: 223-225.
- Barnes, R.K. & K.H. Mann. 1980. *Fundamentals of aquatic ecosystems*. Blackwell Scientific Publications: Oxford, UK. ISBN 0-632-0014-7. 229 pp.
- Bazzini, S.M. 2008. Caracterización Ecológica de los Humedales Costeros de la Reserva Natural Puerto Mar del Plata y del Sistema Lagunar de Punta Mogotes. Tesis de Licenciatura. Licenciado en Ciencias Biológicas. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. UNMdP. 67 pp.
- Bellagamba, P. 2011. Capítulo 11. Las aves de la RNPMdP. En: De Marco, S.G. L.E. Vega & P. Bellagamba (eds.). *Reserva Natural Puerto Mar del Plata: Un oasis urbano de vida silvestre*. Editorial Universidad FASTA. 475 pp. ISBN 978-987-1312-31-3. pp. 279–410.
- Bonomo, M. 2004. .Ocupaciones humanas en el litoral marítimo pampeano: un enfoque arqueológico. Tesis Doctoral. Doctor en Ciencias Naturales. Facultad de Ciencias Naturales y Museo. 573 pp.
- Bourrelly, P. 1966. *Les Algues D'Eau Douce. Initiation à la Sistématique*. Tomo I: Les Algues Vertes. Boubée & Cie (Eds.), París, 512 pp.
- Bourrelly, P. 1968. *Les Algues D'Eau Douce. Initiation à la Sistématique*. Tomo II: Les Algues Jaunes et Brounes. Boubée & Cie (Eds.), París, 440 pp.
- Bourrelly, P. 1970. *Les Algues D'Eau Douce. Initiation à la Sistématique*. Tomo III: Euglenièniens, Peridinièniens, Algues Rouges et Algues Bleues. Boubée & Cie (Eds.). París. 512 pp.
- Braun Blanquet, J. 1972. *Plant Sociology. The study of plant communities*. Hafner Publishing Company, New York.
- Caballé, M., N. Coriale, M. Tessone & R. Etcheverry. 2008. Minerales industriales y rocas de aplicación de las Sierras Septentrionales de la provincia de Buenos Aires, Argentina. En: I Congreso Argentino de Áridos. VI Jornadas Iberoamericanas de materiales de construcción (FIVA). Tomo I: 33-41.
- Cabrera, A.L. 1941. Las comunidades vegetales de las dunas costaneras de la Provincia de Buenos Aires. *DAGI*, 1 (2): 5-44 y 16 láminas. En: *Ocupaciones humanas en el litoral marítimo pampeano: un enfoque arqueológico*. Tesis Doctoral. Bonomo. 2004.
- Carlson, R.E. 1977. A Trophic State Index for Lakes. *Limnology and Oceanography*. Vol. 22, No. 2, pp. 361-369.
- CCME. 1994. *A Framework for Developing Goals, Objectives and Indicators for Ecosystem Health: Tools for Ecosystem-Based Management, Water Quality*

- Guidelines Task Group and the Canadian Council of Ministers of the Environment. En: Winograd, M., F. Uribe, J. Reinales, J. Orozco & J. Escobar. 1996. Indicadores ambientales para la toma de decisiones en la Corporación Autónoma Regional de Risaralda: Marco Conceptual y Aplicación. Cali, Colombia, CIAT / CARDER. Documento de trabajo No 160. 59 p.
- Cejudo-Figueiras, C. 2011. Monitorización de los ecosistemas dulceacuícolas mediante métricas basadas en diatomeas / Monitoring freshwater ecosystems using diatom based metrics. Tesis Doctoral. Universidad de León. León, 108 pp.
- Chalar, G., L. De León, E. Brugnoli, J. Clemente & M. Paradiso. 2002. Antecedentes y nuevos aportes al conocimiento de la estructura y dinámica del Embalse Salto Grande. El agua en Sudamérica: de la Limnología a la Gestión en Sudamérica. Fernández-Cirelli, A. & Chalar, G. (Eds). CYTED Aprovechamiento y Gestión de los Recursos Hídricos. 123-142p, Bs.As.
- CHE. 2003. Confederación Hidrográfica del Ebro. Seguimiento de la calidad de las aguas en embalses de zonas sensibles. Documento de síntesis. Infraestructura & Ecología S.L. Infraestructura y Ciencia Aplicada. 96 pp.
- CHE. 2005. Confederación Hidrográfica del Ebro. Metodología para el establecimiento del Estado Ecológico según la Directiva MARCO del Agua. Protocolos de muestreo y análisis para Ictiofauna. Directiva Marco del Agua 2000/60/CE.
- Cicchino, A.C. & J.L. Farina. 2011. Capítulo 7. La RNPMdP: una visión entomológica. En: De Marco, S.G. L.E. Vega & P. Bellagamba (eds.). Reserva Natural Puerto Mar del Plata: Un oasis urbano de vida silvestre. Editorial Universidad FASTA. 475 pp. ISBN 978-987-1312-31-3. pp. 189–242.
- Cionchi, J.L., E. Bocanegra & J.L. Fasano. 1982. Caracterización hidrogeológica preliminar de la laguna de Punta Mogotes, Partido de General Pueyrredon, Provincia de Buenos Aires. Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires- Proyectos Especiales de Mar del Plata. S.E. Mar del Plata, 25 de febrero de 1982.
- Conserjería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. 2006. Aplicación práctica e interpretación de los Criterios de calidad a un humedal tipo. Anexo del Informe proyecto MEDWET/SUDOE. Proyecto de Cooperación Iniciativa Comunitaria INTERREG III-B. Programa Operario SUDOSTE EUROPEO 2000-2006. 84 pp.
- [http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/web/Bloques\\_Tematicos/Estado\\_Y\\_Calidad\\_De\\_Los\\_Recursos\\_Naturales/Ecosistemas/Humedales/PDFs/Informe\\_MEDWET\\_SUDOE\\_MGP.pdf](http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/web/Bloques_Tematicos/Estado_Y_Calidad_De_Los_Recursos_Naturales/Ecosistemas/Humedales/PDFs/Informe_MEDWET_SUDOE_MGP.pdf)
- [http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/web/Bloques\\_Tematicos/Estado\\_Y\\_Calidad\\_De\\_Los\\_Recursos\\_Naturales/Ecosistemas/Humedales/PDFs/Informe\\_MEDWET\\_SUDOE\\_anexo\\_mgp.pdf](http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/web/Bloques_Tematicos/Estado_Y_Calidad_De_Los_Recursos_Naturales/Ecosistemas/Humedales/PDFs/Informe_MEDWET_SUDOE_anexo_mgp.pdf)
- Dangavs, N. & A. Blassi. 1994. Quaternary ontogeny of a pampean “laguna”, Sedimentological and biological characteristics of Lobos Lake Sediments, Argentina, J. Paleolimnology 10 (1):59-66.
- Dangavs, N.V. 2005. Los ambientes acuáticos de la Provincia de Buenos Aires. Geología y Recursos Minerales de la Provincia de Buenos Aires. Relatorio del XVI Congreso Geológico Argentino. La Plata, 2005. Cap.XIII:219-236 pp.
- del Río, J.L., M. CAballé, M.L. Osterrieth, E. Kirilovsky, M.J. Bó, A. López de Armentia, N. Denisienia, S.De Marco & J.C. Mallo. 2008. Aplicación de un sistema de indicadores ambientales para la estimación del riesgo de la actividad

- minera en zonas periurbanas. Estudio de caso: partido de General Pueyrredon, provincia de Buenos Aires. *Revista de Geología Aplicada a la Ingeniería y al ambiente* (22): 107-116.
- De Francesco, C.G. & E. Tietze. 2011. Capítulo 6. Caracoles de la RNPMdP. En: De Marco, S.G. L.E. Vega & P. Bellagamba (eds.). *Reserva Natural Puerto Mar del Plata: Un oasis urbano de vida silvestre*. Editorial Universidad FASTA. 475 pp. ISBN 978-987-1312-31-3. pp. 177–188.
- De Marco, S.G., M.J. Bo, M. Camino, A. Lopez de Armentia, J.C. Mallo, S. Bazzini & J.L. del Río. 2008. Transformación de pasivos ambientales en ecosistemas acuáticos de alta naturalidad: Canteras inundadas del partido de General Pueyrredon. En: *I Congreso Argentino de Áridos. VI Jornadas Iberoamericanas de materiales de construcción (FIVA)*. Tomo I: 93-100.
- De Marco, S.G., S.M. Bazzini, J.C. Mallo & M.A. Camino. 2012. Charcas y humedales antrópicos en canteras de áridos del sudeste bonaerense. En: *Minería en áreas periurbanas. Una aproximación multidimensional*. 101-115 pp. Editorial de la Universidad Tecnológica Nacional (edUTecNe), Bs As, 318 pp.
- Destefanis, S., L. Freyre & R. Iriart. 1969. Régimen alimentario de peces de la laguna de Chascomús. Trabajo Técnico, Cuarta etapa (1968-69), 3. CERL, La Plata (mimeografiado). En: Rosso, J.J. 2006. *Peces Pampeanos. Guía y Ecología*. Editorial L.O.L.A. 224 pp.
- Destefanis, S. & L. Freyre. 1972. Relaciones tróficas de los peces de la laguna de Chascomús con un intento de referenciación ecológica y tratamiento bioestadístico del espectro trófico. *Acta Zool. Lilloana*, 29: 17-33. En: Rosso, J.J. 2006. *Peces Pampeanos. Guía y Ecología*. Editorial L.O.L.A. 224 pp.
- Díaz, O. & V. Colasurdo. 2008. Capítulo III. El agua revela sus secretos. *Química de las lagunas pampeanas*. pp. 47- 67. En: *Especjos en la llanura. Nuestras lagunas de la región pampeana*. Fabián Grosman Compilador. Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Tandil. 174 p. ISBN 978-950-658-213-5
- Dugan, P.J. 1992. *Conservación de Humedales. Un Análisis de Temas de Actualidad y Acciones Necesarias*. UICN, Gland, Suiza, 100 pp.
- DOCE. 2000. Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. D.O.C.E. L 327 de 22.12.00. 69 pp.
- Eberlein, K. & G. Kattner. 1987. Automatic method for the determination of orthophosphate and total dissolved phosphorus in the marine environment. *Fresenius Zeichnung Für Analytical Chemistry* 326: 354 - 357.
- EPA. 1974. An approach to a relative trophic index system for classifying lakes and reservoirs. National Eutrophication Survey. Working Paper No. 24.
- EPA. 1986. Quality Criteria for Water. U.S. EPA. Office of Water Regulations and Standards, Washington D.C. EPA 440/5-86/001. 477pp.
- EPA. 1994. Indicators Development Strategy, Environmental Monitoring Assessment Program, EMAP Center, Research Triangle Park, NC, EPA 620/R-94/022. En: Winograd, M., F. Uribe, J. Reinales, J. Orozco & J. Escobar. 1996. *Indicadores ambientales para la toma de decisiones en la Corporación Autónoma Regional de Risaralda: Marco Conceptual y Aplicación*. Cali, Colombia, CIAT / CARDER. Documento de trabajo No 160. 59 p.

- Escalante, A.H. 1982. Contribución al conocimiento de las relaciones tróficas de peces de agua dulce del área platense. I. *Astyanax eigenmanniorum* (Osteichthyes, Tetragonopteridae). *Limnobiós*, 2(5): 311-322. En: Rosso, J.J. 2006. Peces Pampeanos. Guía y Ecología. Editorial L.O.L.A. 224 pp.
- Escalante, A.H. 1983a. Contribución al conocimiento de las relaciones tróficas de peces de agua dulce del área platense. II. Otros Tetragonopteridae. *Limnobiós*, 2(6): 379-402. En: Rosso, J.J. 2006. Peces Pampeanos. Guía y Ecología. Editorial L.O.L.A. 224 pp.
- Escalante, A.H. 1983b. Contribución al conocimiento de las relaciones tróficas de peces de agua dulce del área platense. III. Otras Especies. *Limnobiós*, 2(7): 453-463. En: Rosso, J.J. 2006. Peces Pampeanos. Guía y Ecología. Editorial L.O.L.A. 224 pp.
- Escalante, A.H. 1984. Contribución al conocimiento de las relaciones tróficas de peces de agua dulce del área platense. IV. Dos especies de Cichlidae y misceláneas. *Limnobiós*, 2(8): 562-578. En: Rosso, J.J. 2006. Peces Pampeanos. Guía y Ecología. Editorial L.O.L.A. 224 pp.
- Escalante, A.H. 1987a. Alimentación de *Bryconamericus iheringi* y *Jenynsia l. lineata* (Osteichthyes) en Sierra de la Ventana (Argentina). *An. Mus. Hist. Nat. Valparaíso*, 18: 101-108. En: Rosso, J.J. 2006. Peces Pampeanos. Guía y Ecología. Editorial L.O.L.A. 224 pp.
- Escalante, A.H. 1987b. Dieta comparativa de *Cheirodon i. interruptus* (Osteichthyes, Characidae) en ambientes lénticos y lóticos de la provincia de Buenos Aires. *Rev. Mus. La Plata (NS), Sec. Zool.* 14(152): 35-45. En: Rosso, J.J. 2006. Peces Pampeanos. Guía y Ecología. Editorial L.O.L.A. 224 pp.
- Feio, M.J., S.F.P. Almeida, S.C. Craveiro & A.J. Calado. 2009. A comparison between biotic indices and predictive models in stream water quality assessment based on benthic diatom communities. *Ecological Indicators*, 9: 497-507. En: Cejudo-Figueiras, C. 2011. Monitorización de los ecosistemas dulceacuícolas mediante métricas basadas en diatomeas / Monitoring freshwater ecosystems using diatom based metrics. Tesis Doctoral.
- Fernández Cirelli, A. & P. Miretzky. 2002. Lagos poco profundos de la Pampa Argentina. Relación con Aguas Subterráneas Someras. *El Agua en Iberoamérica. De la Limnología a la Gestión en Sudamérica*, pp. 43–52. CYTED XVII. Eds. A. Fernández Cirelli y G. Chalar Marquesá. ISBN: 987-43-5079-2.
- Frazier, S. 1998. Visión General de Los Sitios Ramsar. Una Sinopsis de Los Sitios Ramsar. *Wetlands Internacional, Convención Sobre Los Humedales*, Wageningen, Holanda, 42 Pp.
- Frenguelli, J. 1931. Observaciones geológicas en la región costanera sur de la Provincia de Buenos Aires. Resultados de la Misión científica de la Facultad de Ciencias de la Educación de la Universidad del Litoral en el litoral atlántico sur de la Provincia de Buenos Aires, marzo-abril de 1924. *Anales de la Facultad de Ciencias de la Educación*, 3: 1- 145. En: Ocupaciones humanas en el litoral marítimo pampeano: un enfoque arqueológico. Tesis Doctoral. Bonomo. 2004.
- Friends, A. & D. Raport. 1979. Towards a Comprehensive Framework for Environment Statistics: A Stress- Response Approach, Statistics Canada, Ottawa, Canada. En: Winograd, M., F. Uribe, J. Reinales, J. Orozco & J. Escobar. 1996. Indicadores ambientales para la toma de decisiones en la

- Corporación Autónoma Regional de Risaralda: Marco Conceptual y Aplicación. Cali, Colombia, CIAT / CARDER. Documento de trabajo No 160. 59 p.
- Gentile, R. & F. Fidalgo. 1992. Algunos depósitos holocenos (?) en el tramo comprendido entre el A° Chapadmalal y Punta Hermengo (partido de Gral. Alvarado, provincia de Buenos Aires). Actas de las 3ras Jornadas Geológicas Bonaerenses: 25-29. La Plata. En: Ocupaciones humanas en el litoral marítimo pampeano: un enfoque arqueológico. Tesis Doctoral. Bonomo. 2004.
- Gevrey, M., F. Rimet, Y.S. Park, J.L. Giraudel, L. Ector & S. Lek. 2004. Water quality assessment using diatom assemblages and advanced modelling techniques. *Freshwater Biology*, 49: 208–220. En: Cejudo-Figueiras, C. 2011. Monitorización de los ecosistemas dulceacuícolas mediante métricas basadas en diatomeas / Monitoring freshwater ecosystems using diatom based metrics. Tesis Doctoral.
- Gibbs, R.J. 1970. Mechanisms controlling world water chemistry. *Science*. 170, 1088-1090.
- Gómez, S. & N. Toresani. 1998. Region 3. Pampas. En: Canevari, P., D.E. Blanco, E. Bucher, G. Castro & I. Davidson (eds). Los Humedales en la Argentina. Clasificación, Situación actual, Conservación y Legislación. Secretaría de Recursos Naturales y Desarrollo Sustentable. *Wetlands International* N° 46, 166 pp.
- Grasshoff, K., M. Erhardt & K. Kremling. 1983. *Methods in Seawater Analysis*. Verlag-Chemie, 325 pp.
- Grosman, F. 1995. El pejerrey, ecología, cultivo, pesca y explotación. Editorial Astyanax, Buenos Aires 132 pp.
- Gutiérrez, M.M., N. Borrelli, M. Fernández Honaine, M.F. Alvarez & A. López de Armentia. 2011. Capítulo 5. La vegetación de la RNPMdP. En: De Marco, S.G. L.E. Vega & P. Bellagamba (eds.). Reserva Natural Puerto Mar del Plata: Un oasis urbano de vida silvestre. Editorial Universidad FASTA. 475 pp. ISBN 978-987-1312-31-3. pp. 83–175.
- Hellawell, J.M. 1978. Biological surveillance of rivers. Water Research Center, Stevenage, 332 pp.
- Hervot, E. I., Prieto, L. C., Farías, A. R., Roshdestwensky, S.E., Utgés, E. E., Tenev, M. D. y Vázquez, F. A. 2012. Comparación de los Índices de Calidad de Agua de las lagunas Argüello y Los Lirios, Resistencia (Chaco). Editorial de la Universidad Tecnológica Nacional (edUTecNe). 10pp.
- Honaine, M., M.F. Alvarez, N.L. Borelli, M.L. Osterrieth, J.L del Río & V. Bernaba Laborde. 2008. Análisis de la diversidad vegetal y suelos como medio para la reparación natural de pasivos ambientales en canteras de áridos en el Partido de General Pueyrredon, Buenos Aires. En: Los áridos como factor de desarrollo, 1º Congreso Argentino de Áridos. Tomo 1: 73-81.
- INTA Castelar. 2009. Instituto de Clima y Agua. Evolución de la sequía 2008–2009. Impacto sobre las actividades agrícola-ganaderas. Perspectivas para el mediano y largo plazo. Enero de 2009. (<http://www.intacya.org/>).
- Isla, F.I. 1997. Procesos de canibalización de la barrera medanosa entre Faro Querandí y Mar Chiquita, Buenos Aires. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 52 (4): 539-548. En: Ocupaciones humanas en el litoral marítimo pampeano: un enfoque arqueológico. Tesis Doctoral. Bonomo. 2004.

- Karr, R.J. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6 (6):21-27.
- Karr, R.J., K.D. Fausch, P.L. Angermeier, P.R. Yant & I.J. Schlosser. 1986. Assessment of Biological Integrity in Running Waters: A Method and its Rationale. Illinois Natural History Survey Special Publication 5, Champaign, Illinois.
- Karabin, A. 1985. Pelagic zooplankton (Rotatoria + Crustacea) variation in the process of lake eutrophication. I. Structural and quantitative features. *Ekol. Pol.* 33 (4): 567-616.
- Karabin, J.E. & A. Hilbrich-Ilkowska. 1994. Illustration of the eutrophication process: comparison of rotifers from Mikolajskie lake in the years 1989-1990 and 1963-1964. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 41(4): 477-487.
- Kelly, M.G. 2001. Use of similarity measures for quality control of benthic diatom samples. *Water Research*, 35 (11): 2784–2788. En: Cejudo-Figueiras, C. 2011. Monitorización de los ecosistemas dulceacuícolas mediante métricas basadas en diatomeas / Monitoring freshwater ecosystems using diatom based metrics. Tesis Doctoral.
- Kolkwitz, R. & W.A. Marsson. 1908. Ecology of plant saprobia. *Ber. dt. Bot. Ges.* 26: 505-519. En: Prat, N., B. Ríos, R. Acosta & M. Rieradevall. 2009. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. En: Macroinvertebrados bentónicos Sudamericanos. Sistemática y biología. E. Domínguez & H. R. Fernández (eds.). Publicaciones Especiales. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina, 656 pp.
- Krebs, C.J. 1989. *Ecological Methodology*. Harper Collins, New York. 654 pp.
- Lee, G.F., Jones R.A. & W. Rast. 1978. Eutrophication of water bodies: Insights for an age-old problem. *Environ. Sci. and Technol.* 12: 900- 908.
- López, C. 2002. Embalses y Proliferaciones de Cianobacterias: Impacto en la Zona Costera del Río de la Plata. II Reunión Internacional de Eutrofización de Lagos y Embalses. Montevideo, Uruguay. <http://limno.fcien.edu.uy/taller/Lopez.html>
- López Cazorla, A., N. Sidorkewicz & S. Forte. 2002. Edad y crecimiento de *Jenynsia lineata* en la cuenca alta del río Sauce Grande, Provincia de Buenos Aires. Segunda Jornada sobre Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos, EMEAP, 1-8. En: Rosso, J.J. 2006. Peces Pampeanos. Guía y Ecología. Editorial L.O.L.A. 224 pp.
- Lopretto, E. & G. Tell. 1995. Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio. Tomos I, II y III. Ediciones Sur.
- Lorenzen, C.S. & S.W. Jeffrey. 1980. Determination of chlorophyll in seawater (report of intercalibration test). Unesco (Paris), Technical Papers on Marine Science 35: 20 pp.
- Mallo, J.C. & S.M. Bazzini. 2011. Capítulo 8. Los peces de la RNPMdP y las lagunas de Punta Mogotes. En: De Marco, S.G. L.E. Vega & P. Bellagamba (eds.). Reserva Natural Puerto Mar del Plata: Un oasis urbano de vida silvestre. Editorial Universidad FASTA. 475 pp. ISBN 978-987-1312-31-3. pp. 243–256.
- Magnussen Saffer, M. 2011. Exploración y relevamiento biológico en la Laguna La Ballenera. Grupo Paleo - Portal de Paleontología, Biología Zoología y Botánica. <http://natuar.blogspot.com.ar/2011>, consultado el 15/10/2012.
- Margalef, R. (1983). *Limnología*. Barcelona: Ed. Omega. 1009 pp.

- McCullough, C.D. & M.A. Lund. 2006. Opportunities for sustainable mining pit lakes in Australia. *Mine Water Environ* 25(3): 220–226
- Miller, D. 2008. Using aquaculture as a post-mining land use in West Virginia. *Mine Water Environ* 27(2):122–126
- Mireztky, P., V. Conzonno & A. Fernández Cirelli. 2000. Hydrochemistry of pampasic ponds in the lower streambed of Salado River drainage basin, Argentina. *Environmental Geology* 39: 951-956. En: Díaz, O. & V. Colasurdo. 2008. Capítulo III. El agua revela sus secretos. Química de las lagunas pampeanas. pp. 47- 67. En: Espejos en la llanura. Nuestras lagunas de la región pampeana. Fabián Grosman Compilador. Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Tandil. 174 p. ISBN 978-950-658-213-5
- Morello, J. 2000. Manejo de agrosistemas periurbanos. FAUDI-UNMdP. Edit. GADU. Serie Libros 50 pp.
- OCDE. 1982. Eutrophication of Water: Monitoring, Assessment and Control, Organization for Economic Cooperation and Development, Paris.
- OCDE. 1993. OECD Core Set of Indicators for Environmental Performance Reviews, Environmental Monograph # 83, OCDE, Paris. En: Winograd, M., F. Uribe, J. Reinales, J. Orozco & J. Escobar. 1996. Indicadores ambientales para la toma de decisiones en la Corporación Autónoma Regional de Risaralda: Marco Conceptual y Aplicación. Cali, Colombia, CIAT / CARDER. Documento de trabajo No 160. 59 p.
- Ponader, K.C., D.F. Charles, T.J. Belton & D.M. Winter. 2008. Total phosphorus inference models and indices for coastal plain streams based on benthic diatom assemblages from artificial substrates. *Hydrobiologia*, 610: 139–152. En: Cejudo-Figueiras, C. 2011. Monitorización de los ecosistemas dulceacuícolas mediante métricas basadas en diatomeas / Monitoring freshwater ecosystems using diatom based metrics. Tesis Doctoral.
- Prat, N., B. Ríos, R. Acosta & M. Rieradevall. 2009. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. En: Macroinvertebrados bentónicos Sudamericanos. Sistemática y biología. E. Domínguez & H. R. Fernández (eds.). Publicaciones Especiales. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina, 656 pp.
- Provencher, M. & J. Lamontagne. 1979. A method for Establishing a Water Quality Index for Different Uses. Gouvernement du Québec, Ministère des Richesses Naturelles, le Service de la Qualité des eaux. Bibliothèque Nationale du Québec.
- Queralt, R. 1982. La calidad de las aguas de los ríos. *Tecnología del Agua* (4): 49-57.
- Quirós, R. & E. Drago. 1999. The environmental state of Argentinean lakes: An overview. *Lakes and Reservoirs: Research and Management* (4): 55-64.
- Quirós, R., A.M. Mennella, M.B. Boveri, J.J. Rosso & A. Sosnovsky. 2002a. Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas pampeanas. *Ecología Austral* 12: 175-185. Diciembre 2002. Asociación Argentina de Ecología.
- Quirós, R., J.J. Rosso, A.M. Mennella, A. Sosnovsky & M.B. Boveri. 2002b. Estudio sobre el estado trófico de las lagunas pampeanas. *Interciencia* 27: 584-591.
- Quirós, R. 2005. La ecología de las lagunas de las Pampas. *Ecología lagunas de las Pampas*. Investigación y Ciencia. ©2005 Rolando Quirós, 13 pp.

- Quirós, R., M.B. Boveri, C.A. Petracchi, A.M. Rennella, J.J. Rosso, A. Sosnovsky & H.T. von Bernard. 2005. The effects of the Pampa wetlands agriculturization on shallow lakes eutrophication. In: Tundisi, J.G., Matzsumura-Tundisi, T., Sidagis Galli, C. (Eds.), *Eutrofização na América do Sul: Causas, conseqüências e tecnologias de gestão*. São Carlos, Rede EUTROSUL, PROSUL, pp 1-16.
- Reavie, E.D., A.R. Kireta, J.C. Kingston, G.V. Sgro, N.P. Danz, R.P. Axler & T.P. Hollenhorst. 2008. Comparison of simple and multimetric diatom-based indices for great lakes coastline disturbance. *Journal of Phycology*, 44: 787–802. En: Cejudo-Figueiras, C. 2011. *Monitorización de los ecosistemas dulceacuícolas mediante métricas basadas en diatomeas / Monitoring freshwater ecosystems using diatom based metrics*. Tesis Doctoral.
- Ringuelet, R.A., A. Salibián, E. Claverie & S. Ilhero. 1968. *Limnología química de las lagunas pampásicas*. Physis. Tomo XVII- 71:201-221.
- Ringuelet, R.A. 1975. *Zoogeografía y ecología de los peces de aguas continentales de Argentina y consideraciones sobre las áreas ictiológicas de América del Sur*. Econosur, 2(3): 1-122. En: Rosso, J.J. 2006. *Peces Pampeanos. Guía y Ecología*. Editorial L.O.L.A. 224 pp.
- Rodrigues Capítulo, A., M. Tangorra & C. Ocón. 2001. Use of benthic macroinvertebrates to assess the biological status of Pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecology* 35:109-119
- Rodríguez, R., J.L. del Río, H.J. Bonavena, M.J. Bó, G. Guagliardo, A. López de Armentia, M. Camino y & J.R. Álvarez. *Minería de Áridos y Ordenamiento Territorial en Zonas Periurbanas de Batán-Chapadmalal*. En: I Congreso Argentino de Áridos. VI Jornadas Iberoamericanas de materiales de construcción (FIVA). Tomo I: 83-92.
- Rosso, J.J. 2006. *Peces Pampeanos. Guía y Ecología*. Editorial L.O.L.A. 224 pp.
- Rumeau, A. & M. Coste. 1988. Initiation à la systématique des diatomées d'eau douce pour l'utilisation pratique d'un indice diatomique générique. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 309: 1-69.
- Saubidet, A., G. Bambil, M.M. Persico, y J.C. Mallo. 2008. Evaluación de las posibilidades de acuicultura, para la rehabilitación de canteras en el Sudeste de la provincia de Buenos Aires. Primer Congreso Argentino de Áridos. VI Jornadas Iberoamericanas de materiales de construcción (FIVA). Tomo I: 107-117.
- Scheffer, M. 1989. Alternative stable states in eutrophic, shallow freshwater systems: A minimal model. *Hydrobiol. Bull.*, 23, 73–83.
- Scheffer, M. & E. Jeppensen. 2007. Regime shifts in shallow lakes. *Ecosystems* (10):1–3.
- Schnack, J.A., F. O. De Francesco, U.R. Colado, M.L. Novoa & E.J. Schnack. 2000. *Humedales Antrópicos: Su Contribución Para la Conservación de la Biodiversidad en los Dominios Subtropical y Pampásico de la Argentina*. *Ecología Austral* 10:63-80.
- Sosa, M.L., M.D. Novoa & A.L. Martínez de Fabricius. 2011. Ficoflora de la cuenca endorreica fluviolacustre Chucul (Córdoba, Argentina). *Biológicas* 13: 14 – 23.
- Spalletti, L. & M. Mazzoni. 1979. Caracteres granulométricos de arenas de playa frontal, playa distal y médano del litoral bonaerense. *Revista de la Asociación*

- Geológica Argentina, 34 (1): 12-30. En: Ocupaciones humanas en el litoral marítimo pampeano: un enfoque arqueológico. Tesis Doctoral. Bonomo. 2004.
- Strickland, J.D. & T.R. Parsons. 1968. A practical handbook of seawater analysis. Fisheries Research Board of Canada, 432 pp.
- Technicon®. 1973. Silicates in Water and Seawater. Industrial Method N° 186 -72 W/B.
- Teruggi, M.E. 1959. Las arenas de la costa de la provincia de Buenos Aires entre Cabo San Antonio y Bahía Blanca. LEMIT, 2 (77): 3-37. En: Ocupaciones humanas en el litoral marítimo pampeano: un enfoque arqueológico. Tesis Doctoral. Bonomo. 2004.
- Treguer, P. & P. Le Corre. 1975. Analyse des sels nutritifs sur autoanalyser li: Nitrates + Nitrites. Manuel D'analyse des Sels Nutritifs Dans L'eau de Mer, Université du Bretagne Occidentale: 109 Pp.
- United Nations. 1984. A Framework for the Development of Environmental Statistics, Statistical Papers Series # 78, New York. En: Winograd, M., F. Uribe, J. Reinales, J. Orozco & J. Escobar. 1996. Indicadores ambientales para la toma de decisiones en la Corporación Autónoma Regional de Risaralda: Marco Conceptual y Aplicación. Cali, Colombia, CIAT / CARDER. Documento de trabajo No 160. 59 p.
- Vega, L.E. 2011a. Capítulo 9. Anfibios de la RNPMdP. En: De Marco, S.G. L.E. Vega & P. Bellagamba (eds.). Reserva Natural Puerto Mar del Plata: Un oasis urbano de vida silvestre. Editorial Universidad FASTA. 475 pp. ISBN 978-987-1312-31-3. pp. 257–270.
- Vega, L.E. 2011b. Capítulo 10. Reptiles de la RNPMdP. En: De Marco, S.G. L.E. Vega & P. Bellagamba (eds.). Reserva Natural Puerto Mar del Plata: Un oasis urbano de vida silvestre. Editorial Universidad FASTA. 475 pp. ISBN 978-987-1312-31-3. pp. 271–278.
- Vega, L.E. 2011c. Capítulo 10. Mamíferos de la RNPMdP. En: De Marco, S.G. L.E. Vega & P. Bellagamba (eds.). Reserva Natural Puerto Mar del Plata: Un oasis urbano de vida silvestre. Editorial Universidad FASTA. 475 pp. ISBN 978-987-1312-31-3. pp. 411–424.
- Velázquez Velázquez, E., y M.E. Vega Cendejas. 2004. Los peces como indicadores del estado de salud de los ecosistemas acuáticos. CONABIO. Biodiversitas 57:12-15.
- Vernick, E.L. 1995. Muestreo y submuestreo del fitoplancton marino y dulceacuícola. En: Alveal, K.; M.E. Ferrario; E.C. Olivera & E. Sar (eds.), Manual de métodos ficológicos, Universidad de Concepción, Concepción, pp. 199-218.
- Villafañe, V. & F. Reid. 1995. Métodos de microscopía para la cuantificación del fitoplancton. En: Alveal, K., M.E. Ferrario, E.C. Olivera & E. Sar (eds.). Manual de métodos ficológicos, Universidad de Concepción, pp. 169-185.
- Villalobos, J.A. & L.G. Albéndiz. 1996. Control biológico de la contaminación del agua. Encuentros en la Biología n 32, Universidad de Malaga (UMA) ISSN 1134-8496. <http://www.encuentros.uma.es/>, consultado el 15/10/2012.
- Wetzel, R.G. & G.E. Likens. 1991. Lymnological Analyses. 2nd Edition. Springer-Verlag. New York.
- WHO. 1996. Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring -. Second Edition. 651 pages, published by F

- & FN Spon. Printed in Great Britain at the University Press, Cambridge. ISBN 0-419-21590-5.
- WHO. 1999. Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management. First Edition. 400 pages, published by F & FN Spon. Printed in Great Britain at the University Press, Cambridge. ISBN 0-419-23930-8.
- Wilson Yesid, G.V. 1998. Determinación de la integridad ecológica de un ecosistema acuático con base en monitoreos biológicos. Liceo de Cervantes El Retiro. Gealcer Magazine. Vol.2, 25-33 pp.
- Winograd, M., F. Uribe, J. Reinales, J. Orozco & J. Escobar. 1996. Indicadores ambientales para la toma de decisiones en la Corporación Autónoma Regional de Risaralda: Marco Conceptual y Aplicación. Cali, Colombia, CIAT / CARDER. Documento de trabajo No 160. 59 p.
- Woodiwiss, F.S. 1964. A biological system to stream classification used by Trent River Board. Chemy. Ind., 11: 443-447. En: Prat, N., B. Ríos, R. Acosta & M. Rieradevall. 2009. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. En: Macroinvertebrados bentónicos Sudamericanos. Sistemática y biología. E. Domínguez & H. R. Fernández (eds.). Publicaciones Especiales. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina, 656 pp.

# ANEXO

# *Odontesthes bonariensis* (Cuvier y Valenciennes, 1835)

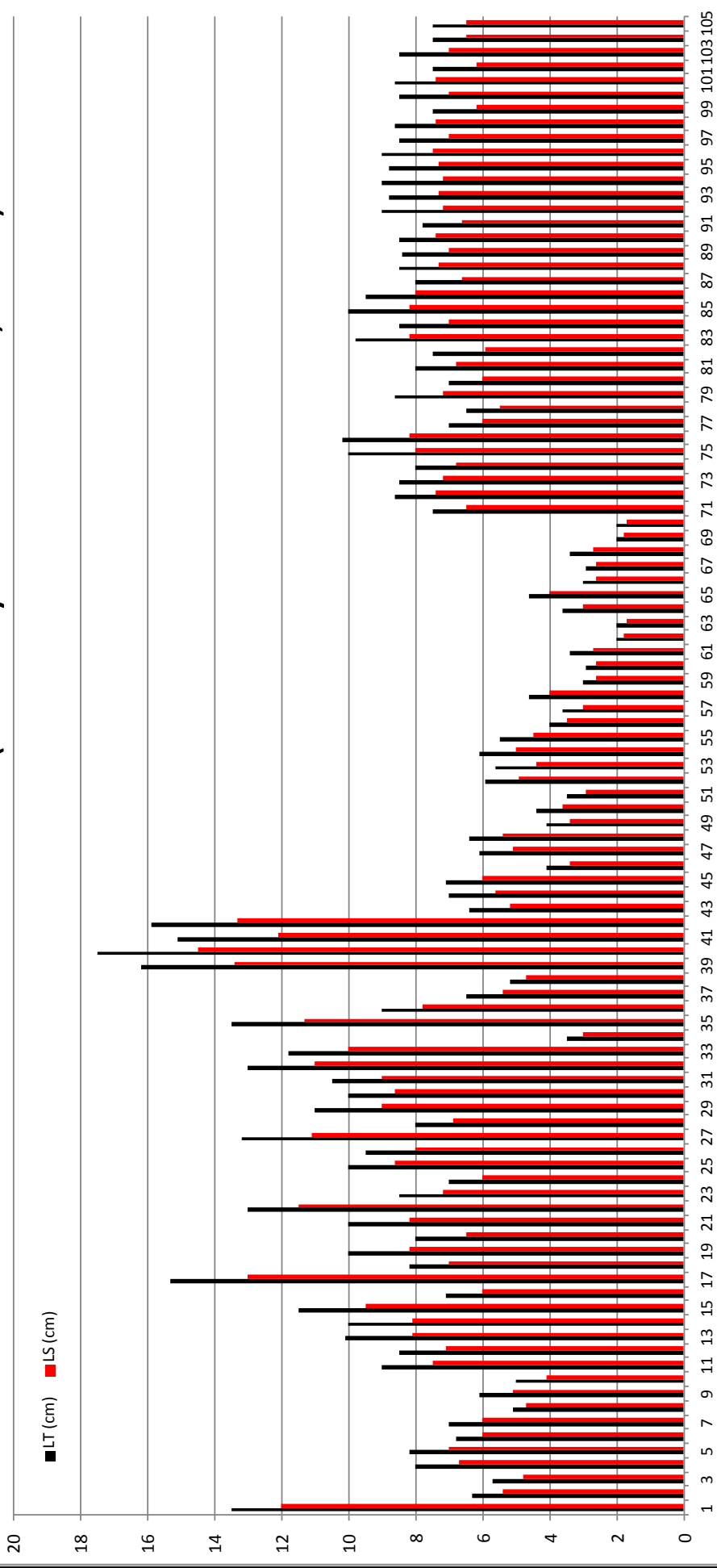


Figura 44. *Odontesthes bonariensis*: largo total (LT) y largo standard (LS) de 105 ejemplares capturados en la laguna La Ballenera.

# *Oligosarcus genynsii* (Günther, 1864)

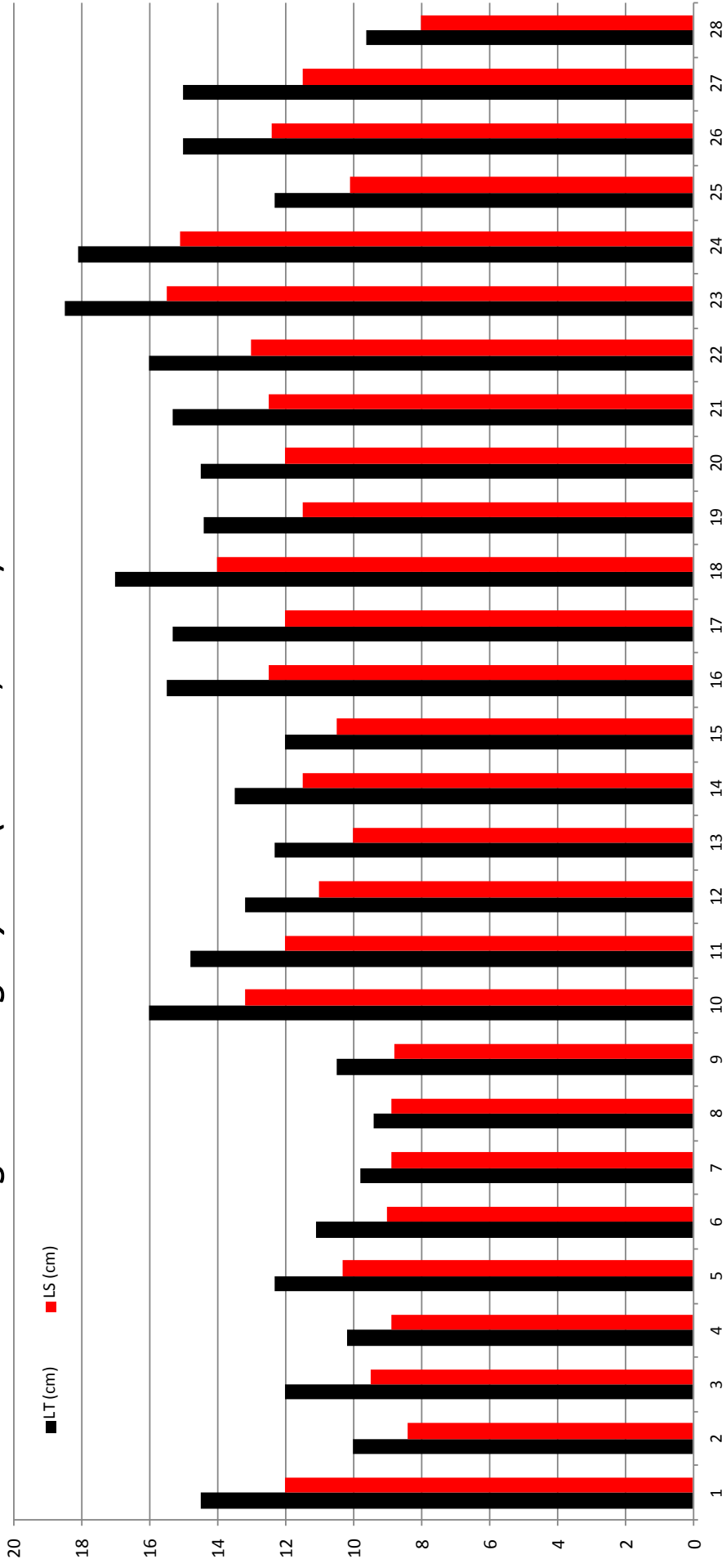


Figura 45. *Oligosarcus genynsii*: largo total (LT) y largo standard (LS) de 28 ejemplares capturados en la laguna La Ballenera.

# *Bryconamericus iheringuii* (Boulenger, 1887)

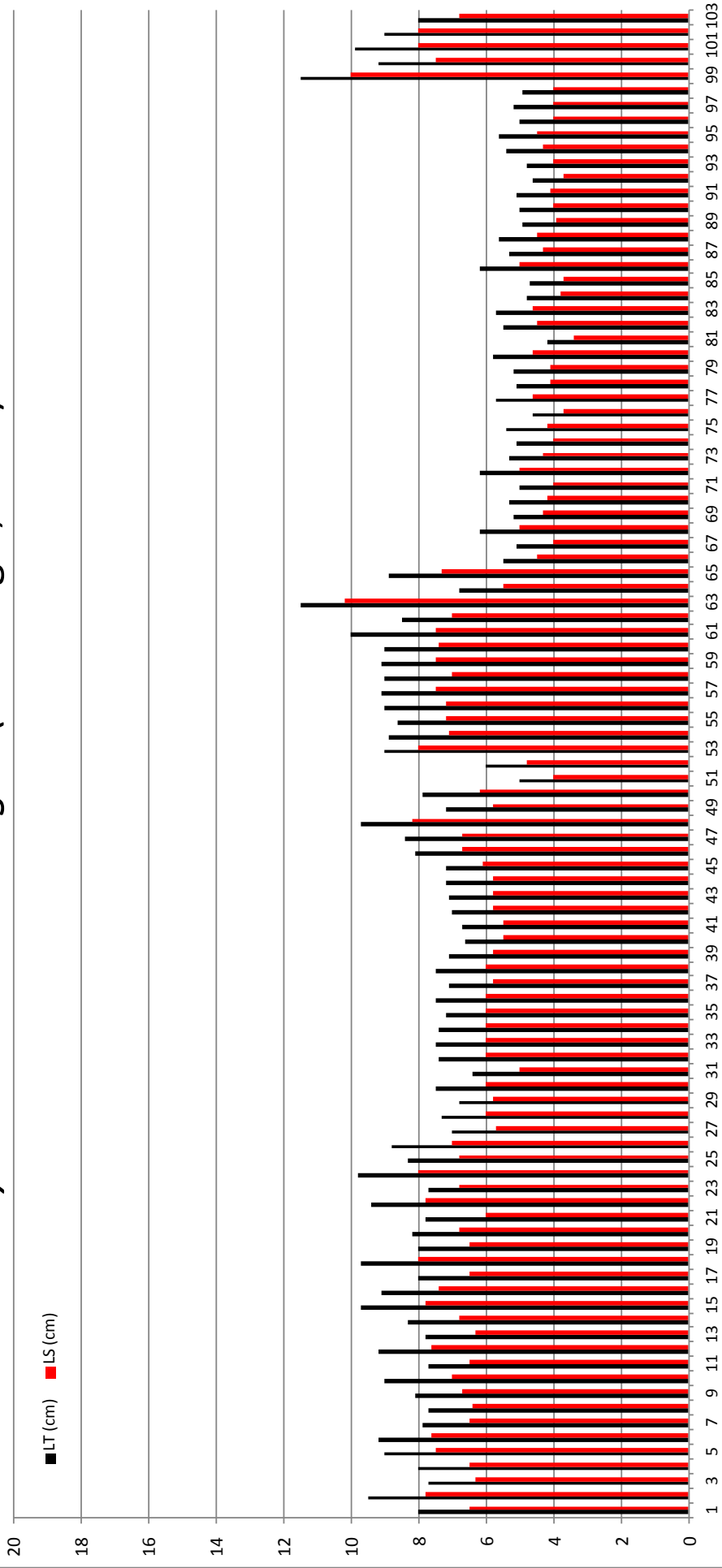


Figura 46. *Bryconamericus iheringuii*: largo total (LT) y largo standard (LS) de 103 ejemplares capturados en la laguna La Ballenera.

# *Cheirodon interruptus* (Jenyns, 1842)

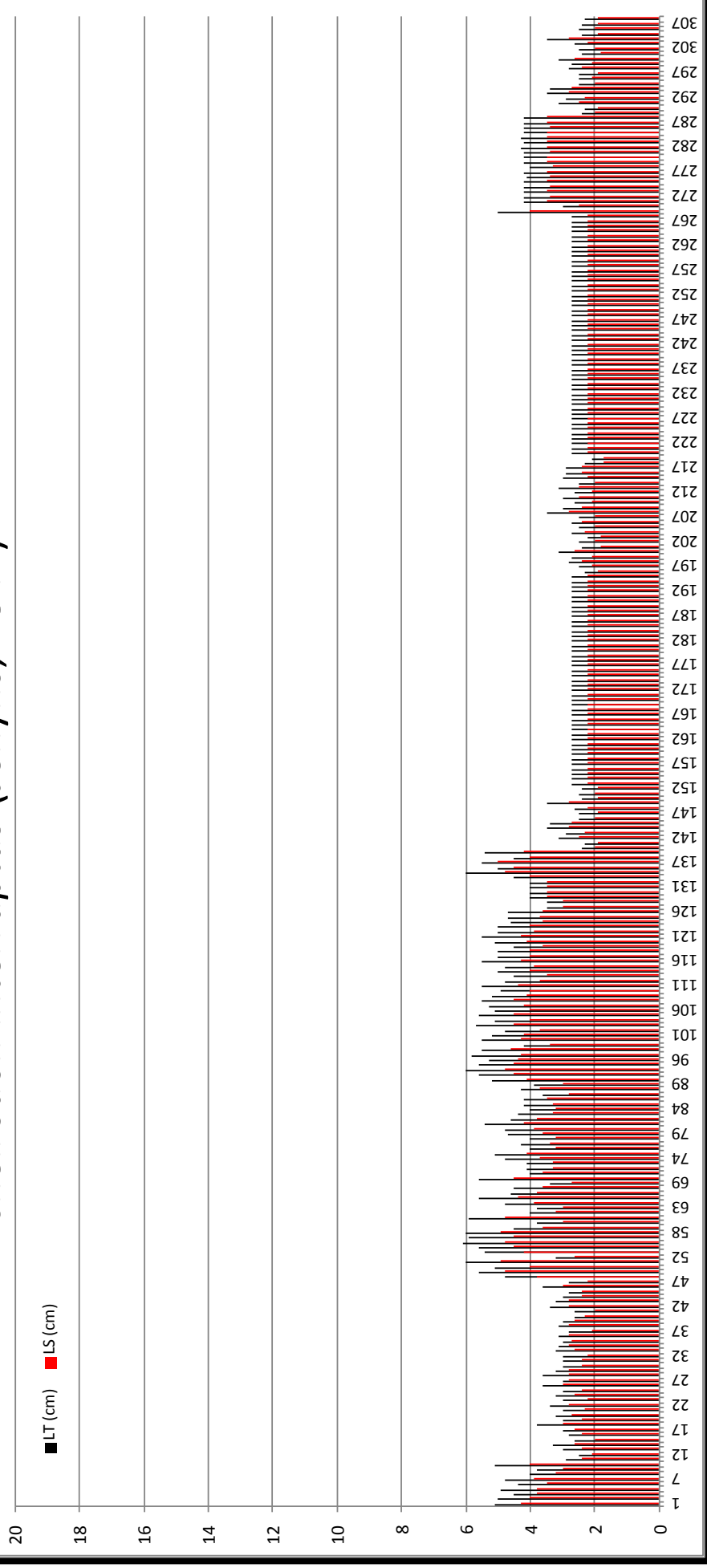


Figura 47. *Cheirodon interruptus*: largo total (LT) y largo standard (LS) de 307 ejemplares capturados en la laguna La Ballenera.

# *Astyanax eigenmanniorum* (Cope, 1894)

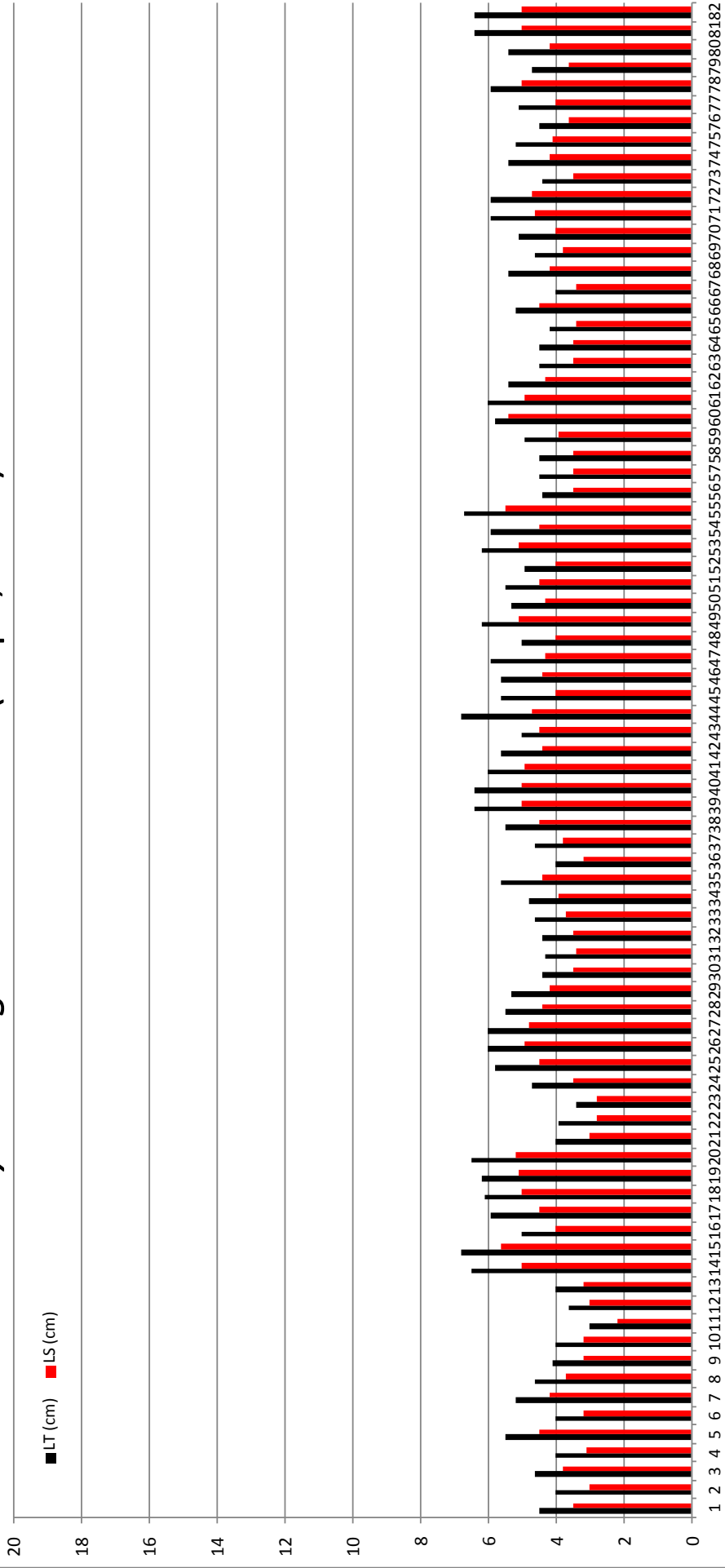


Figura 48. *Astyanax eigenmanniorum*: largo total (LT) y largo standard (LS) de 81 ejemplares capturados en la laguna La Ballenera.

## *Australoheros facetus* (Günther, 1842)

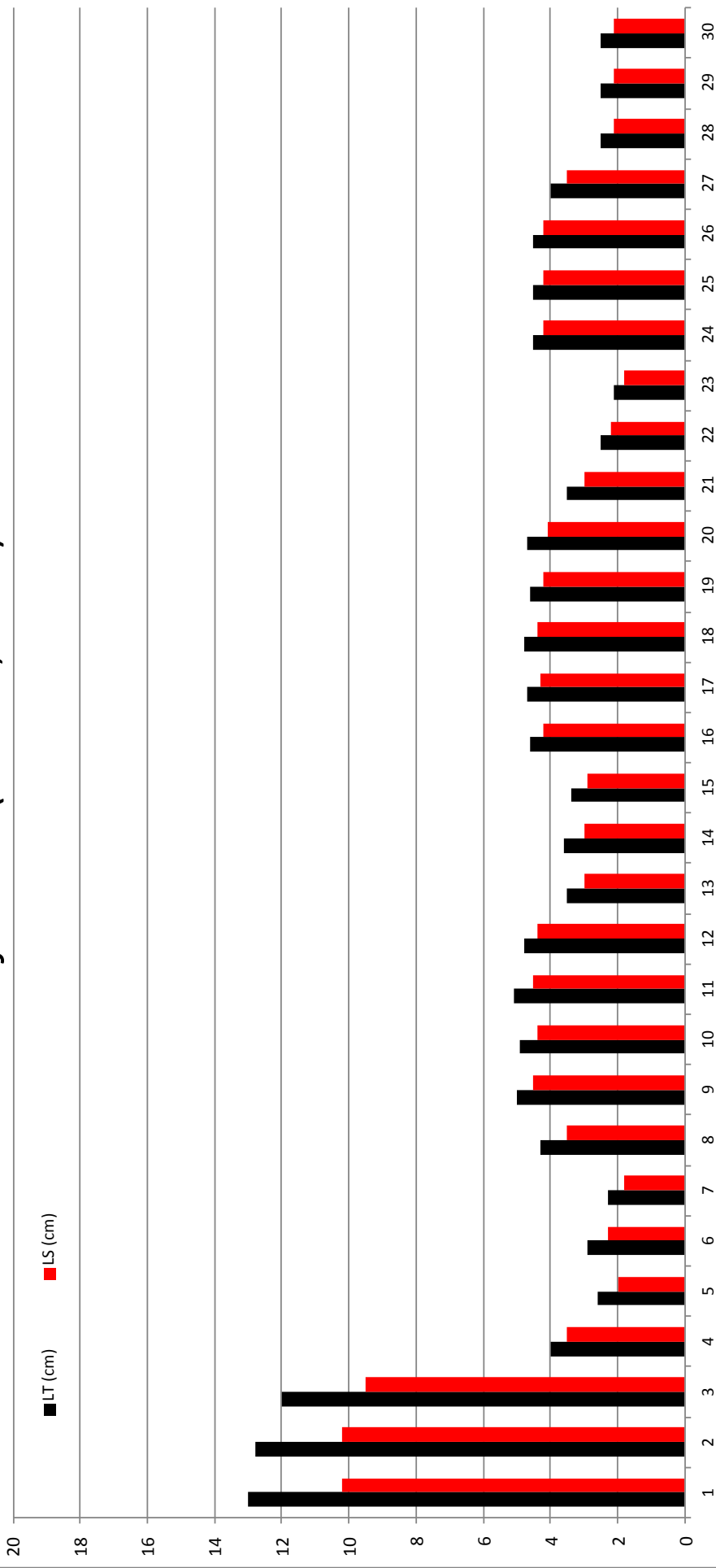


Figura 49. *Australoheros facetus*: largo total (LT) y largo standard (LS) de 30 ejemplares capturados en la laguna La Ballenera.

## *Corydoras paleatus* (Jenyns, 1842)

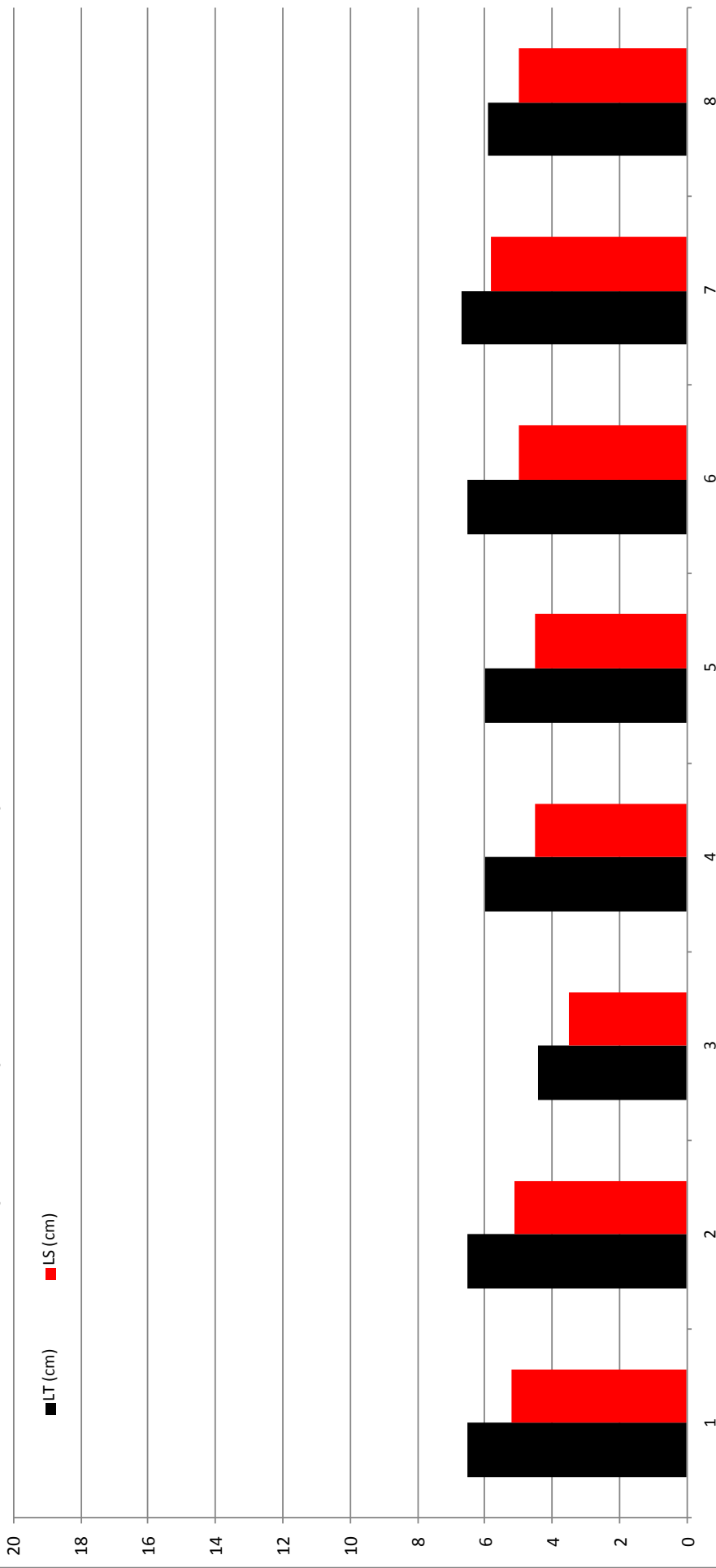


Figura 50. *Corydoras paleatus*: largo total (LT) y largo standard (LS) de 8 ejemplares capturados en la laguna La Ballenera.

## *Pimelodella laticeps* (Eigenmann, 1917)

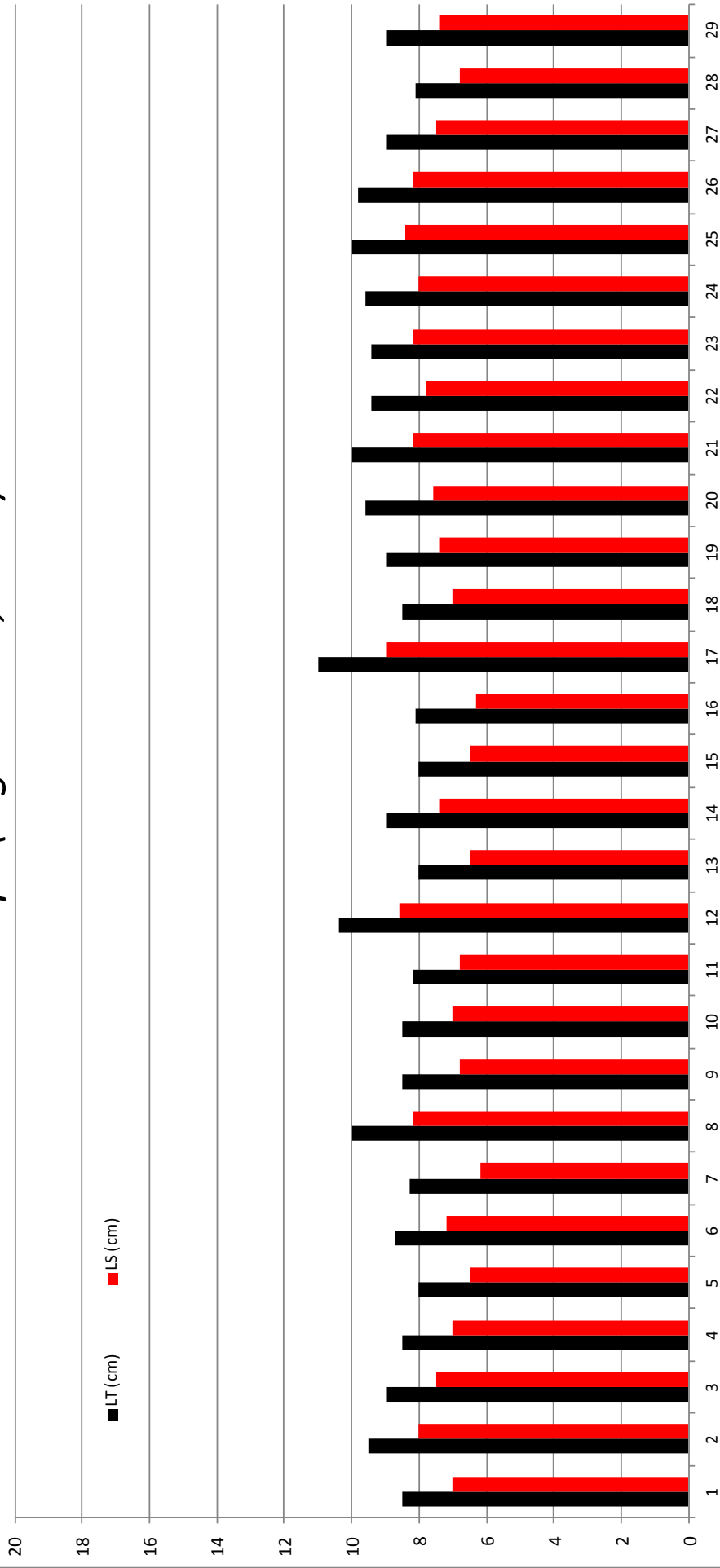


Figura 51. *Pimelodella laticeps*: largo total (LT) y largo standard (LS) de 29 ejemplares capturados en la laguna La Ballenera.

## *Jenynsia multidentata* (Jenyns, 1842)

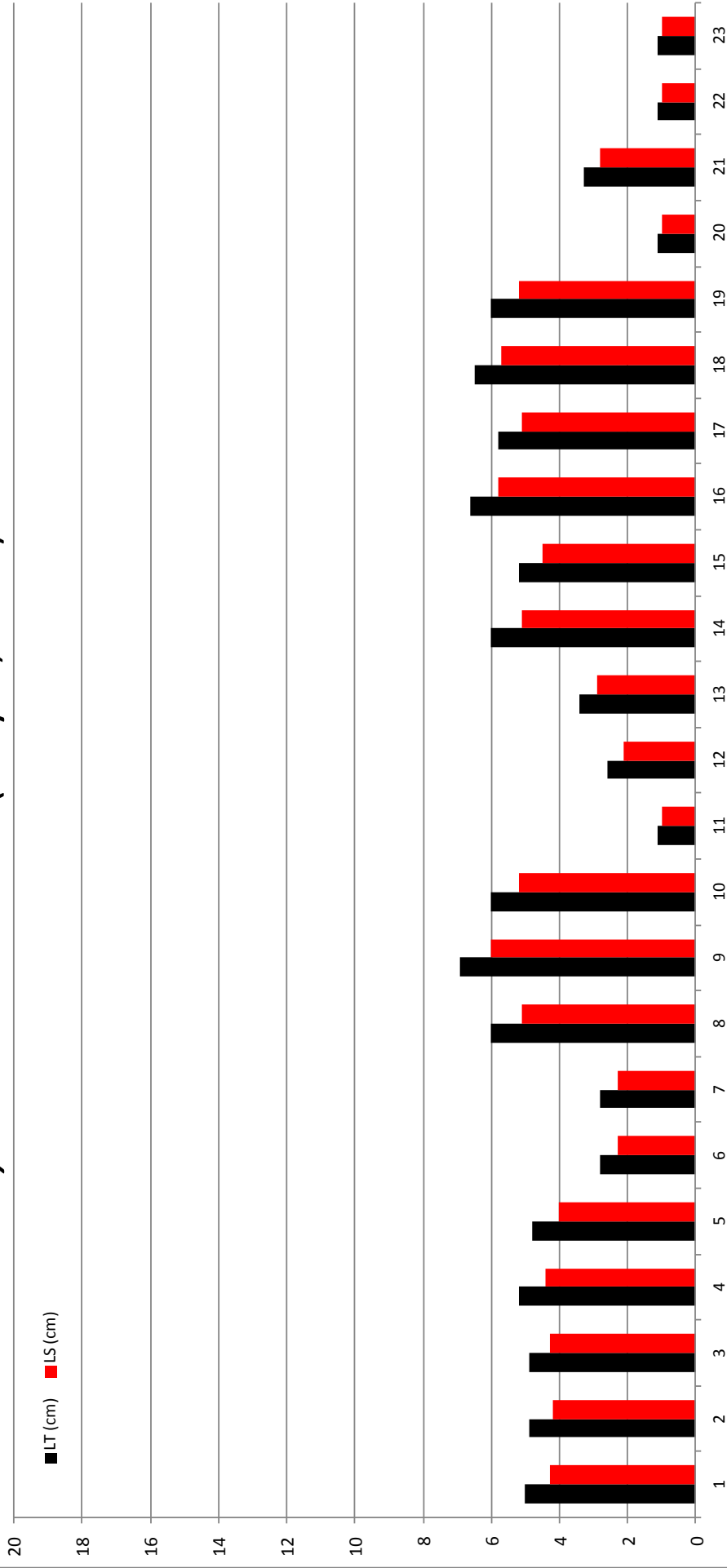


Figura 52. *Jenynsia multidentata*: largo total (LT) y largo standard (LS) de 23 ejemplares capturados en la laguna la RNPMdP.

## *Cnesterodon decemmaculatus* (Jenyns, 1842)

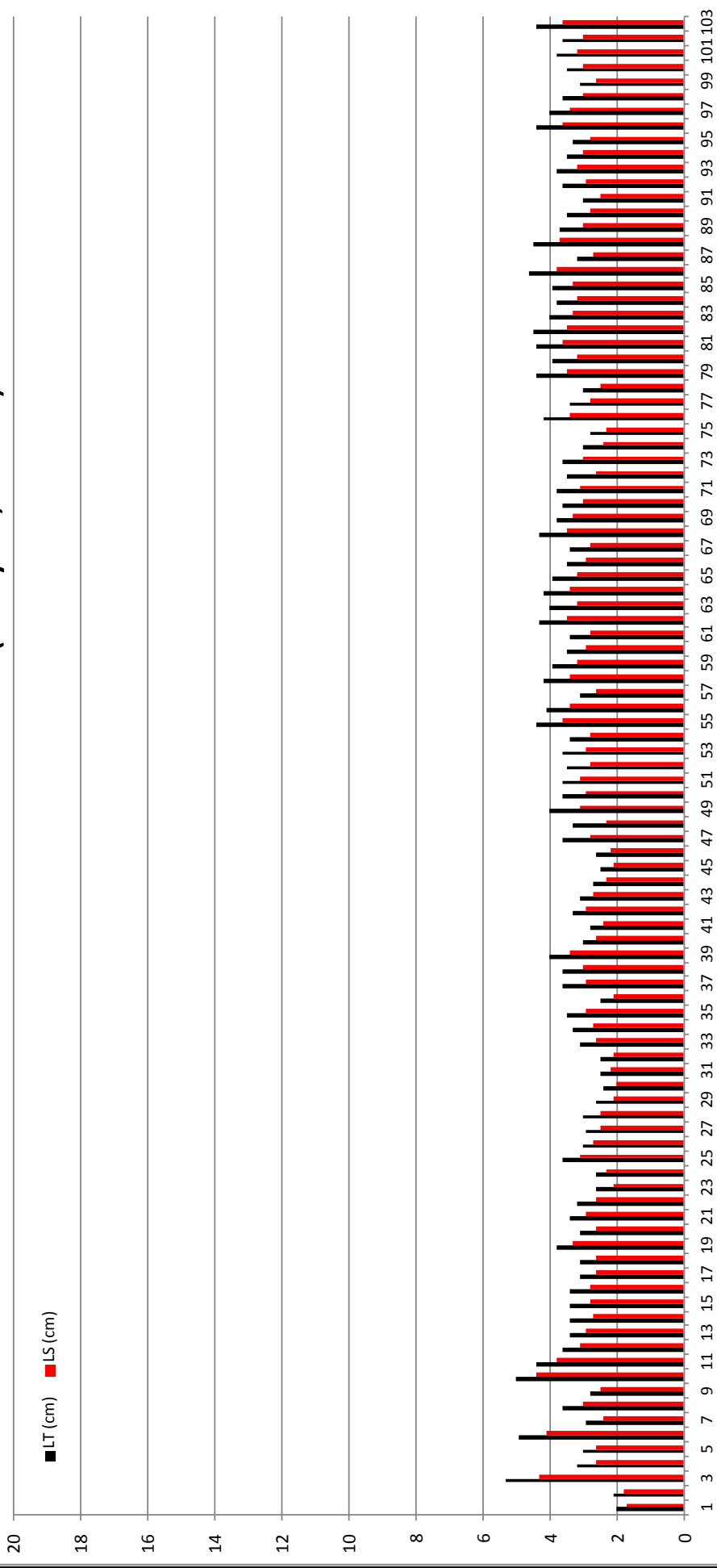


Figura 53. *Cnesterodon decemmaculatus*: largo total (LT) y largo standard (LS) de 103 ejemplares capturados en la laguna la RNP MdP.