

VIGNATTI, ALICIA MAR
Biomasa de zooplanct

2011

71184

71184

MFN:
Clasif:
T-746

**BIOMASA DEL ZOOPLANCTON EN LAGUNAS SALINAS Y SU
RELACIÓN CON LA CONCENTRACIÓN DE SALES EN
AUSENCIA DE PECES**

**Tesis para obtener el grado de
DOCTORA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS**



Tesista:

Lic. Alicia María Vignatti

Director:

MSc. Juan César Paggi

Co-Directora:

Dra. Elena Noemí Gari

Jurado:

Dra. Cristina Mabel Gualdoni

Dra. Alcira Villagra de Gamundi

Dra. Patricia Marta Cervellini



**BIOMASA DEL ZOOPLANKTON EN LAGUNAS SALINAS Y SU RELACIÓN
CON LA CONCENTRACIÓN DE SALES EN AUSENCIA DE PECES**

Tesista:

Lic. Alicia María Vignatti

Director:

MSc. Juan César Paggi

Co- Directora:

Dra. Elena Noemí Gari

Agradecimientos

MSc. Juan César Paggi

Dra Elena Noemí Gari

Dra. Cristina Mabel Gualdoni

Dra. Alcira Villagra de Gamundi

Dra. Patricia Marta Cervellini

Secretaría de Posgrado de la Fac. de Cs. Exactas, Físico Químicas y Naturales (UNRC)

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales (UNLPam)

Dras. Susana José de Paggi y Florencia Rojas Molina (INALI, CONICET- UNL)

Lic. Cristina Marinone y Dra. Silvina Menu Marque (FCEN-UBA)

Dra. María Cristina Martín y Lic. Gabriela Dalmaso (Fac. de Cs. Exactas y Nat.)

Dres. Susana Boeris, Gladys Scoles y José Camiña (Dpto. de Química, Fac. de Cs.

Exactas y Naturales, UNLPam)

Ing. Agr. Guillermo Casagrande (INTA Anguil- Fac. de Agronomía, UNLPam)

Sr. Ricardo Deanna y familia (Establecimiento San José)

Sres, Néstor Hugo Fuentes y Eduardo Vargas (Establecimiento El Carancho)

Municipalidad de General Acha

Municipalidad de Embajador Martini

Sr. Ricardo N. Echaniz (Santa Rosa)

Lic. Gabriela C. Cabrera (Fac. de Cs. Exactas y Naturales -UNLPam)

A mis padres

Dedicatoria:

A Santiago

*“Si te quiero es porque sos
mi amor, mi cómplice, todo...
y en la calle, codo a codo,
somos mucho más que dos”*

Mario Benedetti

Resumen

Actualmente se considera que la biomasa y talla del zooplankton lacustre resultan de la interacción de dos fuerzas, una controlada por la depredación (“*top down*”) hace que en presencia de peces planctívoros, la talla y la biomasa sean menores. Por otro lado, ante la falta de depredadores, el control está dado por los recursos alimentarios (“*bottom up*”), resultando en zooplankton dominado por especies de mayor talla, con el consecuente aumento de la biomasa.

La mayoría de los estudios que analizaron estos conceptos se realizaron en ambientes de baja salinidad, pero no ha sido probada su validez en ambientes salinos. En éstos se debe sumar el efecto de la salinidad, un elemento abiótico que hace que los organismos deban invertir energía para mantener la estabilidad de su medio interno. Dado que frecuentemente carecen de peces, los ambientes salinos son adecuados para analizar los efectos del control *bottom up* y la salinidad sobre la biomasa y tallas del zooplankton.

El objetivo de esta tesis fue conocer la composición y biomasa del zooplankton de cuatro cuerpos de agua someros salinos sin peces de La Pampa y su relación con las concentraciones de sales, nutrientes y clorofila *a*.

La salinidad varió entre 5,7 y 37,3 g.l⁻¹. Todas fueron hipertróficas pero las concentraciones de clorofila *a* fueron reducidas. La riqueza fue baja y dominaron crustáceos endémicos de talla grande. La biomasa estuvo determinada por la densidad de los organismos de mayor tamaño y fue afectada positivamente por la salinidad.

El control *bottom up* sobre la comunidad zooplanctónica se evidenció en que, dada la ausencia de depredadores, la biomasa, densidad y éxito reproductivo de las principales especies estarían controlados por la salinidad, la temperatura y/o la disponibilidad de alimento.

A pesar de que el modelo de los estados alternativos de los lagos someros afirma la ausencia de *Daphnia* en lagos salados, en este estudio se registró *D. menucoensis* en las cuatro lagunas. Su presencia y las características de los ambientes permiten afirmar la aplicabilidad de dicho modelo a ambientes hipo-mesosalinos.

Abstract

It is currently considered that zooplankton size and biomass in lakes result from the interaction of two forces: one controlled by predation ("*top down*"), which, due to the presence of planktivorous fish, leads to lower size and biomass, and another one controlled by food resources ("*bottom up*"), which, due to the absence of predators, results in zooplankton dominated by larger species, and the consequent increase in biomass.

Most studies examining these concepts have been performed in lakes with low salinity. In saline environments, organisms need to invest some of their energy to maintain the stability of their internal environment. Because of the usual absence of fish in saline environments, these ecosystems are suitable to analyze the effects of *bottom-up* control and salinity on zooplankton size and biomass.

The aims of this thesis were to study the composition and biomass of zooplankton in four shallow saline water bodies of La Pampa, Argentina, with absence of fish and to assess their relation with the concentrations of salts, nutrients and chlorophyll *a*.

All the water bodies studied were hypertrophic, but chlorophyll *a* concentrations were reduced. Salinity ranged between 5.7 and 37.3 g.l⁻¹. Species richness was low and dominated by large endemic crustaceans. Biomass was determined by the density of larger organisms and positively affected by salinity.

The *bottom-up* control on the zooplankton community was evidenced by the fact that, due to the absence of predators, biomass, density and reproductive success of the main species seemed to be controlled by salinity, temperature and / or availability of food.

Although the model of alternative states of shallow lakes indicates that *Daphnia* species are absent in saline lakes, *D. menucoensis* was recorded in the four lakes studied. Its presence and the characteristics of the environments allow suggesting the applicability of such model to hypo-mesosaline environments.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

AGRADECIMIENTOS	2
DEDICATORIA	3
RESUMEN	4
<i>ABSTRACT</i>	5
ÍNDICE DE CONTENIDOS	6
ÍNDICE DE FIGURAS	10
ÍNDICE DE TABLAS	16
1.- INTRODUCCIÓN	18
1.1.- Los lagos salinos y su zooplancton	19
1.2.- Los nutrientes y el estado trófico en los ecosistemas acuáticos	22
1.3.- Factores que determinan la biomasa zooplanctónica	24
1.4.- Los lagos salados. Mecanismos <i>bottom up</i> y <i>top down</i>	26
2.- HIPÓTESIS Y OBJETIVOS	29
2.1.- Hipótesis	30
2.2.- Objetivo general	30
2.3.- Objetivos específicos	30
3.- MATERIALES Y MÉTODOS	32
3.1.- Trabajo de campo	33
3.1.1.- Parámetros ambientales	33
3.1.2.- Parámetros biológicos	34
3.2.- Trabajo de laboratorio	35
3.2.1.- Parámetros físicos	35
3.2.1.1.- Granulometría de los sedimentos	35
3.2.1.2.- Sólidos suspendidos (seston)	36
3.2.2.- Parámetros químicos	37
3.2.2.1.- Sólidos disueltos totales (salinidad)	37

3.2.2.2.- Determinación de la concentración de nutrientes	37
3.2.3.- Parámetros biológicos	38
3.2.3.1.- Determinación de la concentración de clorofila <i>a</i>	38
3.2.3.2.- Zooplankton	38
3.3.- Trabajo experimental	40
3.4.- Análisis de datos	43
4.- AREA DE ESTUDIO	45
4.1.- La provincia de La Pampa: caracterización y ambientes acuáticos	46
4.2.- Cuerpos de agua estudiados	51
4.2.1.- Laguna Chadilauquen (Cha)	52
4.2.2.- Laguna San José (SJ)	53
4.2.3.- Laguna de Utracán (Ut)	55
4.2.4.- Laguna El Carancho (EC)	56
5.- RESULTADOS	59
5.1.- Parámetros ambientales	60
5.1.1.- Características de los sedimentos del fondo	60
5.1.2.- Concentración de sólidos suspendidos (SS)	61
5.1.3.- Salinidad (sólidos disueltos totales) y conductividad eléctrica	64
5.1.4.- Temperatura del agua	66
5.1.5.- PH	67
5.1.6.- Transparencia del agua	68
5.1.7.- Concentración de oxígeno disuelto	70
5.1.8.- Concentración de nutrientes en el agua	71
5.1.9.- Concentración de clorofila <i>a</i>	75
5.2.- Caracterización de las lagunas según sus parámetros ambientales	78
5.3.- Zooplankton	85
5.3.1.- Composición taxonómica y riqueza específica	85
5.3.2.- Densidad, biomasa y espectro de tallas del zooplankton por laguna	88
5.3.2.1.- Laguna Chadilauquen	88
5.3.2.2.- Laguna San José	94

5.3.2.3.- Laguna Utracán	99
5.3.2.4.- Laguna El Carancho	105
5.3.3.- Densidad, biomasa y tallas del zooplankton de las cuatro lagunas	115
5.3.3.1.- Densidad	115
5.3.3.2.- Biomasa	119
5.3.3.3.- Comparación de las tallas promedio	122
5.3.4.- Densidad, biomasa y talla de los principales taxones por laguna	125
5.3.4.1.- Laguna Chadilauquen	125
5.3.4.2.- Laguna San José	128
5.3.4.3.- Laguna Utracán	132
5.3.4.4.- Laguna El Carancho	135
5.3.5.- Comparación de la densidad, biomasa y tallas de los principales taxones	139
5.3.5.1.- Densidad	139
5.3.5.2.- Biomasa	143
5.3.5.3.- Espectro de tallas	145
5.4.- Biología reproductiva y desarrollo de los principales organismos	149
5.4.1.- <i>Moina eugeniae</i>	149
5.4.2.- <i>Daphnia menucoensis</i>	156
5.4.3.- <i>Boeckella poopoensis</i>	163
5.5.- Trabajo experimental: Tolerancia a la salinidad de los cladóceros	166
5.5.1.- Bioensayos con <i>Daphnia menucoensis</i>	166
5.5.2.- Bioensayos con <i>Moina eugeniae</i>	168
6.- DISCUSIÓN	171
6.1.- Los lagos someros. El modelo de los estados alternativos	172
6.2.- El modelo de los estados alternativos y los lagos someros salinos	174
6.3.- Las lagunas de La Pampa y las lagunas “pampeanas o pampásicas”	175
6.4.- Factores ambientales y características de los lagos estudiados	176
6.5.- Zooplankton	180
6.5.1.- Composición taxonómica, diversidad y parámetros ambientales	180
6.5.2.- Biomasa, densidad y tallas. Relación con parámetros ambientales	184

6.5.3.- Biomasa, densidad, tallas de las especies y parámetros ambientales	186
6.5.4.- Biología reproductiva y desarrollo de las principales especies	190
6.5.4.1.- <i>Moina eugeniae</i>	190
6.5.4.2.- <i>Daphnia menucoensis</i>	192
6.5.4.3.- <i>Boeckella poopuensis</i>	193
6.6.- Bioensayos de laboratorio	195
7.- CONCLUSIONES	198
8.- PERSPECTIVAS FUTURAS	203
9.- REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	205

ÍNDICE DE FIGURAS

1.1: Efecto <i>top down</i> de la depredación sobre el zooplancton	25
3.1: Draga tipo Eckman	34
3.2: Trampa de tipo Patalas-Schindler	35
3.3: Equipo de filtrado empleado	37
3.4: Cámara de Bogorov y submuestreados de Russell	39
3.5: Vista del laboratorio durante la preparación de un ensayo	42
4.1: Ubicación geográfica de la provincia de La Pampa	46
4.2: Regiones fitogeográficas de La Pampa	47
4.3: Explotaciones agropecuarias en la Llanura Pampeana	48
4.4: Valles con predominio de caldén en la Provincia del Espinal	49
4.5: Laguna en zonas medanosas del Espinal	49
4.6: Monte bajo de jarillas en la Provincia del Monte	50
4.7: Ubicación geográfica de los cuerpos de agua estudiados	51
4.8: Laguna Chadilauquen	52
4.9: Vista de la laguna Chadilauquen	53
4.10: Laguna Estancia San José	54
4.11: Vista de la laguna San José	54
4.12: Laguna de Utracán	56
4.13: Vista de la laguna Utracán	56
4.14: Laguna El Carancho	57
4.15: Vista de la laguna El Carancho	58
5.1: Granulometría de los sedimentos de las cuatro lagunas	60
5.2: Nutrientes en los sedimentos de las cuatro lagunas	61
5.3: Materia orgánica en los sedimentos de las cuatro lagunas	61
5.4: Variación mensual de los sólidos suspendidos totales	63
5.5: Comparación de los valores medios de los sólidos suspendidos totales	63

5.6: Comparación de los valores medios de los sól. susp.org. e inorgánicos	64
5.7: Variación de los sólidos disueltos totales (SDT) durante el ciclo anual	65
5.8: Comparación de los valores medios anuales de los SDT	65
5.9: Variación mensual de la conductividad eléctrica del agua	66
5.10: Comparación de los valores medios anuales de la conductividad	66
5.11: Variación mensual de la temperatura del agua	67
5.12: Variación mensual del pH del agua	67
5.13: Comparación de los valores medios anuales del pH	68
5.14: Variación de la transparencia en las cuatro lagunas	69
5.15: Comparación de los valores medios anuales de la transparencia	69
5.16: Variación mensual de la concentración de oxígeno disuelto	70
5.17: Comparación de los valores medios anuales de oxígeno disuelto	71
5.18: Variación mensual de la concentración de fósforo total	72
5.19: Variación mensual de la concentración de nitrógeno total	73
5.20: Comparación de los valores medios anuales de fósforo y nitrógeno	73
5.21: Variación de los valores mensuales de la relación NT/PT	74
5.22: Valores promedio anuales de la relación NT/PT en las cuatro lagunas	75
5.23: Variación mensual de la concentración de clorofila <i>a</i>	76
5.24: Comparación de las concentraciones medias anuales de clorofila <i>a</i>	77
5.25: Agrupamiento en base a la concentración de sol. susp. inorgánicos	78
5.26: Agrupamiento en base a la concentración de sol. susp. orgánicos	79
5.27: Agrupamiento en base a la salinidad	79
5.28: Relación entre la salinidad y la conductividad	80
5.29: Agrupamiento en base a la transparencia	80
5.30: Agrupamiento en base a la concentración de nutrientes	81
5.31: Agrupamiento en base a la relación NT/PT	82
5.32: Agrupamiento en base a la concentración de clorofila <i>a</i>	82
5.33: Relación entre transparencia y sólidos suspendidos inorgánicos	83
5.34: Relación entre transparencia y sólidos suspendidos orgánicos	83
5.35: Relación entre transparencia y concentración de clorofila <i>a</i>	83

5.36: Especies de crustáceos representativas	86
5.37: Análisis de Correlación Canónica	87
5.38: Variación anual de la densidad y biomasa totales de Chadilauquen	88
5.39: Chadilauquen. Relación entre la biomasa total y la densidad total	89
5.40: Macrozooplankton. Variación porcentual de la densidad	90
5.41: Macrozooplankton. Variación porcentual de la biomasa	90
5.42: Microzooplankton. Variación porcentual de la densidad	90
5.43: Microzooplankton. Variación porcentual de la biomasa	90
5.44: Frecuencias de las tallas de zooplankton total de Chadilauquen	91
5.45: Frecuencias de las tallas de los crustáceos de Chadilauquen	92
5.46: Frecuencias de las tallas de los rotíferos de Chadilauquen	93
5.47: Variación anual de la densidad y biomasa totales de San José	94
5.48: San José. Relación entre la biomasa total y la densidad total	95
5.49: Macrozooplankton. Variación porcentual de la densidad	95
5.50: Macrozooplankton. Variación porcentual de la biomasa	96
5.51: Microzooplankton. Variación porcentual de la densidad	96
5.52: Microzooplankton. Variación porcentual de la biomasa	96
5.53: Frecuencias de las tallas de zooplankton total de San José	97
5.54: Frecuencias de las tallas de los crustáceos de San José	98
5.55: Frecuencias de las tallas de los rotíferos de San José	99
5.56: Variación anual de la densidad y biomasa totales de Utracán	100
5.57: Utracán. Relación entre la biomasa total y la densidad total	100
5.58: Macrozooplankton. Variación porcentual de la densidad	101
5.59: Macrozooplankton. Variación porcentual de la biomasa	101
5.60: Microzooplankton. Variación porcentual de la densidad	101
5.61: Microzooplankton. Variación porcentual de la biomasa	102
5.62: Frecuencias de las tallas de zooplankton total de Utracán	102
5.63: Frecuencias de las tallas de los crustáceos de Utracán	103
5.64: Frecuencias de las tallas de los rotíferos de Utracán	104
5.65: Variación anual de la densidad y biomasa totales de El Carancho	106

5.66: El Carancho. Relación entre la biomasa total y la densidad total	106
5.67: Macrozooplancton. Variación porcentual de la densidad	107
5.68: Macrozooplancton. Variación porcentual de la biomasa	107
5.69: Microzooplancton. Variación porcentual de la densidad	107
5.70: Microzooplancton. Variación porcentual de la biomasa	108
5.71: Frecuencias de las tallas de zooplancton total de El Carancho	108
5.72: Frecuencias de las tallas de los rotíferos de El Carancho	109
5.73: Frecuencias de las tallas de los crustáceos de El Carancho	110
5.74: Densidad media anual del zooplancton	115
5.75: Agrupamiento de lagunas en base a la densidad total	116
5.76: Análisis de Componentes principales (densidad, biomasa y talla)	116
5.77: Comparación de la densidad media anual del macrozooplancton	117
5.78: Agrupamiento de lagunas en base a la densidad del macrozooplancton	118
5.79: Comparación de la densidad media anual del microzooplancton	118
5.80: Agrupamiento de lagunas en base a la densidad del microzooplancton	119
5.81: Comparación de la biomasa media anual del zooplancton	119
5.82: Agrupamiento de lagunas en base a la biomasa total	120
5.83: Comparación de la biomasa media anual del macrozooplancton	121
5.84: Agrupamiento de lagunas en base a la biomasa del macrozooplancton	121
5.85: Comparación de la biomasa media anual del microzooplancton	122
5.86: Agrupamiento de lagunas en base a la biomasa del microzooplancton	122
5.87: Comparación de las tallas promedio totales	123
5.88: Comparación de las tallas promedio del macrozooplancton	123
5.89: Comparación de las tallas promedio del microzooplancton	124
5.90: Densidad y biomasa de los microcrustáceos de Chadilauquen	126
5.91: Tallas de los principales crustáceos de Chadilauquen	127
5.92: Densidad y biomasa de los rotíferos de Chadilauquen	128
5.93: Tallas de los principales rotíferos de Chadilauquen	128
5.94: Densidad y biomasa de los microcrustáceos de San José	130
5.95: Tallas de los principales crustáceos de San José	130

5.96: Densidad y biomasa de los rotíferos de San José	131
5.97: Tallas de los principales rotíferos de San José	131
5.98: Densidad y biomasa de los microcrustáceos de Utracán	133
5.99: Tallas de los principales crustáceos de Utracán	133
5.100: Densidad y biomasa de los rotíferos de Utracán	134
5.101: Tallas de los principales rotíferos de Utracán	134
5.102: Densidad y biomasa de los microcrustáceos de El Carancho	136
5.103: Tallas de los principales crustáceos de El Carancho	137
5.104: Densidad y biomasa de <i>H. fennica</i> en El Carancho	138
5.105: Tallas de <i>H. fennica</i> de El Carancho	138
5.106: Test de Olmstead y Tukey para los crustáceos	139
5.107: Test de Olmstead y Tukey para los rotíferos	140
5.108: Análisis de Componentes Principales (densidad de las especies)	141
5.109: Análisis de Componentes Principales (biomasa de las especies)	143
5.110: Comparación de las tallas de <i>D. menucoensis</i>	146
5.111: Comparación de las tallas de <i>M. eugeniae</i>	146
5.112: Comparación de las tallas de <i>B. poopoensis</i>	147
5.113: Comparación de las tallas de <i>C. deitersi</i>	148
5.114: Comparación de las tallas de <i>H. fennica</i>	148
5.115: Comparación de las tallas de <i>B. plicatilis</i>	149
5.116: Proporciones de las fracciones partenó y gamogenéticas de <i>M. eugeniae</i>	150
5.117: Chadilauquen. Fracciones partenó y gamogenéticas de <i>M. eugeniae</i>	151
5.118: San José. Fracciones partenó y gamogenéticas de <i>M. eugeniae</i>	151
5.119: Utracán. Fracciones partenó y gamogenéticas de <i>M. eugeniae</i>	151
5.120: Tallas de las hembras sin huevos de <i>M. eugeniae</i>	152
5.121: Tallas mensuales de hembras partenogenéticas sin huevos	153
5.122: Tallas mensuales de hembras partenogenéticas con huevos	153
5.123: Variación anual en el número de huevos por hembra partenogenética	153
5.124: Variación anual en el número de huevos por litro	154
5.125: Chadilauquen. Tallas promedio anuales de <i>M. eugeniae</i>	154



5.126: San José. Tallas promedio anuales de <i>M. eugeniae</i>	155
5.127: Utracán. Tallas promedio anuales de <i>M. eugeniae</i>	155
5.128: Proporciones de las fracciones partenó y gamogenéticas <i>D. menucoensis</i>	157
5.129: Chadilauquen. Fracciones partenó y gamogenéticas de <i>D. menucoensis</i>	158
5.130: Utracán. Fracciones partenó y gamogenéticas de <i>D. menucoensis</i>	158
5.131: El Carancho. Fracciones partenó y gamogenéticas de <i>D. menucoensis</i>	158
5.132: Tallas de las hembras sin huevos de <i>D. menucoensis</i>	159
5.133: Tallas mensuales de hembras partenogenéticas sin huevos	160
5.134: Tallas mensuales de hembras partenogenéticas con huevos	160
5.135: Variación en el número de huevos en las hembras partenogenéticas	160
5.136: Variación anual en el número de huevos por litro	161
5.137: Chadilauquen. Tallas promedio anuales de <i>D. menucoensis</i>	161
5.138: Utracán. Tallas promedio anuales de <i>D. menucoensis</i>	162
5.139: El Carancho. Tallas promedio anuales de <i>D. menucoensis</i>	162
5.140: Número promedio de huevos por hembra de <i>B. poopoensis</i>	164
5.141: Tallas mensuales de las hembras con huevos de <i>B. poopoensis</i>	164
5.142 a y b: Variación en el número de huevos <i>B. poopoensis</i>	165
5.143: Bioensayos agudos con <i>D. menucoensis</i>	167
5.144: Bioensayos agudos con <i>M. eugeniae</i>	169
6.1: Estados alternativos de los lagos someros	173

ÍNDICE DE TABLAS

1.1: Clasificación de los ambientes acuáticos en base a la salinidad	19
3.1: Dimensiones de las partículas y clases granulométricas	36
3.2: Composición iónica del agua preparada para los ensayos agudos	42
4.1: Características morfométricas de los cuerpos de agua	58
5.1: Valores medios anuales de los principales parámetros ambientales	77
5.2: Taxones, frecuencia de aparición y riqueza en las cuatro lagunas	85
5.3: Resultados del análisis de correspondencia canónica	87
5.4: Clases y frecuencias de las tallas del zooplancton total de Chadilauquen	91
5.5: Clases y frecuencias de las tallas de los crustáceos de Chadilauquen	92
5.6: Clases y frecuencias de las tallas de los rotíferos de Chadilauquen	93
5.7: Clases y frecuencias de las tallas del zooplancton total de San José	97
5.8: Clases y frecuencias de las tallas de los crustáceos de San José	98
5.9: Clases y frecuencias de las tallas de los rotíferos de San José	99
5.10: Clases y frecuencias de las tallas del zooplancton total de Utracán	103
5.11: Clases y frecuencias de las tallas de los crustáceos de Utracán	104
5.12: Clases y frecuencias de las tallas de los rotíferos de Utracán	105
5.13: Clases y frecuencias de las tallas del zooplancton total de El Carancho	108
5.14: Clases y frecuencias de las tallas de los rotíferos de El Carancho	110
5.15: Clases y frecuencias de las tallas de los crustáceos de El Carancho	111
5.16: Densidad del zooplancton total, macro y microzooplancton	111
5.17: Biomasa del zooplancton total, macro y microzooplancton	112
5.18: Densidad estacional del zooplancton total, macro y microzooplancton	112
5.19: Biomasa estacional del zooplancton total, macro y microzooplancton	113
5.20: Densidad media, mínima y máxima de las principales especies	113
5.21: Biomasa media, mínima y máxima de las principales especies	114
5.22: ACP (densidad biomasa y talla): Autovalores y varianza explicada	116

5.23: ACP: Correlación con variables fisicoquímicas y biológicas	117
5.24: ACP (densidad por especie): Autovalores y varianza explicada	141
5.25: ACP : Correlación con las variables fisicoquímicas y biológicas	141
5.26: Correlación entre la densidad de especies y variables ambientales	142
5.27: ACP (biomasa por especie): Autovalores y varianza explicada	144
5.28: ACP: Correlación con las variables fisicoquímicas y biológicas	144
5.29: Correlación entre la biomasa de las especies y variables ambientales	145
5.30: Tallas de las poblaciones de <i>Moina eugeniae</i>	156
5.31: Tallas de las poblaciones de <i>Daphnia menucoensis</i>	163
5.32: Tallas de las poblaciones de <i>Boeckella poopoensis</i>	165
5.33: Bioensayos agudos con <i>D. menucoensis</i> : Resultados del test <i>a posteriori</i>	168
5.34: Bioensayos agudos con <i>M. eugeniae</i> : Resultados del test <i>a posteriori</i>	170

1.- INTRODUCCIÓN

la mayor parte de los ambientes atalásicos del mundo, considerando la distribución continental y destacó la notable falta de estudios sobre los ecosistemas atalashalinos sudamericanos, a pesar de su abundancia y extensión. Hammer (1986) escribió un compendio de la información existente y describió aspectos ecológicos de los ecosistemas salinos del mundo, recopilando información sobre los registros de especies en función de la salinidad, pero hizo especial referencia a los de África, Australia, Canadá, Oriente Medio y EEUU, haciendo evidente la falta de información para Sudamérica, ya mencionada por Williams en 1981.

Numerosos estudios como los de Geddes *et al.*, (1981), Ivanova (1990), Green & Mengestou (1991), Green (1993), Bos *et al.*, (1996), Evans *et al.*, (1996), Williams (1998), Herbst (2001) y Hall & Burns (2003), apuntaron a describir las características químicas y la biota de lagos salados y a analizar la relación entre la diversidad específica del zooplankton y la estructura de la comunidad de estos lagos, destacando la disminución en el número de especies al aumentar la salinidad. Además, destacaron que esta variable ambiental es el factor modelador más importante pero no el único, y que deberían considerarse también otros factores fisicoquímicos y la ubicación geográfica como reguladores de la estructura de la comunidad.

Excepto en las contribuciones de Ivanova (1990) donde la autora determinó la biomasa de crustáceos planctónicos y además concluyó que el estado trófico de los lagos altamente salinos es independiente de la salinidad, y en la de Evans y colaboradores, (1996) donde afirmaron que los lagos salados tienden a tener mayor biomasa zooplanctónica que los de agua dulce, ninguno de los trabajos mencionados más arriba hace referencia a la relación entre la biomasa y la salinidad del agua.

También existe mucha información provista por autores de otras latitudes sobre cuerpos de agua de elevada salinidad, donde los mismos plantearon que las condiciones particulares de estos ambientes hacen que su biota tenga adaptaciones especiales para la supervivencia. Si bien muchas conclusiones sobre el funcionamiento de los cuerpos de agua salinos a nivel mundial son generalizables para nuestros ecosistemas, los ensambles de especies registrados presentan algunos elementos diferentes, particularmente entre los cladóceros y copépodos, que tienen sus propios patrones biogeográficos y cuya fauna normalmente presenta numerosos endemismos (Paggi, 1998; Battistoni, 1998; Menu-Marque & Locascio de Mitrovich, 1998; Menu-Marque *et al.*, 2000; Adamowicz *et al.*, 2004; Boxshall & Defaye, 2008, Forró *et al.*, 2008) y la

información de otros lugares del mundo, en la mayor parte de los casos, hace referencia a otras especies.

En Argentina, el estudio de los cuerpos de agua de elevada salinidad fue abordado por autores tales como Olivier (1955) en la laguna Salada Grande y en su recopilación sobre cladóceros y rotíferos (Olivier, 1962 y 1965) en los que incluyó información sobre los rangos de salinidad en que se registró cada especie. Ringuelet (1968b) realizó agrupamientos de lagunas, con datos de las especies presentes y algunas relaciones iónicas. En contribuciones posteriores (Ringuelet *et al.*, 1967 y Ringuelet, 1972) incluyeron información sobre lagunas de la provincia de Buenos Aires, (algunas de ellas saladas) y mencionaron características de su zooplancton, al punto de distinguir un tipo de zooplancton de aguas oligohalinas ($0,186 - 1,85 \text{ g.l}^{-1}$) de otro de aguas mesohalinas ($1,86 - 18,5 \text{ g.l}^{-1}$), según la clasificación propuesta por Ringuelet-Olivier en 1957 (Ringuelet, 1962). También se observó el reemplazo de especies de copépodos, a lo largo del tiempo y en un mismo cuerpo de agua, asociados a los cambios de salinidad (Ringuelet, 1958, 1962 y 1968a).

Como se desprende del análisis bibliográfico previo, tampoco en la Argentina existen estudios que hagan referencia a la biomasa del zooplancton y su relación con la salinidad, ya que los autores antes mencionados procuraron principalmente caracterizar ambientes y encontrar patrones regionales, mientras que otros autores como Locascio de Mitrovich *et al.*, (2005) y Villagra de Gamundi *et al.*, (2008) publicaron información sobre la composición taxonómica y la abundancia del zooplancton de lagos salados de altura de la región de la puna o de la ecorregión de las yungas. Paggi (1996), publicó datos fisicoquímicos de ambientes salinos al describir una nueva especie del género *Daphnia* y José de Paggi (1988 y 1989), José de Paggi & Koste (1987) estudiaron la incidencia de la salinidad como factor determinante de segregación y de los niveles de diversidad específica en taxocenosis de rotíferos pero tampoco estos autores hicieron mención a la biomasa en relación a la salinidad.

1.2.- LOS NUTRIENTES (ELEMENTOS NO CONSERVATIVOS) Y EL ESTADO TRÓFICO EN LOS ECOSISTEMAS ACUÁTICOS

Es conocida la relación directa que existe entre la concentración de los principales nutrientes presentes en el agua, (fósforo y nitrógeno) y la biomasa del zooplankton (Vollenweider, 1968; Scheffer *et al.*, 1993; Scheffer, 1998; Jeppesen *et al.*, 1994 y 2000; Wetzel, 2001; Prepas & Charette, 2003; Gaedke *et al.*, 2004).

En Argentina, algunos autores investigaron estas relaciones, pudiendo mencionarse las contribuciones de Quirós *et al.* (2002), en la que describieron los factores que afectan la ecología de las lagunas pampásicas, algunas de las cuales alcanzaron altas conductividades. Maizels *et al.* (2002) si bien describieron la variación de la biomasa planctónica, en relación con parámetros abióticos durante un período de inundación en la laguna Chascomús (de amplia variación en su salinidad), esta laguna siempre estuvo en el intervalo hiposalino (Hammer, 1986). Claps *et al.* (2004), realizaron un estudio en el que investigaron las variaciones espacio-temporales de la biomasa en un lago eutrófico, pero también este trabajo contempló un lago somero ubicado en la provincia de Buenos Aires, con salinidad baja. Dado que esta interacción es un fenómeno casi universal, podemos encontrar ejemplos en cuerpos de agua de la más diversa ubicación geográfica, tal como la información sobre la estructura de la comunidad planctónica de tres lagos de diferente estado trófico ubicados en la bahía Hope, en la península antártica (Izaguirre *et al.*, 2003). Todos estos estudios si bien analizaron la biomasa zooplanctónica y el estado trófico de los lagos, siempre se realizaron en ambientes de baja salinidad.

En la provincia de La Pampa los estudios sobre zooplankton comenzaron a realizarse en la década del '90, con contribuciones destinadas a dar a conocer las especies presentes y su relación con algunas variables ambientales (Echaniz & Vignatti, 1996, 2001 y 2002; Pilati, 1997 y 1999; Vignatti & Echaniz, 1999; Echaniz *et al.*, 2006). Si bien parte de esos aportes fueron realizados a partir de estudios llevados a cabo en algunos cuerpos de agua de elevada salinidad, sólo se determinó la densidad poblacional, pero no se contempló el cálculo de las biomásas en relación con la

salinidad y los nutrientes. A la fecha, solamente se han publicado dos contribuciones donde se analiza la relación entre la biomasa y los distintos factores ambientales. En ambos casos se trata de lagos hipereutróficos, turbios y con fauna íctica, aunque uno de ellos fue subsalino y el otro hiposalino (Echaniz *et al.*, 2008 y 2009).

Algunos autores (Evans *et al.*, 1996), plantearon que, a iguales concentraciones de nutrientes (fósforo y nitrógeno), los lagos salados tienen algunas diferencias con los lagos de baja salinidad, ya que tienden a tener bajas concentraciones de clorofila, biomasa algal y baja productividad primaria, pero altas biomásas de zooplankton.

El fósforo y el nitrógeno son, como se sabe, muy importantes para determinar el estado trófico de un cuerpo de agua ya que son los principales limitantes para el crecimiento algal; por ello, su dinámica ha recibido particular atención (Kalf, 2002).

La abundancia de ambos nutrientes está relacionada directamente con el tipo de suelo en la cuenca, ya que suelen estar en mayores cantidades en lagos situados en cuencas sedimentarias que en aquellos ubicados en cuencas con predominio de rocas de origen volcánico. Sumado a esto, la cantidad de estos elementos es mucho mayor en aquellos ambientes situados en regiones con influencia antrópica, donde son aportados por descargas de sustancias ricas en ellos, ya sea en forma puntual, como las industriales y domésticas o difusas como las agropecuarias (Carpenter *et al.*, 1998; Arbuckle & Downing, 2001; Krogerus & Ekholm, 2003; Bremigan *et al.*, 2008).

En muestreos previos en las lagunas seleccionadas para el presente estudio, se pudo observar que las concentraciones de ambos nutrientes en la columna de agua fueron muy altas (Echaniz, 2010). Tras una comparación con la información publicada por Quirós *et al.*, (2002) los valores registrados en las mismas pueden considerarse los más elevados para este tipo de ambientes en nuestro país.

Tanto el fósforo como el nitrógeno no sólo se encuentran en la columna de agua sino también en los sedimentos del fondo, en particular el primero de ellos, el cual se encuentra bajo diferentes formas, tales como fósforo asociado al hierro, al calcio o fósforo orgánico (Huang *et al.*, 2005), y donde es retenido como carga interna o desde donde puede ser resolubilizado e ingresar nuevamente a la columna de agua, volviendo a estar biodisponible. Si bien aún no se conocen completamente los mecanismos que participan en la retención de fósforo en los sedimentos y en su resolubilización hacia la columna de agua (Huang *et al.*, 2005), los modelos clásicos, fuertemente cuestionados (Hupfer & Lewandowski, 2008) otorgan un papel preponderante a la presencia de

oxígeno en la interfase entre el agua y los sedimentos, ligando la presencia de este gas a variaciones en el potencial *redox* de esta zona (Selig & Schlunbaum, 2003; Huang *et al.*, 2005; Katsev *et al.*, 2006). Así, mientras la interfase sea óxica, existe una fuerte absorción del fosfato disuelto por oxihidróxidos tales como el fosfato férrico, situación que se altera durante momentos o períodos de anoxia, que se producen en forma continua o estacional, y que permiten la redisolución de estos compuestos y de este modo, el reingreso del fósforo a la columna de agua, estando nuevamente biodisponible (Katsev *et al.*, 2006).

Otros autores han publicado información mencionando que el reingreso de nutrientes a la columna de agua es favorecido por otros factores, como la resuspensión de sedimentos provocada por el efecto del viento (Nagid *et al.*, 2001; Krogerus & Ekholm, 2003; Borell Lövestedt & Bengtsson, 2008), el burbujeo de gases proveniente de la descomposición de materia orgánica o por la bioturbación (Wetzel, 2001).

Actualmente, es escasa la información con la que se cuenta sobre la granulometría de los sedimentos y la concentración de fósforo, nitrógeno y contenido de materia orgánica de los cuerpos de agua lénticos de La Pampa (Echaniz *et al.*, 2010).

1.3.- FACTORES QUE DETERMINAN LA BIOMASA ZOOPLANCTÓNICA

La producción secundaria, que involucra al zooplankton, puede ser evaluada a través de dos enfoques: en primer lugar, el que tiene en consideración las tasas de natalidad y mortalidad, la estructura etaria y las tallas de la población. En segundo lugar el que considera las tasas de alimentación, asimilación, excreción y varios procesos metabólicos (Edmondson & Winberg, 1971). De acuerdo a Dowing y Rigler (1984), la asimilación, entendida como ingestión menos egestión, involucra el crecimiento de la masa corporal y producción de crías, menos la respiración, excreción y cualquier pérdida que sea consecuencia o esté relacionada con estos procesos, tales como la producción de mucus y las mudas. Es decir que la producción de biomasa depende del balance entre la “ganancia” que representa la incorporación de alimento y oxígeno que aporta materia y energía química para la elaboración de nuevos tejidos, por un lado y la “pérdida” que representan las excretas, el gasto de energía en mecanismos metabólicos y acciones mecánicas, tales como los movimientos respiratorios, alimentarios,

desplazamientos de fuga ante depredadores y otros. Los mecanismos metabólicos incluyen procesos de control de la estabilidad de la presión osmótica del medio interno.

Cabe aclarar que no es objetivo de esta tesis evaluar la “producción secundaria” tal como se la mencionó más arriba, sino la biomasa, cantidad de materia viva (expresada como peso seco por unidad de volumen) de zooplankton existente en un momento (“*Standing crop*”) (Rodríguez, 1999).

Desde hace algún tiempo el esquema que domina los aspectos teóricos acerca de los factores que determinan la biomasa (y talla) del zooplankton puede resumirse en la interacción de dos fuerzas de selección: la de los recursos alimentarios y la de la presión de los depredadores, que se han popularizado bajo los términos “*bottom up*” y “*top down*” (Stein *et al.*, 1995; Horppila *et al.*, 1998; Jeppesen *et al.*, 2000; Kalff, 2002).

Según este esquema, en aquellos ambientes en que resultan determinantes las presiones ejercidas por los depredadores (efecto *top down*) los organismos de la comunidad zooplanctónica son de menor tamaño y como consecuencia, menor es la biomasa, tal como fuera verificado por Brooks y Dodson (1965) antes y después de la introducción del pez planctívoro *Alosa* sp. (Fig 1.1) y que conceptualmente fuera postulada algunos años antes por Hrbáček (1962), sobre la base de estudios realizados en lagunas de piscicultura.

Por otro lado, en ausencia de depredadores, y cuando el control de la comunidad está determinada por la concentración de nutrientes (efecto *bottom up*), la situación es inversa, resultando en una comunidad zooplanctónica dominada por especies de mayor talla, con el consecuente aumento de la biomasa.

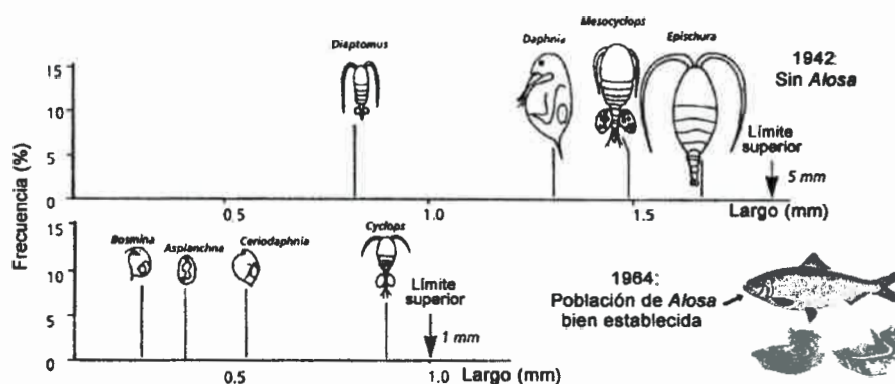


Figura 1.1: Efecto *top down* de la depredación sobre el zooplankton (Modificado de: Brooks, J. & S. Dodson, 1965)

1.4.- LOS LAGOS SALADOS. EFECTO RELATIVO DE LOS MECANISMOS “BOTTOM UP” Y “TOP DOWN”

Los estudios destinados a analizar los citados conceptos de *bottom up* y *top down* generalmente se han realizado en cuerpos de agua de baja salinidad (hiposalinos o levemente mesosalinos) y en los que básicamente, aparte del zooplankton, sólo entran en juego los componentes considerados piezas fundamentales de este esquema teórico, es decir, los nutrientes y los depredadores.

Los cuerpos de agua mesosalinos a hipersalinos constituyen un tipo de ambiente muy particular ya que un factor abiótico se convierte en dominante, al punto tal que sus cambios son capaces de generar alteraciones en la composición de la comunidad (Hammer, 1986). Además, debe tenerse en cuenta que los organismos que habitan cuerpos de agua de alta salinidad (hiperosmóticos), para sobrevivir y perpetuarse deben enfrentar el problema de mantener constante, dentro de ciertos límites, la presión osmótica de su medio interno, y por lo tanto deben invertir energía en el sostenimiento de estos mecanismos de control (Phillips, 1976; De La Fuente Freyre, 1994; Ruppert y Barnes, 1996; Hill *et al.*, 2006).

Como se menciona más arriba, la salinidad no es un factor ambiental constante, ya que los cuerpos de agua salinos son generalmente lagos someros, ubicados en regiones áridas o semiáridas de climas rigurosos que ocasionan marcadas oscilaciones de la relación entre volumen y superficie. En ellos, la salinidad varía en relación con el balance hídrico de la región a lo largo del ciclo anual y por lo tanto, se comporta como un factor cuya influencia es variable durante las diferentes estaciones del año. En los casos de estudios realizados con el zooplankton de cuerpos de agua salados, los resultados muestran que los integrantes del macrozooplankton, en particular los cladóceros tienden a desaparecer y por lo tanto a declinar la biomasa cuando la salinidad alcanza valores extremos (Moss, 1994; Greenwald & Hurlbert, 1993; De Los Ríos & J. Crespo, 2004).

Tomando en cuenta lo anterior, puede plantearse el interrogante acerca de si las conclusiones ampliamente discutidas acerca de los mecanismos ecológicos denominados *bottom up* y *top down* son válidas en los casos de ambientes salinos o si a

los dos factores dominantes (nutrientes y depredadores) se debería sumar también la salinidad, ya no en un rango tan amplio que permita cambios en la biomasa sólo por reemplazos de especies en la comunidad sino dentro de límites relativamente estrechos que permitan el estudio de comunidades razonablemente comparables.

Además en general, los cuerpos de agua salinos son ambientes estructuralmente muy simples, habitados por pocas especies zooplanctónicas, sin o con escasa vegetación, que, cuanto más cerca se ubiquen del extremo de mayor concentración de sales, menor es la probabilidad de que sean habitados por peces, y por lo tanto, los depredadores potenciales del zooplankton serán escasos o nulos. En el caso de Argentina, son pocas las especies de la fauna ictícola capaces de prosperar en ambientes salados (Ringuelet, 1975).

Excluido entonces, parcial o totalmente, el factor *top down* representado por la depredación ejercida por peces planctívoros, los ambientes de elevada salinidad resultan muy adecuados para analizar el efecto relativo de los factores *bottom up* (nutrientes-fitoplancton) y la salinidad sobre la biomasa y espectro de tallas de la fracción zooplanctónica.

Existen escasos antecedentes sobre la influencia de la salinidad sobre la densidad del zooplankton a nivel experimental de laboratorio. Greenwald & Hurlbert (1993) ensayaron los efectos de diferentes niveles de salinidad sobre los ensambles del plancton. Hall & Burns (2002), determinaron las respuestas del cladóceros *Daphnia carinata* a aumentos en la temperatura y salinidad del agua, Martínez-Jerónimo & Espinosa-Chávez (2005) analizaron las respuestas de supervivencia en laboratorio de *Moina hutchinsoni*, un cladóceros halófilo, en un rango de salinidad entre 2 y 20 gramos; Sarma *et al.* (2006) estudiaron los efectos de salinidades crecientes sobre la dinámica poblacional de los cladóceros y rotíferos del zooplankton de agua continentales; más recientemente, Jeppesen *et al.*, (2007) analizaron los efectos de la salinidad y detectaron efectos negativos en parámetros poblacionales.

Sin embargo, se sabe muy poco respecto al efecto de la salinidad sobre la biomasa en condiciones naturales que, no necesariamente, debe ser equivalente a la densidad ya que los cambios podrían ocurrir tanto por modificaciones en la distribución de tallas de la comunidad como por impactos sobre el crecimiento de los individuos y su capacidad reproductiva. Por otro lado no debe perderse de vista la importancia que las estimaciones en forma de biomasa tienen desde puntos de vista ecológicos tanto

teóricos como aplicados. Es remarcable la ausencia de estudios sobre la biomasa del zooplankton de lagos salados, donde generalmente la diversidad es baja y las especies que lo integran son habitualmente de talla grande. Como se desprende de los párrafos precedentes, tampoco se han hecho estudios que relacionen este aspecto con los diferentes parámetros fisicoquímicos, en particular la salinidad, factor abiótico dominante en este tipo de ambientes.

2.- HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

Naturales –UNLPam-). A los efectos de eliminar los carbonatos se empleó ácido acético al 6% y posteriormente se eliminó la materia orgánica con agua oxigenada de 100 volúmenes. Para la dispersión del material se usó hexametáfosfato de sodio al 1% y aplicación de ultrasonido durante 30 segundos.

Las diferentes fracciones que integran los sedimentos fueron identificadas utilizando la siguiente clasificación (Tabla 3.1):

Tabla 3.1: Dimensiones de las partículas y clases granulométricas.

Fracción	Dimensiones de las partículas
Arcilla	0,01 - 2 μm
Limo fino	2 - 20 μm
Limo grueso	20 - 50 μm
Arena muy fina I	50 - 74 μm
Arena muy fina II	74 - 100 μm
Arena fina	100- 250 μm
Arena media	250 - 500 μm
Arena gruesa	500 - 1000 μm
Arena muy gruesa	1000 - 2000 μm

3.2.1.2.- Sólidos suspendidos (seston)

El seston se determinó filtrando un volumen de agua conocido, con un equipo de filtrado de policarbonato Sartorius (Fig. 3.3). Los filtros de fibra de vidrio utilizados (Microclar FFG047WPH) de 47 mm de diámetro y 1 μm de poro, fueron previamente lavados y pesados. Luego de su secado a 60 °C hasta peso constante, fueron pesados para determinar los *sólidos suspendidos totales*. Posteriormente fueron calcinados a 550 – 600°C, para eliminar la fracción orgánica y se los pesó nuevamente para determinar los *sólidos suspendidos inorgánicos* (EPA, 1993). El valor de los *sólidos suspendidos orgánicos* se obtuvo restando estos últimos a los totales.



Figura 3.3: Equipo de filtrado empleado

3.2.2.- PARÁMETROS QUÍMICOS

3.2.2.1.- Sólidos disueltos totales (salinidad)

La salinidad total se determinó por el método gravimétrico, el cual consiste en determinar el residuo sólido obtenido del secado de un volumen de agua conocido (50 ml en este caso) a 104°C, en vasos de precipitado prepesados. Previamente, el agua se filtró con filtros de fibra de vidrio Microclar FFGO47WPH para eliminar los sólidos suspendidos.

3.2.2.2.- Determinación de la concentración de nutrientes

El análisis de los nutrientes se realizó en el laboratorio privado especializado “La Pampa agrícola” de la Lic. en Química Silvia Stachiotti.

Nutrientes en sedimentos: Para la determinación de *nitrógeno total*, se secó la muestra a 55-60°C, se realizó una digestión ácida, neutralización y posterior lectura espectrofotométrica a 460 nm con desarrollo de color amarillo mediante el reactivo de Nessler. Para el *fósforo total*, se secó la muestra a 55-60°C, se realizó una digestión ácida, neutralización y posterior lectura espectrofotométrica a 890 nm con desarrollo de

Paggi (1995, 1996 y 1997) y para los rotíferos se siguió a Ruttner-Kolisko (1974), Koste (1978) y Segers (1995) y a otros autores según las familias y géneros presentes.

Determinación de la densidad

Los conteos (individuos por especie) se efectuaron utilizando material de las muestras cuantitativas. El macrozooplankton (cladóceros y copépodos) (Kalff, 2002), fue contado en cámaras de Bogorov de 5 ml de capacidad bajo microscopio estereoscópico a 20X. Las alícuotas se tomaron con un submuestreador de Russell de 5 ml (Fig. 3.4). Los conteos del microzooplankton (rotíferos y nauplios) (Kalff, 2002) fueron realizados en cámaras de Sedgwick-Rafter de 1 ml de capacidad, bajo microscopio óptico convencional a 100-400X. Las alícuotas se extrajeron con una micropipeta de 1 ml.



Figura 3.4: Cámara de Bogorov y submuestreador de Russell

Se determinó el número de alícuotas a contar en cada caso mediante el empleo de la fórmula de Cassie (Dowing & Rigler, 1984):

$$n = (D.S. \times 2 / \text{media} \cdot E)^2$$

donde:

D.S.: desvío estándar de las alícuotas contadas

media: promedio de las densidades obtenidas en las alícuotas contadas

E: error estipulado (10%)

Mediciones y determinación de la biomasa y número de huevos

Mediante el empleo de un microscopio óptico, dotado de un ocular micrométrico Carl Zeiss de 10X provisto de una escala graduada se tomaron las medidas de al menos 30 ejemplares por cada taxón presente, seleccionados al azar. Se utilizó material fresco, previamente anestesiado con CO₂ para evitar la distorsión de los ejemplares, tal lo descrito en el ítem 3.1.2). Una vez realizadas las mediciones, se estimó la biomasa en peso seco del zooplankton por cada taxón en forma indirecta; mediante la aplicación de ecuaciones de regresión peso seco/longitud total del cuerpo o prosoma para los cladóceros y copépodos (McCauley, 1984; Dumont *et al.*, 1975) y mediante el método de aproximación a formas geométricas para los rotíferos (Ruttner-Kolisko, 1974).

Se determinaron algunas características poblacionales de las principales especies de cladóceros (*Moina eugeniae* y *Daphnia menucoensis*) en condiciones naturales, tales como el espectro de tallas de las hembras partenogénicas con y sin huevos, número de huevos por hembra, proporción de la gamogenética (hembras efípiadas y machos) y las relaciones entre estas características y las principales variables ambientales. Debido a que entre los copépodos, *Boeckella poopoensis* fue la especie más representativa, se determinó la talla promedio de las hembras con huevos, el número promedio de éstos por hembra y la talla promedio total. Las mediciones se realizaron empleando la técnica descrita más arriba y la determinación del número de huevos mediante la disección de los ejemplares y conteo bajo microscopio óptico a 40 y 100X.

Como un indicador sintético de la fecundidad, se calculó el número de huevos de la población de cada especie (expresado en huevos por litro), ya sea mensualmente (en aquellos meses en que se registraron hembras ovígeras) como el número total (en cada laguna). Los valores se obtuvieron multiplicando la cantidad de hembras con huevos (por litro) por el número promedio de huevos (por hembra).

3.3.- TRABAJO EXPERIMENTAL

A los efectos de contrastar una de las hipótesis planteadas se realizaron bioensayos en laboratorio equivalentes a los que, en Ecotoxicología, se denominan de

toxicidad aguda, o sea, tomando como indicador del efecto la inmovilidad y muerte del individuo. Las especies de cladóceros utilizadas fueron *Daphnia menucoensis* Paggi, 1996 y *Moina eugeniae* Olivier, 1954. Los bioensayos tuvieron una duración de 48 horas.

Obtención de las poblaciones de cladóceros

Para contar con el número de individuos necesarios para la realización de los bioensayos de supervivencia, se instaló al aire libre un tanque de 300 litros. Al momento de dicha instalación, no se pudo contar con poblaciones de cladóceros provenientes de las lagunas motivo de estudio ya que en los cuatro casos, dichos organismos habían desaparecido por drásticos cambios en la salinidad de las mismas, llegando una de ellas (El Carancho) a secarse completamente. Por ello, se colectó sedimento de fondo de una de ellas (Utracán) para obtener nuevas poblaciones a partir del “banco de huevos”. En el tanque se mantuvieron las características fisicoquímicas del agua similares a las de la laguna original.

Una vez desarrolladas y establecidas las poblaciones de cladóceros en el tanque, se retiraron hembras partenogenéticas de ambas especies y se aclimataron en laboratorio en acuarios de 20 litros por separado y durante 60 días. Los neonatos, (de no más de 24 hs) de las hembras maduras seleccionadas fueron los utilizados para los bioensayos de supervivencia (Fig. 3.5).

Preparación del medio de experimentación

El medio se preparó empleando agua desmineralizada a la que se le agregaron sales secas precipitadas provenientes de una de las lagunas (Utracán) y se le adicionó NaCl hasta obtener proporciones iónicas aproximadas a las encontradas en agua al momento de toma de las muestras biológicas (Tabla 3.2). Esta corrección en la salinidad se hizo porque las sales secas precipitadas en la laguna contenían mayor proporción de sulfatos que los valores registrados en el agua de la laguna durante el estudio a campo, lo que hacía que la proporción de cloruros fuese mucho menor respecto a aquellos. Esta situación es común en lagos salados como por ejemplo Mar Chiquita (Córdoba), ya que cuando la salinidad total aumenta, en un determinado momento los sulfatos alcanzan el

punto de saturación y precipitan, mientras que los cloruros siguen aumentando (Bucher *et al.*, 2006).

Tabla 3.2: Análisis de la composición iónica del agua preparada para los bioensayos agudos. La salinidad está expresada en g.l^{-1} y los otros valores en mg l^{-1}

Salinidad	14
CO_3^-	240
HCO_3^-	77
Cl^-	3811
SO_4^-	4223
Ca^{++}	29,9
Mg^{++}	10,3
K^+	120
Na^+	4415

Desarrollo de los bioensayos

Los bioensayos se realizaron en tubos de ensayo de 20 ml en los que se colocaron 5 individuos neonatos por tratamiento, preparándose 4 réplicas por cada concentración. Fueron bioensayos estáticos (sin recambio del medio y sin alimentación) y las observaciones se hicieron cada 12 horas teniendo en todos los casos, una duración total de 48 horas. El fotoperíodo al que estuvieron expuestos los tratamientos fue de 8/16 horas (oscuridad, luz), dado por tubos dos tubos fluorescentes de 18 watts, controlados por un temporizador. La temperatura se mantuvo constante en $22 \pm 1^\circ\text{C}$ (Fig. 3.5).



Figura 3.5: Vista del laboratorio durante la preparación de un ensayo

Se realizaron bioensayos de supervivencia con neonatos de *D. menucoensis*, a 16 diferentes concentraciones salinas en total (crecientes y decrecientes) aplicando un factor de 1,3 a partir una salinidad de 14 g.l⁻¹. Este valor fue considerado el “óptimo hipotético en condiciones naturales”, dado que fue la concentración en la que se detectaron las poblaciones más abundantes, tanto en estudios previos (Echaniz *et al.*, 2006) como en observaciones del presente estudio. Debido a esto, los neonatos colocados en la concentración de 14 g.l⁻¹ fueron considerados el “grupo control” durante los bioensayos.

Con *M. eugeniae*, se realizaron ensayos de supervivencia de neonatos a 18 diferentes concentraciones salinas en total (crecientes y decrecientes) aplicando un factor 1,3, a partir una salinidad de 24 g.l⁻¹. Este valor fue considerado el “óptimo hipotético en condiciones naturales”, siguiendo los mismos criterios de selección que para *D. menucoensis* y por ello los neonatos colocados en la concentración de 24 g.l⁻¹ fueron considerados el “grupo control”.

3.4.- ANÁLISIS DE DATOS

Los resultados obtenidos del trabajo de campo fueron analizados estadísticamente (Sokal y Rohlf, 1995; Zar, 1996). A efectos de determinar diferencias físicas, químicas o biológicas se utilizó el análisis de la varianza (ANOVA) y su equivalente no paramétrico (test de Kruskal Wallis). En los casos en que se encontraron diferencias significativas, se realizaron los tests *a posteriori* de Fisher LSD y en el caso de los bioensayos de laboratorio, el test *a posteriori* utilizado fue el de Dunnet, que indica si hay diferencias significativas respecto a un grupo control.

Se calcularon coeficientes de correlación no paramétricos de Spearman (r_s) y se realizaron análisis de regresión lineal entre diversos factores ambientales y algunos atributos del zooplankton (riqueza específica, densidad y biomasa).

Para detectar similitudes y agrupamientos entre parámetros, se efectuaron análisis de agrupamiento de promedios no ponderados, utilizando distancias euclidianas. Para evaluar relaciones entre parámetros abióticos y bióticos, se utilizaron métodos de ordenación multivariados: análisis de componentes principales y de correlación

canónica (Pérez, 2004; Mangeaud, 2004). En este último caso, las variables consideradas en el análisis fueron: concentraciones de fósforo y nitrógeno total, transparencia del agua, pH, concentración de sólidos disueltos totales, sólidos suspendidos orgánicos e inorgánicos y concentración de clorofila *a*.

A los efectos de analizar la relación entre la densidad de los diferentes taxones y su frecuencia de aparición, se utilizó el test no paramétrico de Olmstead y Tukey y se expresó mediante un gráfico que divide el área en cuatro cuadrantes: el I, que agrupa a las especies más frecuentes y abundantes, el II, las abundantes pero menos frecuentes, el III, las raras y poco abundantes y el IV, incluye a aquellas especies que, si bien fueron relativamente frecuentes, no desarrollaron densidades elevadas (Sokal y Rohlf, 1995).

Se calculó la relación entre la concentración de nitrógeno total y la de fósforo total (NT/PT, en masa) para determinar las posibles limitaciones para el crecimiento algal por alguno de los dos nutrientes (Kalff, 2002).

Se calculó la relación $Z_p / Z_{fót}$ (Quirós *et al.*, 2002) para caracterizar las lagunas en claras (<1) o turbias (>1) utilizando la profundidad promedio de (Z_p) y la profundidad de la zona fótica ($Z_{fót}$). Este último valor se obtiene multiplicando el valor de la lectura del disco de Secchi por un factor 3 (Cole, 1988; Kalff, 2002).

Los datos utilizados no fueron transformados y los programas de computación utilizados para realizar los análisis estadísticos y numéricos fueron: PAST, CANOCO, InfoStat y STATISTICA 7.0.

4.- AREA DE ESTUDIO

4.1.- LA PROVINCIA DE LA PAMPA: CARACTERIZACIÓN Y TIPOS DE AMBIENTES ACUÁTICOS

La provincia de La Pampa (Fig. 4.1), ubicada en el sudoeste de la región geomorfológica de las Grandes Llanuras (Iriondo, 1989), se caracteriza por el predominio de condiciones de aridez y semiaridez, que aumentan hacia el oeste, debido al gradiente de precipitaciones que va desde 700 mm al noreste, hasta menos de 300 mm al oeste (Casagrande *et al.*, 2006). Las precipitaciones son siempre superadas por la evapotranspiración potencial, que es del orden de los 800 mm anuales en toda la provincia (Ponce de León, 1998).

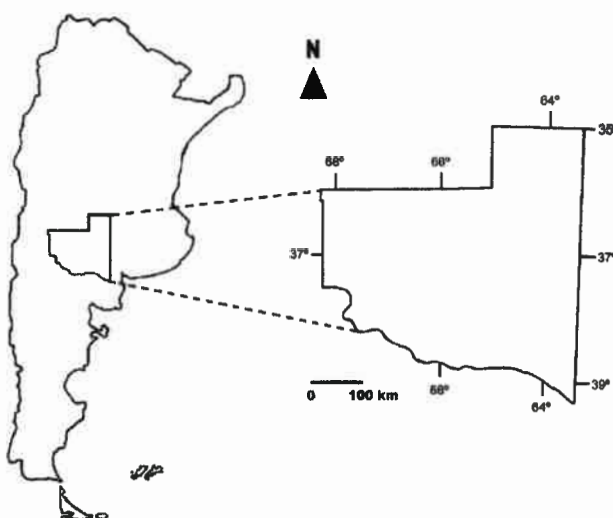


Figura 4.1: Ubicación geográfica de la provincia de La Pampa

Las lluvias en el territorio pampeano se producen principalmente durante los meses más cálidos, con picos en octubre y marzo, debido a la entrada de vientos húmedos y cálidos provenientes del océano Atlántico (Cano, 1980). En ocasiones, estas lluvias pueden ser torrenciales y acompañadas de vientos muy intensos. Durante el invierno las precipitaciones son muy escasas, ya que los vientos que entran desde el Pacífico descargaron su humedad en la región cordillerana, lo que hace que lleguen a La Pampa fríos y secos (Cano, 1980).

Las temperaturas medias anuales del aire rondan los 15,5 a 16 °C, por lo que el régimen térmico del territorio pampeano es templado (Casagrande *et al.*, 2006), aunque es una región que presenta grandes amplitudes térmicas, ya que las medias de verano rondan 24 °C y las de invierno oscilan entre 7 y 8°C (Cano, 1980; Casagrande *et al.*, 2006).

La dirección predominante de los vientos en la mayor parte del territorio es N-NE y S-SO, con velocidades medias anuales que fluctúan entre 10 -15 km.h⁻¹ y una marcada estacionalidad, ya que son más intensos a fines del invierno y primavera, coincidiendo con la finalización del período de menores precipitaciones (Cano, 1980).

Considerando la clasificación biogeográfica propuesta por Cabrera (1976), la provincia de La Pampa se ubica en la Región Neotropical, Dominio Chaqueño. Están representadas en la misma, tres provincias fitogeográficas, la Pampeana, el Espinal y el Monte (Fig. 4.2).

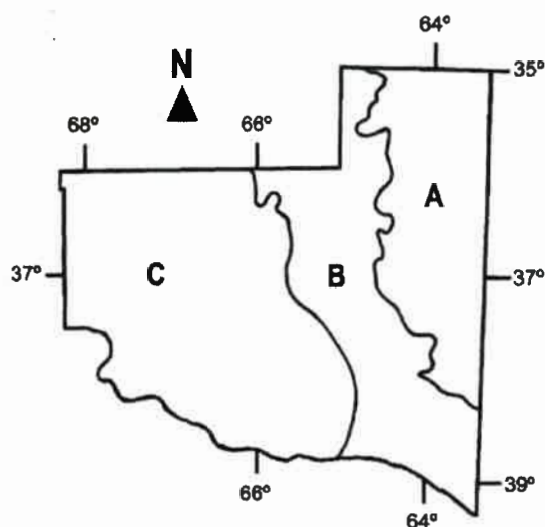


Figura 4.2: Regiones fitogeográficas de La Pampa (Cabrera, 1976) A: Provincia Pampeana. B: Provincia del Espinal. C: Provincia del Monte

La **Provincia Pampeana** (Fig. 4.2 y Fig. 4.3) se caracteriza por el predominio de pastizales de llanura, con un régimen hídrico subhúmedo-seco (Cano, 1980). La actividad humana preponderante es la agricultura de cereales, leguminosas y ganadería. Se caracteriza por la presencia de numerosos ambientes acuáticos, la gran mayoría son temporarios, de poca profundidad y salinidad variable, generalmente en cuencas arreicas o endorreicas. Su nivel de agua depende de las precipitaciones y descargas freáticas, lo

que trae aparejado cambios en su extensión. En estudios previos, se ha verificado que en estos lagos someros el contenido de sales es muy variable y que presentan una diversidad planctónica alta (Echaniz & Vignatti, 1996; Pilati, 1997 y 1999). Los escasos ambientes permanentes (que no se han secado al menos en los últimos 20 años) son lagunas cercanas a las ciudades principales y que reciben los aportes de los desagües pluviales o cloacales tratados (Echaniz *et al.*, 2008 y 2009).



Figura 4.3: Explotaciones agropecuarias en la Llanura Pampeana (Cabrera, 1976).

La **Provincia del Espinal** (Cabrera, 1976) (Fig. 4.2 y Fig. 4.4) se caracteriza por la presencia de un bosque o “monte” caducifolio de caldén (*Prosopis caldenia* Burkart), explotado intensamente, en particular durante la primera mitad del siglo XX. En esta región hay grandes zonas desmontadas donde se realiza explotación agropecuaria, con predominio de cultivos de cereales y ganadería vacuna extensiva. La región alterna mesetas y valles con rumbo NE-SO. Las primeras presentan generalmente un manto de tosca cubierto por una capa de arena mientras que los valles acumulan grandes cantidades de arena en el fondo, formando cordones medanosos (Calmels & Casadío, 2005), donde se forman cuerpos de agua temporarios, de salinidad variable, ubicados en cuencas arreicas y endorreicas (Fig. 4.5). En la porción SE de esta región, el bosque de caldén es más abierto y con algunas zonas de pastizal bajo y psammófilo. Aquí se encuentran escasos humedales en bajos arreicos, generalmente salitrales en los que se

realiza explotación minera de cloruro de sodio.



Figura 4.4: Valles con predominio de caldén, desmontados parcialmente, en la Provincia del Espinal (Cabrera, 1976).



Figura 4.5: Laguna en zonas medanosas de la Provincia del Espinal (Cabrera, 1976).

La **Provincia del Monte** (Fig. 4.2 y Fig. 4.6) se caracteriza por su régimen hídrico árido y suelos pobres (Cano, 1980), por lo que la vegetación que predomina es el monte bajo y disperso de jarillas (*Larrea*), que se extiende sobre la Patagonia. Las

condiciones de aridez reflejadas en la carencia de agua y pasturas hacen que sólo se desarrolle ganadería extensiva de vacunos, ovinos y caprinos. En esta región el desarrollo de humedales es escaso, a excepción de lagunas temporarias asociadas a descargas en zonas medanosas y bañados pertenecientes al sistema Atuel-Salado-Chadileuvú, actualmente inactivos en su mayoría, a excepción del grupo de grandes lagunas de la región de Puelches, ligadas al antiguo cauce del Río Chadileuvú, cuyas cuencas se comportan como exorreicas, solamente cuando reciben agua desde el río, en el caso de que haya habido grandes nevadas en las montañas mendocinas, caso contrario y más habitual, se comportan como lagos someros endorreicos.



Figura 4.6: Monte bajo de jarillas (*Larrea* sp.) en la Provincia del Monte (Cabrera, 1976).

En el extremo más occidental de la Provincia del Monte, se presenta el clima más severo de la provincia, con condiciones de aridez, donde los cuerpos de agua prácticamente están ausentes, a excepción de escasos manantiales en la meseta basáltica en el extremo oeste, cuyo origen es el agua de lluvia acumulada en los poros del basalto.

4.2.- CUERPOS DE AGUA ESTUDIADOS

Se estudiaron 4 cuerpos de agua, situados en distintas regiones de la provincia, que difieren en la fisonomía de la cuenca y uso de la tierra: Chadilauquen (Cha), San José (SJ), Utracán (Ut) y El Carancho (EC) (Fig. 4.7). Este último se comenzó a muestrear un mes después ya que había permanecido seco y luego de una intensa lluvia a fines del mes de enero (día 28), volvió a llenarse. Las dos primeras lagunas (Chadilauquen y San José) se ubican en la Provincia fitogeográfica Pampeana, Utracán en la Provincia del Espinal y El Carancho en el ecotono entre la Provincia del Espinal y del Monte.

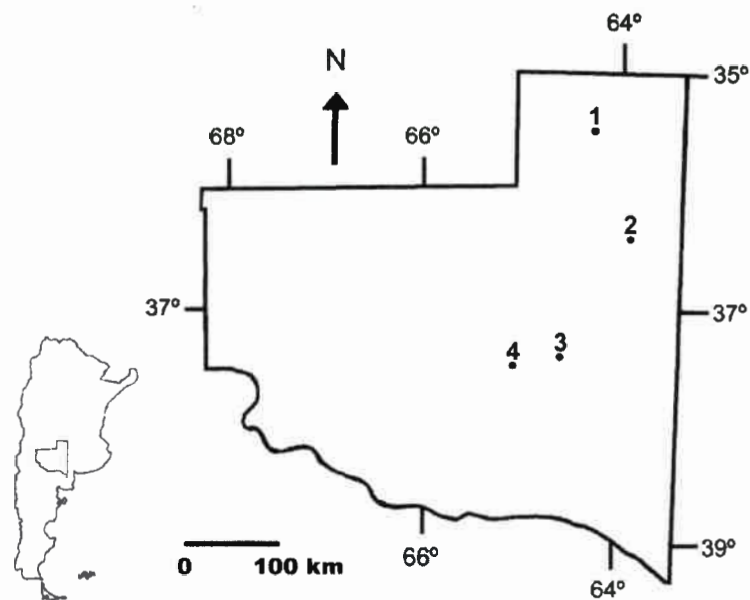


Figura 4.7: Ubicación geográfica de los cuerpos de agua estudiados. 1: Laguna Chadilauquen (Cha), 2: Laguna San José (SJ), 3: Laguna Utracán (Ut) y 4: Laguna El Carancho (EC).

4.2.1.- LAGUNA CHADILAUQUEN (CHA) (64° 19' 12'' OESTE, 35° 24' 30'' SUR) (FIG. 4.8 Y 4.9)

Se encuentra situada en la zona norte de la provincia de La Pampa (departamento Realicó), a unos 3 km de la localidad de Embajador Martini. No recibe aportes de desagües pluviales de la población. Es alimentada principalmente por lluvias y en menor medida por aportes freáticos, en el caso de ascensos del nivel piezométrico.

Es un cuerpo de agua arreico, cuyas pérdidas de agua se producen sólo por evaporación o infiltración. Es un ambiente semipermanente, aunque no se ha secado al menos durante los últimos 20 años.

Ubicada en un paisaje llano, con ondulaciones muy suaves, en la llanura pampeana (Cabrera, 1976), está rodeada de campos dedicados desde hace mucho tiempo a la explotación agropecuaria, en especial cultivos de cereales, girasol y más recientemente, soja. En todo su perímetro se realiza además ganadería vacuna extensiva. De los ambientes estudiados es el más extenso y el que presentó el mayor valor de desarrollo de línea de costa, indicando un contorno con más accidentes geográficos. Durante el período de muestreo no se registró vegetación arraigada sumergida (Tabla 4.1).

La avifauna fue escasa durante todo el período de estudio, observándose flamencos (*Phoenicopterus chilensis* Molina, 1782) (escasos individuos) en pocas ocasiones. Sólo durante los muestreos del mes de agosto se registró una bandada de los mismos.

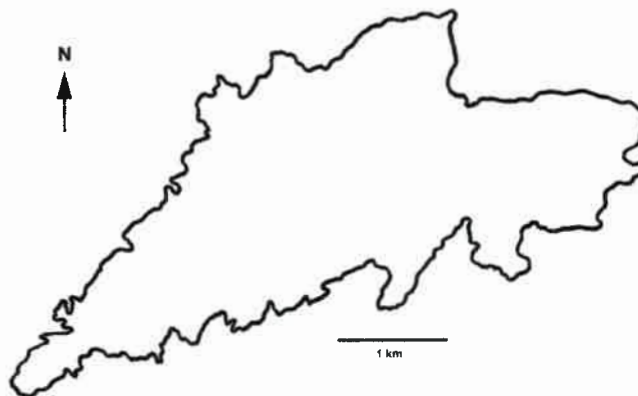


Figura 4.8: Laguna Chadilauquen



Figura 4.9: Vista de la laguna Chadilauquen

4.2.2.- LAGUNA SAN JOSÉ (SJ) ($63^{\circ} 55' 15''$ OESTE, $36^{\circ} 21' 15''$ SUR) (FIG. 4.10 Y 4.11)

Se ubica en la región noreste de la provincia (Departamento Quemú Quemú). Es alimentada principalmente por precipitaciones, siendo poco importantes los aportes freáticos, dado que a muy poca profundidad del perfil se registra una capa de caliza (tosca) de considerable potencia. Como en el caso anterior se trata de un cuerpo de agua arreico y semipermanente, con grandes fluctuaciones estacionales de nivel y por consiguiente, amplias variaciones en su salinidad. Fue la laguna más profunda entre las estudiadas y la que mostró el menor valor de desarrollo de línea de costa (Tabla 4.1), dado su contorno más regular (Figura 4.10).

Dado que se encuentra en un paisaje muy llano, las entradas de agua de lluvia ocasionan grandes movimientos de la línea de costa, por lo que su contorno es una playa suave con parches de vegetación halófila. En el lado oeste existen restos de un bosque nativo de caldén, muerto por ascensos pasados del nivel de la laguna, pudiendo observarse sólo algunos ejemplares formando un grupo de renuevos en un pequeño sector donde no llegó la inundación. Toda la laguna está rodeada de campos dedicados principalmente al cultivo de cereales, oleaginosas y ganadería extensiva. Durante el período de estudio no se registró vegetación arraigada sumergida.

Esta laguna presentó avifauna durante todo el año. Los flamencos se observaron durante casi todo el estudio y sus bandadas siempre fueron muy numerosas. En agosto y noviembre se observaron ejemplares de cisnes cuello blanco (*Coscoroba coscoroba* Molina, 1782) y playeros chicos (*Calidris bairdii* Coves, 1861). De forma puntual se observaron gaviotas capucho café (*Larus maculipennis* Lichtenstein, 1823) (escasos ejemplares sólo en agosto).

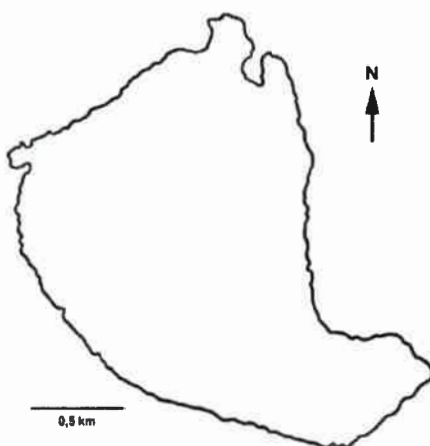


Figura 4.10: Laguna Estancia San José



Figura 4.11: Vista de la laguna San José

4.2.3.- LAGUNA DE UTRACÁN (UT) (64° 36' 09'' OESTE, 37° 17' 09'' SUR) (FIG. 4.12 Y 4.13)

Situada en el Departamento Utracán, presenta una forma alargada, siguiendo la dirección de una depresión medanosa del valle del mismo nombre. Rodeada por un paisaje de vegetación natural, con pastizales donde dominan el olivillo (*Hyalis argentea* D. Don. Ex Hook. & Arn.) y el pasto puna (*Stipa brachychaeta* Godron) y por bosque nativo bajo de caldén y chañar (*Geoffroea decorticans* (Gill. Ex Hook. & Arn.) Burkart.

Es alimentada principalmente por aportes de la freática, recargada en los cordones medanosos que la rodean y en menor medida por precipitaciones. Es un cuerpo de agua temporario y arreico, por lo que las pérdidas están dadas por evaporación o por filtraciones a la freática subyacente durante períodos secos. En sus alrededores sólo se realiza ganadería extensiva. Dada la elevada concentración de $\text{SO}_4^{=}$ de sus aguas, en el pasado se realizó la explotación comercial, actualmente inactiva. En su extremo este, se ubica un balneario que durante el período que duró este estudio permaneció en desuso. No presenta influencia directa de asentamientos urbanos, ya que la ciudad más cercana (General Acha), está a aproximadamente 15 km.

Durante el estudio, su lecho se cubrió en un 50 % con la macrófita herbácea rizomatosa, *Ruppia cirrhosa* (Petagna, Grande), una planta arrigada y sumergida, característica de ambientes salinos (Obrador *et al.*, 2007). Tuvo su mayor desarrollo en febrero y marzo cuando alcanzó la superficie, decayendo luego hasta desaparecer en mayo. Reapareció nuevamente en noviembre y diciembre en forma de cordones en las orillas. Esta es una especie cosmopolita, típica de zonas marinas costeras y lagunas de elevada salinidad, capaz de tolerar grandes cambios de temperatura, salinidad y fluctuaciones temporales del agua (Menendez *et al.*, 2003).

Al igual que en la laguna San José, los flamencos estuvieron presentes prácticamente todo el año y en bandadas numerosas. Se observaron escasos cisnes cuello blanco en julio y entre las aves playeras, se observaron ocasionalmente ejemplares de teros de la especie *Vanellus chilensis* (Molina, 1782) y playeros chicos.



Figura 4.12: Laguna de Utracán



Figura 4.13: Vista de la laguna Utracán

4.2.4.- LAGUNA EL CARANCHO (EC) ($65^{\circ}03'51''$ OESTE, $37^{\circ}27'09''$ SUR) (FIG. 4.14 Y 4.15)

Es una laguna temporaria y arreica ubicada en el Valle Argentino, en la región central de la provincia (Departamento Utracán), 40 km al oeste de la localidad de General Acha. Es alimentada por precipitaciones, aportes freáticos y arroyos intermitentes que se forman en la cadena de médanos situada al norte, cuando éstos se cargan de agua de lluvia.

Se halla en una suave depresión, nivel de base del sistema de médanos, en el ecotono entre las regiones del espinal y el monte (Cabrera, 1976). En todo su perímetro

se registra bosque nativo bajo de caldén y algunos arbustos característicos del monte, como las jarillas (*Larrea* sp.). En sus alrededores se realiza ganadería vacuna extensiva.

Es un ambiente semipermanente, por lo que es frecuente que permanezca seco durante períodos variables y fue el más pequeño de los estudiados (Tabla 4.1). Esta laguna fue muestreada por primera vez en febrero de 2007, dado que había estado seca hasta que precipitaciones torrenciales a principios de ese mes, la llenaron en el lapso de aproximadamente dos días.

Al igual que en la laguna Utracán, su lecho se cubrió con *Ruppia cirrhosa* alcanzando una cobertura de casi 90%. Dicha macrófita comenzó a desarrollarse en junio y alcanzó su máxima cobertura y crecimiento vertical en diciembre.

Esta laguna fue la que presentó una avifauna más rica ya que se observaron bandadas muy numerosas de flamencos prácticamente todo el año, cisnes de cuello negro (*Cygnus melancoryphus* Molina, 1782) y de cuello blanco en junio, julio y agosto y entre las aves playeras se registraron teros, chorlitos de collar (*Charadrius collaris* Vieillot, 1818) y playeros chicos. Ocasionalmente se avistaron patos criollos (*Anas* sp.) y gallaretas chicas (*Fulica leucoptera* Vieillot, 1817).

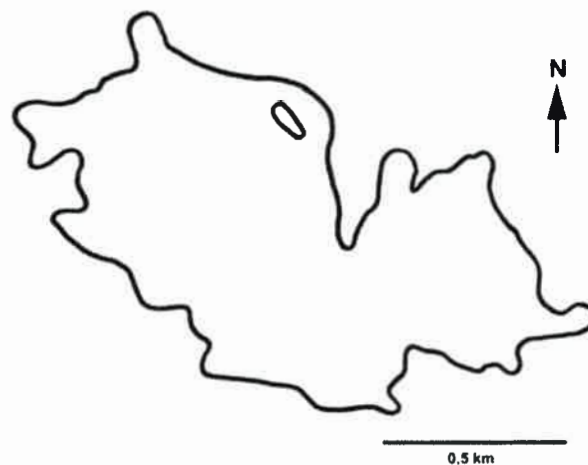


Figura 4.14: Laguna El Carancho



Figura 4.15: Vista de la laguna El Carancho

Tabla 4.1: Características morfométricas de los cuerpos de agua. Las abreviaturas de los nombres de las lagunas se indican en el texto

	Cha	SJ	Ut	EC
Largo máximo (m)	6391	2628	2333	1670
Largo máximo efectivo (m)	6391	2602	2280	1570
Ancho máximo (m)	2739	1923	649	842
Ancho máximo efectivo (m)	2674	1923	649	820
Longitud línea costa (m)	22456	8590	6228	5710
Area (ha)	893,2	288,5	96,6	85,1
Desarrollo línea costa	2,12	1,43	1,79	1,75
Profundidad máxima (m)	2,2	2,5	2,2	1,6

5.- RESULTADOS

5.1.- PARÁMETROS AMBIENTALES

5.1.1.- CARACTERÍSTICAS DE LOS SEDIMENTOS DEL FONDO

En Chadilauquen, Utracán y El Carancho predominó la arena fina, seguida por arena muy fina II, mientras que en San José, el mayor porcentaje registrado fue de limos grueso y fino, seguido por arena fina (Fig. 5.1).

La concentración de nitrógeno total más elevada se registró en San José, donde superó 2500 mg.kg^{-1} , seguida por Chadilauquen y Utracán. El menor valor, apenas superior a 1300 mg.kg^{-1} se verificó en El Carancho (Fig. 5.2).

El fósforo total en cambio, alcanzó valores máximos en El Carancho, superiores a 1000 mg.kg^{-1} , seguida por San José y Chadilauquen. La menor concentración, cercana a 700 mg.kg^{-1} , se registró en Utracán (Fig. 5.2).

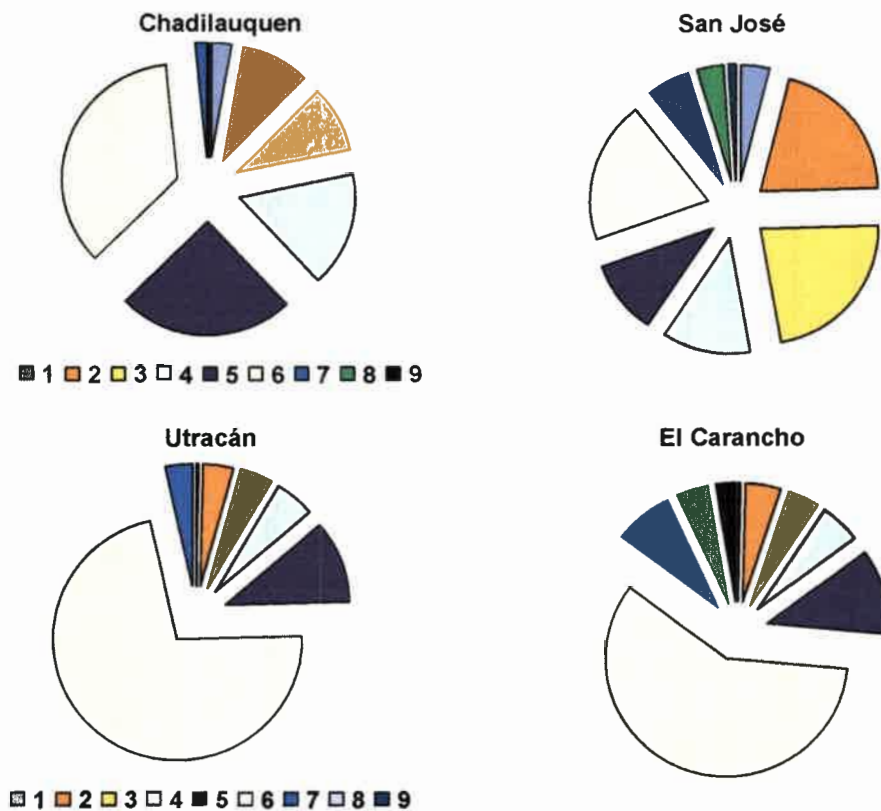


Figura 5.1: Granulometría de los sedimentos de las cuatro lagunas. 1.- Arcilla, 2.- Limo fino, 3.- Limo grueso, 4.- Arena muy fina I, 5.- Arena muy fina II, 6.- Arena fina, 7.- Arena media, 8.- Arena gruesa, 9.- Arena muy gruesa.

La materia orgánica, (Fig. 5.3), fue más elevada en San José, donde superó el 1,4%) del total de los sedimentos, pero no alcanzó a 1 % en el resto de los ambientes estudiados.

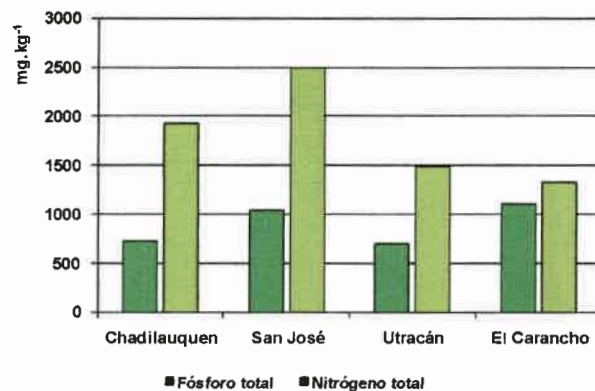


Figura 5.2: Nutrientes en los sedimentos en las cuatro lagunas estudiadas, durante el ciclo anual.

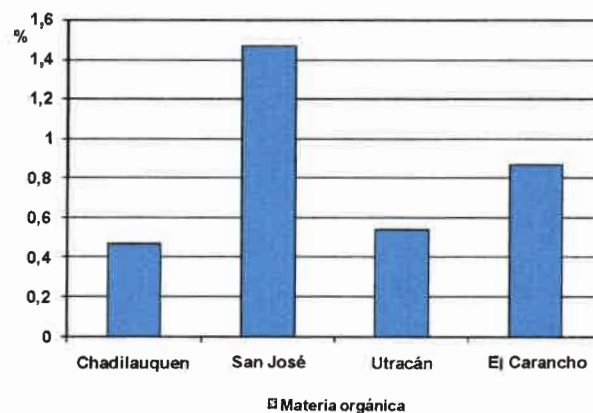


Figura 5.3: Materia orgánica en los sedimentos en las cuatro lagunas estudiadas, durante el ciclo anual.

5.1.2.- CONCENTRACIÓN DE SÓLIDOS SUSPENDIDOS (SS)

La concentración de sólidos suspendidos totales (SST) (Fig. 5.4) en la laguna Chadilauquen alcanzó el valor máximo en el invierno, durante julio, con 105,6 mg.l⁻¹,

(con neto predominio de la fracción inorgánica -SSInorg.) y el menor en marzo con $11,5 \text{ mg.l}^{-1}$, aunque el resto del año no sobrepasó los 26 mg.l^{-1} (diciembre).

En San José, se registraron dos picos, uno de ellos en agosto con $76,8 \text{ mg.l}^{-1}$ (con predominio de los inorgánicos) y el otro en los meses de primavera, alcanzando en noviembre el mayor valor ($68,4 \text{ mg.l}^{-1}$) aunque la concentración de ambas fracciones fue similar (Fig. 5.4).

En Utracán, en julio, agosto y en diciembre ($19,1 \text{ mg.l}^{-1}$ en este último caso), se alcanzaron los mayores valores de sólidos suspendidos totales, con un ligero predominio de la fracción inorgánica. El resto de los meses predominaron los sólidos suspendidos orgánicos (SSOrg.), excepto en abril cuando los valores de ambas fracciones fueron prácticamente iguales (Fig. 5.4).

Una situación diferente se observó en El Carancho, ya que en esta laguna los máximos valores de sólidos suspendidos totales se registraron en marzo, cuando alcanzó $19,5 \text{ mg.l}^{-1}$ y fueron aportados en su mayoría por los sólidos suspendidos orgánicos. Un segundo pico se registró en agosto ($11,1 \text{ mg.l}^{-1}$), en este caso con predominio de la fracción inorgánica (Fig. 5.4).

Si se considera el comportamiento de ambas fracciones de los sólidos suspendidos por separado (Figura 5.4), en la laguna Chadilauquen predominó la fracción orgánica solamente en enero mientras que el resto del año, la fracción inorgánica fue dominante. En San José en cambio, mostró mayor estacionalidad ya que los primeros seis meses (verano y otoño) predominó el seston orgánico y el resto del año (invierno y primavera) el inorgánico. La laguna de Utracán si bien en verano y otoño presentó predominio de la fracción orgánica, durante el resto del año no mostró un predominio neto de una de las fracciones. A diferencia de las otras tres, en la laguna de El Carancho, a excepción de diciembre, predominó el seston orgánico.

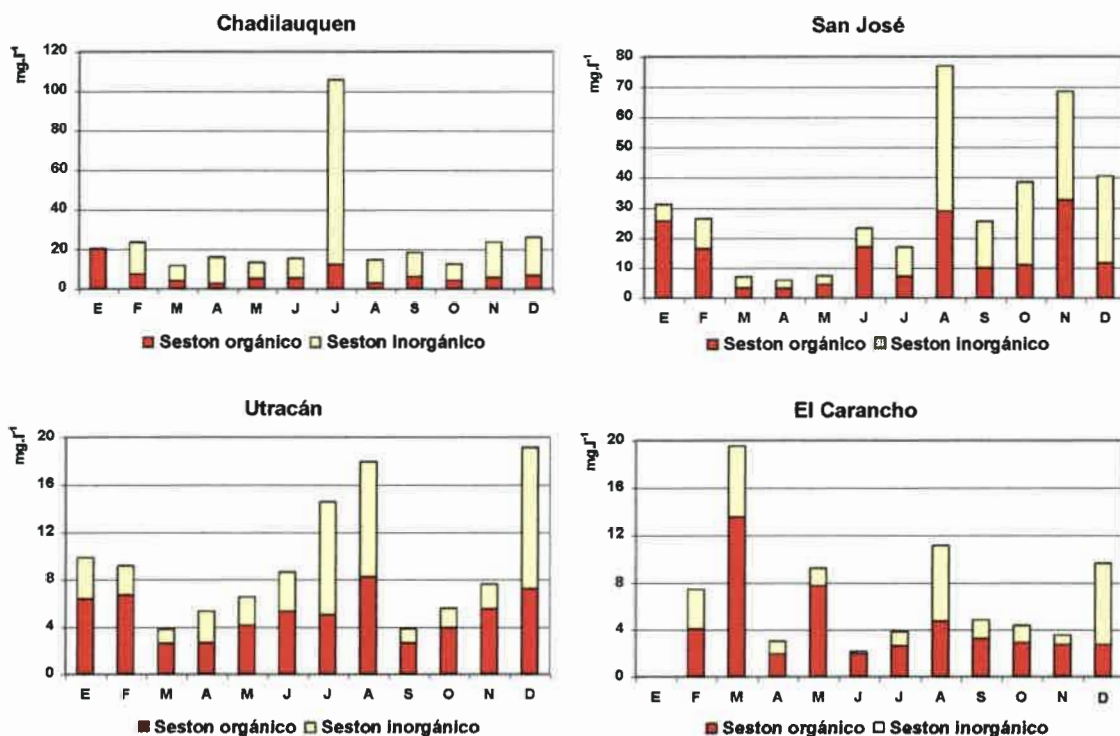


Figura 5.4: Variación mensual de la concentración de sólidos suspendidos totales (seston) en las cuatro lagunas.

Al considerar los promedios anuales de los sólidos suspendidos totales (Fig. 5.5) San José presentó la mayor cantidad total media anual ($30,54 \text{ mg.l}^{-1} \pm 22,81$), seguida por Chadilauquen ($24,99 \text{ mg.l}^{-1} \pm 25,82$), Utracán ($9,3 \text{ mg.l}^{-1} \pm 5,22$) y El Carancho ($7,12 \text{ mg.l}^{-1} \pm 5,09$) (Tabla 5.1). En las dos primeras lagunas predominó la fracción inorgánica sobre la orgánica (Fig. 5.6), aunque fue mayor en Chadilauquen ($18,27 \text{ mg.l}^{-1} \pm 24,23$) que en San José ($16,39 \text{ mg.l}^{-1} \pm 15,05$). En las dos restantes, predominó la fracción orgánica, aunque fue mayor en Utracán ($4,99 \text{ mg.l}^{-1} \pm 1,89$) que en El Carancho ($4,34 \text{ mg.l}^{-1} \pm 3,45$) (Tabla 5.1).

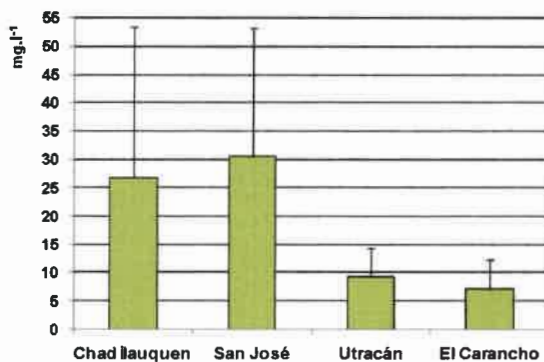


Figura 5.5: Comparación de las concentraciones medias anuales de sólidos suspendidos totales

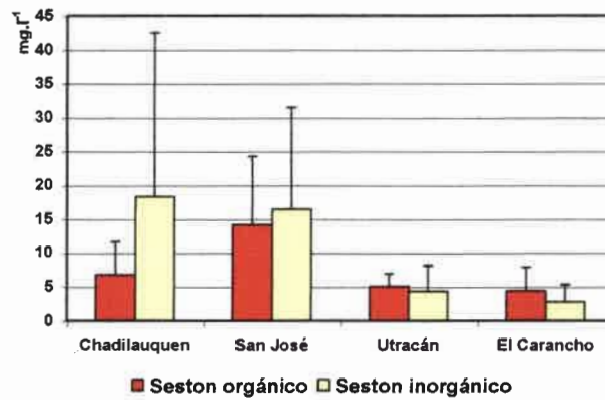


Figura 5.6: Comparación de las concentraciones medias anuales de sólidos suspendidos orgánicos e inorgánicos

5.1.3.- SALINIDAD (CONCENTRACIÓN DE SÓLIDOS DISUELTOS TOTALES -SDT-) Y CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA

En la laguna Chadilauquen, este parámetro, si bien fue relativamente estable a lo largo del ciclo anual, fluctuó entre 24 y 28 g.l⁻¹ y alcanzó un pico máximo de 31,3 g.l⁻¹ en diciembre. San José, en cambio, fue la que presentó mayores fluctuaciones durante el ciclo anual, junto con Utracán. Esta laguna, fue la de mayor salinidad a lo largo del año, excepto en noviembre donde fue superada por San José. En los tres casos, las lagunas se mantuvieron dentro del rango de mesosalinas. El Carancho fue la que presentó la menor salinidad de las cuatro (Fig. 5.7).

San José y Utracán disminuyeron su salinidad respecto a los valores iniciales, con descensos de 6,41 g.l⁻¹ y 3,43 g.l⁻¹ respectivamente, mientras que Chadilauquen y El Carancho presentaron mayor concentración de sales al final del período de estudio, aumentando 3,96 g.l⁻¹ y 18,96 g.l⁻¹ respectivamente. En el caso de esta última, presentó un aumento creciente y sostenido a lo largo del estudio (excepto en septiembre cuando por acción de lluvias locales se produjo un ligero descenso de la salinidad por dilución). Esta laguna pasó de la categoría hiposalina (5,7 g.l⁻¹) al momento de su llenado, a la mesosalina, alcanzando 20,7 g.l⁻¹ en diciembre (Fig. 5.7), posiblemente por la resolubilización de las sales de la cubeta en los primeros meses y por la evaporación del agua en los últimos meses de mayores temperaturas.

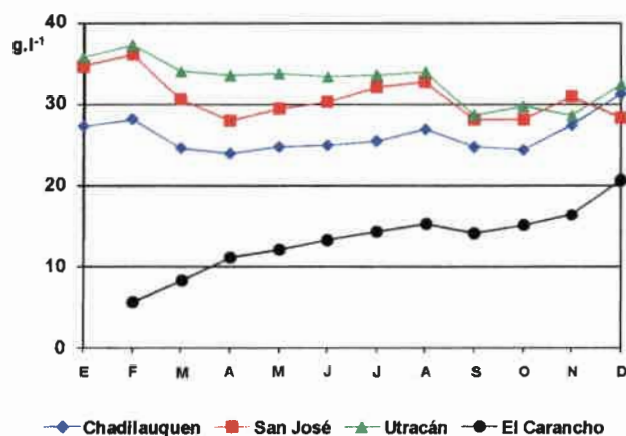


Figura 5.7: Variación de la concentración de sólidos disueltos totales (SDT) durante el ciclo anual

Al considerar valores promedio anuales, Utracán fue la que registró la mayor salinidad media ($32,90 \text{ g.l}^{-1} \pm 2,69$), seguida por San José ($30,82 \text{ g.l}^{-1} \pm 2,67$), Chadilauquen ($26,16 \text{ g.l}^{-1} \pm 2,13$) y El Carancho ($13,38 \text{ g.l}^{-1} \pm 4,02$). (Fig. 5.8 y Tabla 5.1).

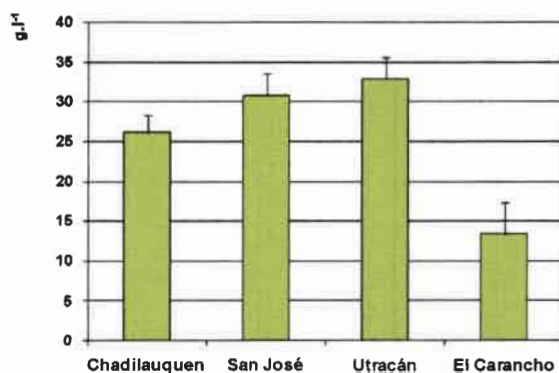


Figura 5.8: Comparación de los valores medios anuales de sólidos disueltos totales (SDT).

La conductividad eléctrica siguió un patrón similar al de los sólidos disueltos totales (Fig. 5.9 y 5.10; Tabla 5.1).

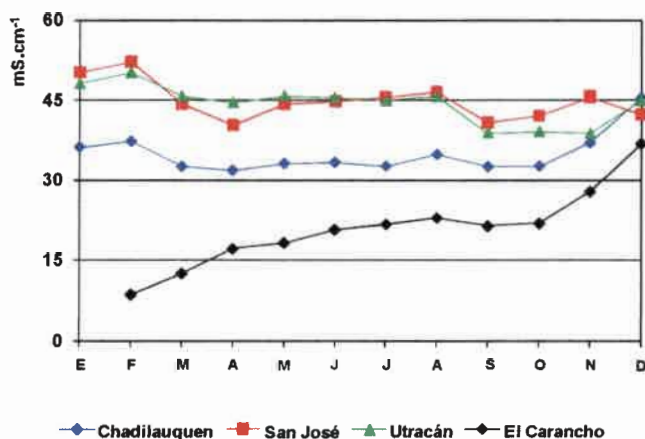


Figura 5.9: Variación mensual de la conductividad eléctrica del agua

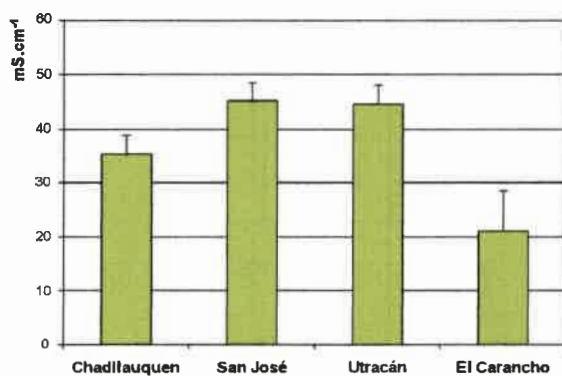


Figura 5.10: Comparación de los valores medios anuales de la conductividad eléctrica del agua.

5.1.4.- TEMPERATURA DEL AGUA (°C)

Este parámetro siguió un patrón estacional bien definido y muy similar entre lagunas (Fig. 5.11). Fue menor en los meses de invierno, rondando los 5- 6 °C y mayor en los meses del verano (entre 24 y 25 °C). La temperatura más elevada se registró en Utracán, en marzo cuando alcanzó casi 27 °C y la más baja, (4,9 °C) en El Carancho y San José en junio y julio respectivamente.

Considerando los promedios anuales, El Carancho presentó el menor valor ($15,04^{\circ}\text{C} \pm 7,32$) seguida por Utracán ($16,08^{\circ}\text{C} \pm 7,17$), San José ($16,45^{\circ}\text{C} \pm 7,10$) y Chadilauquen ($16,58^{\circ}\text{C} \pm 7,05$) (Tabla 5.1).

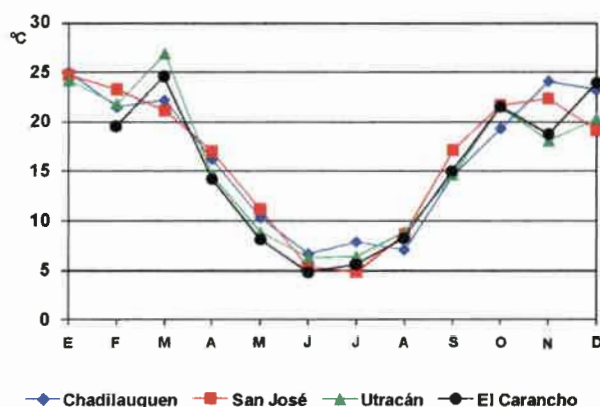


Figura 5.11: Variación mensual de la temperatura del agua

5.1.5.- PH

Este parámetro presentó valores medios anuales muy similares entre sí (Fig. 5.13 y Tabla 5.1), aunque fue ligeramente más bajo en Chadilauquen y más alto en Utracán. Mostró reducida variación a lo largo del año y no se detectó un patrón estacional (Fig. 5.12). Si se consideran las lagunas por separado, la única que aumentó el pH a lo largo del ciclo anual fue El Carancho, pero dentro de un margen muy estrecho (9,2 a 9,8).

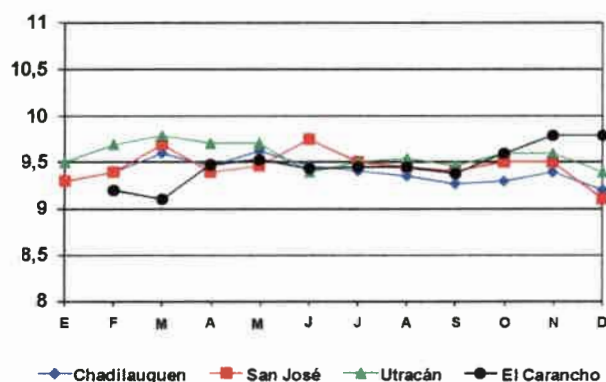


Figura 5.12: Variación mensual del pH del agua

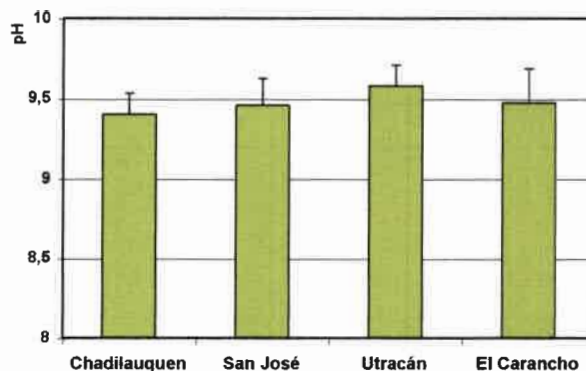


Figura 5.13: Comparación de los valores medios anuales del pH del agua

5.1.6.- TRANSPARENCIA DEL AGUA

Chadilauquen presentó la mayor transparencia durante el otoño, ya que en abril, alcanzó 1,30 m, mientras que en verano (febrero) e invierno (julio) la lectura del disco de Secchi, arrojó los valores más bajos (0,44 m en ambos casos) (Fig. 5.14). En San José, si bien se registró la transparencia mayor de las cuatro lagunas (1,56 m en marzo), también se registró la más baja (0,35 m en agosto) y fue la laguna en la que durante más tiempo se registró menor transparencia (8 meses con valores inferiores a 0,64 m). En Utracán, la menor transparencia fue en agosto (0,66 m) mientras que presentó elevada transparencia (mayor de un metro) durante nueve meses y alcanzó el valor máximo en diciembre con 1,43 m. Esta situación se repitió en El Carancho donde durante 8 meses la transparencia superó 1,20 m. Durante los dos primeros meses, se midió la menor transparencia (0,67 y 0,68 m respectivamente).

En las cuatro lagunas, durante el invierno y comienzos de la primavera y en particular durante agosto, cuando se registran los vientos más fuertes en la provincia, se produjeron descensos en la transparencia del agua.

Dos de las cuatro lagunas Chadilauquen y San José, de menor transparencia media anual ($0,76 \pm 0,26$ y $0,78 \pm 0,41$ m respectivamente), carecieron de vegetación acuática, mientras que las otras (Utracán y El Carancho), con mayor transparencia promedio ($1,15 \pm 0,29$ y $1,28 \pm 0,36$ m respectivamente) presentaron una macrófita arraigada (*Ruppia cirrhosa*) durante gran parte del año (Fig. 5.15 y Tabla 5.1). Además,

en esta última, durante los dos primeros meses, con menor transparencia (y sin desarrollo de vegetación) se registró la mayor concentración de clorofila *a*.

En las dos lagunas de menor transparencia media anual, predominaron los sólidos suspendidos inorgánicos sobre los orgánicos, mientras que en las de mayor transparencia la situación fue la contraria, ya que predominaron los orgánicos.

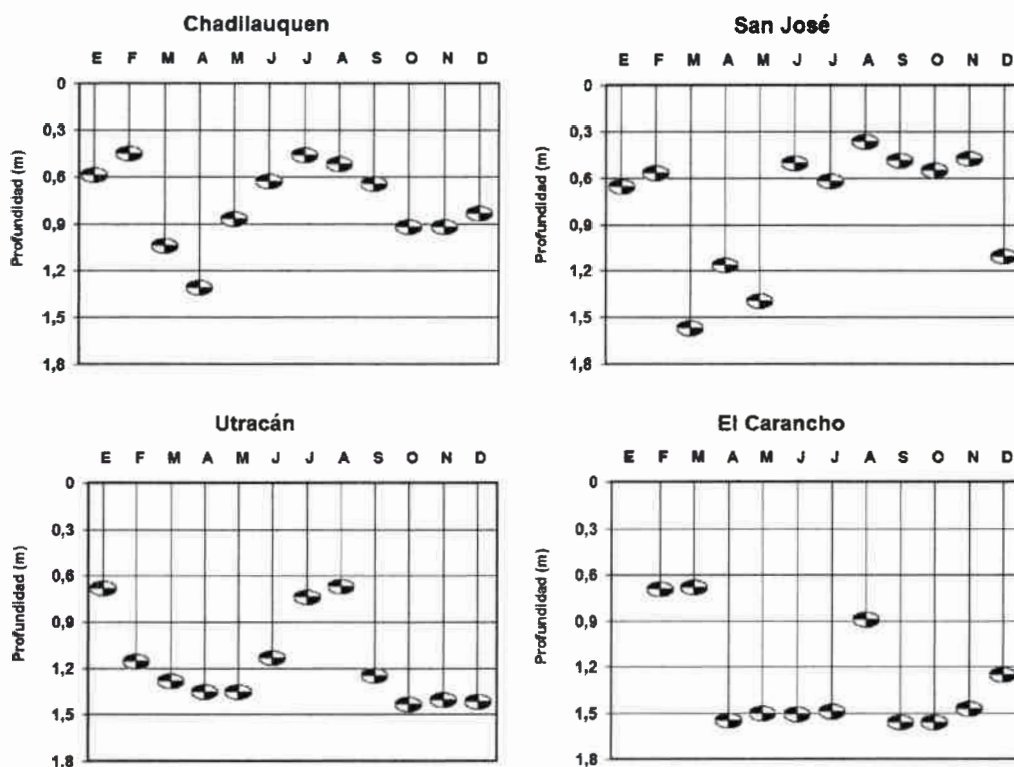


Figura 5.14: Variación de la transparencia del agua en las cuatro lagunas estudiadas, durante el ciclo anual.

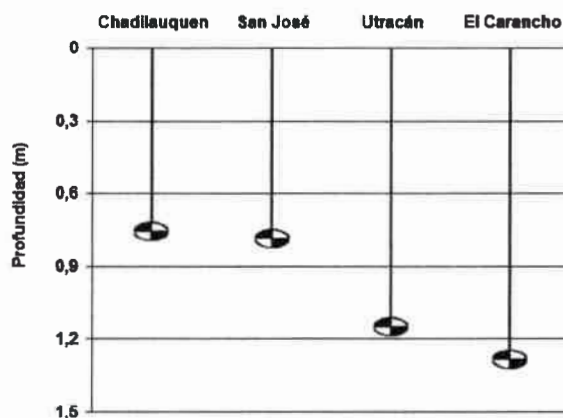


Figura 5.15: Comparación de los valores medios anuales de la transparencia del agua.

5.1.7.- CONCENTRACIÓN DE OXÍGENO DISUELTO (OD)

Si bien fue un parámetro variable, no se detectó un patrón estacional claro. Chadilauquen presentó las menores concentraciones durante el verano (marzo: $6,4 \text{ mg.l}^{-1}$) pero las máximas se registraron en junio y noviembre, con $9,9$ y $9,8 \text{ mg.l}^{-1}$ respectivamente (Fig. 5.16). En San José hubo fluctuaciones más marcadas a lo largo del año ya que el mínimo fue $6,8 \text{ mg.l}^{-1}$ en junio y el máximo $12,1 \text{ mg.l}^{-1}$ en diciembre. En Utracán se alcanzó la máxima concentración de oxígeno disuelto durante noviembre ($14,2 \text{ mg.l}^{-1}$), aunque con fluctuaciones más marcadas, ya que el mínimo fue $6,9 \text{ mg.l}^{-1}$ en enero. El Carancho en cambio, presentó menos fluctuaciones (entre $8,5 \text{ mg.l}^{-1}$ en marzo y $12,9$ en noviembre mg.l^{-1} (Figs. 5.16, Fig. 5.17 y Tabla 5.1).

Chadilauquen y San José, ambas lagunas del norte provincial, presentaron menores concentraciones promedio anuales ($8,46 \pm 1,1$ y $8,87 \pm 1,8 \text{ mg.l}^{-1}$ respectivamente) mientras que las de la región central (Utracán y El Carancho) presentaron valores promedio anuales mayores, superiores a 10 mg.l^{-1} en ambos casos.

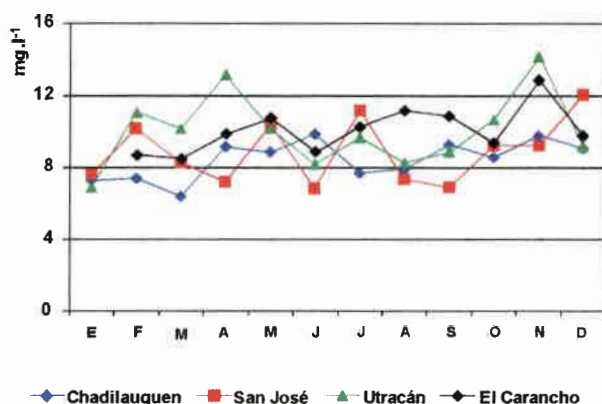


Figura 5.16: Variación mensual de la concentración de oxígeno disuelto

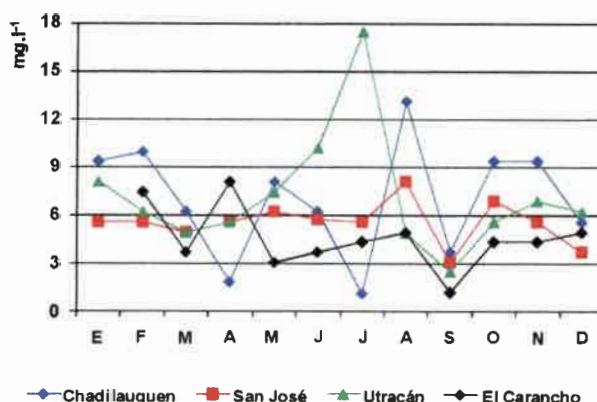


Figura 5.18: Variación mensual de la concentración de fósforo total

La concentración de fósforo total promedio fue más elevada en Utracán ($7,21 \pm 3,75 \text{ mg.l}^{-1}$), seguida por Chadilauquen ($7,02 \pm 3,55 \text{ mg.l}^{-1}$), San José ($5,59 \pm 1,29 \text{ mg.l}^{-1}$) y El Carancho ($4,6 \pm 1,9 \text{ mg.l}^{-1}$) (Fig. 5.20 y Tabla 5.1).

Nitrógeno total (NT)

Chadilauquen presentó elevados valores de nitrógeno total en el agua. Tanto el mínimo como el máximo se registraron durante el otoño, con $9,4$ y $31,9 \text{ mg.l}^{-1}$ en mayo y abril respectivamente. Hubo fluctuaciones en la concentración durante el resto del ciclo anual pero siempre registrándose valores superiores a 10 mg.l^{-1} (Fig. 5.19).

En San José, se registraron altas concentraciones durante todo el período de estudio, ya que los valores siempre fueron superiores a $11,25 \text{ mg.l}^{-1}$. El menor fue registrado en otoño (en mayo) y el mayor ($26,2 \text{ mg.l}^{-1}$) en el invierno (julio) (Fig. 5.19).

En la laguna de Utracán, el comportamiento de este nutriente fue muy similar al de San José, también con los menores valores registrados en otoño, en mayo con $7,5 \text{ mg.l}^{-1}$ y el mayor en invierno, en julio con $24,4 \text{ mg.l}^{-1}$ (Fig. 5.19).

El Carancho también presentó un comportamiento similar ya que el menor valor registrado fue en el otoño (en mayo) con $3,74 \text{ mg.l}^{-1}$ y el mayor en el invierno (en julio) con $13,12 \text{ mg.l}^{-1}$, pero a diferencia de las otras tres lagunas, las concentraciones de este nutriente fueron siempre menores durante todo el estudio (Fig. 5.19).

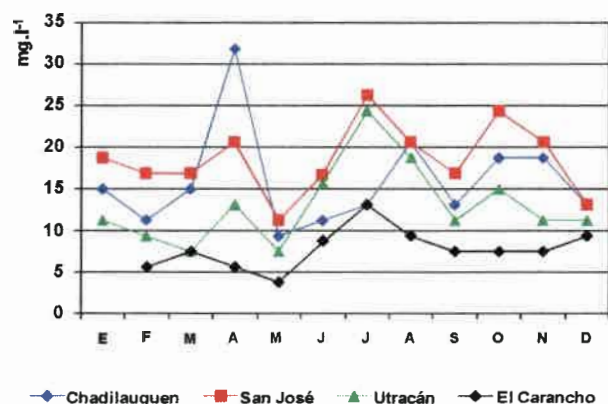


Figura 5.19: Variación mensual de la concentración de nitrógeno total

La concentración de nitrógeno total no siguió un comportamiento similar al de la concentración de fósforo, ya que el mayor valor promedio anual se determinó en San José ($18,58 \pm 4,27 \text{ mg.l}^{-1}$), seguida por Chadilauquen ($15,94 \pm 6,06 \text{ mg.l}^{-1}$), Utracán ($13,03 \pm 4,87 \text{ mg.l}^{-1}$) y El Carancho ($7,79 \pm 2,46 \text{ mg.l}^{-1}$) (Fig. 5.20 y Tabla 5.1).

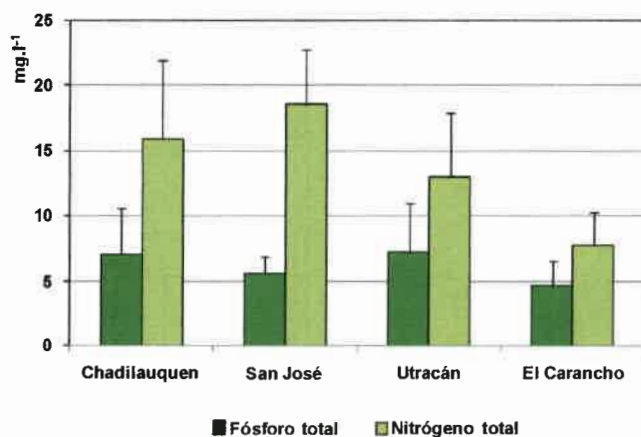


Figura 5.20: Comparación de los valores medios anuales de fósforo y nitrógeno totales

En las cuatro lagunas, la concentración promedio de nitrógeno fue siempre más elevada que la de fósforo (Fig. 5.20), sobre todo en las dos lagunas del norte, rodeadas de cultivos de cereales y oleaginosas, donde es habitual la práctica de aumentar la productividad del suelo mediante el uso de fertilizantes nitrogenados. En las lagunas de la región central, si bien los valores fueron también muy elevados, proporcionalmente, hubo mayor concentración de fósforo. En las cuencas de estas lagunas es más frecuente la actividad ganadera (en particular de vacunos), que la agricultura.

Relación entre ambos nutrientes

El cálculo de la relación NT/NP en el caso de la laguna Chadilauquen arrojó valores bajos durante 10 meses (entre 1,1 y 3,5) (Fig. 5.21). Únicamente en dos ocasiones (abril con 17 y julio con 11,6) los valores fueron más altos. En las otras tres lagunas, la relación fue baja durante todo el ciclo anual. En San José (Fig. 5.21) el valor mínimo se calculó para mayo cuando fue de sólo 1,8 y el máximo para septiembre con 5,4. En Utracán (Fig. 5.21) el mínimo también se calculó en mayo (1) y el máximo en septiembre (4,5). Por último en El Carancho, (Fig. 5.21) se registró el menor valor de las cuatro lagunas, en abril, con 0,69 y mantuvo valores bajos hasta alcanzar un máximo de 6 en septiembre.

En las cuatro lagunas, todos los valores calculados mensualmente indicaron una importante limitación por nitrógeno para el crecimiento algal, excepto en dos ocasiones, en Chadilauquen (abril y julio) cuando la limitación fue moderada (Fig. 5.21).

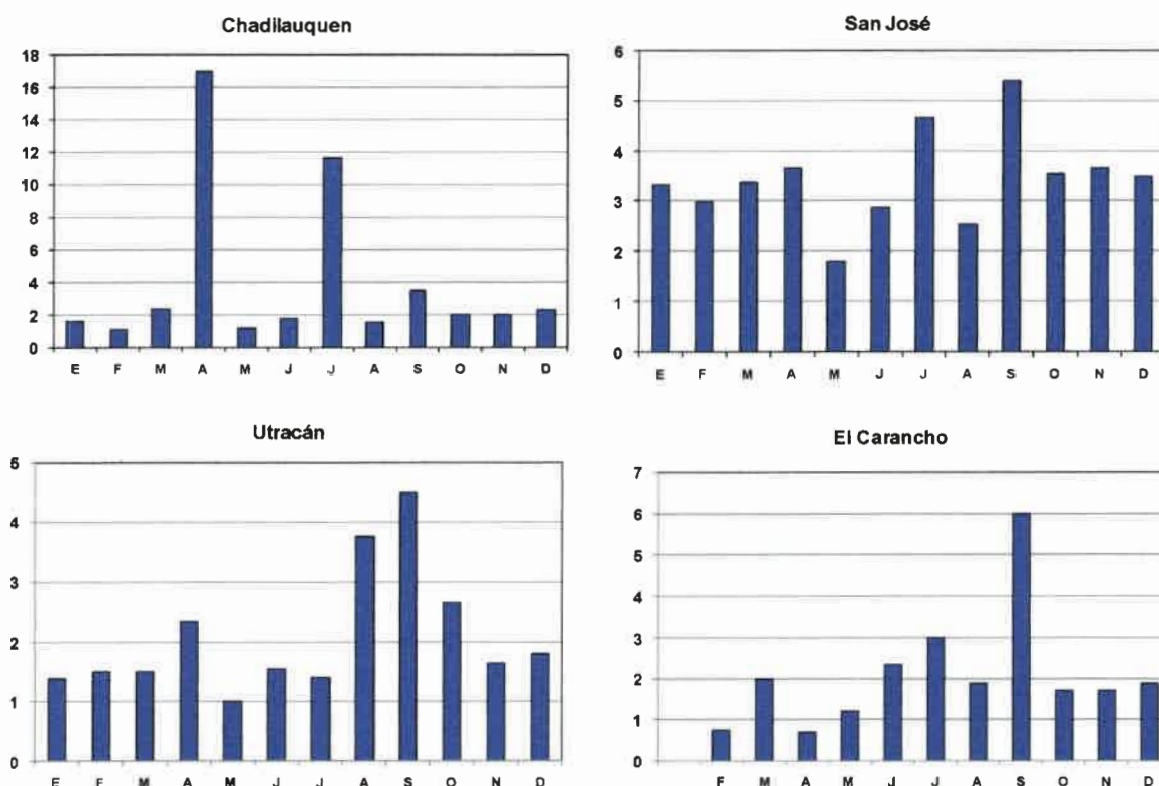


Figura 5.21: Variación de los valores mensuales de la relación NT/PT en las cuatro lagunas

Los valores calculados utilizando los promedios anuales para ambos nutrientes (Fig. 5.22) fueron bajos: 2,27 (Chadilauquen), 3,32 (San José), 1,8 (Utracán) y 1,7 (El Carancho). Aunque en la primera, como se menciona más arriba, se observaron los mayores valores en dos ocasiones, fue San José la que presentó una relación NT/PT más alta y menos fluctuante a lo largo del estudio.

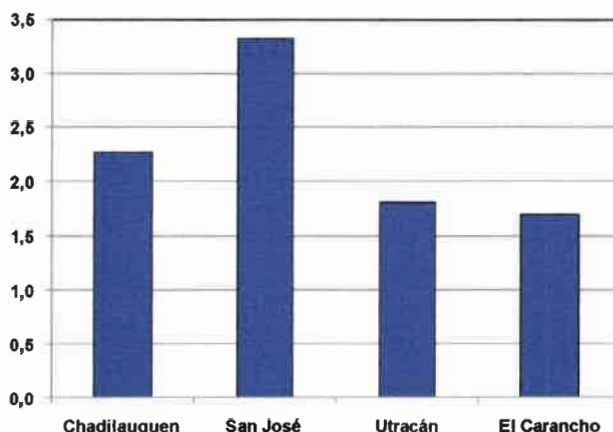


Figura 5.22: Valores promedio anuales de la relación NT/PT en las cuatro lagunas

5.1.9.- CONCENTRACIÓN DE CLOROFILA A

En la laguna Chadilauquen, la concentración de clorofila *a* fue relativamente constante durante el ciclo anual, sólo con ligeras fluctuaciones, si bien presentó un descenso hacia finales del estudio. En primavera, durante octubre, se registró el valor mínimo ($0,08 \text{ mg.m}^{-3}$) mientras que durante el verano, en enero y marzo, se registraron los valores máximos ($3,9 \text{ mg.m}^{-3}$) (Fig. 5.23). El pico de verano coincidió con el mayor valor de sólidos suspendidos orgánicos registrados en esta laguna y también con una de las dos épocas del año con menor transparencia del agua.

La laguna San José fue la que presentó mayores oscilaciones a lo largo del ciclo anual. Se produjeron dos picos de concentración, uno en verano, cuando alcanzó el valor máximo en enero ($15,65 \text{ mg.m}^{-3}$), luego descendió hasta un mínimo de $1,5 \text{ mg.m}^{-3}$ en marzo, se mantuvo entre 2 y $3,5 \text{ mg.m}^{-3}$ durante el otoño, el invierno y comienzos de la primavera, pero volvió a ascender y alcanzó un segundo pico de $9,93 \text{ mg.m}^{-3}$ en

noviembre (Fig. 5.23). En esta laguna, sin vegetación acuática, ambos picos coincidieron con concentraciones de sólidos suspendidos orgánicos elevadas.

En Utracán el registro mínimo fue a comienzos del otoño, en abril ($0,25 \text{ mg.m}^{-3}$) y el máximo durante el verano, en enero, con $3,45 \text{ mg.m}^{-3}$ de clorofila *a* (Fig. 5.23). Esta laguna, que presentó vegetación arraigada casi todo el año y una alta transparencia promedio, presentó también el rango más estrecho de variación de las concentraciones de clorofila *a* registradas a lo largo del período de estudio. Además, su valor máximo fue el más bajo de las cuatro lagunas.

En El Carancho, durante el primer muestreo en febrero, a pocos días del llenado después de las lluvias, la concentración de clorofila *a* fue elevada ($3,58 \text{ mg.m}^{-3}$) alcanzando el valor máximo a finales del verano ($12,62 \text{ mg.m}^{-3}$ en marzo). Luego comenzó a disminuir hasta registrarse $0,20 \text{ mg.m}^{-3}$ en julio para luego mantenerse el resto del ciclo anual por debajo de 1 mg.m^{-3} (Fig. 5.23). Los meses en que los valores de concentración de clorofila fueron más altos, coincidieron con la ausencia de vegetación arraigada, menor transparencia del agua y mayores valores de sólidos suspendidos totales, con un fuerte predominio de la fracción orgánica en marzo.

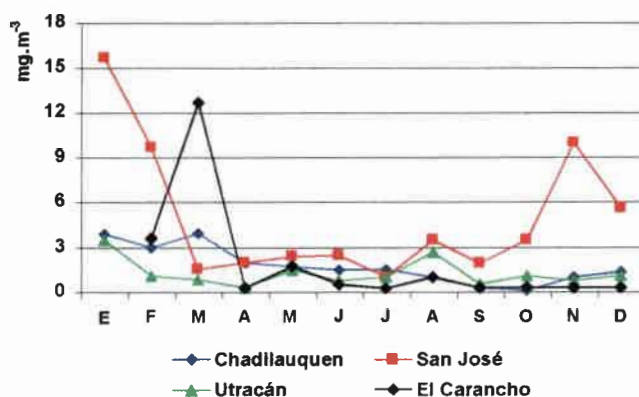


Figura 5.23: Variación mensual de la concentración de clorofila *a*

Las mayores concentraciones medias anuales de clorofila *a* se midieron en San José ($4,88 \pm 4,52 \text{ mg.m}^{-3}$), seguida por El Carancho ($1,89 \pm 3,7 \text{ mg.m}^{-3}$), Chadilauquen ($1,73 \pm 1,25 \text{ mg.m}^{-3}$) y Utracán ($1,22 \pm 0,92 \text{ mg.m}^{-3}$) (Fig. 5.24 y Tabla 5.1). Aunque con diferentes grados de fluctuación y amplitud en el rango de valores mínimo-máximo, como se describe más arriba, este parámetro mostró una cierta estacionalidad, ya que en las cuatro lagunas, los máximos se alcanzaron durante el verano.

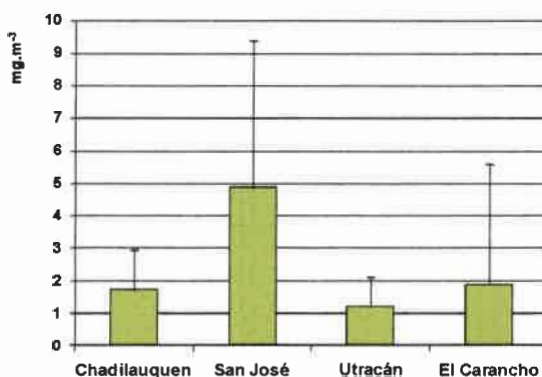


Figura 5.24: Comparación de las concentraciones medias anuales de clorofila *a*

Tabla 5.1: Valores medios anuales de los principales parámetros ambientales medidos en el agua (el número entre paréntesis indica el D.S.)

	Cha	SJ	Ut	EC
SST (mg.l ⁻¹)	24,99 (± 25,82)	30,54 (± 22,81)	9,30 (± 5,22)	7,12 (± 5,09)
SSI (mg.l ⁻¹)	18,27 (± 24,23)	16,39 (± 15,05)	4,30 (± 3,77)	2,77 (± 2,48)
SSO (mg.l ⁻¹)	6,72 (± 4,95)	14,15 (± 10,06)	4,99 (± 1,89)	4,34 (± 3,45)
SDT (g.l ⁻¹)	26,16 (± 2,13)	30,82 (± 2,67)	32,90 (± 2,69)	13,38 (± 4,02)
Conductividad (μS.cm ⁻¹)	35,21 (± 3,77)	45,06 (± 3,53)	44,58 (± 3,64)	21,06 (± 7,48)
T (°C)	16,58 (± 7,05)	16,45 (± 7,10)	16,08 (± 7,17)	15,04 (± 7,32)
pH	9,4 (± 0,13)	9,45 (± 0,17)	9,58 (± 0,13)	9,47 (± 0,21)
Transparencia (m)	0,76 (± 0,26)	0,78 (± 0,41)	1,15 (± 0,29)	1,28 (± 0,36)
OD (mg.l ⁻¹)	8,46 (± 1,1)	8,87 (± 1,8)	10,07 (± 2)	10,12 (± 1,3)
PT (mg.l ⁻¹)	7,02 (± 3,55)	5,59 (± 1,29)	7,21 (± 3,75)	4,6 (± 1,9)
NT (mg.l ⁻¹)	15,94 (± 6,06)	18,58 (± 4,27)	13,03 (± 4,87)	7,79 (± 2,46)
Clorofila <i>a</i> (mg.m ⁻³)	1,73 (± 1,25)	4,88 (± 4,52)	1,22 (± 0,92)	1,89 (± 3,7)

5.2.- CARACTERIZACIÓN DE LAS LAGUNAS SEGÚN SUS PARÁMETROS AMBIENTALES

La concentración de **sólidos suspendidos inorgánicos** difirió significativamente entre las lagunas ($H = 20,10$; $p = 0,0002$). El test *a posteriori* permitió verificar que Chadilauquen y San José, las más expuestas a los vientos y con predominio de sedimentos más finos en el fondo, fueron diferentes de las otras dos. En ambos casos, la concentración de **sólidos suspendidos totales** fue más del doble que en Utracán y El Carancho, las que además, presentaron vegetación arraigada en algún momento del año.

El análisis de agrupamiento separó en primer lugar a Chadilauquen, con una concentración superior a 18 mg.l^{-1} de las otras tres lagunas, aunque agrupó más cercanamente a Utracán y El Carancho, que presentaron menor concentración de sólidos inorgánicos, ya que no superaron los $4,3 \text{ mg.l}^{-1}$ (Fig. 5.25).

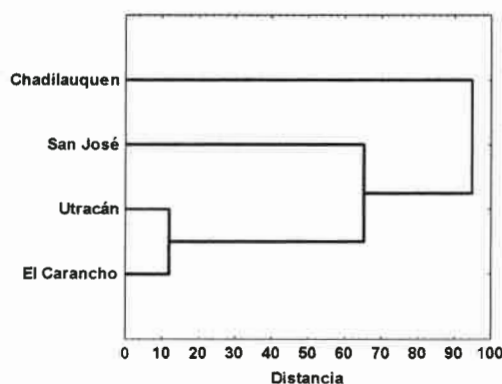


Figura 5.25: Agrupamiento de las lagunas en base a la concentración de sólidos suspendidos inorgánicos

La concentración de **sólidos suspendidos orgánicos** también fue diferente ($H = 12,30$; $p = 0,0064$). El test *a posteriori* mostró que San José fue la que difirió del resto, dado que su concentración superó los 14 mg.l^{-1} (Tabla 5.1) contra cantidades que no superaron $6,72 \text{ mg.l}^{-1}$ en las demás lagunas. En este caso, el análisis de agrupamiento mostró la separación de San José por un lado y agrupó al resto por el otro (Fig. 5.26).

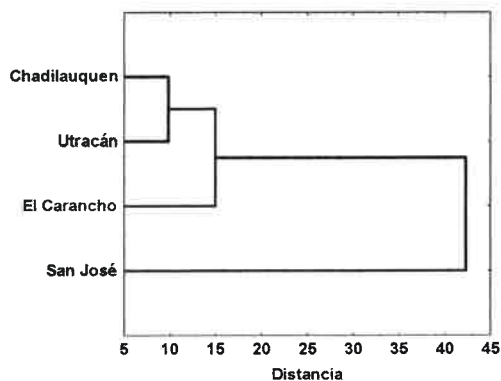


Figura 5.26: Agrupamiento de las lagunas en base a la concentración de sólidos suspendidos orgánicos

La salinidad de las lagunas fue diferente ($H = 37,48$; $p = 0,0000$). El test *a posteriori* mostró que Chadilauquen y El Carancho difirieron entre sí y con el resto, pero San José y Utracán fueron similares.

El análisis de agrupamiento mostró la separación de El Carancho, de menor salinidad y el agrupamiento de las tres restantes, aunque San José y Utracán estuvieron más próximas entre sí debido a sus valores de sólidos disueltos totales más parecida (Fig. 5.27).

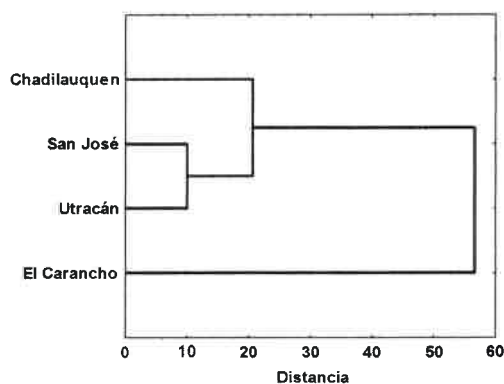


Figura 5.27: Agrupamiento de las lagunas según la salinidad

La salinidad mostró una alta correlación con la conductividad del agua ($r_s = 0,98$; $p = 0.00$) (Fig. 5.28).

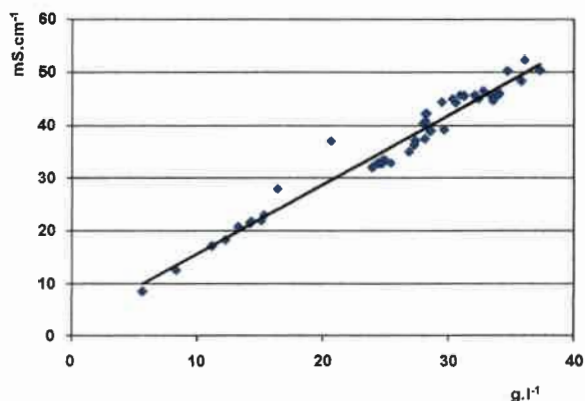


Figura 5.28: Relación entre la salinidad y la conductividad del agua

La temperatura promedio en las cuatro lagunas fue similar ($F = 0,11$; $p = 0,955$) del mismo modo que el pH ($F = 2,5$; $p = 0,0735$), en cambio la transparencia fue diferente ($H = 16,89$; $p = 0,0007$). El test *a posteriori* mostró que este parámetro fue similar en El Carancho y Utracán, pero difirió de Chadilauquen y San José. El análisis de agrupamiento mostró dos grupos: Chadilauquen y San José, por un lado, que registraron menor transparencia promedio anual y Utracán y El Carancho con valores mayores por el otro (Fig. 5.29).

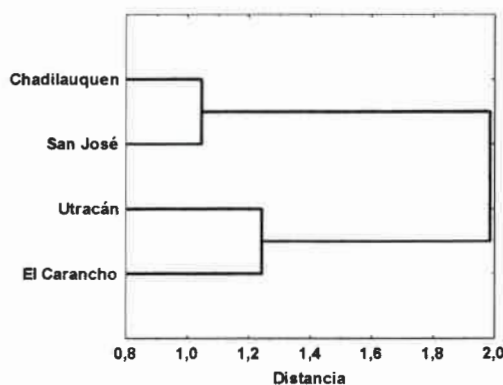


Figura 5.29: Agrupamiento de las lagunas según la transparencia

La concentración de oxígeno disuelto de las cuatro lagunas fue diferente ($H = 8,15$; $p = 0,043$). El test *a posteriori* detectó que Chadilauquen y San José fueron iguales pero difirieron de Utracán y El Carancho. Se encontraron correlaciones positivas

de este parámetro con la transparencia del agua ($r_s = 0,51$; $p = 0,003$) y negativa con la concentración de clorofila a ($r_s = -0,45$; $p = 0,0012$).

Al analizar la concentración de nutrientes en el agua, se encontraron diferencias entre las del **fósforo total** de las cuatro lagunas, pero el valor de la probabilidad coincidió con el límite de significación ($H = 7,80$; $p = 0,05$).

Respecto al **nitrógeno total**, se encontraron diferencias entre lagunas ($H = 11,34$; $p = 0,0000$) y el test *a posteriori* mostró que El Carancho difirió del resto de las lagunas, ya que fue la que presentó concentraciones más bajas de este nutriente en el agua.

El análisis de agrupamiento considerando **ambos nutrientes** permitió reconocer dos grupos: por un lado las lagunas del norte provincial, Chadilauquen y San José, con concentraciones de nitrógeno total mayores y por el otro las de la región central Utracán y El Carancho (Fig. 5.30).

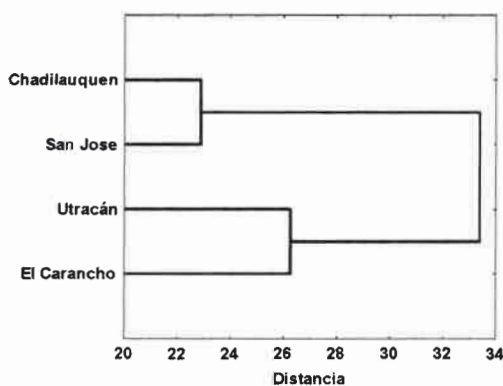


Figura 5.30: Agrupamiento de las lagunas en base a la concentración de nutrientes

La relación NT/PT fue diferente entre las cuatro lagunas ($H = 11,39$; $p = 0,0098$) aunque el test *a posteriori* no mostró que lagunas fueron las que difirieron. El análisis de agrupamiento permitió agrupar a las lagunas de la región central (Utracán y El Carancho) más cercanas a San José y por otro lado a Chadilauquen (Fig. 5.31). Como se indicó más arriba, en las cuatro lagunas la limitación por nitrógeno fue importante, aunque en Chadilauquen fue moderada durante abril y julio.

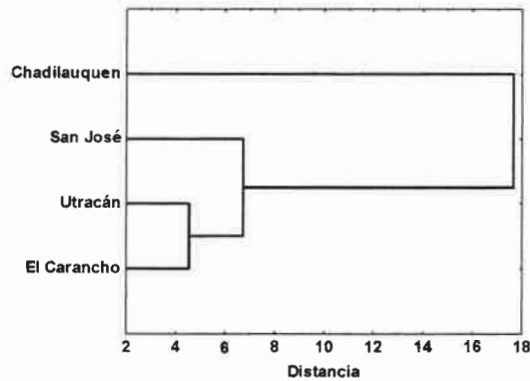


Figura 5.31: Agrupamiento de las lagunas en base a la relación NT/PT

Al considerar la concentración de clorofila a , se registraron diferencias significativas entre las lagunas ($H = 13,59$; $p = 0,0035$). El test *a posteriori* indicó que la que difirió del resto fue San José. El análisis de agrupamiento separó por un lado a esta laguna, con una concentración de clorofila a media superior a $4,8 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ (Tabla 4.2) y por otro lado agrupó a las otras tres dadas sus concentraciones 2,5 veces menores (Fig. 5.32).

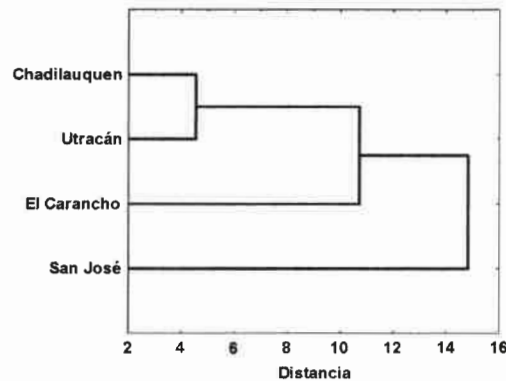


Figura 5.32: Agrupamiento de las lagunas en base a la concentración de clorofila a

Se observaron correlaciones negativas entre la transparencia del agua y la concentración de sólidos suspendidos inorgánicos ($r_s = -0,68$; $p = 0,0000$), orgánicos ($r_s = -0,69$; $p = 0,0000$) (Figs. 5.33 y 5.34) y la concentración de clorofila a ($r_s = -0,54$; $p = 0,0000$) (Fig. 5.35). El cálculo de la relación Z_p / Z_{fot} arrojó valores inferiores a 1 en Utracán y El Carancho, en cambio en Chadilauquen y San José, mostró valores ligeramente superiores a 1.

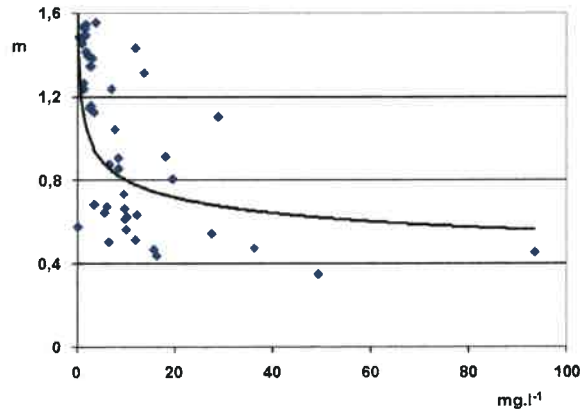


Figura 5.33: Relación entre la transparencia del agua y los sólidos suspendidos inorgánicos

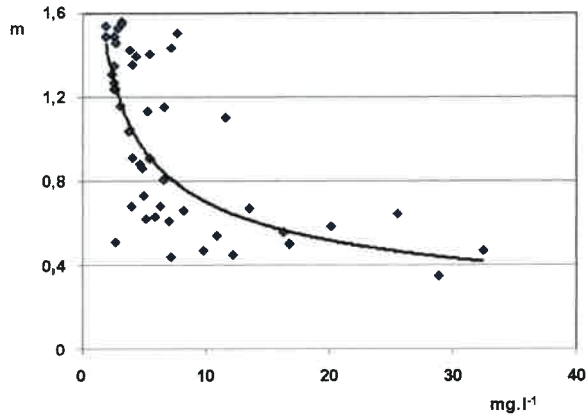


Figura 5.34: Relación entre la transparencia del agua y los sólidos suspendidos orgánicos

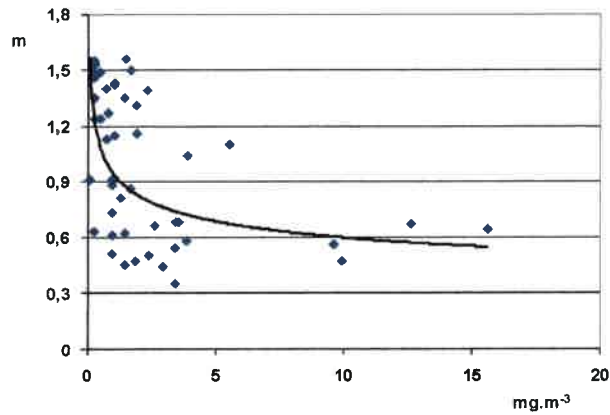


Figura 5.35.- Relación entre transparencia del agua y la concentración de clorofila *a*

Por otro lado, la concentración de clorofila *a* correlacionó con la temperatura del agua ($r_s = 0,35$; $p = 0,0169$). También mostró correlación positiva con los sólidos suspendidos orgánicos ($r_s = 0,67$; $p = 0,0000$) aunque este parámetro puede considerarse como una expresión indirecta de la producción de las algas ya que éstas forman parte de los sólidos suspendidos orgánicos.

Al analizar las relaciones entre los nutrientes y los demás parámetros estudiados, se encontraron correlaciones positivas entre la concentración de nitrógeno total y la de los sólidos suspendidos orgánicos ($r_s = 0,32$; $p = 0,0292$) e inorgánicos ($r_s = 0,59$; $p = 0,0000$) y con la concentración de clorofila *a* ($r_s = 0,28$; $p = 0,05$); en cambio, no ocurrió lo mismo con la concentración de fósforo total.

Cuando se analizó la relación NT/PT con los diferentes parámetros ambientales, se encontró correlación positiva con los sólidos suspendidos totales ($r_s = 0,32$; $p = 0,0262$) y en particular con los inorgánicos ($r_s = 0,35$; $p = 0,0147$).

5.3.- ZOOPLANKTON

5.3.1.- COMPOSICIÓN TAXONÓMICA Y RIQUEZA ESPECÍFICA

Se registraron 21 taxones en total: 6 cladóceros, 5 copépodos y 10 rotíferos (Tabla 5.2 y Fig. 5.36).

Chadilauquen y Utracán presentaron menor riqueza específica total (6 taxones cada una) y se hallaron las mismas especies. San José presentó 8 taxones, y compartió las mismas especies con las lagunas anteriores, pero se encontraron dos rotíferos más. La mayor riqueza específica (18 taxones) se registró en El Carancho, coincidiendo en cuatro especies con Chadilauquen y Utracán y en cinco con San José (Tabla 5.2).

Tabla 5.2: Lista de taxones, frecuencia de aparición (%) en las muestras a lo largo del ciclo anual y riqueza específica en las cuatro lagunas (Cha, SJ y Ut: n = 12; EC: n = 11)

	Cha	SJ	Ut	EC
Cladóceros:				
<i>Ceriodaphnia dubia</i> Richard, 1895				9,1
<i>Daphnia spinulata</i> Birabén, 1917				9,1
<i>D. menucoensis</i> Paggi, 1996	58,3	16,7	41,7	91
<i>Moina wierzejski</i> Richard, 1895				9,1
<i>M. eugeniae</i> Olivier, 1954	100	100	83,3	
<i>M. macrocopa</i> (Straus, 1820)				9,1
Copépodos:				
<i>Microcyclops anceps</i> (Richard, 1897)				54,4
<i>Metacyclops mendocinus</i> (Wierzejski, 1892)				45,5
<i>Boeckella poooensis</i> Marsh, 1906	100	100	100	27,3
<i>B. gracilis</i> (Daday, 1902)				54,5
<i>Cletocamptus deitersi</i> (Richard, 1897)	83,3	83,3	83,3	72,7
Rotíferos:				

<i>Brachionus plicatilis</i> Müller, 1786	58,3	58,3	41,7	
<i>B. angularis</i> Gosse, 1851				27,3
<i>B. dimidiatus</i> Bryce, 1931		16,7		9,1
<i>B. pterodinooides</i> Rousselet, 1913				9,1
<i>Lepadella patella</i> (Müller, 1773)				9,1
<i>Hexarthra fennica</i> (Levander, 1892)	83,3	50	66,7	45,5
<i>Polyarthra</i> sp.				9,1
<i>Colurella adriatica</i> (Erhemberg, 1831)				9,1
<i>Asplanchna</i> sp.				9,1
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)		8,3		
Riqueza específica	6	8	6	18

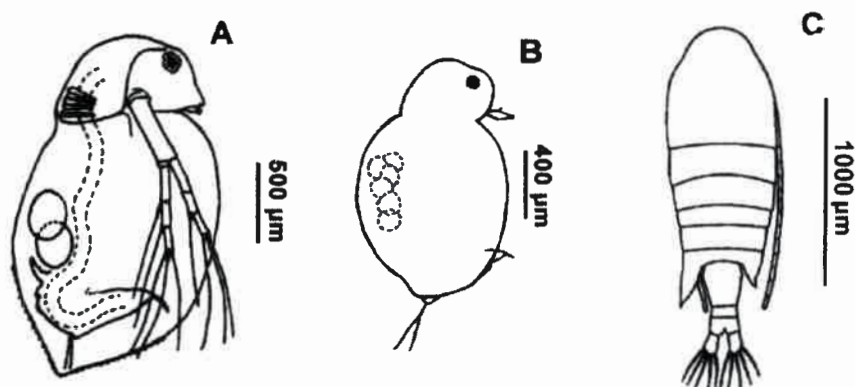


Figura 5.36: Algunas especies de crustáceos representativos. A: *D. menucoensis*. B: *M. eugeniae*. C: *B. poopoenis* (A: Tomado de Vignatti & Echaniz, 1999, B: Tomado de Echaniz & Vignatti, 1996 y C: tomado de Pilati, 1997)

Entre los cladóceros, *Daphnia menucoensis* (Fig. 5.36) fue la única especie común a las cuatro lagunas, seguida por *Moina eugeniae* (Fig. 5.36) en tres de ellas pero ausente en El Carancho. Entre los copépodos, *Boeckella poopoenis* (Fig. 5.36) y *Cletocamptus deitersi*, se registraron en los cuatro cuerpos de agua y entre los rotíferos, *Hexarthra fennica* fue el único común a las cuatro, seguido por *B. plicatilis*, ausente en El Carancho.

El análisis de correlación canónica mostró un agrupamiento entre *M. eugeniae*, *B. poopoensis*, *B. plicatilis* y *C. deitersi*, dada la distancia relativamente pequeña que existe entre los puntos que representan las especies y destacó la correlación de este grupo con la salinidad, aunque ubicó a *H. fennica* y *D. menucoensis* más alejadas (Fig. 5.37 y Tabla 5.3) ya que fueron abundantes en El Carancho, laguna en la que se registraron con otras especies menos halotolerantes. El análisis también mostró que este grupo se correlacionó negativamente con la concentración de clorofila *a*.

El análisis también indicó que un grupo grande de taxones, (12 de ellos presentes sólo en El Carancho) fueron influenciados negativamente por la salinidad (Fig. 5.37 y Tabla 5.3).

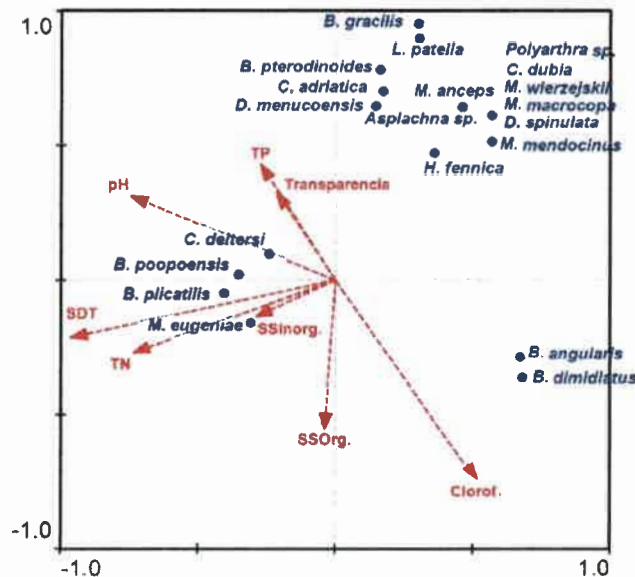


Figura 5.37: Resultados del análisis de correlación canónica (las abreviaturas de las variables se indican en el texto)

Tabla 5.3: Resultados del análisis de correspondencia canónica

	Eje 1	Eje 2	Eje 3	Eje 4
Autovalores	0,822	0,268	0,119	0,044
Correlación especies - variables ambientales	0,95	0,714	0,517	0,485
% de varianza acumulada relación especies - variables	64,8	85,8	95,2	98,6

Al analizar la riqueza de especies y su relación con los diferentes parámetros ambientales, se encontró correlación negativa con la salinidad ($r_s = -0,249$; $p = 0,0906$).

5.3.2.- DENSIDAD, BIOMASA Y ESPECTRO DE TALLAS DEL ZOOPLANKTON POR LAGUNA

5.3.2.1.- Laguna Chadilauquen

Densidad y biomasa

La densidad y la biomasa totales fluctuaron entre mínimos de $41,33 \text{ ind.l}^{-1}$ y $641,28 \mu\text{g.l}^{-1}$ respectivamente y máximos de $310,6 \text{ ind.l}^{-1}$ y $2983,01 \mu\text{g.l}^{-1}$ (Fig. 5.38, Tablas 5.16 y 5.17) y ambos parámetros estuvieron fuertemente influidos por el macrozooplankton. Si bien la densidad máxima total de esta fracción se registró en marzo, (Fig. 5.39, Tabla 5.16) la biomasa máxima se verificó en noviembre (Fig. 5.39, Tabla 5.16). En cambio en el microzooplankton, tanto densidad como biomasa máximas se registraron en julio (Fig. 5.39) y fueron aportadas mayoritariamente por los nauplios.

Al analizar la densidad y la biomasa (totales, del macro y microzooplankton por separado) en forma estacional (Tablas 5.18 y 5.19) no se encontraron diferencias significativas entre ellas.

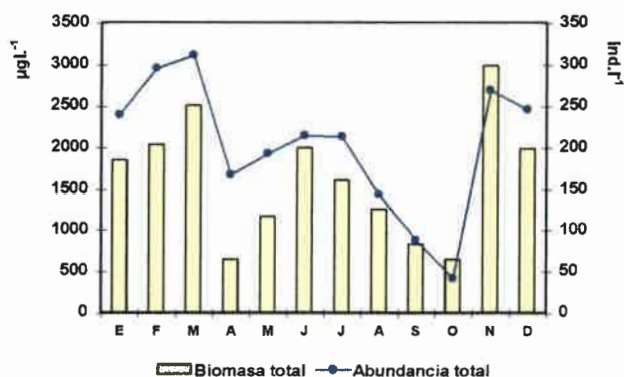


Fig. 5.38: Variación anual de la densidad y biomasa totales

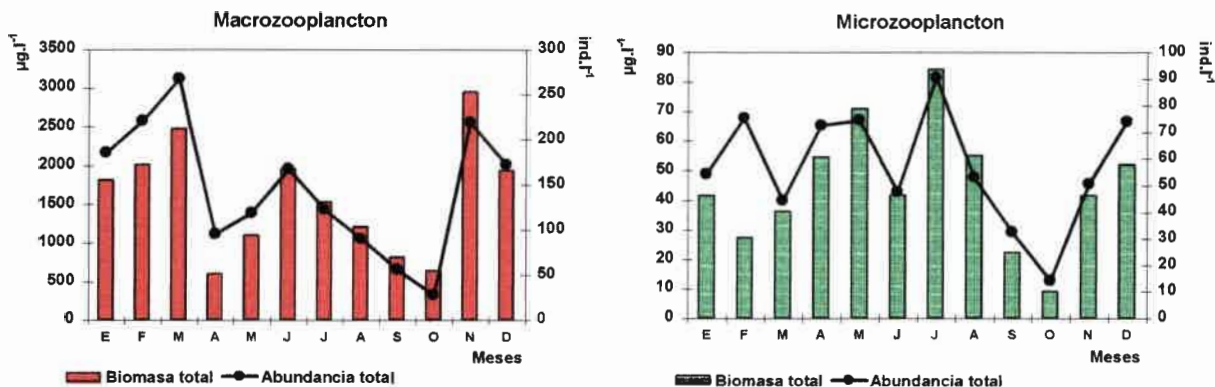


Figura 5.39: Laguna Chadilauquen. Relación entre la biomasa total ($\mu\text{g.l}^{-1}$) y la densidad total (ind.l^{-1}) durante el ciclo anual

La mayor densidad en el macrozooplankton estuvo dada por *B. poopoensis*, (considerando la suma de adultos y estadios larvales copepoditos), que presentó un máximo en febrero y representó a lo largo del año más del 47%. Fue seguida por *M. eugeniae* que alcanzó su mayor densidad en noviembre y a lo largo del año representó casi el 37% de esta fracción. *D. menucoensis* presentó valores mucho menores y alcanzó su densidad máxima en septiembre (Tabla 5.20 y Fig. 5.40).

La mayor biomasa del macrozooplankton, superior al 45%, la aportó *B. poopoensis*, que presentó dos picos estacionales, uno en verano y otro en invierno. Entre los cladóceros, *M. eugeniae* aportó más del 35%, también con dos picos estacionales, uno a finales del verano y otro en primavera, seguida por *D. menucoensis* que alcanzó su máximo valor en octubre (Tabla 5.21 y Fig. 5.41).

En el microzooplankton, predominaron los nauplios durante todo el ciclo anual, ya que superaron el 86% de la densidad de la fracción (Fig. 5.42) y alcanzaron un máximo en julio, mientras que entre los rotíferos (Fig. 5.42 y Tabla 5.20) *H. fennica* fue el más abundante y alcanzó su densidad máxima en abril y *B. plicatilis* en febrero.

La mayor biomasa también la aportaron los nauplios, que superaron el 90%, con valores máximos en otoño e invierno (Fig. 5.43).

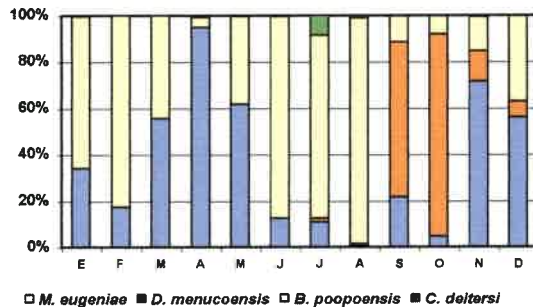


Figura 5.40: Macrozooplankton: Variación porcentual de la densidad

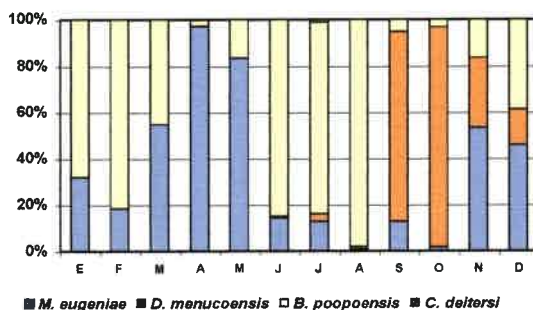


Figura 5.41: Macrozooplankton: Variación porcentual de la biomasa

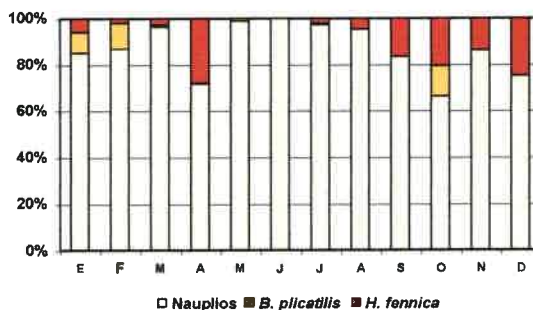


Figura 5.42: Microzooplankton. Variación porcentual de la densidad

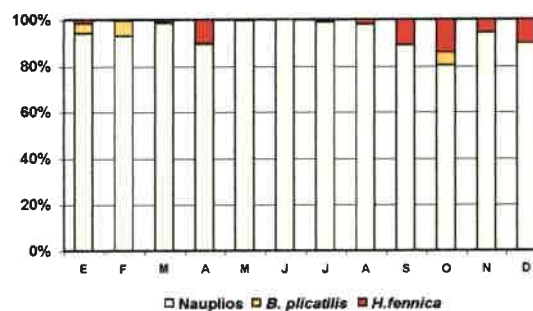


Figura 5.43: Microzooplankton: Variación porcentual de la biomasa

Espectro de tallas

La distribución de las tallas del zooplankton en esta laguna fue bimodal (Fig. 5.44 y Tabla 5.4). El 40% de los individuos resultó incluido en las dos primeras clases (107,2 a 543,4 μm). La primera de ellas, con un tamaño promedio de 216,2 μm , correspondió a los rotíferos *H. fennica* y en menor medida a *B. plicatilis*.

La segunda moda mostró que casi el 25% de los organismos correspondieron a las clases 5 y 6 (979,5 a 1415,7 μm), con el predominio de las especies de microcrustáceos, principalmente *Moina eugeniae* seguida en menor medida por *B. poopoensis* (Fig. 5.44 y Tabla 5.4).

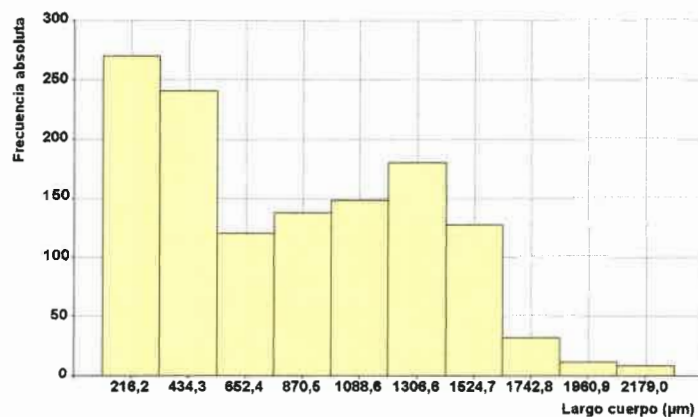


Figura 5.44: Distribución de frecuencias de las tallas del zooplankton total de la laguna Chadilauquen. Frecuencia absoluta: número de individuos.

Tabla 5.4: Clases, tamaños promedio de las clases y frecuencias de las tallas del zooplankton total de Chadilauquen (valores expresados en μm).

Clase	Límite Inferior	Límite superior	Promedio de la clase	Frecuencia absoluta	Frecuencia relativa (%)
1	107,2	325,3	216,24	270	21
2	325,3	543,4	434,32	241	19
3	543,4	761,4	652,4	120	9
4	761,4	979,5	870,48	137	11
5	979,5	1197,6	1088,56	148	12
6	1197,6	1415,7	1306,64	180	14
7	1415,7	1633,8	1524,72	127	1

8	1633,8	1851,8	1742,8	32	3
9	1851,8	2069,9	1960,88	11	1
10	2069,9	2288,0	2178,96	8	1

Al analizar por separado el espectro de tallas de los crustáceos, (Fig. 5.45 y Tabla 5.5), pudo observarse una distribución unimodal. El 33% de los ejemplares medidos se incluyeron en las clases 4 y 5 y correspondieron a los tres crustáceos dominantes aunque con un leve predominio de *M. eugeniae*. La clase (6) fue la que incluyó la mayor cantidad de individuos (23%) con una talla promedio de 1322,8 μm y en la que predominó ampliamente *M. eugeniae*, seguida por *B. poopoensis* y en menor medida *D. menucoensis*. En la clase 7 en cambio, el predominio fue de *B. poopoensis* y en las tres últimas clases *D. menucoensis* fue la especie dominante (y excluyente en las dos últimas).

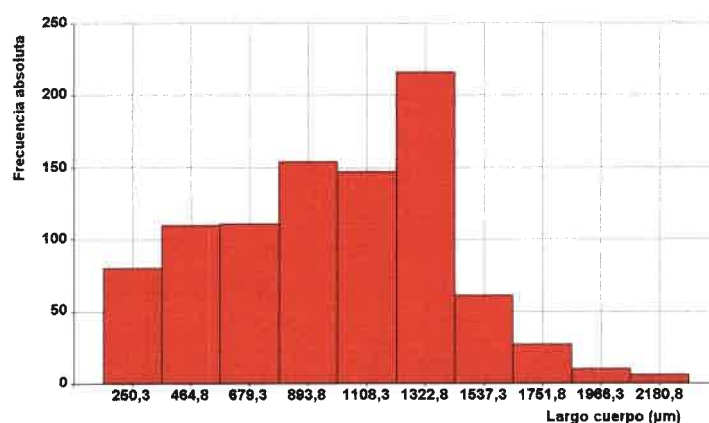


Figura 5.45: Distribución de frecuencias de las tallas de los crustáceos de la laguna Chadilauquen. Frecuencia absoluta: número de individuos.

Tabla 5.5: Clases, tamaños promedio de las clases y frecuencias de las tallas de los crustáceos de Chadilauquen (valores expresados en μm).

Clase	Límite Inferior	Límite superior	Promedio de la clase	Frecuencia absoluta	Frecuencia relativa (%)
1	143	357,5	250,25	80	9
2	357,5	572	464,75	110	12
3	572	786,5	679,25	111	12
4	786,5	1001	893,75	154	17

5	1001	1215,5	1108,25	147	16
6	1215,5	1430	1322,75	216	23
7	1430	1644,5	1537,25	61	7
8	1644,5	1859	1751,75	27	3
9	1859	2073,5	1966,25	10	1
10	2073,5	2288	2180,75	6	1

Se analizó por separado el espectro de tallas de los rotíferos (Fig. 5.46 y Tabla 5.6). Como puede observarse, el 56% de los ejemplares medidos estuvieron comprendidos en las clases 6 y 7 (entre 253,8 y 312,5 μm) y en ambos casos predominó ampliamente *H. fennica* sobre la segunda especie presente en esta laguna (*B. plicatilis*).

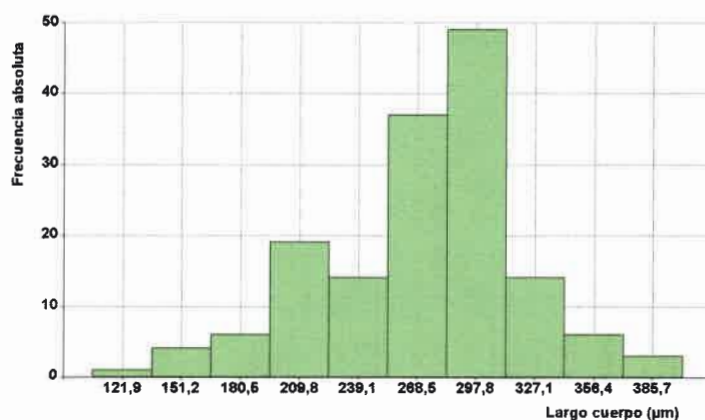


Figura 5.46: Distribución de frecuencias de las tallas de los rotíferos de la laguna Chadilauquen. Frecuencia absoluta: número de individuos

Tabla 5.6: Clases, tamaños promedio de las clases y frecuencias de las tallas de los rotíferos de Chadilauquen (valores expresados en μm).

Clase	Límite Inferior	Límite superior	Promedio de la clase	Frecuencia absoluta	Frecuencia relativa (%)
1	107,2	136,5	121,9	1	1
2	136,5	165,8	151,2	4	3
3	165,8	195,2	180,5	6	4
4	195,2	224,5	209,8	19	12
5	224,5	253,8	239,1	14	9

6	253,8	283,1	268,5	37	24
7	283,1	312,4	297,8	49	32
8	312,4	341,8	327,1	14	9
9	341,8	371,1	356,4	6	4
10	371,1	400,4	385,7	3	2

5.3.2.2.- Laguna San José

Densidad y biomasa

La densidad y la biomasa totales fluctuaron entre mínimos de 193,5 ind.l⁻¹ y 1530,1 µg.l⁻¹ y máximos de 918,8 ind.l⁻¹ y 8932,33 µg.l⁻¹ respectivamente (Fig. 5.47, Tablas 5.16 y 5.17). Ambos parámetros, en particular la biomasa, estuvieron influidos por la fracción macrozooplanctónica (Tablas 5.16 y 5.17). Tanto la densidad máxima total del macro y del microzooplancton como la biomasa de esta última fracción presentaron mayores valores durante verano, no así la biomasa del macrozooplancton, que presentó un pico a comienzos de la primavera (Fig. 5.48).

Al analizar la densidad y biomasa (totales, del macro y microzooplancton por separado) en forma estacional, no se hallaron diferencias significativas (Tablas 5.18 y 5.19).

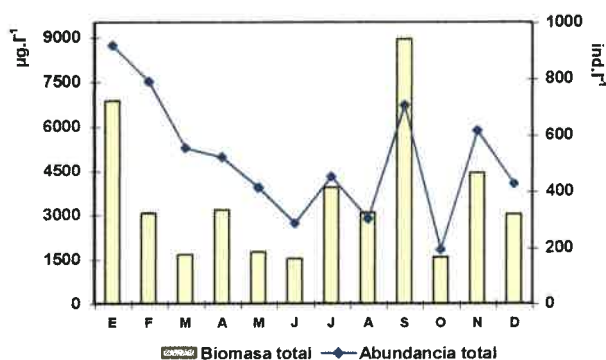


Fig. 5.47: Variación anual de la densidad y biomasa totales

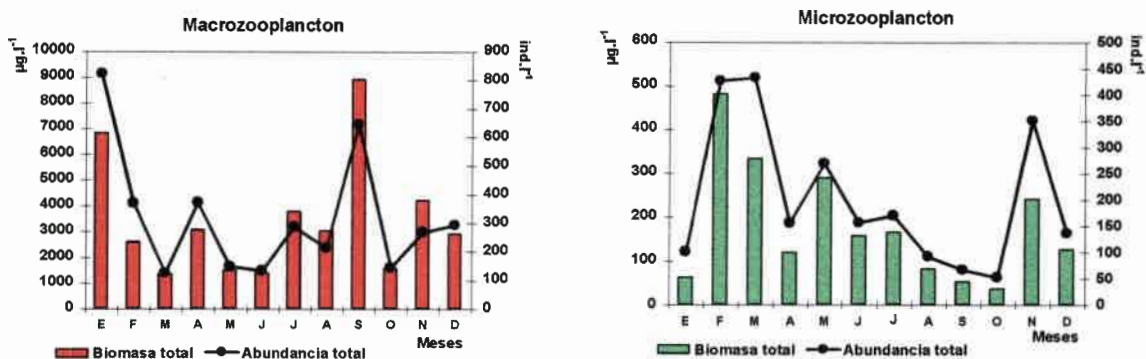


Figura 5.48: Laguna San José. Relación entre la biomasa total y la densidad total

La especie del macrozooplankton que mayor densidad anual presentó, cercana al 54%, fue *B. poopoensis*, que predominó en siete ocasiones, alcanzando en septiembre su pico máximo. *M. eugeniae*, en cambio, predominó en cinco ocasiones registrándose su mayor densidad en enero (Fig. 5.49 y Tabla 5.20).

La mayor biomasa promedio cercana al 60%, fue aportada por *B. poopoensis*, quien presentó dos picos estacionales, uno en verano y otro en primavera, alcanzando su valor máximo en septiembre. Le siguió *M. eugeniae*, con mayor biomasa en el verano y comienzos del otoño y su valor máximo en enero (Fig. 5.50 y Tabla 5.21).

En el microzooplankton hubo un fuerte predominio de los nauplios durante todo el ciclo anual (más del 90%), alcanzando la densidad máxima en noviembre, mientras que entre los rotíferos, *B. plicatilis* y *B. dimidiatus* le siguieron en abundancia en febrero y marzo (Fig. 5.51 y Tabla 5.20).

Los nauplios fueron los que aportaron la mayor biomasa, cercana al 90% del total y el mayor valor registrado fue en mayo (Fig. 5.52 y Tabla 5.21).

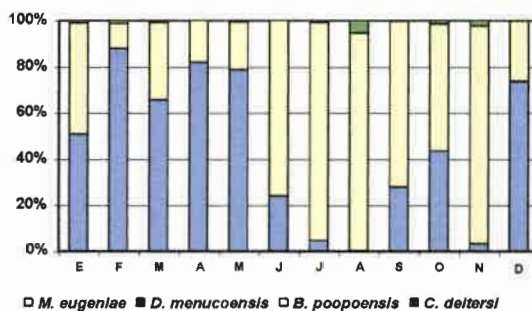


Figura 5.49: Macrozooplankton: Variación porcentual de la densidad

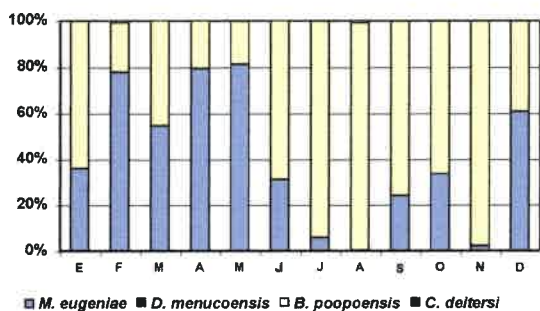


Figura 5.50: Macrozooplankton: Variación porcentual de la biomasa

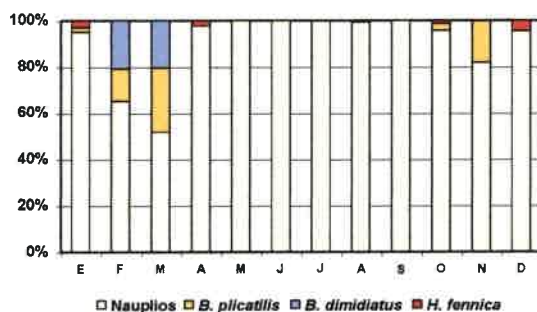


Figura 5.51: Microzooplankton: Variación porcentual de la densidad

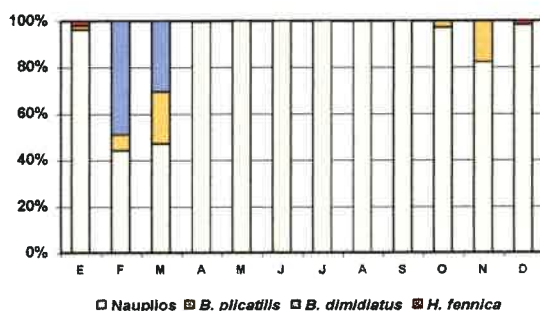


Figura 5.52: Microzooplankton: Variación porcentual de la biomasa

Espectro de tallas

En esta laguna también se observó una distribución bimodal de las tallas (Fig. 5.53 y Tabla 5.7). En la primera moda, con un tamaño promedio de 433,3 μm (clase 2) predominaron los nauplios de gran tamaño de *B. poopoensis*, seguidos por el rotífero *B. plicatilis*. En ambas clases se reunió casi el 40% de los individuos medidos).

La segunda moda, comprendida por las clases 5, 6 y 7, incluyó al 35% de los individuos y fue producida por los microcrustáceos, en particular por *M. eugeniae*

seguida en menor medida por *B. poopoensis* (adultos y copepoditos). Los individuos de la clase 9 y 10 (mayores a 1753 μm) pertenecieron todos a *B. poopoensis*.

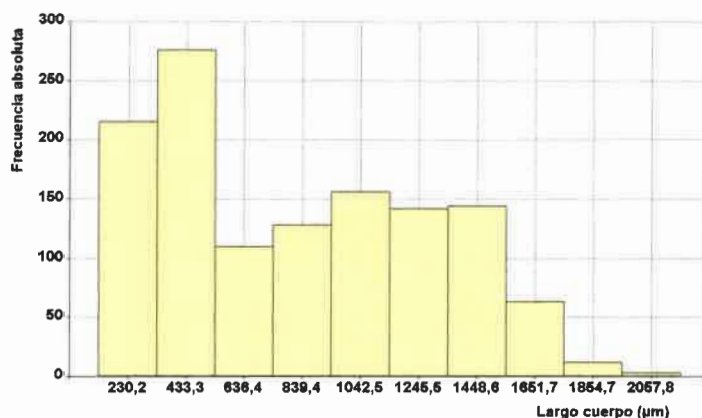


Figura 5.53: Distribución de frecuencias de las tallas del zooplankton total de la laguna San José. Frecuencia absoluta: número de individuos.

Tabla 5.7: Clases, tamaños promedio de las clases y frecuencias de las tallas del zooplankton total de San José (valores expresados en μm).

Clase	Límite Inferior	Límite superior.	Promedio de la clase	Frecuencia absoluta	Frecuencia relativa (%)
1	128,7	331,8	230,2	215	17
2	331,8	534,8	433,3	276	22
3	534,8	737,9	636,4	110	9
4	737,9	940,9	839,4	128	10
5	940,9	1144,0	1042,5	156	12
6	1144,0	1347,1	1245,5	142	11
7	1347,1	1550,1	1448,6	144	12
8	1550,1	1753,2	1651,7	63	5
9	1753,2	1956,2	1854,7	12	1
10	1956,2	2159,3	2057,8	3	1

Al graficar por separado a los microcrustáceos (Fig. 5.54 y Tabla 5.8), la distribución fue claramente unimodal. El 51% de los individuos medidos fueron incluidos en las clases 3, 4 y 5 con un ligero predominio de *M. eugeniae* sobre *B. poopoensis* en todas ellas. En las clases 6, 7 y 8 (el 37% de los individuos medidos)

hubo un amplio predominio de *B. poopoensis* siendo prácticamente excluyente en las tres últimas clases, con tallas promedio entre 1691 y 2065,6 μm .

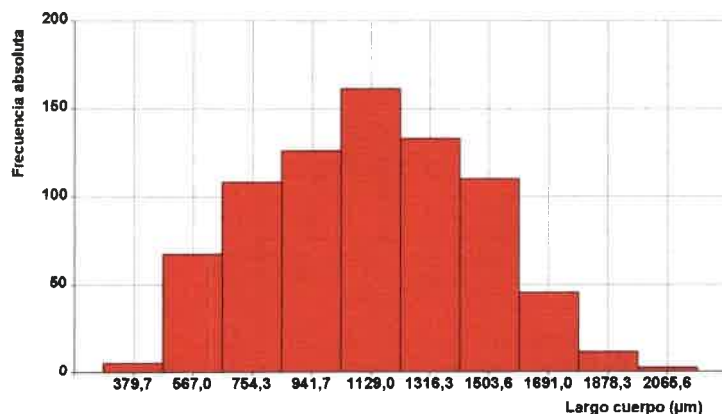


Figura 5.54: Distribución de frecuencias de las tallas de los crustáceos de la laguna San José. Frecuencia absoluta: número de individuos.

Tabla 5.8: Clases, tamaños promedio de las clases y frecuencias de las tallas de los crustáceos de San José (valores expresados en μm).

Clase	Límite Inferior	Límite superior	Promedio de la clase	Frecuencia absoluta	Frecuencia relativa (%)
1	286	473,3	379,7	5	1
2	473,3	660,7	567	67	9
3	660,7	848	754,3	108	14
4	848	1035	941,7	126	16
5	1035	1223	1129	161	21
6	1223	1410	1316,3	133	17
7	1410	1597	1503,6	110	14
8	1597	1785	1691	45	6
9	1785	1972	1878,3	11	1,5
10	1972	2159	2065,6	2	0,5

Al analizar por separado los rotíferos, la moda se registró en la clase 8, (entre 358,9 y 391,8 μm) que sólo incluyó ejemplares de *B. plicatilis* así como también las clases que comprendieron las mayores tallas. Los ejemplares de la segunda especie

registrada, *H. fennica* fueron de menor tamaño y quedaron comprendidos en la clases y 5 (Fig. 5.55 y Tabla 5.9).

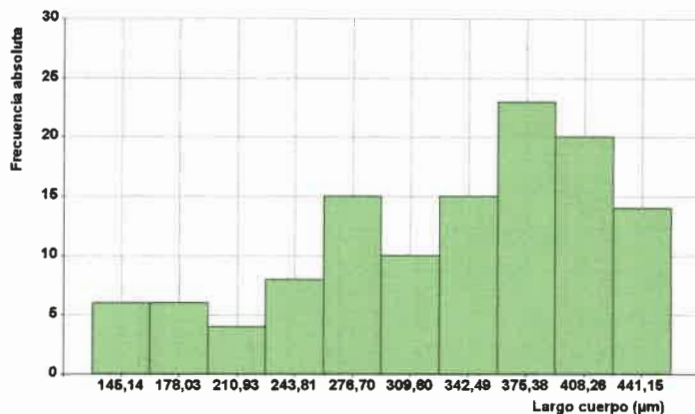


Figura 5.55: Distribución de frecuencias de las tallas de los rotíferos de la laguna San José. Frecuencia absoluta: número de individuos

Tabla 5.9: Clases, tamaños promedio de las clases y frecuencias de las tallas de los rotíferos de San José (valores expresados en µm).

Clase	Límite Inferior	Límite superior	Promedio de la clase	Frecuencia absoluta	Frecuencia relativa (%)
1	128,7	161,6	145,2	6	5
2	161,6	194,5	178,0	6	5
3	194,5	227,4	210,9	4	3
4	227,4	260,3	243,8	8	7
5	260,3	293,2	276,7	15	12
6	293,2	326,0	309,6	10	8
7	326,0	358,9	342,5	15	12
8	358,9	391,8	375,4	23	19
9	391,8	424,7	408,3	20	17
10	424,7	457,6	441,2	14	12

5.3.2.3.- Laguna Utracán

Densidad y biomasa

La densidad y biomasa totales fluctuaron entre valores mínimos de 166 ind.l⁻¹ y 517 µg.l⁻¹ respectivamente en abril y máximos en febrero, superiores a 1548,7 ind.l⁻¹ y 3208,8 µg.l⁻¹ (Fig. 5.56 y Tablas 5.16 y 5.17).

La densidad máxima del macrozooplankton se registró en el verano, en febrero (Fig. 5.57), mientras que la biomasa fue mayor en noviembre. En el microzooplankton, tanto la densidad como la biomasa máximas, se observaron en febrero y estuvieron dadas principalmente por los nauplios (Fig. 5.57).

Al analizar la densidad y biomasa (totales, del macro y microzooplankton por separado) en forma estacional, no se hallaron diferencias significativas (Tablas 5.18 y 5.19).

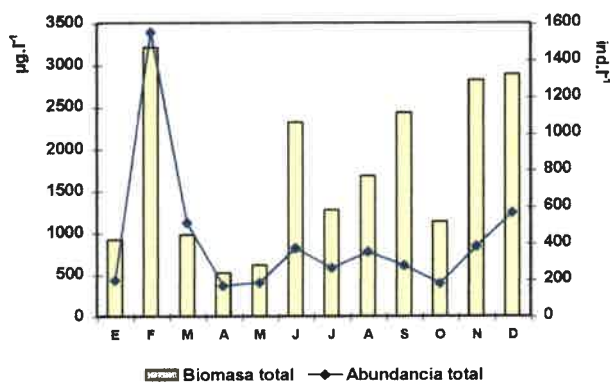


Fig. 5.56: Variación anual de la densidad y biomasa totales

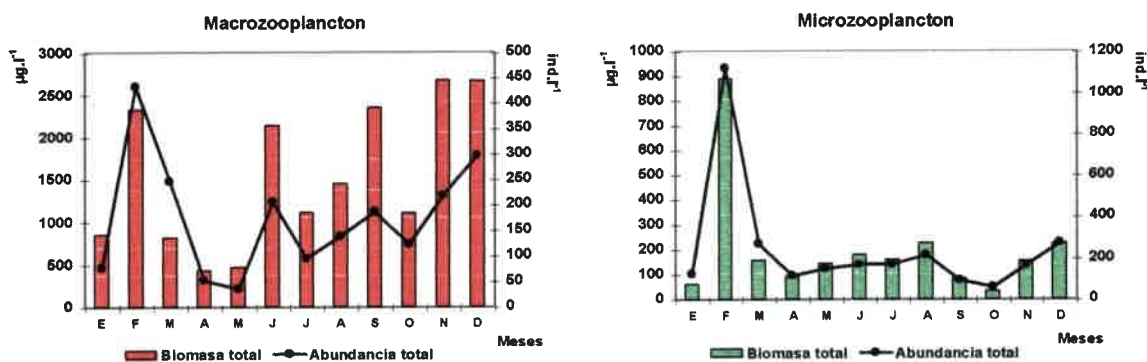


Figura 5.57: Laguna Utracán. Relación entre la biomasa total y la densidad total durante el ciclo anual

La mayor densidad del macrozooplankton, superior al 66% estuvo representada por *B. poeppensis*, que alcanzó un máximo en febrero seguida por *M. eugeniae*, que representó el 31% y alcanzó un pico de densidad en marzo (Tabla 5.20 y Fig. 5.58).

B. poopoensis aportó la mayor biomasa de esta fracción superando el 74%. El valor máximo fue alcanzado en septiembre. *M. eugeniae* sólo aportó el 23% a lo largo del estudio y presentó su mayor biomasa en noviembre (Fig. 5.59).

Dentro del microzooplancton, el predominio fue de los nauplios durante todo el estudio ya que su densidad superó el 87% y alcanzaron el valor máximo en febrero, mientras que las dos especies de rotíferos registrados presentaron densidades mucho menores (Fig. 5.60). En esta laguna los nauplios también aportaron la mayor biomasa media anual del microzooplancton, superando el 95% y su mayor valor se registró en marzo (Fig. 5.61).

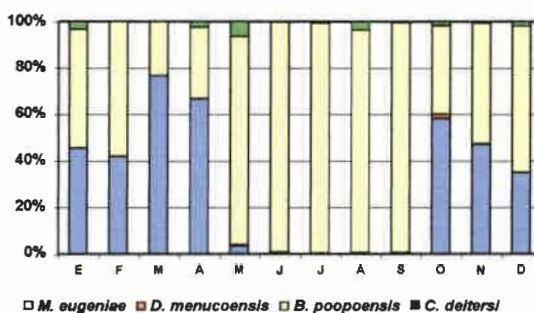


Figura 5.58: Macrozooplancton: Variación porcentual de la densidad

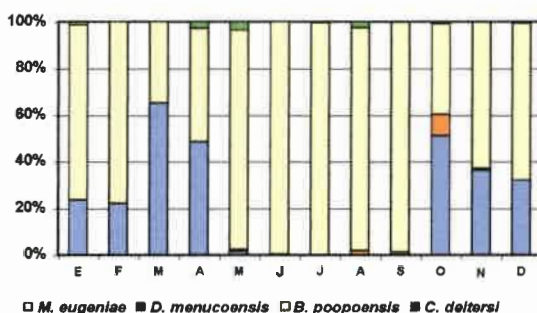


Figura 5.59: Macrozooplancton: variación porcentual de la biomasa

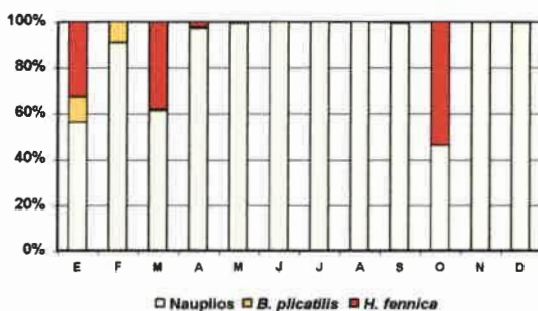


Figura 5.60: Microzooplancton: Variación porcentual de la densidad

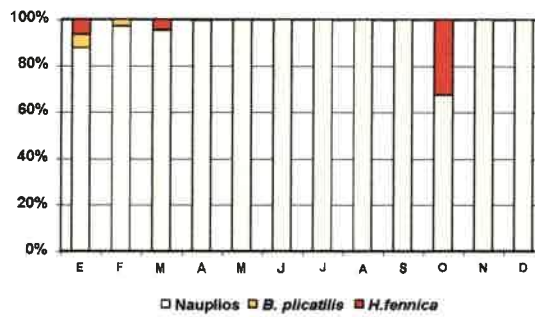


Figura 5.61: Microzooplankton: variación porcentual de la biomasa

Espectro de tallas

Aquí también se observó una distribución bimodal del zooplankton (como en Chadilauquen y San José). La primera moda abarcó las clases 1 y 2 (Fig. 5.62 y Tabla 5.10) e incluyó al 46% de los individuos medidos. La primera clase incluyó ambas especies de rotíferos presentes (*H. fennica* y *B. plicatilis*) mientras que la clase 2 incluyó la mayor parte de los nauplios de *B. poopoensis*.

La segunda moda estuvo dada por tallas comprendidas entre 766 y 1210 μm (clases 4 y 5) e incluyeron el 26% del total de individuos medidos y predominaron claramente los microcrustáceos. (Fig. 5.62 y Tabla 5.10).

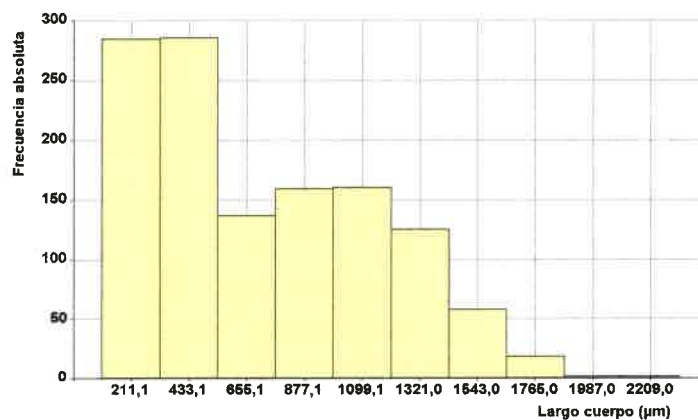


Figura 5.62: Distribución de frecuencias de las tallas del zooplankton total de la laguna Utracán. Frecuencia absoluta: número de individuos

Tabla 5.10: Clases, tamaños promedio de las clases y frecuencias de las tallas del zooplankton total de Utracán (valores expresados en μm).

Clase	Límite Inferior	Límite superior	Promedio de la clase	Frecuencia absoluta	Frecuencia relativa (%)
1	100,1	322,1	211,1	284	23
2	322,1	544,1	433,1	285	23
3	544,1	766,1	655,1	137	11
4	766,1	988,1	877,1	159	13
5	988,1	1210,1	1099,1	160	13
6	1210,1	1432,0	1321,1	125	10
7	1432,0	1654,0	1543,0	58	5
8	1654,0	1876,0	1765,0	18	1
9	1876,0	2098,0	1987,0	1	0,5
10	2098,0	2320,0	2209,0	1	0,5

Al analizar por separado las tallas de los crustáceos (Fig. 5.63 y Tabla 5.11), mostraron una distribución unimodal, donde el 60,5% de los ejemplares medidos estuvieron comprendidos en las clases 3, 4 y 5 con tallas promedio entre 815,8 y 1216,9 μm incluyéndose casi la totalidad de los ejemplares medidos de *C. deitersi*, la gran mayoría de los ejemplares de *D. menucoensis*, y *M. eugeniae* y en menor medida de *B. poopoensis*. En las clases siguientes predominó ampliamente esta última especie excepto en la última donde sólo se incluyó un ejemplar de *D. menucoensis*.

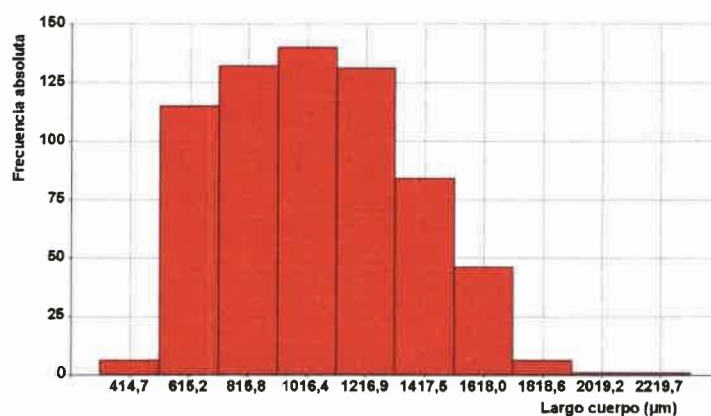
**Figura 5.63: Distribución de frecuencias de las tallas de los crustáceos de la laguna Utracán. Frecuencia absoluta: número de individuos**

Tabla 5.11: Clases, tamaños promedio de las clases y frecuencias de las tallas de los crustáceos de Utracán (valores expresados en μm).

Clase	Límite Inferior	Límite superior	Promedio de la clase	Frecuencia absoluta	Frecuencia relativa (%)
1	314,4	514,96	414,68	6	1
2	514,96	715,52	615,24	115	17
3	715,52	916,08	815,8	132	20
4	916,08	1116,64	1016,36	140	21
5	1116,64	1317,2	1216,92	131	19,5
6	1317,2	1517,76	1417,48	84	13
7	1517,76	1718,32	1618,04	46	7
8	1718,32	1918,88	1818,6	6	1
9	1918,88	2119,44	2019,16	1	0,25
10	2119,44	2320	2219,72	1	0,25

Al analizar las tallas de los rotíferos por separado, ampliando el número de clases, se pueden observar dos modas, la primera (clase 2) que representó el 16% de los ejemplares medidos, los cuales fueron exclusivamente de *H. fennica* y la segunda con el 28% (clase 8) y con el predominio de *B. plicatilis*. Este rotífero presentó ejemplares en las clases 5 a 10, mientras que *H. fennica* presentó un espectro de tallas más amplio ya que se incluyeron ejemplares en las clases 1 a 9 inclusive (Fig. 5.64 y Tabla 5.12).

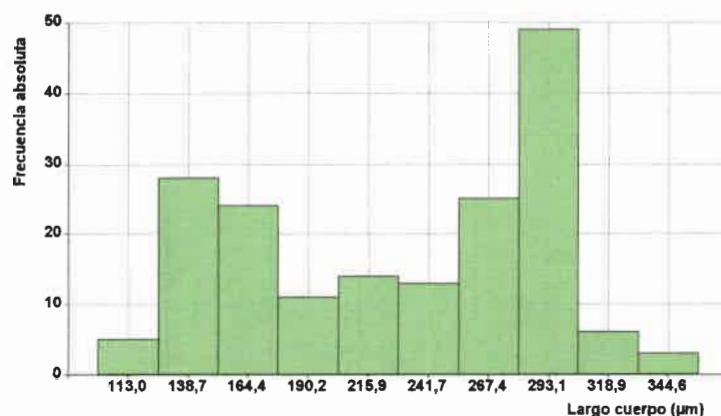


Figura 5.64: Distribución de frecuencias de las tallas de los rotíferos de la laguna Utracán. Frecuencia absoluta: número de individuos

Tabla 5.12: Clases, tamaños promedio de las clases y frecuencias de las tallas de los rotíferos de Utracán (valores expresados en μm).

Clase	Límite Inferior	Límite superior	Promedio de la clase	Frecuencia absoluta	Frecuencia relativa (%)
1	100,1	125,8	113,0	5	3
2	125,8	151,6	138,7	28	16
3	151,6	177,3	164,5	24	13
4	177,3	203,1	190,2	11	6
5	203,1	228,8	215,9	14	8
6	228,8	254,5	241,7	13	7
7	254,5	280,3	267,4	25	14
8	280,3	306,0	293,2	49	28
9	306,0	331,8	318,9	6	3
10	331,8	357,5	344,6	3	2

5.3.2.4.- Laguna El Carancho

Densidad y biomasa

La densidad del zooplankton presentó un máximo en febrero (4852,18 ind.l⁻¹), y decayó notoriamente a partir de marzo. El valor mínimo se registró en julio (47,5 ind.l⁻¹). La biomasa total en cambio, presentó un máximo en invierno en agosto (3894 $\mu\text{g.l}^{-1}$) y un mínimo a comienzos del verano (703,77 $\mu\text{g.l}^{-1}$) (Fig. 5.65, Tablas 5.16 y 5.17).

La densidad máxima del macrozooplankton se registró en febrero, mientras que la biomasa fue mayor en agosto. En el microzooplankton, tanto la densidad como la biomasa máximas se alcanzaron en febrero (Fig. 5.66).

Al analizar la densidad y biomasa (totales, del macro y microzooplankton por separado) estacionalmente, no se hallaron diferencias significativas (Tablas 5.18 y 5.19).

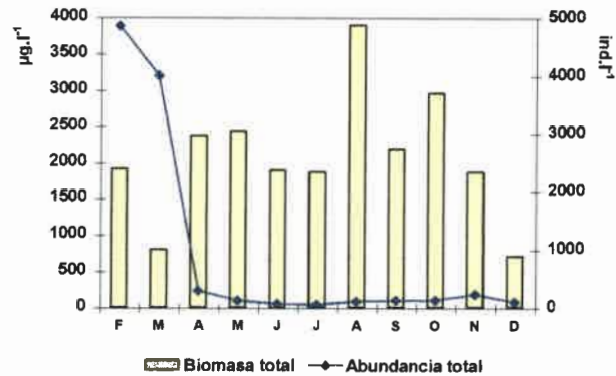


Fig. 5.65: Variación anual de la densidad y biomasa totales

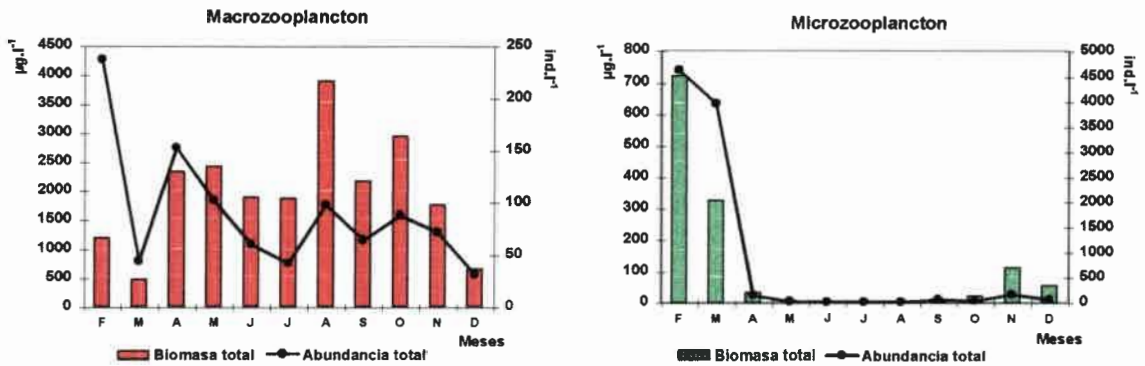


Figura 5.66: Laguna El Carancho. Relación entre la biomasa total y la densidad total durante un ciclo anual

En el macrozooplankton, la mayor densidad media anual fue aportada por *D. menucoensis*, ya que superó el 68% del total y alcanzó su máximo valor en mayo. Durante el primer mes de muestreo, en el que esta especie no se registró, la mayor densidad fue la de *M. mendocinus* (Fig. 5.67 y Tabla 5.20).

La mayor biomasa media anual, cercana al 81% también fue aportada por *D. menucoensis*. Si bien esta especie dominó casi todo el año (Fig. 5.68 y Tabla 5.21) y alcanzó un valor máximo en agosto con 3859,9 µg.l⁻¹, durante el primer mes de muestreo *M. macrocopa* fue quien aportó la mayor biomasa con 697 µg.l⁻¹ y *B. poopoensis* lo hizo el último mes con un valor 356,3 µg.l⁻¹.

En el microzooplankton, los nauplios representaron el 76% de la densidad total anual y alcanzaron su valor máximo en febrero, siendo superados solamente en marzo

por *B. angularis* (Fig. 5.69). También aportaron la mayor biomasa media anual, cercana al 98% (Fig. 5.70) y alcanzaron su pico máximo en febrero. De los ocho taxones de rotíferos registrados, *H. fennica* y *B. angularis* fueron los que presentaron biomásas mensuales mayores en febrero y marzo respectivamente (Fig. 5.70 y Tabla 5.21).

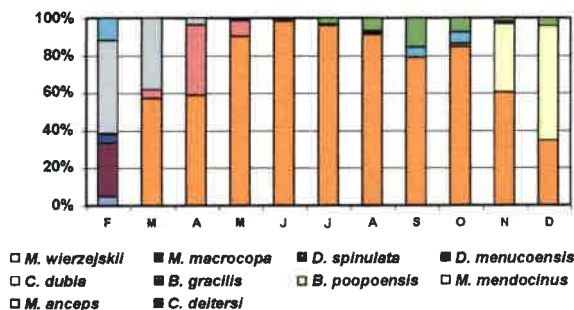


Figura 5.67: Macrozooplankton: Variación porcentual de la densidad

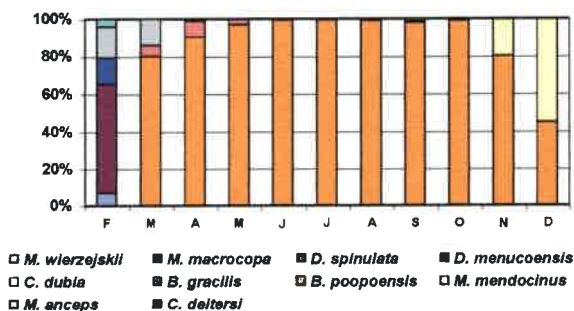


Figura 5.68: Macrozooplankton: Variación porcentual de la biomasa

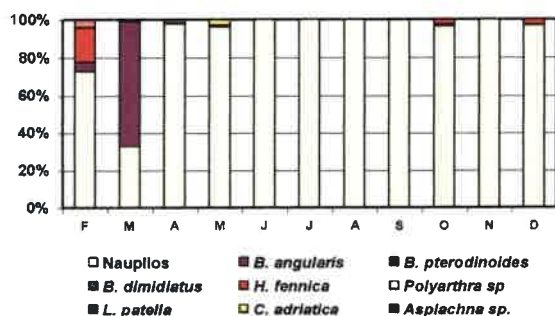


Figura 5.69: Microzooplankton: Variación porcentual de la densidad

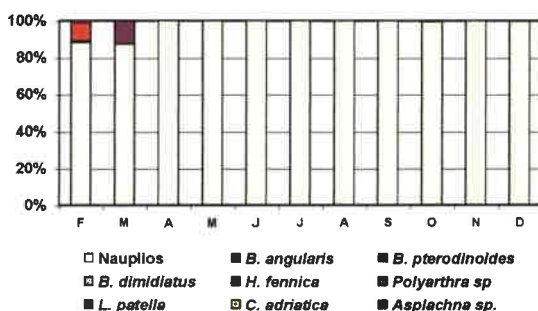


Figura 5.70: Microzooplankton: Variación porcentual de la biomasa

Espectro de tallas

Esta laguna presentó una distribución de frecuencias unimodal diferente a las otras tres. El 36% de los individuos medidos estuvieron incluidos en la primera clase, con una talla promedio de 257,4 μm . Esta clase incluyó todos los individuos de siete de las ocho especies de rotíferos registradas y la gran mayoría de los nauplios (Fig. 5.71 y Tabla 5.13).

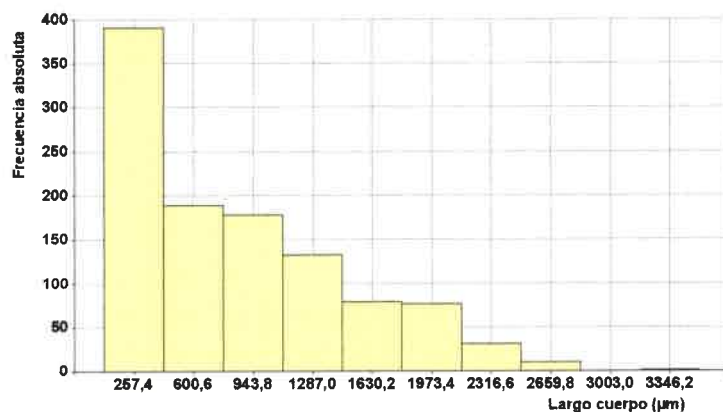


Figura 5.71: Distribución de frecuencias de las tallas del zooplankton total de la laguna El Carancho. Frecuencia absoluta: número de individuos.

Tabla 5.13: Clases, tamaños promedio de las clases y frecuencias de las tallas del zooplankton total de El Carancho (valores expresados en μm).

Clase	Límite Inferior	Límite superior	Promedio de la clase	Frecuencia absoluta	Frecuencia relativa (%)
1	85,8	429,0	257,4	390	36
2	429,0	772,2	600,6	188	17

3	772,2	1115,4	943,8	178	16
4	1115,4	1458,6	1287,0	132	12
5	1458,6	1801,8	1630,2	79	7
6	1801,8	2145,0	1973,4	76	7
7	2145,0	2488,2	2316,6	31	3
8	2488,2	2831,4	2659,8	10	1
9	2831,4	3174,6	3003,0	0	0,5
10	3174,6	3517,8	3346,2	1	0,5

En este cuerpo de agua fue importante el efecto de llenado después de un período en el cual el cuenco permaneció completamente seco. Como se describió más arriba, la riqueza específica de esta laguna fue elevada en los primeros meses de muestreo para luego disminuir (coincidiendo con el aumento sostenido de la salinidad).

En primer lugar se consideraron los rotíferos y se pudo observar que las dos primeras clases incluyeron el 89,5% de los ejemplares medidos (Fig. 5.72 y Tabla 5.14). En la clase 1 (entre 85,8 y 184,5 μm) se incluyeron todos los ejemplares de *Polyarthra* sp., *B. dimidiatus*, *B. angularis*, *B. pterodinoides*, *Lepadella patella*, *Collurella adriatica* y la mayoría de los ejemplares de *H. fennica*. En la clase 2 (entre 184,5 y 283,1 μm) se incluyó el resto de los ejemplares de esta última especie. En las tres últimas clases resultaron incluidos exclusivamente ejemplares de *Asplachna* sp. un rotífero de talla relativamente grande, registrado con muy baja frecuencia, (Fig. 5.72 y Tabla 5.14).

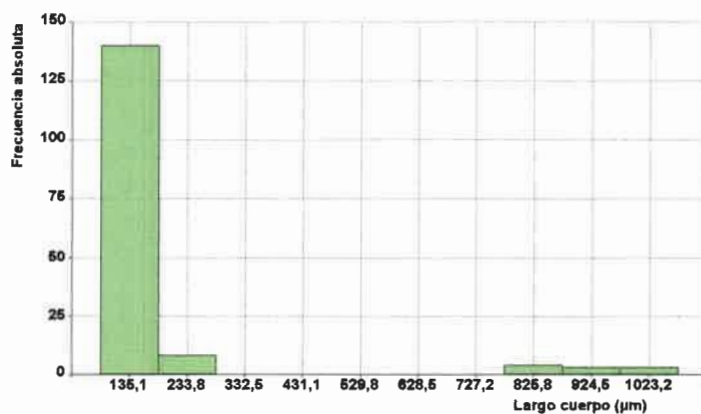


Figura 5.72: Distribución de frecuencias de las tallas de los rotíferos de la laguna El Carancho. Frecuencia absoluta: número de individuos.

Tabla 5.14: Clases, tamaños promedio de las clases y frecuencias de las tallas de los rotíferos de El Carancho (valores expresados en μm).

Clase	Límite Inferior	Límite superior	Promedio de la clase	Frecuencia absoluta	Frecuencia relativa (%)
1	85,8	184,5	135,1	140	89
2	184,5	283,1	233,8	8	5
3	283,1	381,8	332,5	0	0
4	381,8	480,5	431,2	0	0
5	480,5	579,2	529,8	0	0
6	579,2	677,8	628,5	0	0
7	677,8	776,5	727,2	0	0
8	776,5	875,2	825,8	4	3
9	875,2	973,8	924,5	3	1,5
10	973,8	1072,5	1023,2	3	1,5

En el caso de los crustáceos también se amplió el número de clases y se pudo observar una distribución unimodal, ya que en la clase 2 (entre 609,2 y 932,3 μm) fueron incluidos el 31% de los individuos medidos (Fig. 5.73 y Tabla 5.15). En este grupo se encuentran representantes de todos los crustáceos de esta laguna. Entre las clases 3 y 4 se incluyeron el 35 % del total de los individuos medidos, y a excepción de *C. deitersi*, fueron incorporados ejemplares de todas las especies. En las clases 7, 8 y 10 sólo fueron incluidos ejemplares de *D. menucoensis* (Fig. 5.73 y tabla 5.15).

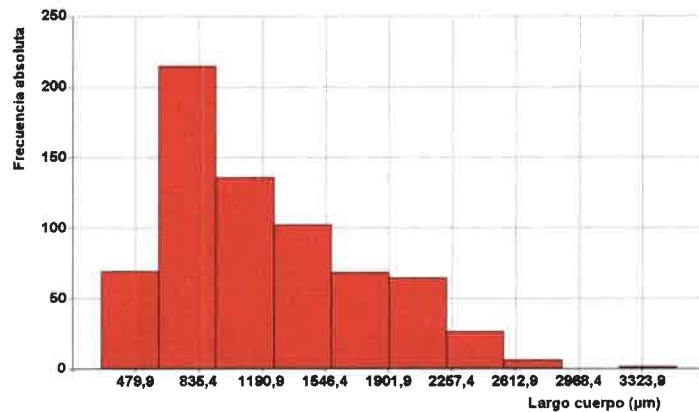


Figura 5.73: Distribución de frecuencias de las tallas de los crustáceos de la laguna El Carancho. Frecuencia absoluta: número de individuos.

Tabla 5.15: Clases, tamaños promedio de las clases y frecuencias de las tallas de los crustáceos de El Carancho (valores expresados en μm).

Clase	Límite Inferior	Límite superior.	Promedio de la clase	Frecuencia absoluta	Frecuencia relativa (%)
1	286,0	609,2	447,6	69	10
2	609,2	932,4	770,8	214	31
3	932,4	1255,5	1094,0	136	20
4	1255,5	1578,7	1417,1	102	15
5	1578,7	1901,9	1740,3	68	10
6	1901,9	2225,1	2063,5	64	9
7	2225,1	2548,3	2386,7	26	4
8	2548,3	2871,4	2709,9	6	1
9	2871,4	3194,6	3033,0	0	0,5
10	3194,6	3517,8	3356,2	1	0,5

Tabla 5.16: Densidad mínima, máxima y media (ind.l^{-1}), del zooplankton total y de las fracciones macro y microzooplantónicas y D.E., considerando el ciclo anual completo. (Cha, SJ y Ut: $n = 12$; EC: $n = 11$).

		Mín.	Máx.	Media	D.E.
	Zoo. total	41,33	310,6	201,41	80,96
Cha	Macrozoo.	27,38	266,33	144,72	73,42
	Microzoo.	13,95	90,10	56,70	21,34
	Zoo. total	193,5	918,83	515,31	215,48
SJ	Macrozoo.	123	819,67	315,96	215,33
	Microzoo.	51,33	431,28	199,35	140,76
	Zoo. total	166	1548,7	416,48	379,58
Ut	Macrozoo.	35,33	175,19	175,19	114,20
	Microzoo.	57,3	1116,7	241,29	283,03
	Zoo. total	47,5	4852,18	912,03	1748,5
EC	Macrozoo.	31	236,8	89,73	59,66
	Microzoo.	5,2	4615,3	822,30	1718,80

Tabla 5.17: Biomasa mínima, máxima y media ($\mu\text{g.l}^{-1}$), del zooplankton total y de las fracciones macro y microzooplanktonicas y D.E., considerando el ciclo anual completo. (Cha, SJ y Ut: n = 12; EC: n = 11).

		Mín.	Máx.	Media	D.E.
	Zoo. total	641,38	2983,01	1621,91	738,96
Cha	Macrozoo.	588,21	2941,5	1577,39	797,20
	Microzoo.	8,87	83,98	44,42	20,61
	Zoo. total	1530,1	8932,33	3580,03	2265,86
SJ	Macrozoo.	1330,8	8880,72	3402,38	2318,75
	Microzoo.	33,94	480,28	177,65	139,77
	Zoo. total	517	3208,8	1728	957,92
Ut	Macrozoo.	426,86	2666,07	1529,05	848,89
	Microzoo.	32,4	887,2	198,96	225,04
	Zoo. total	703,77	3894	2079,09	892,79
EC	Macrozoo.	472	3893	1962,02	983,14
	Microzoo.	0,2	720,9	116,07	222,07

Tabla 5.18: Densidad media (ind.l^{-1}) del zooplankton y de las fracciones macro y microzooplanktonicas y D.E., considerando el ciclo anual dividido en estaciones (Cha, SJ y Ut: n = 12; EC: n = 11).

		Verano		Otoño		Invierno		Primavera	
		Media	D.E.	Media	D.E.	Media	D.E.	Media	D.E.
	Zoo. total	281,59	37,56	191,19	23,4	147,67	62,59	185,17	125,10
Cha	Macro.	223,83	40,72	126,61	36,57	89,24	33,57	139,18	99,57
	Micro.	57,76	15,70	64,58	14,97	58,43	29,29	45,98	30,10
	Zoo. total	754,80	184,99	407,28	118,35	487,17	204,12	412	211,55
SJ	Macro.	436,22	353,60	215,06	132,96	379,17	229,66	233,39	79,96
	Micro.	318,57	190,04	192,22	64,76	108	53,48	178,61	153,56
	Zoo. total	752,16	707,34	240,11	113,96	297,61	47,09	376,06	193,9
Ut	Macro.	251,49	177,58	97,39	93,42	139,72	45,77	212,17	87,32
	Micro.	500,67	538,35	142,72	26,60	157,89	61,32	163,89	106,67

	Zoo. total	442,51	<i>604,82</i>	158,56	<i>117,91</i>	89,67	<i>36,97</i>	146,23	<i>69,62</i>
EC	Macro.	140,17	<i>136,71</i>	104,72	<i>46,31</i>	67,61	<i>28,19</i>	63,23	<i>29,04</i>
	Micro.	4284,33	<i>468,10</i>	53,83	<i>73,73</i>	22,06	<i>26,52</i>	83	<i>61,73</i>

Tabla 5.19: Biomasa media ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) del zooplankton y de las fracciones macro y microzooplanktónicas y D.E., considerando el ciclo anual dividido estaciones (Cha, SJ y Ut: n = 12; EC: n = 11).

		Verano		Otoño		Invierno		Primavera	
		Media	D.E.	Media	D.E.	Media	D.E.	Media	D.E.
	Zoo. total	2125,69	<i>339,08</i>	1264,97	<i>678,97</i>	1228,62	<i>390,10</i>	1868,38	<i>1174,85</i>
Cha	Macro.	2090,83	<i>340,15</i>	1209,41	<i>687,07</i>	1174,94	<i>359,15</i>	1834,38	<i>1557,50</i>
	Micro.	34,85	<i>7,09</i>	55,56	<i>14,55</i>	53,67	<i>30,97</i>	33,99	<i>22,38</i>
	Zoo. total	3856,36	<i>2688,16</i>	2144,83	<i>883,79</i>	5311,18	<i>3163,93</i>	3007,76	<i>1424,48</i>
SJ	Macro.	3565,31	<i>2864,45</i>	1957,13	<i>938,58</i>	5212,48	<i>3199,11</i>	2874,60	<i>1321,19</i>
	Micro.	291,05	<i>212,81</i>	187,70	<i>89,33</i>	98,70	<i>58,61</i>	133,16	<i>103,62</i>
	Zoo. total	1697,08	<i>1309,55</i>	1146,29	<i>1012,61</i>	1789,23	<i>589,47</i>	2279,42	<i>994,16</i>
Ut	Macro.	1329,52	<i>859,37</i>	1009,29	<i>976,14</i>	1634,18	<i>638,91</i>	2143,20	<i>903,64</i>
	Micro.	367,55	<i>452,61</i>	136,99	<i>44,30</i>	155,05	<i>71,73</i>	136,22	<i>96,86</i>
EC	Zoo. total	1353,96	<i>788,96</i>	2225,51	<i>293,81</i>	2647,78	<i>1090,69</i>	1843,75	<i>1127,85</i>
	Macro.	831,43	<i>508,35</i>	2212,94	<i>285,02</i>	2644,21	<i>1092,25</i>	1782,65	<i>1144,70</i>
	Micro.	522,53	<i>280,60</i>	12,57	<i>17,51</i>	3,56	<i>5,12</i>	61,10	<i>45,71</i>

Tabla 5.20: Densidad media, mínima y máxima ($\text{ind}\cdot\text{l}^{-1}$) de las especies cuya frecuencia de aparición en las muestras fue superior al 10% (Cha, SJ y Ut: n = 12; EC: n = 11).

		Cha	SJ	Ut	EC
<i>Daphnia menucoensis</i>	Media	8,66	0,07	0,36	51,95
	Mín. – máx.	0-36,9	0-0,5	0-2,3	0-92
<i>Moina eugeniae</i>	Media	59,2	145	59,76	
	Mín. – máx.	0,6-155,8	0,5-414	0-187,8	
<i>Microcyclops anceps</i>	Media				3,58
	Mín. – máx.				0-28,7

<i>Metacyclops mendocinus</i>	Media	12,76			
	Mín. – máx.	0-117,3			
<i>Boeckella poopensis</i>	Media	75,39	167,5	113,13	4,24
	Mín. – máx.	2,1-182,3	30,3-460,3	16-251,7	0-26,3
<i>B. gracilis</i>	Media	6,36			
	Mín. – máx.	0-57,6			
<i>Cletocamptus deitersi</i>	Media	1,47	3,39	1,94	2,58
	Mín. – máx.	0-10,7	0-11,2	0-5,8	0-1
<i>Brachionus plicatilis</i>	Media	1,45	20,56	9,96	
	Mín. – máx.	0-8,3	0-120,7	0-103,3	
<i>B. angularis</i>	Media	257,85			
	Mín. – máx.	0-2621,7			
<i>B. dimidiatus</i>	Media	14,66			
	Mín. – máx.	0-88,6			
<i>Hexarthra fennica</i>	Media	5,4	1,2	14,7	79,3
	Mín. – máx.	0-20,2	0-6,2	0-101,7	0-863,3

Tabla 5.21: Biomasa media, mínima y máxima ($\mu\text{g.l}^{-1}$) de de las especies cuya frecuencia de aparición en las muestras fue superior al 10% (Cha, SJ y Ut: n = 12; EC: n = 11).

		Cha	SJ	Ut	EC
<i>Daphnia menucoensis</i>	Media	210,56	0,62	14,76	1741,92
	Mín. – máx.	0-891,5	0-4,5	0-100,2	0-3859,9
<i>Moina eugeniae</i>	Media	567,15	1154,97	321,16	
	Mín. – máx.	8,8-1564,6	4,7-2431,9	0-967,6	
<i>Microcyclops anceps</i>	Media	7,14			
	Mín. – máx.	0-48,5			
<i>Metacyclops mendocinus</i>	Media	26,62			
	Mín. – máx.	0-198,3			
<i>Boeckella poopensis</i>	Media	797,44	2240,56	1181,65	64,22
	Mín. – máx.	15,9-1654,5	274,2-6757,7	208-2311,8	0-356,3
<i>B. gracilis</i>	Media	29,76			
	Mín. – máx.	0-200,7			
<i>Cletocamptus deitersi</i>	Media	2,23	6,23	11,48	6,53

	Mín. – máx.	0-17,8	0-22	0-38,8	0-30,4
<i>Brachionus plicatilis</i>	Media	0,41	12,76	2,51	
	Mín. – máx.	0-1,8	0-74,8	0-25,8	
<i>B. angularis</i>	Media				3,83
	Mín. – máx.				0-39,3
<i>B. dimidiatus</i>	Media		28,18		
	Mín. – máx.		0-236,3		
<i>Hexarthra fennica</i>	Media	1,65	0,32	1,87	6,58
	Mín. – máx.	0-5,7	0-2,2	0-10,5	0-71,7

5.3.3.- COMPARACIÓN DE LA DENSIDAD, BIOMASA Y ESPECTRO DE TALLAS DEL ZOOPLANKTON DE LAS CUATRO LAGUNAS

5.3.3.1.- Densidad

La **densidad promedio total** de las lagunas fue diferente ($H = 15,10$; $p = 0,0017$) (Fig. 5.74), aunque el test *a posteriori* no indicó cuales fueron las que difirieron. El Carancho fue la que estuvo más cerca del límite de significación ($p = 0,0575$) ya que presentó la mayor densidad media total, mientras que el menor valor se registró en Chadilauquen (Fig. 5.74 y Tabla 5.16). El análisis de agrupamiento reunió por un lado a El Carancho y por otro a las tres restantes. (Fig. 5.75).

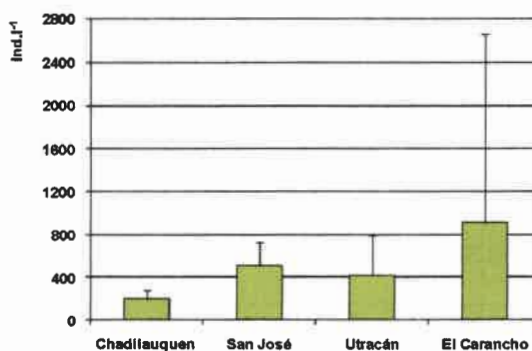


Figura 5.74: Densidad media anual del zooplankton

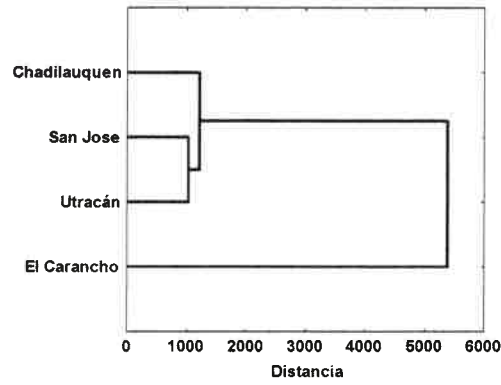


Figura 5.75: Agrupamiento de lagunas en base a la densidad total del zooplankton

El análisis de componentes principales (Fig. 5.76) mostró que la densidad total estuvo influenciada por la densidad del microzooplankton y la correlación positiva con el componente principal 2 (CP2), indicó la influencia negativa de la salinidad, pero positiva de la temperatura del agua y la concentración de clorofila *a* (Tabla 5.23).

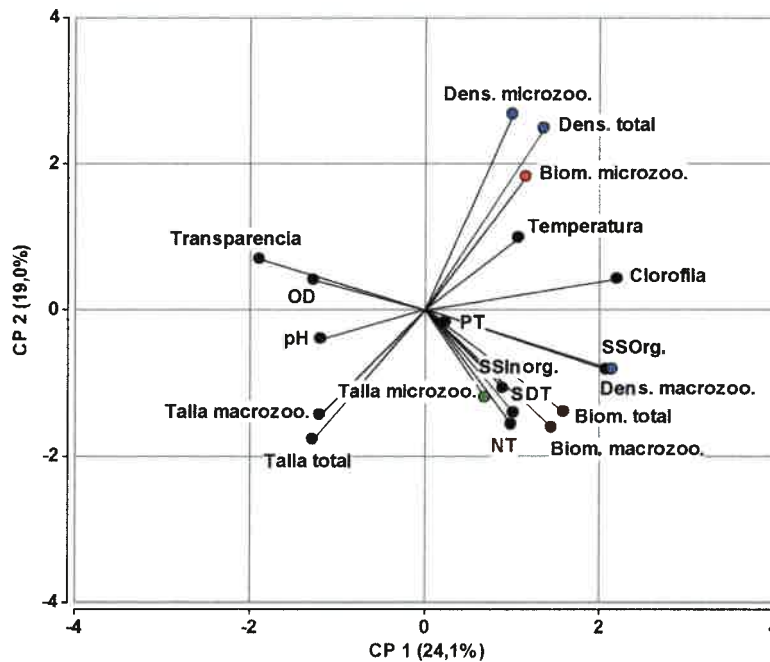


Figura 5. 76: Resultados del análisis de componentes principales, considerando la densidad, biomasa y tallas del zooplankton

Tabla 5.22: Autovalores y porcentajes de varianza explicada por los dos primeros componentes

Componente	Autovalor	Proporción	Proporc. acum.
1	4,58	0,24	0,24
2	3,61	0,19	0,43

Tabla 5.23: Correlación de los componentes 1 y 2 con las variables fisicoquímicas y biológicas

VARIABLES	CP 1	CP 2
Temperatura	0,38	0,31
Transparencia	-0,67	0,22
SDT	0,36	-0,44
pH	-0,42	-0,12
OD	-0,45	0,13
Clorofila	0,78	0,13
PT	0,09	-0,05
NT	0,35	-0,49
SSInorg.	0,32	-0,33
SSOrg	0,73	-0,25
Dens. total	0,48	0,78
Dens. macrozoo.	0,76	-0,25
Dens. microzoo.	0,36	0,84
Biom. total	0,56	-0,44
Biom. macrozoo.	0,51	-0,51
Biom. microzoo.	0,41	0,57
Talla total	-0,45	-0,56
Talla macrozoo.	-0,42	-0,45
Talla microzoo.	0,24	-0,38

Hubo diferencias significativas en la **densidad del macrozooplankton** ($H = 15,30$; $p = 0,0016$) (Fig 5.77 y Tabla 5.16) y el test *a posteriori* indicó que San José fue diferente ya que su densidad fue casi el doble que la de Utracán que fue la que le siguió. El análisis de agrupamiento permitió agrupar por un lado a San José y por el otro a las tres restantes. (Fig. 5.78).

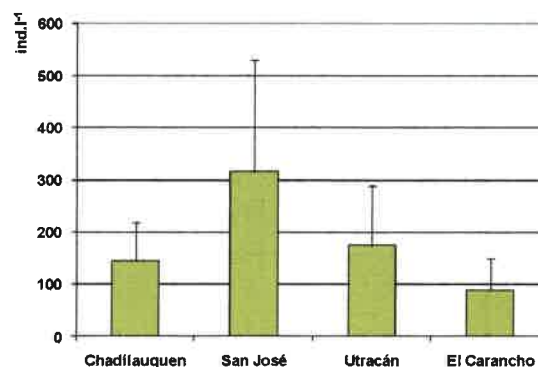


Figura 5.77: Comparación de la densidad media anual del macrozooplankton

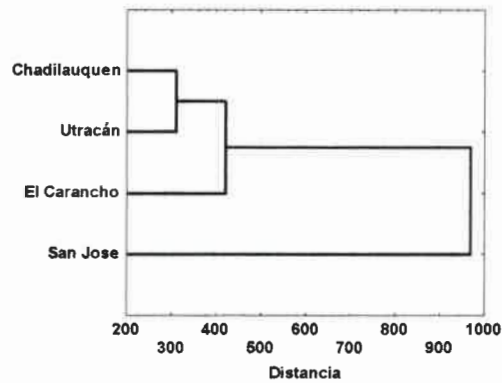


Figura 5.78: Agrupamiento de lagunas en base a densidad total del macrozooplankton

El análisis de componentes principales mostró las correlaciones positivas entre la densidad de esta fracción y el componente principal 1 (CP1) lo que indica la influencia positiva de la salinidad, la concentración de clorofila *a* y sólidos suspendidos orgánicos, también indicado por los ángulos agudos entre los vectores ((Fig. 5.76 y Tabla 5.23).

Al considerar la **densidad del microzooplankton**, también se encontraron diferencias significativas entre lagunas ($H = 16,84$; $p = 0,0008$), pero el test *a posteriori* indicó que en este caso El Carancho fue diferente, con una densidad casi cuatro veces mayor que Utracán y San José (Fig. 5.79 y Tabla 5.16). En todos los casos predominaron los **nauplios** sobre los rotíferos. A diferencia del macrozooplankton, el análisis de agrupamiento, mostró a El Carancho por un lado y agrupó a las otras tres por otro (Fig. 5.80).

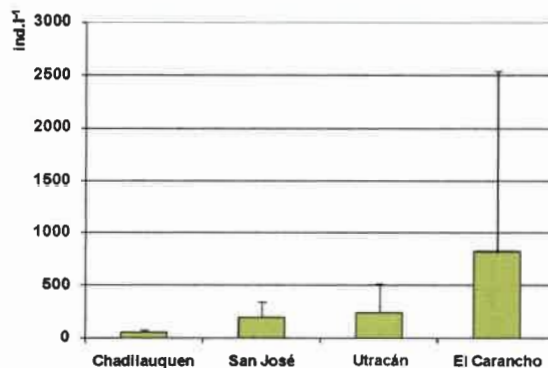


Figura 5.79: Comparación de la densidad media del microzooplankton de las cuatro lagunas durante el ciclo anual

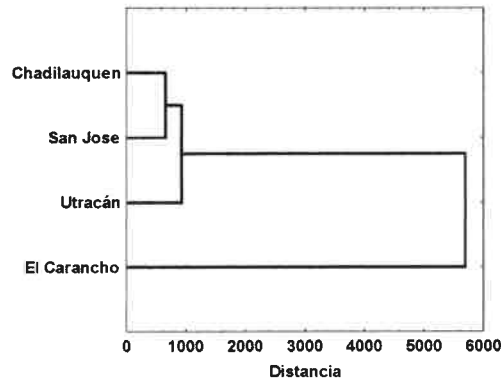


Figura 5.80: Agrupamiento de lagunas en base a la densidad total del microzooplankton

El análisis de componentes principales indicó las correlaciones positivas entre la densidad del microzooplankton con ambos componentes lo que indica la influencia negativa de la salinidad y positiva de la concentración de clorofila *a* y la temperatura del agua, también mostrado por los ángulos entre los vectores (Fig. 5.76, Tablas 5.22 y 5.23). Al comparar la densidad zooplanctónica total determinada estacionalmente, no se encontraron diferencias significativas (Tabla 5.18).

5.3.3.2.- Biomasa

Los valores de la **biomasa promedio total** de las lagunas fueron diferentes ($H = 9,41$; $p = 0,024$) (Fig. 5.81 y Tabla 5.17). El test *a posteriori*, indicó que los de San José difirieron del resto ya que su biomasa media anual fue prácticamente el doble que la de Chadilauquen. El análisis de agrupamiento también reunió por un lado San José y por el otro a las otras tres lagunas, aunque Chadilauquen y Utracán estuvieron más cercanas entre sí dado sus valores reducidos (Fig. 5.82).

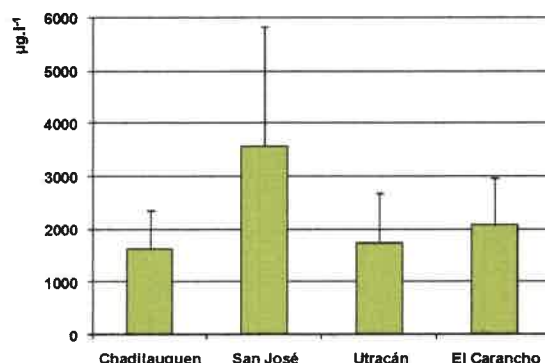


Figura 5.81: Comparación de la biomasa media anual del zooplankton

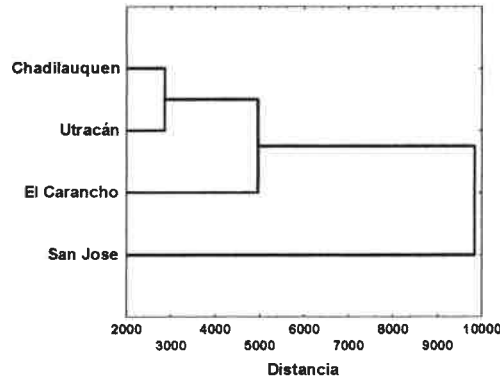


Figura 5.82: Agrupamiento de las lagunas en base a la biomasa total del zooplancton

El análisis de componentes principales (Fig. 5.76, Tablas 5.22 y 5.23) mostró que la biomasa promedio total correlacionó positivamente con el componente 1 lo que indicó la influencia positiva de la salinidad y las concentraciones de clorofila *a* y sólidos suspendidos orgánicos, lo que, también es indicado por el ángulo reducido que existe entre los vectores. El análisis de componentes principales y el coeficiente de correlación calculado ($r_s = 0,98$; $p = 0,0000$) mostraron que la biomasa total fue aportada principalmente por el macrozooplancton y que no fue mayormente influida por la del microzooplancton. El análisis de componentes principales además mostró que la biomasa del macrozooplancton dependió más de la densidad que del espectro de tallas de los ejemplares incluidos en esta fracción. Esta relación también fue indicada por el coeficiente de correlación calculado ($r_s = 0,75$; $p = 0,0000$). Al analizar la relación de este parámetro con los factores ambientales, únicamente se encontró una correlación significativa con la cantidad de sólidos suspendidos orgánicos ($r_s = 0,34$; $p = 0,0186$), lo que también se puede observar en el análisis de componentes principales (Fig. 5.76).

No se encontraron correlaciones entre la biomasa total con la talla promedio total ni con la del macrozooplancton (también indicado por el ángulo casi recto de los vectores en el gráfico del análisis de componentes principales).

Se encontraron diferencias significativas en la **biomasa media del macrozooplancton** ($H = 9,39$; $p = 0,0246$) (Fig. 5.83 y Tabla 5.17). La aplicación del test *a posteriori*, al igual que con la biomasa total, indicó que San José fue diferente de las otras lagunas, ya que presentó un valor mucho mayor que El Carancho que le siguió (casi 90%). El análisis de agrupamiento permitió reunir a San José por un lado y a las otras tres por otro, (Chadilauquen y Utracán más cercanas entre sí) (Fig. 5.84).

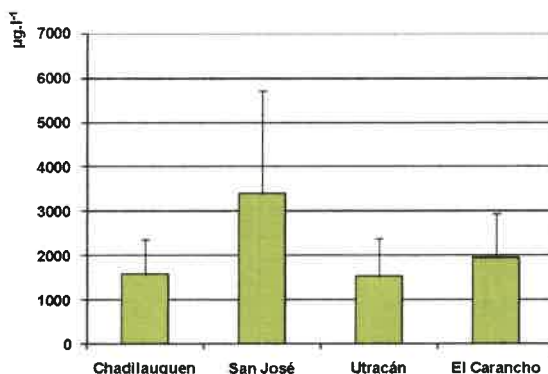


Figura 5.83: Comparación de la biomasa media anual del macrozooplancton

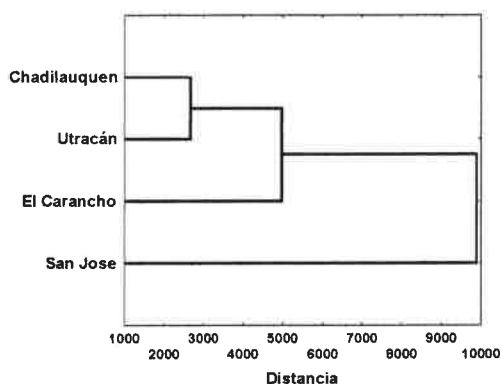


Figura 5.84: Agrupamiento de las lagunas en base a la biomasa del macrozooplancton

El análisis de componentes principales (Fig. 5.76) mostró correlaciones positivas de la biomasa del macrozooplancton con el CP1, lo que indica la influencia de la concentración de sólidos suspendidos tanto orgánicos como inorgánicos y de clorofila *a*. La relación con el CP2 y el ángulo agudo de los vectores muestran la influencia positiva de la salinidad sobre éste parámetro.

La **biomasa del microzooplancton** también mostró diferencias significativas entre lagunas ($H = 16,53$; $p = 0,0009$) (Fig. 5.85 y Tabla 5.17). El test *a posteriori* mostró que Utracán fue diferente. El análisis de agrupamiento mostró dos grupos; San José y Utracán más cercanas entre sí y Chadilauquen de El Carancho (Fig. 5.86).

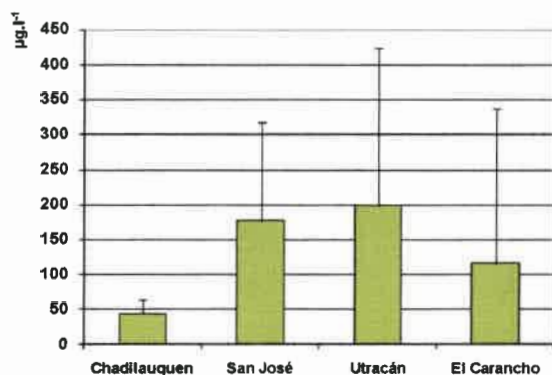


Figura 5.85: Comparación de la biomasa media anual del microzooplankton

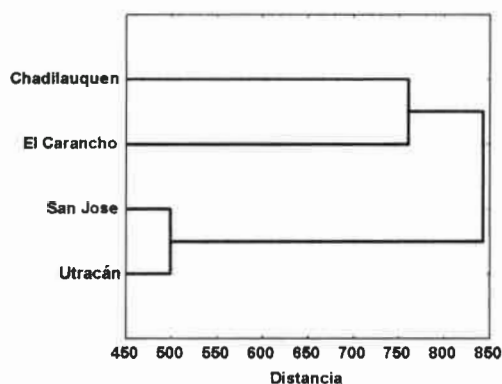


Figura 5.86: Agrupamiento de las lagunas en base a la biomasa del microzooplankton

El análisis de componentes principales mostró que la biomasa del microzooplankton se correlacionó positivamente con ambos componentes lo que indica que fue afectada positivamente por la temperatura del agua y la concentración de clorofila *a* pero negativamente por la salinidad (Fig. 5.76).

5.3.3.3.- Comparación de las tallas promedio del zooplankton

La talla promedio máxima del zooplankton total se registró en El Carancho (914,33 µm) y la mínima en Utracán (732,58 µm) (Fig. 5.87). El rango más amplio de tallas se registró en El Carancho (entre 525,1 µm en marzo y 1186,05 µm en junio), sin embargo, al comparar dicho parámetro en las cuatro lagunas, pudo observarse que no hubo diferencias entre ellas ($H = 6,40$; $p = 0,0935$).

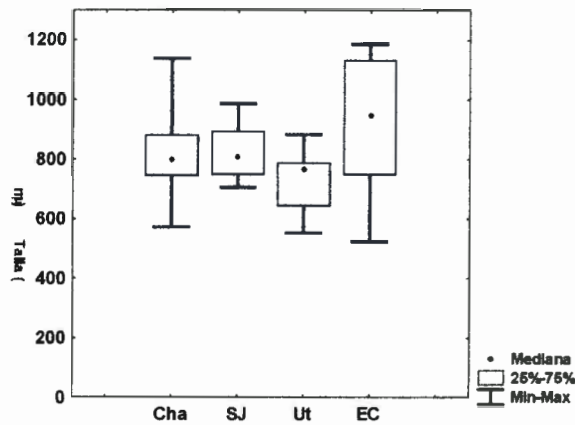


Figura 5.87: Comparación de las tallas promedio totales del zooplankton de las cuatro lagunas

Tanto el análisis de componentes principales (Fig. 5.76) como los coeficientes de correlación calculados mostraron una relación negativa entre la talla del zooplankton total y la salinidad ($r_s = -0,34$; $p = 0,0189$), la temperatura del agua ($r_s = -0,40$; $p = 0,0049$) y la concentración de clorofila a ($r_s = -0,40$; $p = 0,0052$).

Cuando se analizaron ambas fracciones del zooplankton por separado, la mayor talla promedio del macrozooplankton, (Fig. 5.88) también se registró en El Carancho con 1237,97 μm y la mínima en Utracán con 1066,58 μm , aunque tampoco se observaron diferencias entre las cuatro lagunas ($H = 5,89$; $p = 0,1173$).

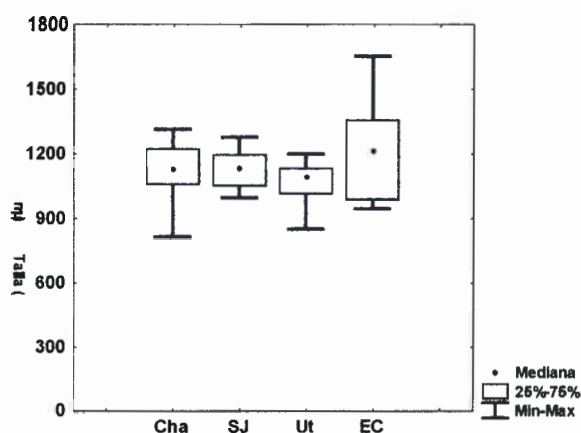


Figura 5.88: Comparación de las tallas promedio totales del macrozooplankton de las cuatro lagunas

La talla promedio del macrozooplankton no mostró correlación significativa con la salinidad, también mostrado por el ángulo casi recto entre los vectores en el gráfico

del análisis de componentes principales (Fig. 5.76) pero sí correlaciones negativas con la temperatura del agua ($r_s = -0,35$; $p = 0,0176$) y la concentración de clorofila a ($r_s = -0,43$; $p = 0,0027$).

La talla promedio máxima del microzooplankton se registró en San José con 347,21 μm y la mínima en El Carancho 204,09 μm (Fig. 5.89). Esta última laguna fue la que presentó un rango más amplio ya que osciló entre 118,9 μm en julio y 371,4 μm en diciembre. En este caso se hallaron diferencias entre lagunas ($H = 15,13$; $p = 0,0017$). El test *a posteriori* mostró que El Carancho fue la que difirió (Fig. 5.89).

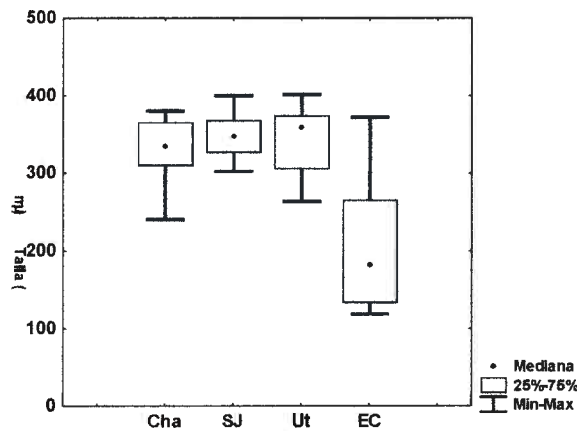


Figura 5.89: Comparación de las tallas promedio totales del microzooplankton de las cuatro lagunas

La talla media del microzooplankton mostró correlación positiva con la salinidad ($r_s = 0,41$; $p = 0,0042$) y con la concentración de nitrógeno total ($r_s = 0,39$; $p = 0,0067$), pero al separar por un lado los nauplios de copépodos y por el otro a los rotíferos, pudo observarse que fue la talla de los primeros la que correlacionó positivamente con dichos parámetros. La talla de los rotíferos en cambio mostró correlaciones positivas con la temperatura del agua ($r_s = 0,39$; $p = 0,0206$), la concentración de clorofila a ($r_s = 0,53$; $p = 0,0001$) fósforo total ($r_s = 0,48$; $p = 0,0042$) y sólidos suspendidos totales ($r_s = 0,37$; $p = 0,0299$) y en particular los orgánicos ($r_s = 0,43$; $p = 0,0108$) y negativa con la transparencia del agua ($r_s = -0,47$; $p = 0,0049$).

5.3.4.- DENSIDAD, BIOMASA Y ESPECTRO DE TALLA DE LOS PRINCIPALES TAXONES POR LAGUNA

5.3.4.1.- Laguna Chadilauquen

Moina eugeniae (Fig. 5.90) se registró todo el año, aunque presentó dos picos estacionales, tanto de densidad como de biomasa: uno a fines del verano (147,5 ind.l⁻¹ y 1348 µg.l⁻¹) y otro en primavera (1564,6 ind.l⁻¹ y 155,8 µg.l⁻¹). Durante abril y mayo, los valores de densidad y biomasa se invirtieron ya que en el primer mes hubo mayor abundancia, dada por especímenes de menor tamaño (talla promedio de 1130,3 µm), reflejado en una biomasa más baja y en mayo la densidad fue menor pero la biomasa mayor, evidenciando que los ejemplares fueron de mayor tamaño (1203 µm de promedio).

En invierno (0,6 ind.l⁻¹ y 8,9 µg.l⁻¹, en agosto) y a comienzos de la primavera se registraron los menores valores (tanto de abundancia como de biomasa) de este cladócer, aunque las tallas promedio durante el invierno fueron las mayores (entre 1389 y 1351 µm).

La menor talla promedio se registró durante el verano y fue de 1093 µm en marzo (Fig. 5.91). El tamaño de esta especie mostró correlación positiva con los sólidos suspendidos inorgánicos ($r_s = 0,59$; $p = 0,0415$).

Daphnia menucoensis, sólo se registró durante la segunda mitad del año, a partir de junio y con una densidad muy baja 0,33 ind.l⁻¹, que coincidió también con valores de biomasa bajos (13,1 µg.l⁻¹). Los máximos valores para ambos parámetros se calcularon en primavera, si bien la mayor densidad fue alcanzada en septiembre (37 ind.l⁻¹), aunque con especímenes de menor talla promedio (1642,4 µm) que representaron una biomasa menor (Fig. 5.90 y Fig. 5.91).

La talla media mensual de *D. menucoensis* mostró correlación negativa con los sólidos suspendidos, pero solamente fue significativa con la fracción orgánica ($r_s = -0,82$; $p = 0,0234$). También hubo correlación negativa con la concentración de nutrientes expresada como la relación NT/NP ($r_s = -0,92$; $p = 0,0034$).

La biomasa mayor para este cladócer, se calculó en noviembre, cuando alcanzó 891,5 $\mu\text{g.l}^{-1}$, pero con organismos de mayor talla promedio (1684,2 μm). Excepto en julio, las tallas promedio de este cladócer fueron las mayores entre los microcrustáceos de esta laguna (Fig. 5.90 y Fig. 5.91).

Entre los copépodos, *Boeckella poopoensis*, estuvo presente durante todo el año y si bien presentó fluctuaciones durante el ciclo, tuvo dos picos destacados. El primero se produjo durante el verano, con máximos valores en febrero tanto para la abundancia como para la biomasa (182,3 ind.l^{-1} y 1637,3 $\mu\text{g.l}^{-1}$ respectivamente) (Fig. 5.90) si bien las tallas promedio más altas se registraron en noviembre (1297 μm) (Fig. 5.91). El segundo se observó durante el invierno alcanzando valores máximos abundancia y biomasa en julio. En este caso, si bien los valores de biomasa fueron tan altos como el pico estival (1654,4 $\mu\text{g.l}^{-1}$), la abundancia fue mucho menor (145 ind.l^{-1}), lo que indica una talla promedio grande (1218 μm) (Fig. 5.90 y 5.91). La talla promedio mensual de *B. poopoensis* mostró correlación positiva con la salinidad ($r_s = 0,63$; $p = 0,0283$).

Cletocamptus deitersi, un copépodo harpacticoideo característico de la zona bentónica, fue muy frecuente en la columna de agua en todas las lagunas estudiadas. En Chadilauquen se registró en diez ocasiones y si bien no presentó un patrón muy definido, alcanzó un pico máximo de densidad y biomasa en los meses invernales (10,7 ind.l^{-1} y 17,8 $\mu\text{g.l}^{-1}$ respectivamente) (Fig. 5.90). Nunca registró valores muy elevados, lo que indica su condición planctónica ocasional. Su talla promedio fluctuó entre 386,1 μm en mayo y en el resto de las ocasiones siempre superó los 500 μm , registrándose el valor promedio más alto junio (665 μm) (Fig. 5.91).

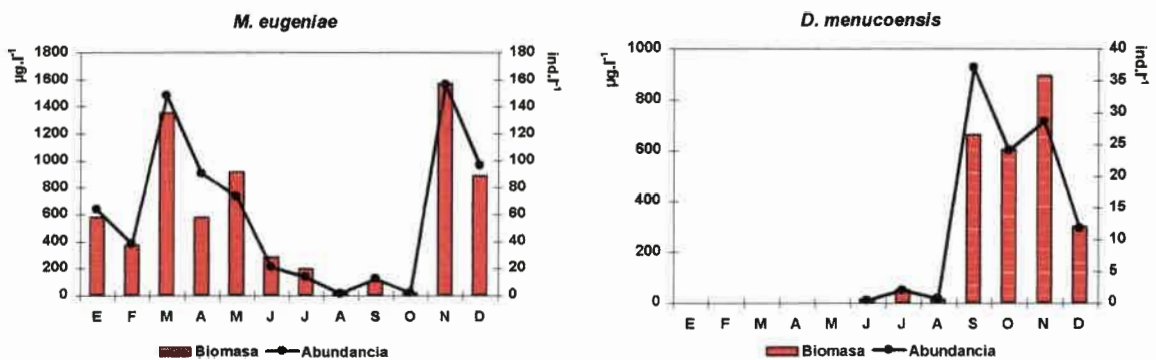


Figura 5.90: Densidad y biomasa de los principales microcrustáceos presentes en la laguna Chadilauquen durante el período de estudio

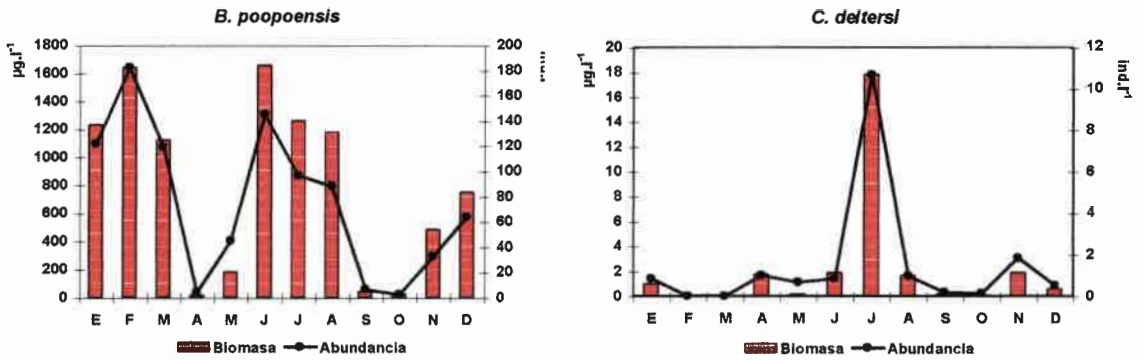


Figura 5.90 (continuación): Densidad y biomasa de los principales microcrustáceos presentes en la laguna Chadilauquen durante el período de estudio

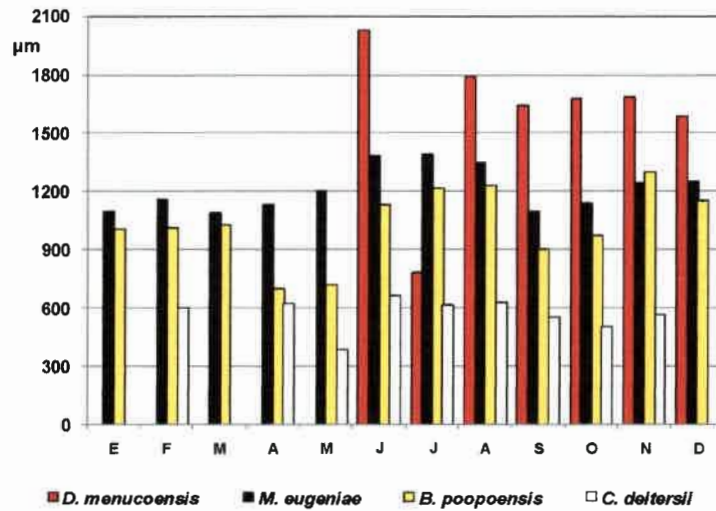


Figura 5.91: Espectro de tallas de las principales especies de crustáceos durante el ciclo anual

Entre los rotíferos, *Brachionus plicatilis*, presente en siete ocasiones de muestreo, aunque siempre poco abundante, alcanzó mayores valores en verano, siendo en febrero cuando se registraron los máximos tanto de densidad como de biomasa (8,3 ind. l^{-1} y 1,8 $\mu\text{g.l}^{-1}$ respectivamente). En enero se calculó una biomasa casi tan alta como en febrero pero la abundancia fue menor, lo que indicó una talla media mayor (273 μm), aunque no la más elevada, que fue de 300 μm en mayo (Fig. 5.92 y Fig. 5.93).

El otro rotífero registrado, *Hexarthra fennica*, estuvo presente en 10 ocasiones de muestreo y no se lo registró a finales del otoño. Si bien no tuvo un patrón bien definido, alcanzó dos picos de densidad y biomasa, el primero, muy puntual, se registró en abril (con 5,7 ind. l^{-1} y 20,2 $\mu\text{g.l}^{-1}$ respectivamente) y tallas promedio fueron grandes (249 μm). El segundo pico comenzó en agosto, fue más sostenido en el tiempo y

coincidió con las tallas promedio más grandes (287,8 μm en agosto hasta 250,5 μm en diciembre). Esta especie alcanzó máximos de abundancia y biomasa en diciembre con 5,3 ind.l^{-1} y 18,3 $\mu\text{g.l}^{-1}$ respectivamente (Fig. 5.92 y Fig. 5.93).

No se encontraron correlaciones entre las tallas de los rotíferos con las variables consideradas a lo largo del ciclo anual.

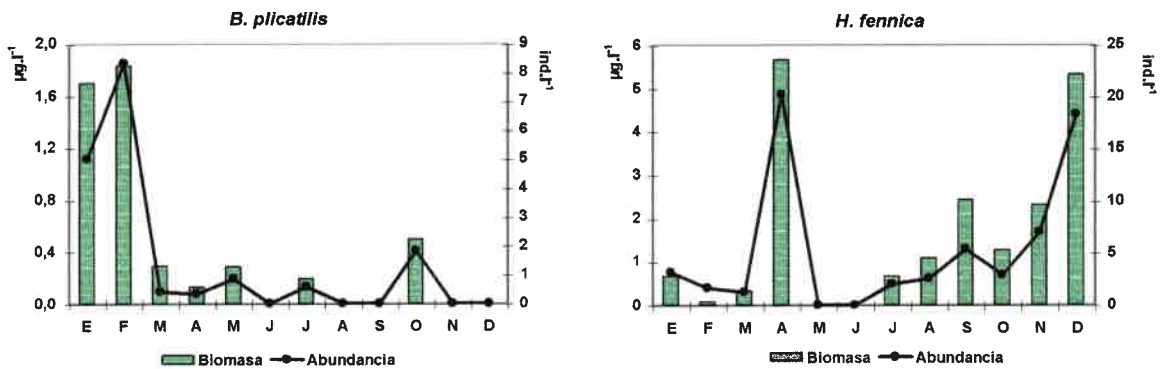


Figura 5.92: Densidad y biomasa de los rotíferos, presentes en la laguna Chadilauquen durante el período de estudio

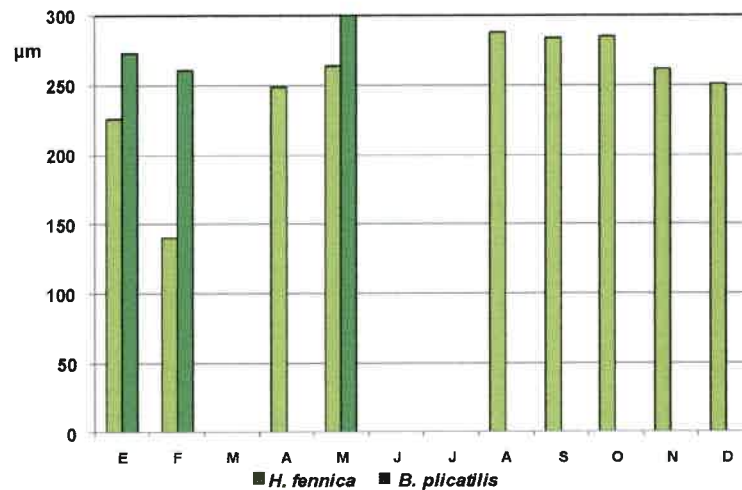


Figura 5.93: Espectro de tallas de las especies de rotíferos durante el ciclo anual

5.3.4.2.- Laguna San José

Moina eugeniae fue el cladóceros predominante y estuvo presente durante todo el período de estudio. La mayor densidad se registró en enero, con 415 ind.l^{-1} mientras que

la biomasa alcanzó 2432 $\mu\text{g.l}^{-1}$ (Fig. 5.94). Esto indicó una mayor proporción de individuos de talla promedio pequeña (1103,3 μm) y en consecuencia, menor biomasa, situación que se invirtió a partir de marzo, cuando la densidad estuvo dada por especímenes de mayor tamaño promedio (1202,9 μm) (Fig. 5.95). Esto se vio reflejado en una mayor biomasa en todos los meses, especialmente en septiembre cuando 178 ind.l^{-1} representaron 2118,2 $\mu\text{g.l}^{-1}$, lo que evidenció la talla promedio mucho mayor (1419,2 μm). Se observó un descenso importante de la densidad y la biomasa en marzo, a finales del verano, que coincidió con un descenso marcado en la concentración de clorofila y en los sólidos suspendidos orgánicos (Fig. 5.94). La talla de esta especie presentó correlación negativa con la temperatura del agua ($r_s = -0,64$; $p = 0,0240$) y con la concentración de clorofila ($r_s = -0,67$; $p = 0,0173$).

El otro cladóceros presente fue *Daphnia menucoensis*. Si bien registró una densidad y biomasa muy bajas, ambos parámetros aumentaron hacia el final del estudio (0,5 ind.l^{-1} y 4,4 $\mu\text{g.l}^{-1}$ respectivamente en diciembre) (Fig. 5.94). Al considerar las tallas promedio, estas fueron muy inferiores a las de este mismo cladóceros en las otras lagunas estudiadas (Fig. 5.95).

Boeckella poopuensis estuvo presente durante todo el ciclo anual, alcanzando los valores máximos de densidad (460,3 ind.l^{-1}) y biomasa (6757,7 $\mu\text{g.l}^{-1}$) en esta laguna a comienzos de la primavera, cuando las tallas promedio fueron también grandes (1270 μm), aunque no las mayores, que se observaron en noviembre (1348,5 μm). Un segundo pico se observó en enero con 395,3 ind.l^{-1} pero con una biomasa considerablemente menor (respecto a la de septiembre), dada por organismos de menor talla promedio (1137,5 μm). A finales del verano y durante el otoño, se registraron los menores valores de abundancia y biomasa de la población (Fig. 5.94 y Fig. 5.95). Las tallas promedio de *B. poopuensis* presentaron correlación con dos variables ambientales directamente relacionadas, positiva con los sólidos suspendidos inorgánicos ($r_s = 0,85$; $p = 0,0005$) y negativa con la transparencia del agua ($r_s = -0,64$; $p = 0,0247$).

Cletocamptus deitersi, estuvo presente en diez ocasiones de muestreo, aunque con valores de densidad y biomasa mucho más bajos respecto a los de *B. poopuensis*. Aunque presentó un patrón más irregular, también tuvo dos picos de densidad; uno en enero (9,33 ind.l^{-1}) y otro en agosto (11,2 ind.l^{-1}), coincidiendo en este último caso, también con la mayor biomasa aportada por este copépodo (22 $\mu\text{g.l}^{-1}$). La elevada biomasa que se registró en febrero (17,4 $\mu\text{g.l}^{-1}$), con una densidad casi de la mitad de la

encontrada en enero (5 ind.l⁻¹), indica una talla promedio mucho mayor (722 μm) (Fig. 5.94 y Fig. 5.95).

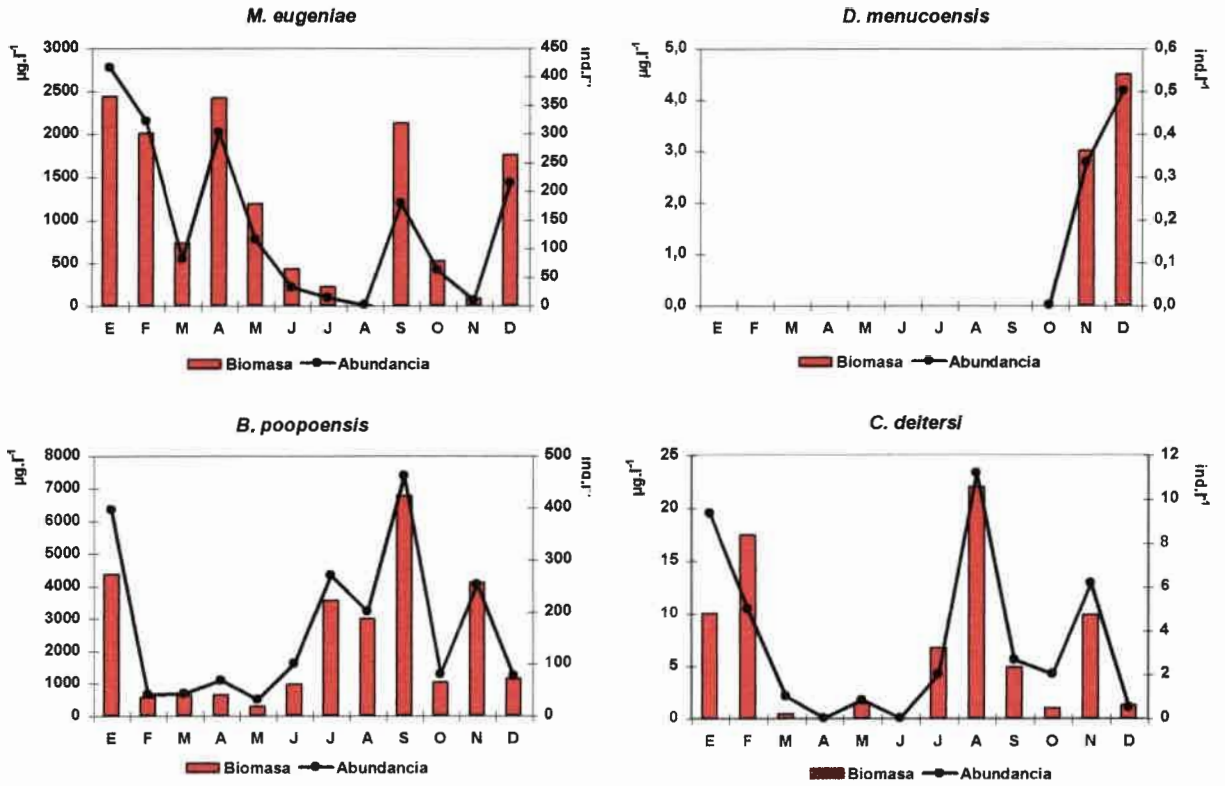


Figura 5.94: Densidad y biomasa de los principales microcrustáceos presentes en la laguna San José durante el período de estudio

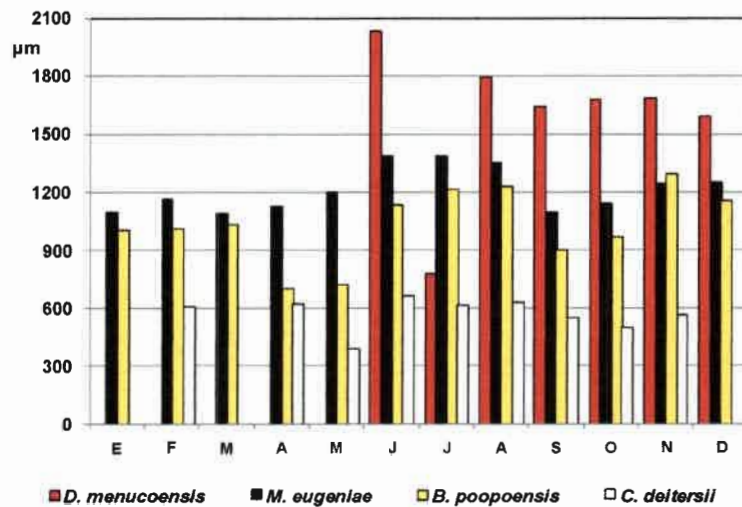


Figura 5.95: Espectro de tallas de las principales especies de crustáceos durante el ciclo anual

Brachionus plicatilis fue el rotífero más frecuente (presente en siete ocasiones) y abundante y también el que aportó la mayor biomasa. Con un pico durante el verano, alcanzó en marzo 120,7 ind.l⁻¹ que representaron 74,8 µg.l⁻¹ de biomasa. No se lo registró durante el otoño y si bien se lo halló en agosto (con la talla promedio menor - 175,4 µm-), los valores de ambos parámetros fueron muy bajos. En septiembre coincidiendo con su último registro, alcanzó una densidad de 62,3 ind.l⁻¹ la que representó una biomasa de 43 µg.l⁻¹ (Fig. 5.96 y Fig. 5.97).

Hexarthra fennica fue registrada en seis ocasiones, siempre con abundancia y biomasa bajas. A comienzos del verano alcanzó 6,2 ind.l⁻¹ y 2,2 µg.l⁻¹ respectivamente. Su presencia fue muy errática y aunque se la registró en abril y julio con baja densidad, estuvo ausente casi todo el otoño e invierno (Fig. 5.96 y Fig. 5.97).

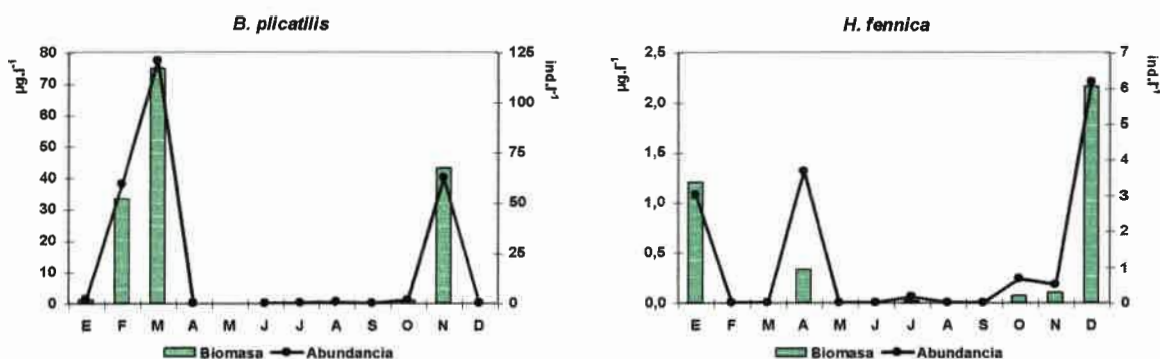


Figura 5.96: Densidad y biomasa de los principales rotíferos presentes en la laguna San José durante el período de estudio

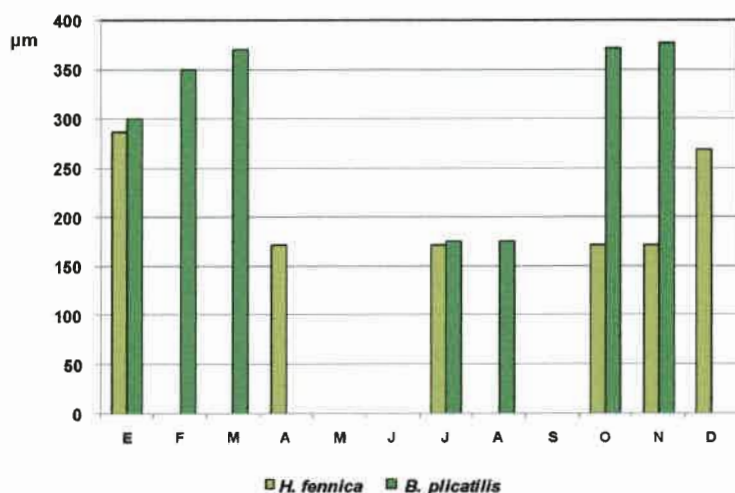


Figura 5.97: Espectro de tallas de las especies de rotíferos durante el ciclo anual

5.3.4.3.- Laguna Utracán

Del mismo modo que en Chadilauquen y en San José, *Moina eugeniae* y *Daphnia menucoensis* fueron las dos especies de cladóceros que desarrollaron poblaciones en Utracán. *M. eugeniae* se registró en diez ocasiones. Presentó baja densidad y biomasa a finales del otoño y comienzos del invierno para no registrársela en agosto y septiembre, reapareciendo a mediados de la primavera, en octubre. Si bien las mayores densidades se registraron en el verano, la biomasa mayor se calculó en la primavera y comienzos del verano. El máximo valor de densidad fue 187,8 ind.l⁻¹ en marzo y estuvo dada por especímenes de talla promedio menor (reflejado en la menor biomasa calculada en esa ocasión). La mayor biomasa fue 967,6 µg.l⁻¹ en noviembre; en este caso, aunque dada por menor cantidad de organismos pero de talla más grande (Fig. 5.98). Las tallas de *M. eugeniae* (Fig. 5.99) mostraron correlación negativa con la salinidad ($r_s = -0,74$; $p = 0,0365$).

Daphnia menucoensis se registró sólo en cinco ocasiones y su densidad fue siempre baja. No se la halló hasta comienzos de la primavera (excepto un registro ocasional en mayo). Alcanzó la mayor densidad y biomasa en octubre con 2,33 ind.l⁻¹ y 100,2 µg.l⁻¹ respectivamente (Fig. 5.98). Se encontraron correlaciones negativas entre la talla promedio de esta especie (Fig. 5.99) y la concentración de sólidos suspendidos totales, en particular los orgánicos ($r_s = -0,90$; $p = 0,0374$).

Entre los copépodos, también se registraron poblaciones de *B. poopoensis* y *C. deitersi* como en las lagunas anteriores. *B. poopoensis*, estuvo presente durante todo el año y a diferencia de los casos anteriores, presentó mayores fluctuaciones a lo largo del ciclo anual. Si bien igualmente se pudo observar que a comienzos del otoño se registraron los menores valores de densidad y biomasa, como en Chadilauquen, no coincidieron los máximos valores de ambos parámetros. Aquí, la densidad mayor se registró en el verano, durante febrero, con 251,7 ind.l⁻¹ pero la mayor biomasa se calculó a comienzos de primavera, en septiembre, con 2312 µg.l⁻¹ cuando la abundancia era menor, lo que indica especímenes con talla promedio mayor (Fig. 5.98 y Fig. 5.99).

C. deitersi, presente en diez ocasiones, también tuvo una distribución con fluctuaciones a lo largo del ciclo anual. Si bien los valores de abundancia en general fueron bajos, los de biomasa alcanzados fueron más altos que en las otras tres lagunas.

No se la registró en febrero y marzo y mostró dos picos de densidad, el primero de ellos en agosto con $5,2 \text{ ind.l}^{-1}$ coincidió también con la mayor biomasa aportada por este copépodo ($39,8 \mu\text{g.l}^{-1}$), mientras que el segundo, más elevado, alcanzó $5,8 \text{ ind.l}^{-1}$ aunque con mucha menor biomasa ($21,3 \mu\text{g.l}^{-1}$), lo que indicaría una menor talla promedio de los ejemplares registrados (Fig. 5.98 y Fig. 5.99).

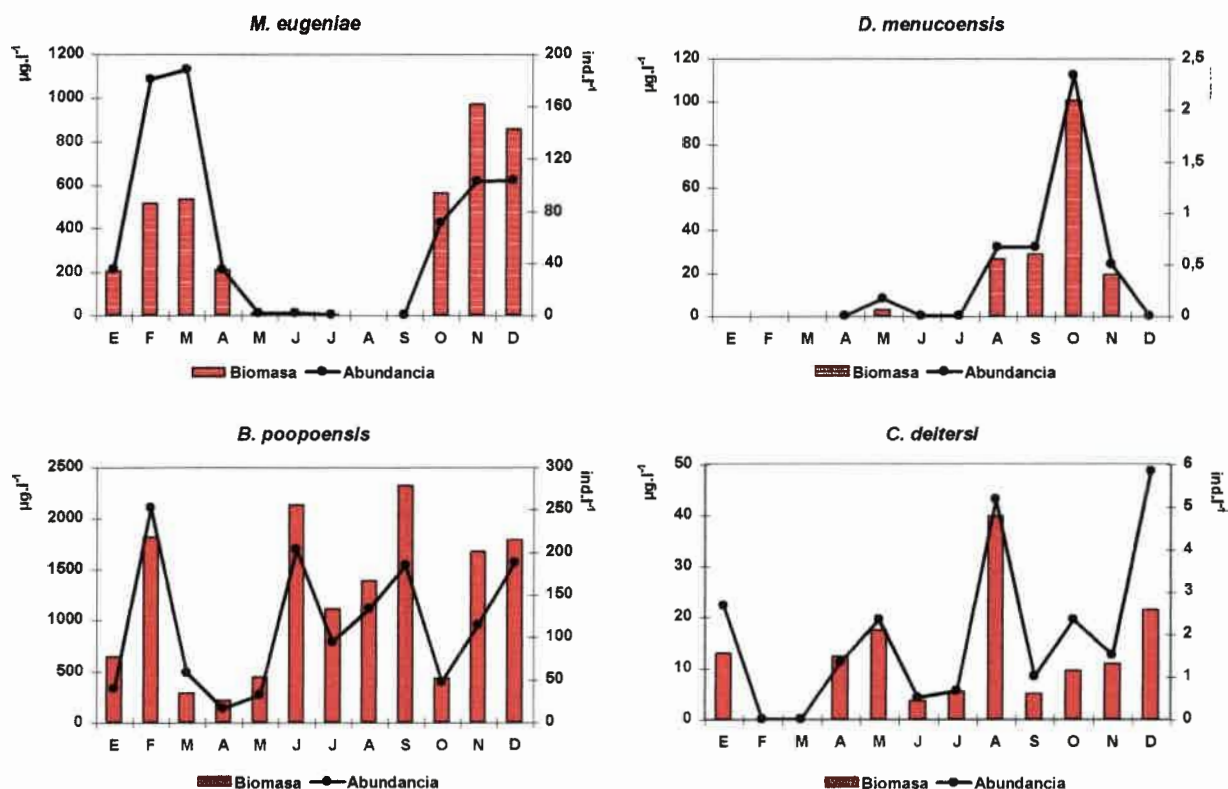


Figura 5.98: Densidad y biomasa de los principales microcrustáceos presentes en la laguna Utracán durante el período de estudio

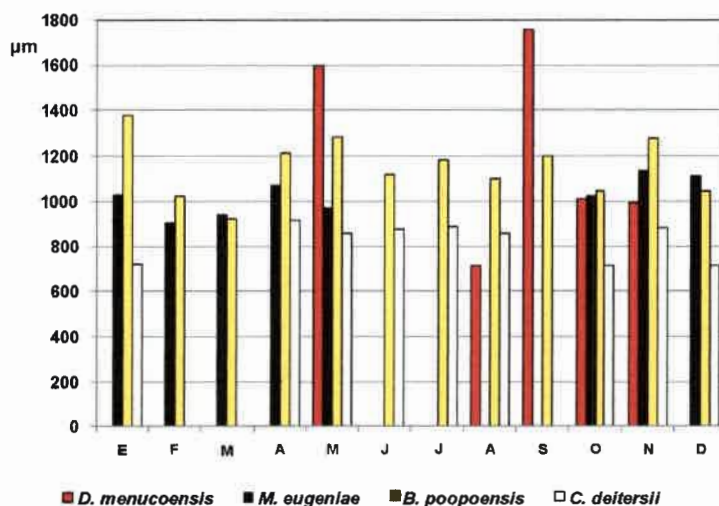


Figura 5.99: Espectro de tallas de las principales especies de crustáceos durante el ciclo anual

Entre los rotíferos, *B. plicatilis* estuvo presente solamente los cinco primeros meses, aunque sólo alcanzó valores altos de densidad y biomasa en febrero con 103,3 ind.l⁻¹ y 25,8 µg.l⁻¹ respectivamente. En los meses siguientes, nunca superó los 2 ind.l⁻¹ ni biomasa de más de 0,5 µg.l⁻¹ (Fig. 5.100).

H. fennica estuvo presente en ocho ocasiones de muestreo y estuvo ausente durante el invierno. La mayor densidad se registró en marzo con 101,7 ind.l⁻¹ pero representando sólo 7,2 µg.l⁻¹ de biomasa; en cambio, el cálculo más alto de este parámetro fue en octubre con 10,54 µg.l⁻¹ y con una densidad mucho menor (10,5 ind.l⁻¹) (Fig. 5.100). Esto indicaría una relación inversa de las tallas promedio; en marzo, la talla promedio de los organismos fue menor y en octubre mayor. Es para destacar la ausencia total de rotíferos en las muestras durante los meses de invierno (Fig. 5.101).

Entre los rotíferos, solamente se encontró correlación negativa entre las tallas promedio mensuales de *B. plicatilis* y la temperatura del agua ($r_s = -0,090$; $p = 0,0374$).

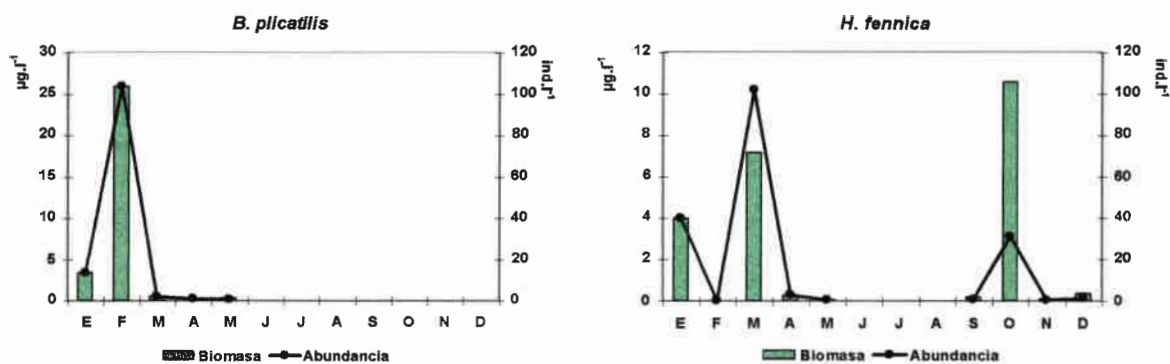


Figura 5.100: Densidad y biomasa de los rotíferos presentes en la laguna Utracán durante el período de estudio

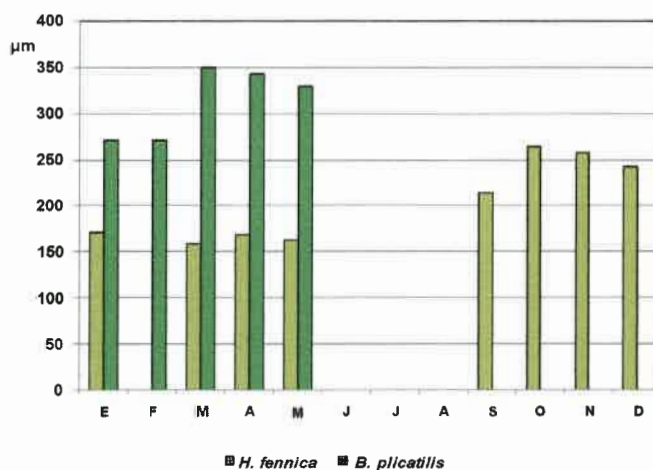


Figura 5.101: Espectro de tallas de las especies de rotíferos durante el ciclo anual

5.3.4.4.- Laguna El Carancho

D. menucoensis, excepto en el primer mes de muestreo, fue de presencia constante, presentó valores de abundancia altos, aportó elevados niveles de biomasa y presentó las tallas mayores. Durante el otoño presentó las densidades más elevadas (92 ind.l⁻¹ en mayo) aunque no los de biomasa (2345 µg.l⁻¹), lo que indica una talla promedio menor (1837,4 µm). La máxima biomasa se calculó en el invierno, durante agosto con 3860 µg.l⁻¹ y aunque la densidad fue también casi tan elevada como en mayo (89 ind.l⁻¹), la talla de los individuos fue la más alta de todo el período de muestreo, alcanzando un valor promedio de 1979,8 µm (Fig. 5.102 y Fig. 5.103). La talla mensual de *D. menucoensis* mostró correlaciones negativas con la temperatura, transparencia y salinidad del agua aunque no fueron significativas.

Se registraron dos especies del género *Boeckella*: *B. gracilis* que fue exclusiva de esta laguna y *B. poopoensis* en común con los otros tres cuerpos de agua. En ningún momento del estudio se registraron ambas especies coexistiendo. La presencia de la primera de ellas coincidió con un aumento sostenido de la salinidad hasta su ausencia en agosto y la segunda de ellas coincidió con valores de salinidad más elevados de todo el período de estudio.

B. gracilis se registró entre marzo y agosto, alcanzando los valores mayores de abundancia (57,7 ind.l⁻¹) y biomasa (200,7 µg.l⁻¹) durante el otoño (en abril). Las mayores tallas, no coincidieron con los picos de abundancia y biomasa sino que se registraron en invierno, con 1357 µm en junio y en julio cuando alcanzaron los mayores valores (1576,6 µm) de talla promedio (Fig. 5.102 y Fig. 5.103).

B. poopoensis comenzó a registrarse hacia finales del estudio, a partir de octubre, alcanzando valores de abundancia máximos en noviembre con 26,3 ind.l⁻¹ y 346,6 µg.l⁻¹ de biomasa. Los valores máximos para este parámetro se alcanzaron en diciembre con 356,3 µg.l⁻¹ pero la densidad fue menor (19 ind.l⁻¹). Las tallas promedio mensuales fueron aumentando en forma sostenida, alcanzando los valores máximos en diciembre cuando alcanzaron 1363 µm (Fig. 5.102 y Fig. 5.103)

Se registraron dos especies de copépodos ciclopoideos (ausentes en los otros tres cuerpos de agua): *Microcyclops anceps* y *Metacyclops mendocinus* y en ambos casos

alcanzaron su mayor abundancia y biomasa en el primer mes de muestreo, cuando la salinidad de la laguna fue la más baja de todo el estudio.

M. anceps, presente en seis ocasiones, alcanzó una densidad y biomasa máximas de 28,7 ind.l⁻¹ y 48,5 µg.l⁻¹ respectivamente en febrero cuando también se registró la menor talla promedio (589,9 µm). Durante el otoño y hasta mediados del invierno estuvo ausente, a excepción de mayo cuando se lo registró en muy baja densidad (0,33 ind.l⁻¹) y biomasa (1,52 µg.l⁻¹), aunque alcanzaron el mayor tamaño medido (872,3 µm). Se lo volvió a registrar a partir de agosto, alcanzando un segundo pico de abundancia (5,2 ind.l⁻¹) y biomasa (13,3 µg.l⁻¹) en octubre (mucho menor que el de febrero) pero también con una talla promedio grande (673,12 µm) (Fig. 5.102 y Fig. 5.103)

M. mendocinus estuvo presente durante cuatro meses consecutivos, desde febrero cuando alcanzó la mayor abundancia y biomasa (117,3 ind.l⁻¹ y 198,3 µg.l⁻¹ respectivamente) decayendo paulatinamente hasta no registrarse en junio. La talla promedio de este ciclopoideo en el primer mes fue de 570 µm. Sólo reapareció en muy baja densidad (0,33 ind.l⁻¹) en octubre, también aportando una biomasa escasa (0,85 µg.l⁻¹) pero con la mayor talla alcanzada (870 µm) (Fig. 5.102 y Fig. 5.103).

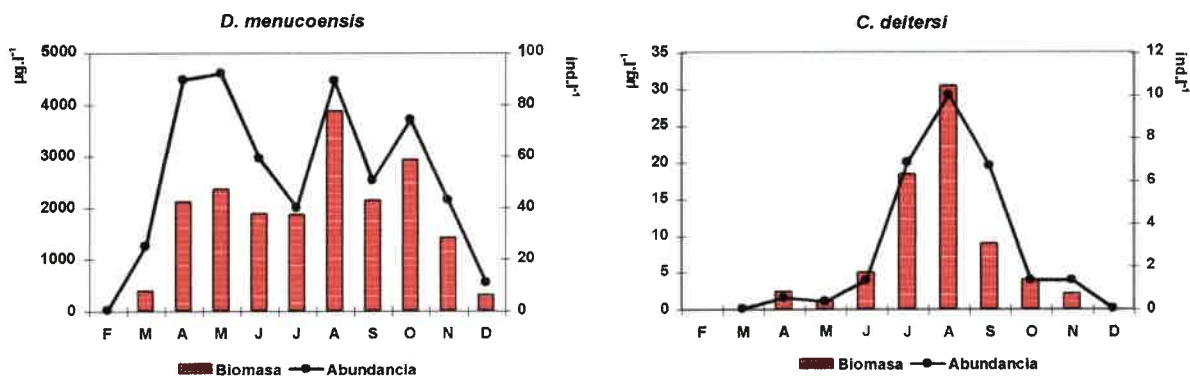


Figura 5.102: Densidad y biomasa de los principales microcrustáceos presentes en la laguna El Carancho durante el período de estudio

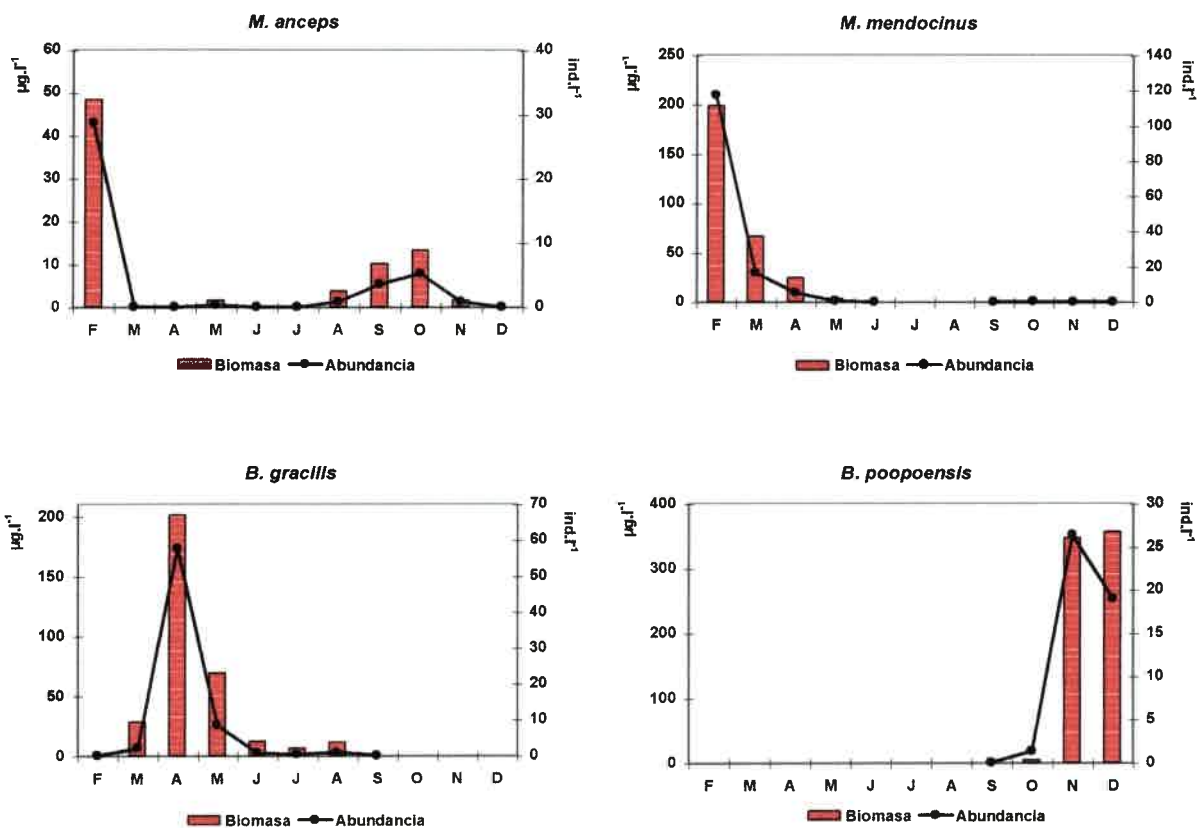


Figura 5.102 (continuación): Densidad y biomasa de los principales microcrustáceos presentes en la laguna El Carancho durante el período de estudio

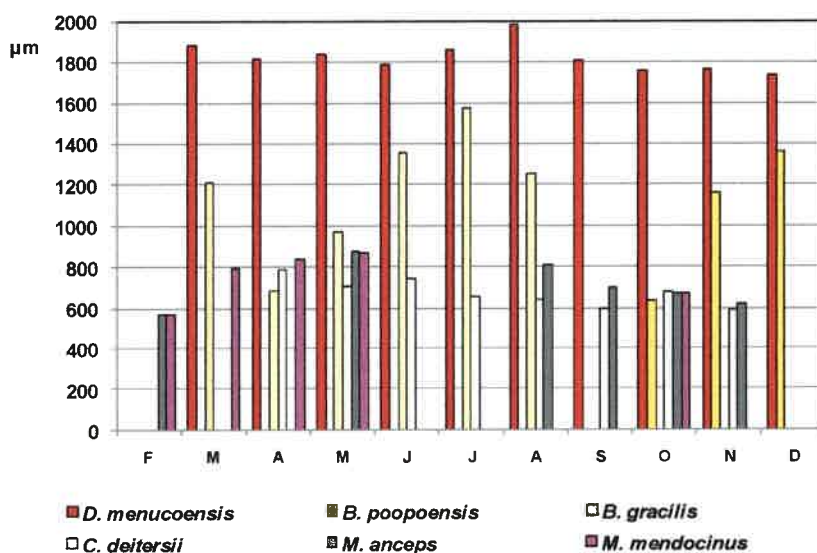


Figura 5.103: Espectro de tallas de las principales especies de crustáceos durante el ciclo anual

Los rotíferos en esta laguna estuvieron representados por 8 taxones pero sólo *H. fennica* estuvo presente en cinco ocasiones, aunque sólo alcanzó valores elevados de densidad y biomasa en febrero con 863,3 ind.l⁻¹ que representaron 71,7 µg.l⁻¹. La talla promedio en ese mes alcanzó 164,7 µm, aunque los tamaños mayores se registraron en octubre y diciembre. Este rotífero estuvo ausente durante el otoño y el invierno (Fig. 5.104 y Fig. 5.105).

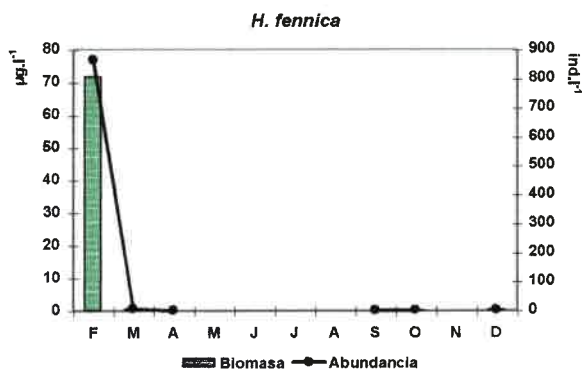


Figura 5.104: Densidad y biomasa de *H. fennica*, el rotífero más representativo de la laguna El Carancho durante el período de estudio

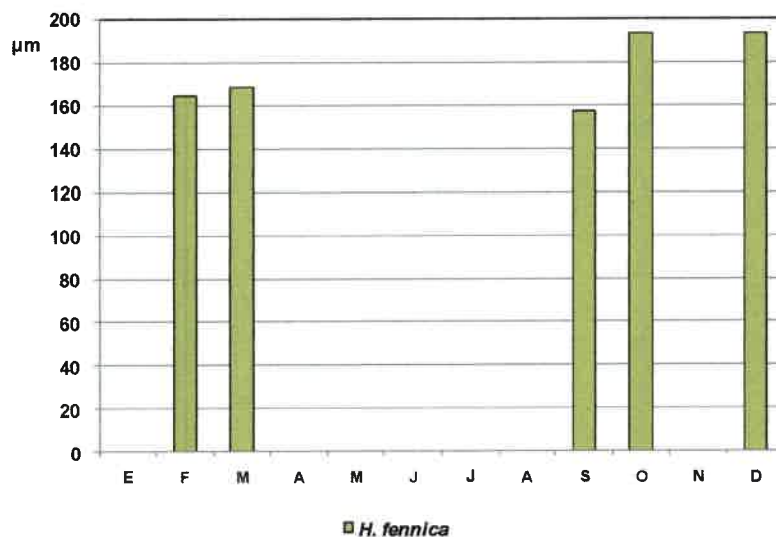


Figura 5.105: Espectro de tallas de *H. fennica* durante el ciclo anual

5.3.5.- COMPARACIÓN DE LA DENSIDAD, BIOMASA Y ESPECTRO DE TALLAS DE LOS PRINCIPALES TAXONES

5.3.5.1.- Densidad

B. poopoensis fue la especie más frecuente y que mayor abundancia promedio mostró (Fig. 5.106), a excepción de El Carancho. Su mayor densidad promedio anual la alcanzó en San José (Tabla 5.20). Fue seguida por *M. eugeniae* que también alcanzó su máxima densidad en esta última laguna (Fig. 5.106 y Tabla 5.20) y como se mencionó más arriba, estuvo ausente en El Carancho. El cladócono más frecuente, aunque no tan abundante considerando su densidad promedio anual fue *D. menucoensis*. A pesar de ello fue el crustáceo más abundante en El Carancho (Fig. 5.106 y Tabla 5.20).

C. deitersi también fue una especie muy frecuente aunque nunca alcanzó densidades muy elevadas (Fig. 5.106 y Tabla 5.20). Al considerar el resto de los copépodos, el calanoideo *B. gracilis* y los ciclopoideos *Metacyclops mendocinus* y *Microcyclops anceps* fueron muy poco frecuentes dado que se registraron únicamente en El Carancho y los dos últimos mostraron su máxima densidad durante el primer mes de muestreo (Fig. 5.106 y Tabla 5.20).

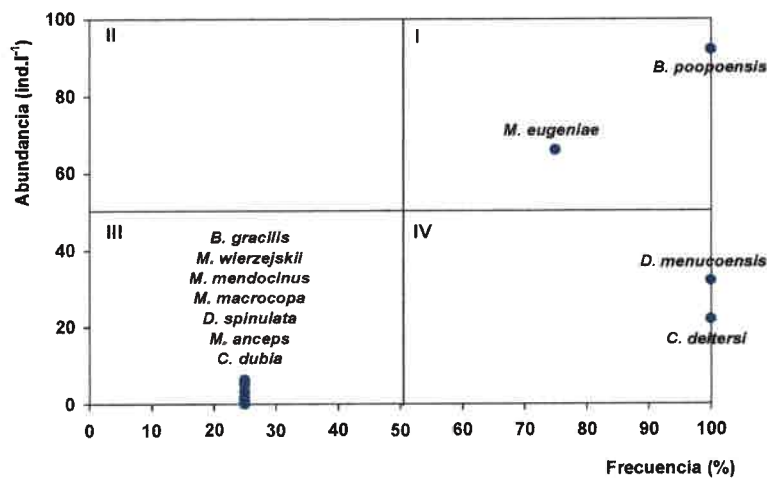


Figura 5.106: Resultados del test de Olmstead y Tukey para las especies de crustáceos

Entre los rotíferos la especie más frecuente fue *H. fennica*, ya que se registró en las cuatro lagunas, seguida por *B. plicatilis*, que si bien estuvo en tres nunca alcanzó densidades elevadas. El rotífero más abundante fue *B. angularis*, a pesar de que se lo registró únicamente sólo en dos ocasiones en El Carancho, donde alcanzó una densidad, superior a $2621,73 \text{ ind.l}^{-1}$ en marzo. Otros rotíferos como *K. tropica*, *C. adriatica*, *B. pterodinooides* y *L. patella* fueron muy poco frecuentes ya que se registraron sólo en El Carancho y no alcanzaron densidades elevadas (Fig. 5.107 y Tabla 5.20).

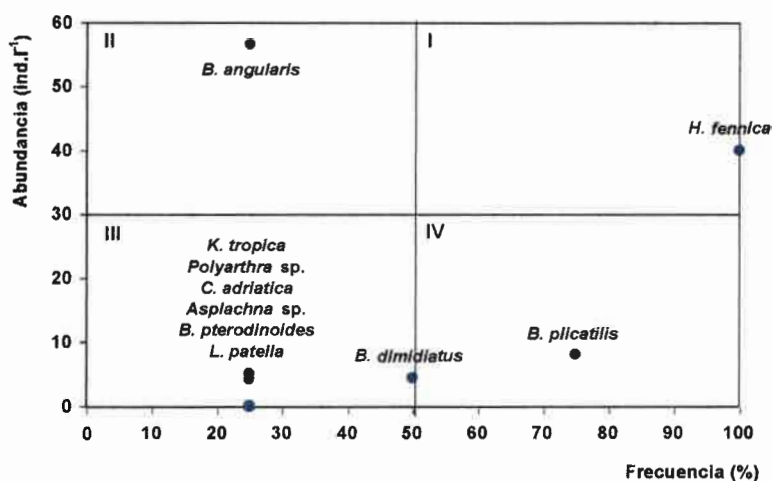


Figura 5.107: Resultados del test de Olmstead y Tukey para las especies de rotíferos

Tanto el análisis de componentes principales (Fig. 5.108, Tablas 5.24 y 5.25) como los coeficientes de correlación calculados (Tabla 5.26) mostraron las correlaciones positivas entre la densidad de *B. poopoensis*, *M. eugeniae*, *C. deitersi* y *B. plicatilis* con la salinidad, temperatura del agua, concentraciones de clorofila *a*, sólidos suspendidos orgánicos e inorgánicos y ambos nutrientes. Por otro lado, *D. menucoensis* y *B. gracilis* fueron afectadas negativamente por estos parámetros pero mostraron correlaciones positivas con la transparencia del agua y la concentración de oxígeno disuelto.

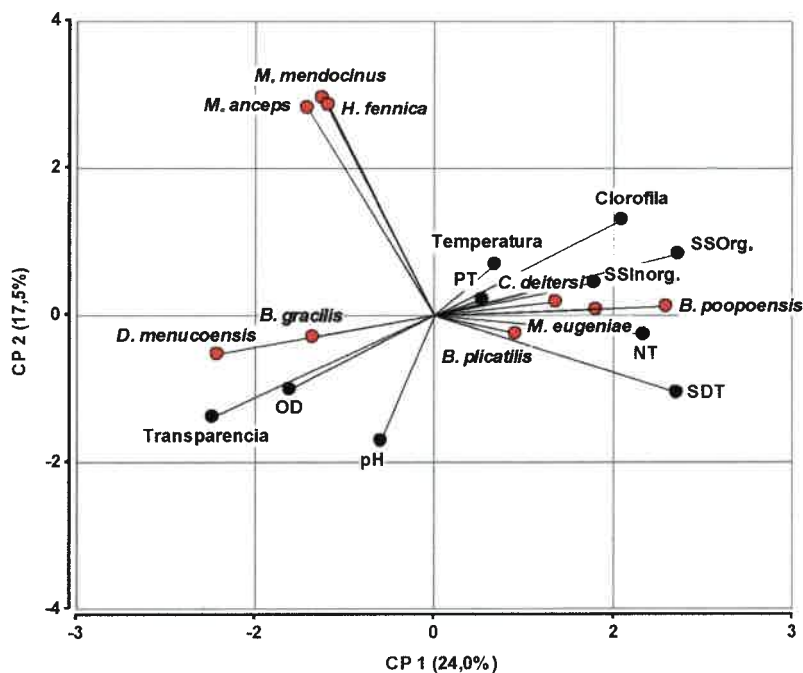


Figura 5.108: Resultados del análisis de componentes principales considerando la densidad de las poblaciones de las principales especies

Tabla 5.24: Autovalores y porcentajes de varianza explicada por los dos primeros componentes

Lambda	Valor	Proporción	Proporc. acum.
1	4,57	0,24	0,24
2	3,33	0,18	0,42

Tabla 5.25: Correlación de los componentes 1 y 2 con las variables fisicoquímicas y biológicas

Variables	CP 1	CP 2
Temperatura	0,18	0,21
Transparencia	-0,67	-0,42
SDT	0,73	-0,32
pH	-0,16	-0,52
OD	-0,43	-0,31
Clorofila	0,56	0,4
PT	0,14	0,07
NT	0,63	-0,08
SSInorg.	0,48	0,14
SSOrg.	0,73	0,25
<i>D. menucoensis</i>	-0,65	-0,16

<i>B. gracilis</i>	-0,37	-0,09
<i>M. anceps</i>	-0,38	0,86
<i>M. mendocinus</i>	-0,34	0,91
<i>H. fennica</i>	-0,32	0,88
<i>C. deitersi</i>	0,37	0,06
<i>M. eugeniae</i>	0,49	0,03
<i>B. poopoensis</i>	0,7	0,04
<i>B. plicatilis</i>	0,24	-0,08

Tabla 5.26: Coeficientes de correlación de Spearman (r_s) entre la densidad de las principales especies y las variables ambientales

		<i>D. menucoensis</i>	<i>M. eugeniae</i>	<i>B. poopoensis</i>	<i>C. deitersi</i>	<i>B. plicatilis</i>	<i>H. fennica</i>
Temperatura	r_s	-0,15	0,43	0,05	-0,01	0,41	0,58
	p	0,3124	0,0023	0,7562	0,9649	0,0046	0,0000
Transparencia	r_s	0,38	-0,18	-0,54	-0,08	-0,30	-0,10
	p	0,0080	0,2319	0,0001	0,5762	0,0394	0,4868
SDT	r_s	-0,61	0,53	0,64	0,24	0,45	-0,03
	p	0,0000	0,0001	0,0000	0,1091	0,0016	0,8641
pH	r_s	-0,10	-0,07	0,03	0,07	0,17	-0,34
	p	0,4902	0,6376	0,8245	0,6501	0,2424	0,0204
OD	r_s	0,37	-0,10	-0,34	0,13	-0,21	-0,15
	p	0,0114	0,4868	0,0185	0,3820	0,1625	0,3177
Clorofila	r_s	-0,53	0,42	0,37	0,02	0,38	0,16
	p	0,0001	0,0035	0,0110	0,8771	0,0093	0,2950
PT	r_s	-0,40	0,17	0,25	-0,21	0,24	0,00
	p	0,0055	0,2656	0,0851	0,1605	0,1107	0,9916
NT	r_s	-0,43	0,37	0,51	0,20	0,24	0,07
	p	0,0023	0,0106	0,0003	0,1671	0,0974	0,6485
SSInorg.	r_s	-0,25	0,30	0,39	0,22	0,16	0,15
	p	0,0956	0,0424	0,0068	0,1459	0,2725	0,3305
SSOrg.	r_s	-0,28	0,29	0,53	0,25	0,28	-0,05
	p	0,0584	0,0508	0,0001	0,0947	0,0542	0,7466

5.3.5.2.- Biomasa

B. poopoensis, seguida por *M. eugeniae* fueron las especies que mayor biomasa promedio aportaron en Chadilauquen, San José y Utracán. La primera registró picos máximos en septiembre en San José y Utracán y la segunda en enero en San José y en noviembre en Chadilauquen (Tabla 5.21). El otro cladóceros más común en este tipo de ambientes y registrado en las cuatro lagunas, *D. menucoensis*, fue la que aportó la mayor biomasa en El Carancho, aunque en las otras tres, su contribución fue muy reducida (Tabla 5.21).

Entre los rotíferos, aunque presente sólo en dos ocasiones, el que alcanzó la mayor biomasa promedio anual fue *B. dimidiatus*, en San José, con un valor máximo en febrero, seguido por *B. plicatilis* en la misma laguna en marzo (Tabla 5.21).

Tanto el análisis de componentes principales (Fig. 5.109, Tablas 5.27 y 5.28) como los coeficientes de correlación (Tabla 5.29) mostraron la influencia positiva de la salinidad, la temperatura del agua, las concentraciones de clorofila *a*, sólidos suspendidos orgánicos e inorgánicos y ambos nutrientes sobre la biomasa de *B. poopoensis*, *M. eugeniae* y *B. plicatilis*. Inversamente la biomasa de *D. menucoensis* y *B. gracilis* fueron afectadas negativamente por estos parámetros pero mostraron correlaciones positivas con la transparencia del agua y la concentración de oxígeno.

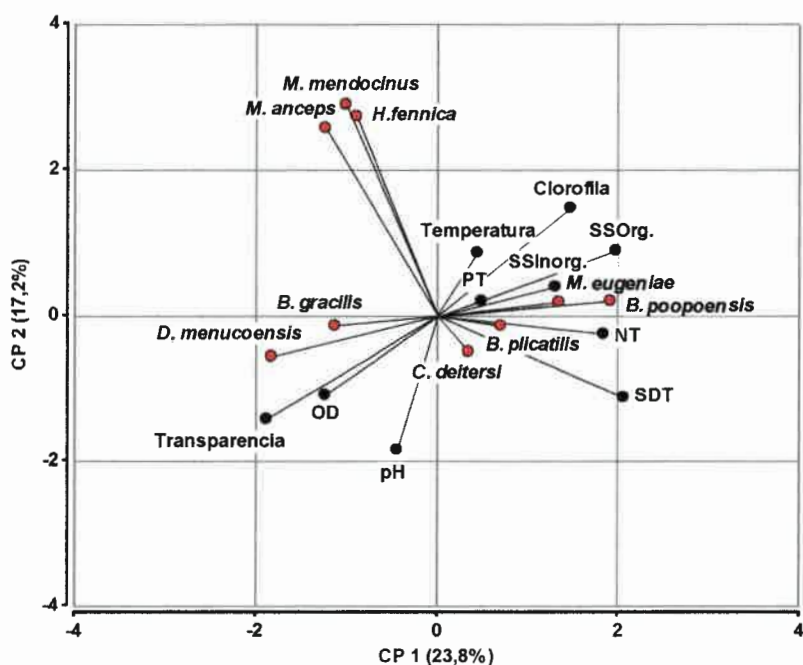


Figura 5.109: Resultados del análisis de componentes principales considerando la biomasa de las poblaciones de las principales especies

Tabla 5.27: Autovalores y porcentajes de varianza explicada por los dos primeros componentes

Lambda	Valor	Proporción	Proporc. acum.
1	4,52	0,24	0,24
2	3,28	0,17	0,41

Tabla 5.28: Correlación de los componentes 1 y 2 con las variables fisicoquímicas y biológicas

Variables	CP 1	CP 2
Temperatura	0,16	0,26
Transparencia	-0,68	-0,43
SDT	0,74	-0,34
pH	-0,16	-0,57
OD	-0,44	-0,33
Clorofila	0,53	0,45
PT	0,18	0,06
NT	0,66	-0,07
SSInorg.	0,47	0,12
SSOg.	0,71	0,27
<i>M. eugeniae</i>	0,48	0,06
<i>M. mendocinus</i>	-0,36	0,89
<i>M. anceps</i>	-0,44	0,79
<i>H.fennica</i>	-0,32	0,84
<i>B. poopoensis</i>	0,69	0,06
<i>B. gracilis</i>	-0,4	-0,04
<i>D. menucoensis</i>	-0,66	-0,17
<i>C. deitersi</i>	0,12	-0,15
<i>B. plicatilis</i>	0,25	-0,04

Tabla 5.29: Coeficientes de correlación de Spearman entre la biomasa de las principales especies y las principales variables fisicoquímicas

		<i>D. menucoensis</i>	<i>M. eugeniae</i>	<i>B. poopoensis</i>	<i>C. deitersi</i>	<i>B. plicatilis</i>	<i>H. fennica</i>
Temperatura	r_s	-0,15	0,37	0,05	-0,19	0,43	0,54
	p	0,3171	0,0101	0,7208	0,1945	0,0029	0,0001
Transparencia	r_s	0,39	-0,21	-0,54	0,02	-0,29	-0,11
	p	0,0075	0,1529	0,0001	0,8990	0,0464	0,4606
SDT	r_s	-0,61	0,44	0,64	0,31	0,44	-0,02
	p	0,0000	0,0017	0,0000	0,0347	0,0021	0,9178
pH	r_s	-0,10	-0,12	-0,01	0,08	0,19	-0,35
	p	0,5067	0,4353	0,9321	0,5891	0,2103	0,0151
OD	r_s	0,38	-0,16	-0,32	0,25	-0,21	-0,15
	p	0,0093	0,2820	0,0296	0,0960	0,1519	0,3101
Clorofila	r_s	-0,55	0,44	0,35	-0,08	0,40	0,13
	p	0,0001	0,0020	0,0155	0,5875	0,0055	0,3982
PT	r_s	-0,40	0,19	0,24	-0,19	0,23	-0,01
	p	0,0054	0,2100	0,1100	0,2084	0,1208	0,9716
NT	r_s	-0,44	0,43	0,52	0,12	0,25	0,10
	p	0,0022	0,0025	0,0002	0,4375	0,0947	0,5231
SSInorg.	r_s	-0,25	0,34	0,42	0,09	0,16	0,18
	p	0,0940	0,0192	0,0031	0,5495	0,2832	0,2256
SSOrg.	r_s	-0,28	0,32	0,54	0,18	0,27	-0,04
	p	0,0540	0,0302	0,0001	0,2223	0,0664	0,7727

5.3.5.3.- Espectro de tallas

D. menucoensis, presente en las cuatro lagunas, alcanzó una talla promedio máxima en El Carancho con 1823,5 μm mientras que el valor mínimo lo alcanzó en San José con 811,6 μm (Fig. 5.110). Su talla promedio fue diferente en las cuatro lagunas ($H = 13,26$; $p = 0,0041$). El test *a posteriori* mostró que las tallas de los ejemplares de

Chadilauquen y El Carancho por un lado y San José y Utracán por el otro fueron similares, pero ambos grupos difirieron entre sí.

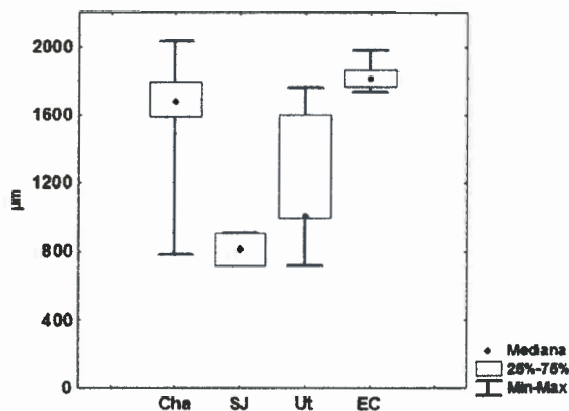


Figura 5.110: Comparación de las tallas promedio de *D. menucoensis* en las cuatro lagunas

Se encontraron correlaciones negativas entre la talla de *D. menucoensis* y la salinidad ($r_s = -0,77$; $p = 0,0000$), con la concentración de sólidos suspendidos orgánicos ($r_s = -0,44$; $p = 0,030$) y concentración de nitrógeno ($H = -0,56$; $p = 0,0045$).

M. eugeniae, ausente en el Carancho alcanzó la talla promedio máxima en San José con 1225,9 µm y la mínima en Utracán con 1022,96 µm (Fig. 5.111). El tamaño de este taxón fue diferente entre lagunas ($H = 12,7822$; $p = 0,0017$) y el test *a posteriori* (Fisher) mostró que la talla promedio diferente se registró en Utracán.

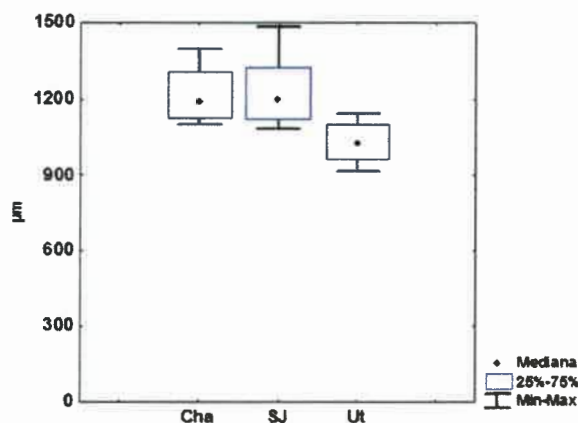


Figura 5.111: Comparación de las tallas promedio de *M. eugeniae* en las tres lagunas

La talla promedio de este cladóceros correlacionó negativamente con la salinidad ($r_s = -0,38$; $p = 0,0032$), la transparencia del agua ($r_s = -0,46$; $p = 0,009$) la temperatura del agua ($r_s = -0,50$; $p = 0,0036$) y positivamente con sólidos suspendidos totales ($r_s = 0,43$; $p = 0,014$), en particular con los inorgánicos ($r_s = 0,55$; $p = 0,000$).

B. poopoensis estuvo presente en las cuatro lagunas aunque en El Carancho se la halló sólo en los últimos tres meses. En las otras se la registró todo el período de muestreo. La talla promedio máxima fue de 1174,2 μm , registrada en San José y la mínima de 1031,5 μm en Chadilauquen (Fig. 5.112). Al comparar las cuatro lagunas, no se encontraron diferencias ($H = 3,68$; $p = 0,2984$).

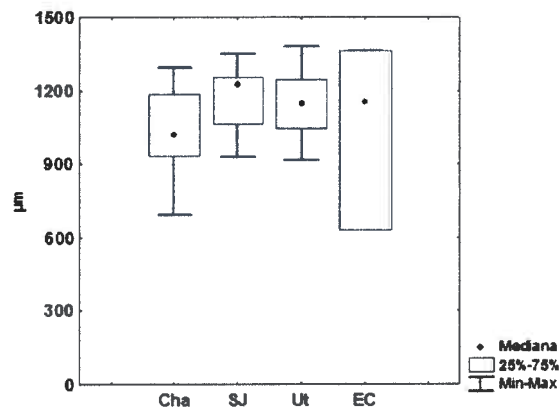


Figura 5.112: Comparación de las tallas promedio de *B. poopoensis* en las cuatro lagunas

La talla de este copépodo no presentó correlaciones significativas con ninguno de los parámetros analizados.

C. deitersi, también presente en los cuatro cuerpos de agua tuvo una talla promedio mayor en Utracán con 824,5 μm mientras que la mínima fue en Chadilauquen con 570,1 μm (Fig. 5.113). Este copépodo presentó diferencias en su talla promedio entre las cuatro lagunas ($H = 20,035$; $p = 0,0002$). Las tallas de los ejemplares de Chadilauquen y San José fueron iguales entre sí pero difirieron de los de Utracán y El Carancho (las que a su vez fueron diferentes entre sí).

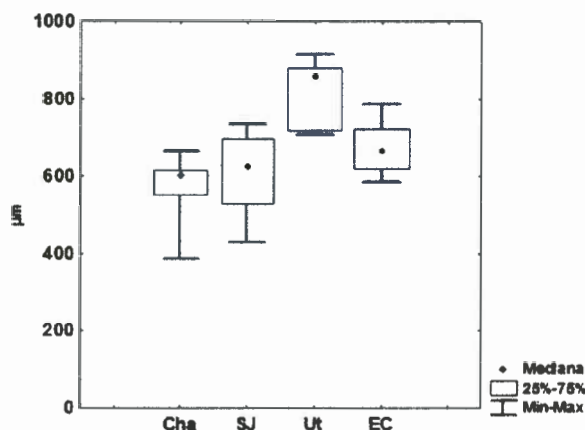


Figura 5.113: Comparación de las tallas promedio de *C. deitersi* en las cuatro lagunas

Se encontró correlación positiva con la salinidad ($r_s = 0,34$; $p = 0,0401$) y negativa con la temperatura del agua ($r_s = 0,44$; $p = 0,0070$).

Entre los rotíferos considerados en el análisis, *H. fennica* alcanzó una talla promedio mayor en Chadilauquen con 250 μm , mientras que la menor fue en El Carancho con 170,5 μm , aunque no presentó diferencias entre las cuatro lagunas ($H = 7,32$; $p = 0,0623$) (Fig. 5.114).

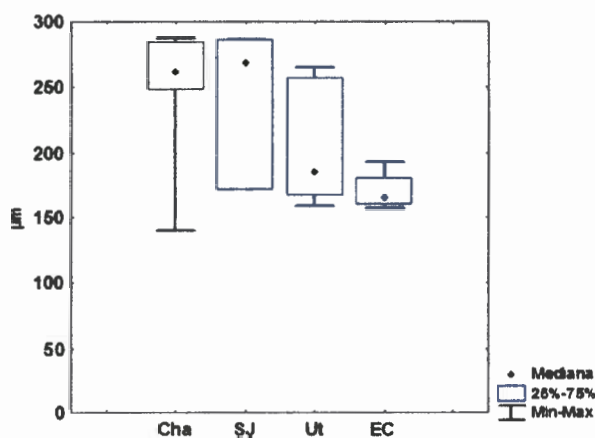


Figura 5.114: Comparación de las tallas promedio de *H. fennica* en las cuatro lagunas

Sólo se hallaron correlaciones positivas con la concentración de nitrógeno total ($r_s = 0,60$; $p = 0,0034$).

B. plicatilis, ausente en El Carancho, alcanzó los mayores valores promedio de talla (329 μm) en San José y los menores en Chadilauquen (278,15 μm) (Fig. 5.115). No se encontraron diferencias entre lagunas ($H = 3,12$; $p = 0,2100$). Sólo correlacionó negativamente con la concentración de fósforo total ($r_s = -0,57$; $p = 0,0427$).

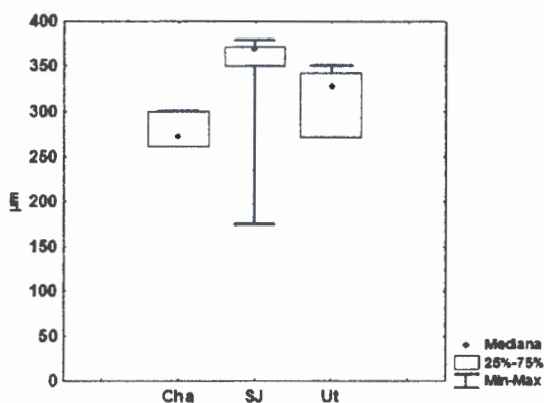


Figura 5.115: Comparación de las tallas promedio de *B. plicatilis* en las tres lagunas donde se lo registró

5.4.- BIOLOGÍA REPRODUCTIVA Y DESARROLLO DE LOS PRINCIPALES ORGANISMOS DEL ZOOPLANCTON

5.4. 1.- *MOINA EUGENIAE*

En las tres lagunas en las que esta especie desarrolló poblaciones predominaron las hembras partenogénicas sin huevos, alcanzando el 92% del total en Utracán, 81,6% en San José y 77% en Chadilauquen. El mayor número promedio de hembras con huevos se registró en Chadilauquen, seguida por San José y Utracán (Fig. 5.116 a, b y c). Si bien se registraron individuos gamogénicos en cinco ocasiones (marzo, abril, mayo, septiembre y diciembre), la gamogénesis estuvo prácticamente ausente en Chadilauquen, ya que sumando la proporción de machos y hembras efipiales no alcanzó el 0,5% de la población total anual. Solamente en una ocasión (abril) se registraron

machos y hembras simultáneamente. En San José en cambio la fracción gamogenética alcanzó los mayores porcentajes (3,4%), estando presente durante nueve de los 12 muestreos (estuvieron ausentes sólo en junio, julio y agosto) y excepto en mayo, siempre se registraron machos y hembras juntos. En Utracán se registraron individuos gamogenéticos en marzo, octubre, noviembre y diciembre y alcanzaron porcentajes bajos (cerca de 1% del total de la población), coincidiendo machos y hembras en noviembre y diciembre (Fig. 5.116 a, b y c, 5.117, 5.118 y 5.119).

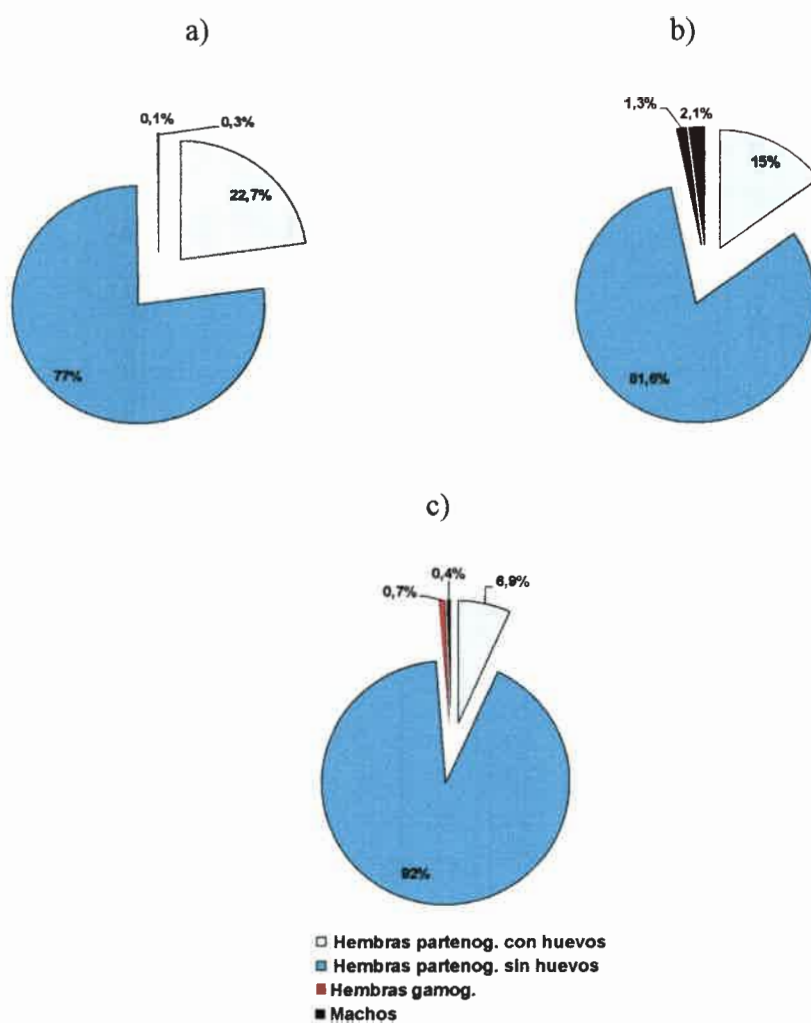


Figura 5.116: Proporciones medias anuales (expresada como porcentaje del total de la población) de hembras partenogenéticas con y sin huevos, hembras gamogenéticas y machos de *Moina eugeniae*. A) Chadilauquen, B) San José y C) Utracán.

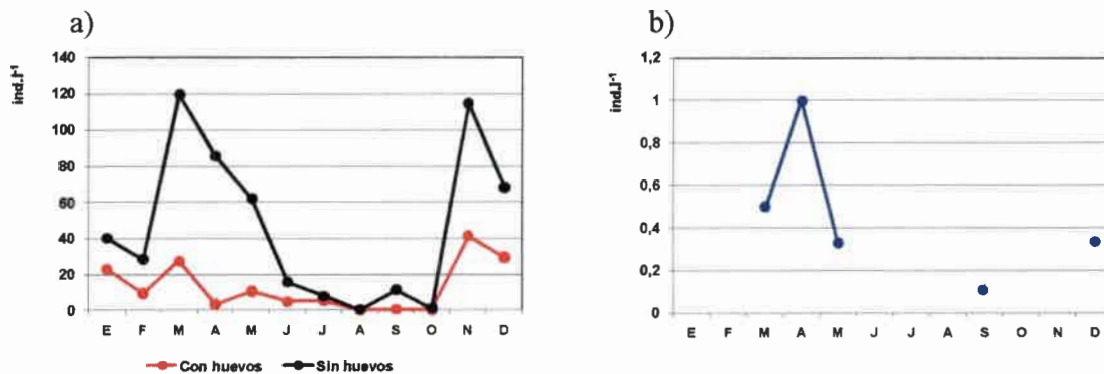


Figura 5.117: Laguna Chadilauquen. a) Fracción partenogenética y b) fracción gamogenética: densidad de la población de *M. eugeniae* durante el ciclo anual

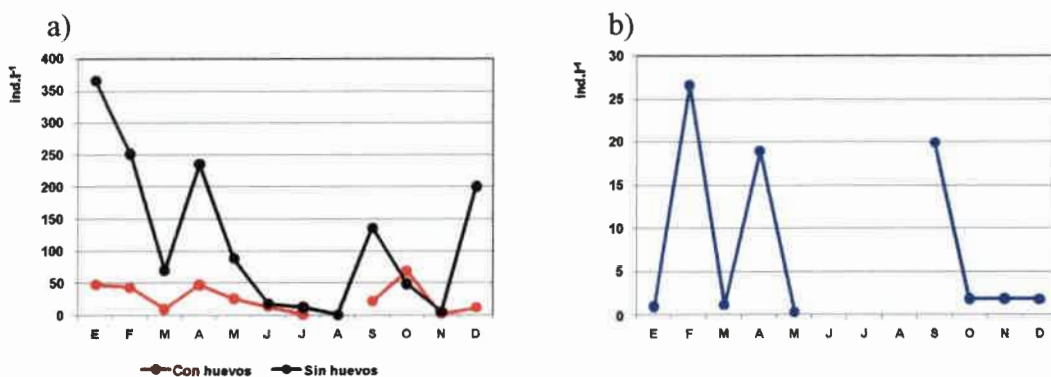


Figura 5.118: Laguna San José. a) Fracción partenogenética y b) fracción gamogenética: densidad de la población de *M. eugeniae* durante el ciclo anual

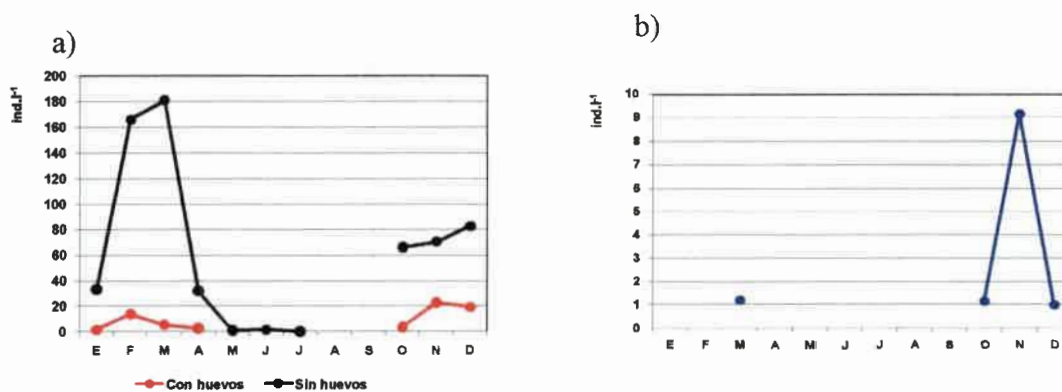


Figura 5.119: Laguna Utracán. a) Fracción partenogenética y b) fracción gamogenética: densidad de la población de *M. eugeniae* durante el ciclo anual

Al analizar las **tallas promedio anuales** de los ejemplares sin huevos (Fig. 5.120), los mayores tamaños se registraron en Chadilauquen con 1145,62 μm y San José con 1122,7 μm mientras que Utracán presentó el menor valor promedio con 948,7 μm (Tabla 5.16).

El análisis de las **tallas promedio a lo largo del ciclo anual** (Fig. 5.121 y 5.122) mostró que en Chadilauquen y San José se registraron los mayores tamaños en invierno (en ambos casos en julio, con 1336,2 μm y 1406 μm respectivamente) y en Utracán en primavera (1107 μm en noviembre).

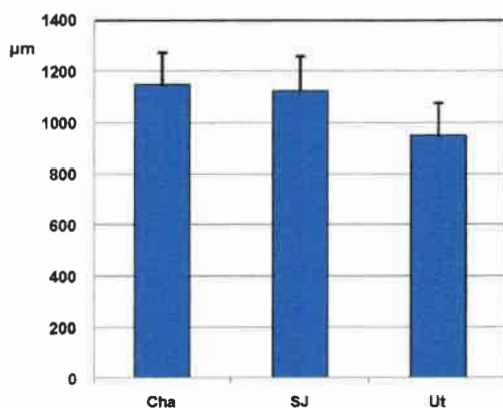


Figura 5.120: Tallas promedio anuales de las hembras sin huevos de *M. eugeniae*.

En todas las lagunas, los ejemplares que mostraron las mayores tallas promedio fueron las hembras con huevos.

En Chadilauquen y San José, se observó una **talla promedio anual** bastante similar (1336 μm y 1381 μm respectivamente) y ligeramente mayor a la de Utracán (1188,6 μm) (Tabla 5.30). Sin embargo, al analizar el espectro de tallas de las hembras con huevos a lo largo del ciclo anual (Fig. 5.122), pudo observarse que en San José hubo una amplitud mayor en el espectro de tallas promedio, (entre 1177,5 μm en enero y 2138 μm en septiembre) mientras que en Chadilauquen y Utracán no fue tan variable; en la primera fluctuó entre 1097 μm en enero y 1488 μm en junio y en la segunda, entre 1040 μm en febrero y 1390 μm en noviembre.

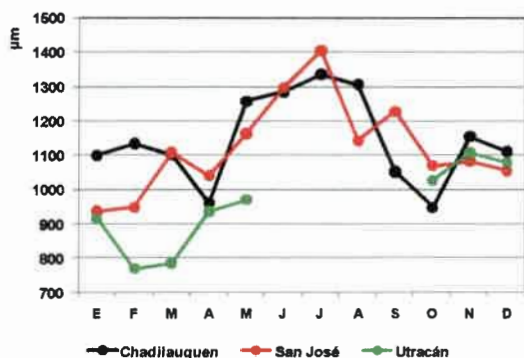


Figura 5.121: Tallas promedio mensuales de las hembras partenogénéticas sin huevos

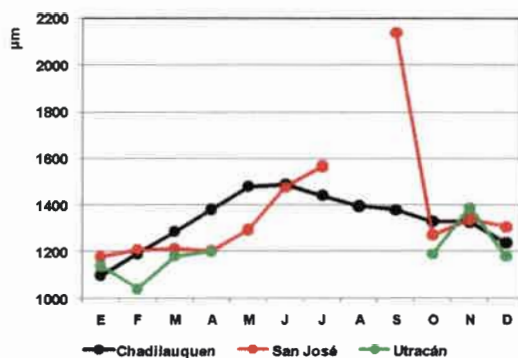


Figura 5.122: Tallas promedio mensuales de las hembras partenogénéticas con huevos

Al considerar el número de huevos total por hembra, las de Utracán presentaron la mayor cantidad, registrándose un promedio de 3,44, mientras que en Chadilauquen y San José, alcanzaron 2,72 y 2,81 respectivamente. La mayor cantidad de huevos por hembra se registró en San José con 6,2 en noviembre, seguido por las hembras de Utracán con 5,7 en febrero. Los números más bajos se registraron en Utracán y Chadilauquen en abril con 1,43 y 1,5 huevos promedio por hembra respectivamente (Fig. 5.123).

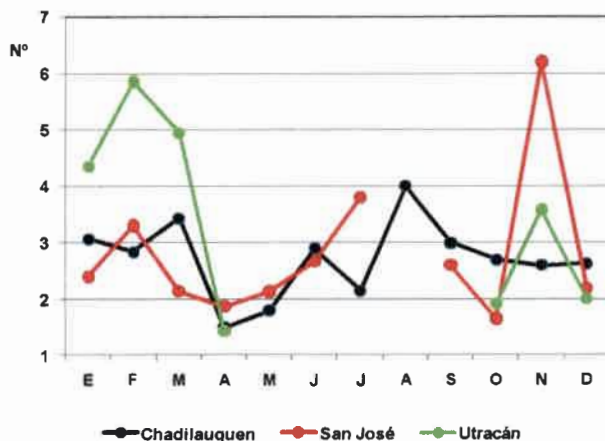


Figura 5.123: Variación en el número de huevos por hembra partenogénética a lo largo del ciclo anual

El número total de huevos por litro durante el ciclo anual fue mucho mayor en San José con 9004 huevos, seguida por Chadilauquen y Utracán (con 5066 y 1667 huevos respectivamente).

El número de huevos por litro también fue mayor en San José en dos momentos del ciclo anual ya que hubo un pico durante el verano, en febrero con 143 y otro en primavera durante octubre con 112,5 huevos por litro. En los otros cuerpos de agua, también se alcanzó un pico durante el verano (en Utracán en febrero con 82 y en Chadilauquen con 94 huevos en marzo) (Fig. 5.124).

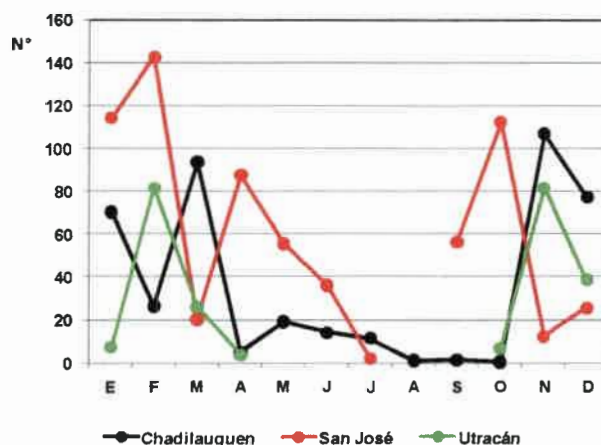


Figura 5.124: Variación en el número de huevos por litro a lo largo del ciclo anual

Las hembras gamogenéticas alcanzaron mayor tamaño medio en Chadilauquen (1375 μm), seguida por San José (1325 μm) y Utracán (1305 μm); en cambio en el caso de los machos, San José presentó la mayor talla promedio (976 μm .) seguida por Chadilauquen con 855 μm y Utracán con 834 μm (Figs. 5.125, 5.126 y 5.127).

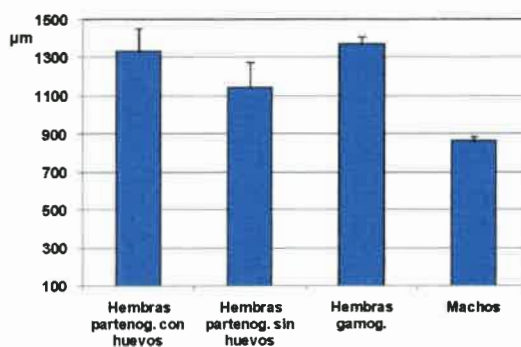


Figura 5.125: Laguna Chadilauquen: Tallas promedio anuales de *M. eugeniae*.

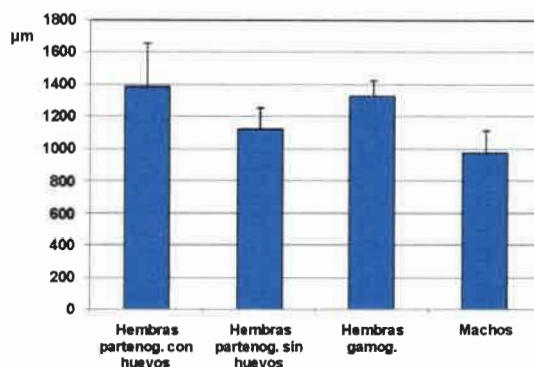


Figura 5.126: Laguna San José: Tallas promedio anuales de *M. eugeniae*.

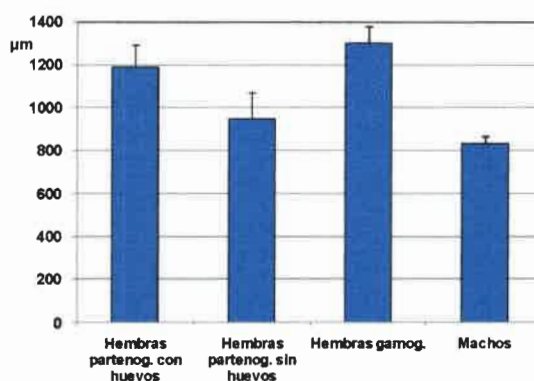


Figura 5.127: Laguna Utracán: Tallas promedio anuales de *M. eugeniae*.

Se hallaron diferencias entre las tallas promedio de las hembras partenogenéticas con huevos ($H = 26,67$; $p = 0,0000$). El test *a posteriori* indicó que las tres lagunas fueron diferentes entre sí, siendo las más grandes las de San José (Fig. 5.126). Se encontraron diferencias en la talla promedio de las hembras sin huevos ($H = 12,38$; $p = 0,002$) y en este caso, las de Utracán fueron más pequeñas (Fig. 5.127 y Tabla 5.30).

La talla de las hembras gamogenéticas también difirió ($H = 10,14$; $p = 0,006$) y el test *a posteriori* mostró que las tres lagunas fueron distintas entre sí (Figs. 5.125, 5.126 y 5.127 y Tabla 5.30). La talla de los machos, no fue diferente entre lagunas.

Se buscaron correlaciones entre las tallas promedio de la población de *M. eugeniae* y los diferentes parámetros ambientales. Se encontraron correlaciones negativas entre la talla promedio de las hembras con huevos y la salinidad ($r_s = -0,72$; $p = 0,0000$) y entre la de las hembras sin huevos con clorofila *a* ($r_s = -0,50$; $p = 0,0129$), sólidos suspendidos orgánicos ($r_s = -0,57$; $p = 0,0038$) e inorgánicos ($r_s = -0,47$; $p =$

0,0200) y nitrógeno total ($r_s = -0,45$; $p = 0,0278$) y positivas con la transparencia del agua ($r_s = 0,49$; $p = 0,0149$).

Al analizar la fracción gamogenética conjunta, la talla promedio mostró correlaciones positivas con la temperatura del agua ($r_s = 0,403$; $p = 0,0146$) y con la concentración de clorofila *a* ($r_s = 0,3781$; $p = 0,0229$) y negativa con la concentración de fósforo total ($r_s = -0,40$; $p = 0,015$). Si bien hubo correlación negativa con la salinidad, solamente al considerar la talla promedio de los machos ésta fue significativa) ($r_s = -0,79$; $p = 0,0000$).

Tabla 5.30: Tallas promedio total, mínimas y máximas de las hembras partenogenéticas con y sin huevos, hembras gamogenéticas y machos de *M. eugeniae* (los valores están expresados en μm).

Longitud del cuerpo		Cha	SJ	Ut
Población total	Promedio	1207,25	1225,86	1022,96
	Mín.- máx.	1092,69 - 1388,72	1081,81 - 1485,42	904,80 - 1133,33
♀ parten. con huevos	Promedio	1336,37	1381,43	1188,57
	Mín.- máx.	1096,67 - 1488,13	1177,50 - 2138,13	1040 - 1390
♀ parten. sin huevos	Promedio	1145,62	1122,69	948,73
	Mín.- máx.	948,57 - 1336,19	935,76 - 1405,84	769,60 - 1107,33
♀ efipiadas	Promedio	1375	1325,56	1305
	Mín.- máx.	1350 - 1400	1190,00 - 1470,00	1250 - 1360
♂	Promedio	865	976,25	834
	Mín.- máx.	830 - 890	840 - 1200	786 - 858

5.4.2.- *DAPHNIA MENUCOENSIS*

Si bien esta especie desarrolló poblaciones en las cuatro lagunas, en San José su abundancia fue muy baja y solamente se registraron hembras partenogenéticas en noviembre y diciembre. En las otras lagunas, presentó un amplio predominio de las hembras partenogenéticas sin huevos alcanzando el 90% de la población media anual en El Carancho, seguida por Utracán con el 85% y Chadilauquen con el 75%. El mayor

porcentaje de hembras con huevos se verificó en Chadilauquen (13%), seguida por Utracán y el Carancho con 5 y 4% respectivamente (Figs. 5.128 a, b y c).

Al analizar la fracción gamogenética de la población, la de Utracán fue más numerosa que la de las otras lagunas y representó el 10% del total de la población media anual, aunque se registró solamente en octubre y noviembre. En Chadilauquen, representó el 8,9% de la población y estuvieron presentes, tanto machos como hembras en los cuatro últimos meses de muestreo. En El Carancho la fracción gamogenética alcanzó el 6% de la población total anual y se la registró durante todo el período de estudio (Fig. 5.128 a, b y c, 5.129, 5.130 y 5.131).

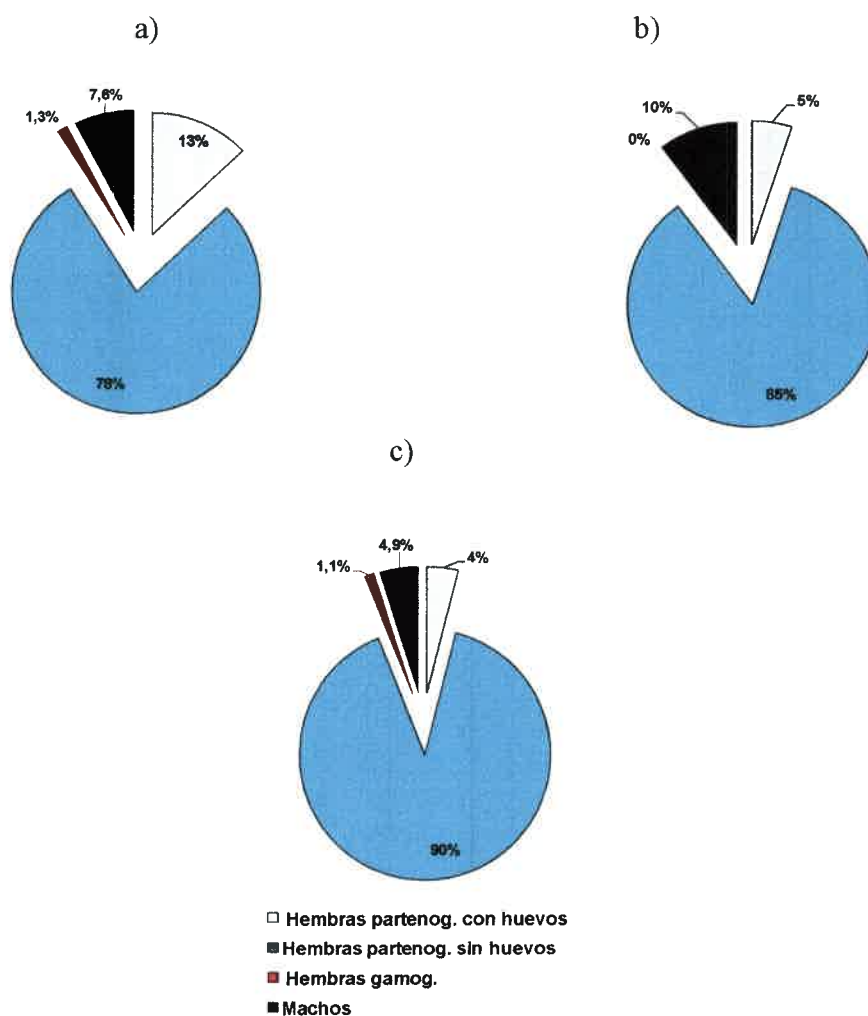


Figura 5.128: Representatividad promedio anual (como porcentaje del total de la población) de hembras partenogenéticas con y sin huevos, hembras gamogenéticas y machos de *D. menucoensis*. a) Chadilauquen, b) Utracán y c) El Carancho.

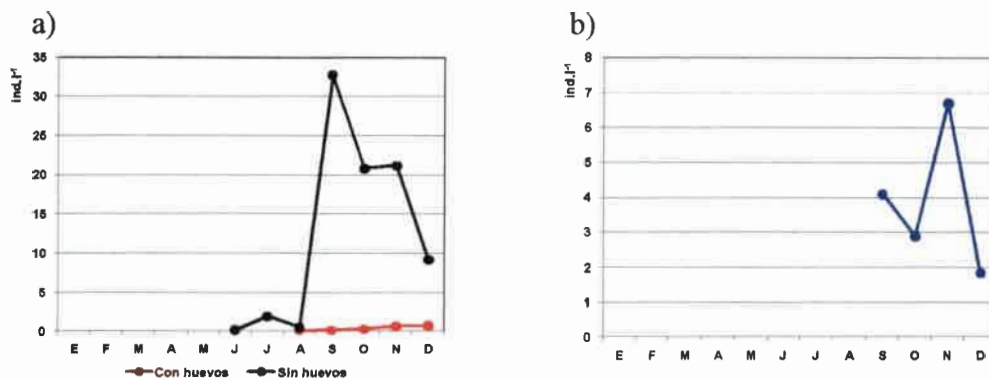


Figura 5.129: Laguna Chadilauquen. a) Fracción partenogenética y b) fracción gamogenética: densidad de la población de *D. menucoensis* durante el ciclo anual

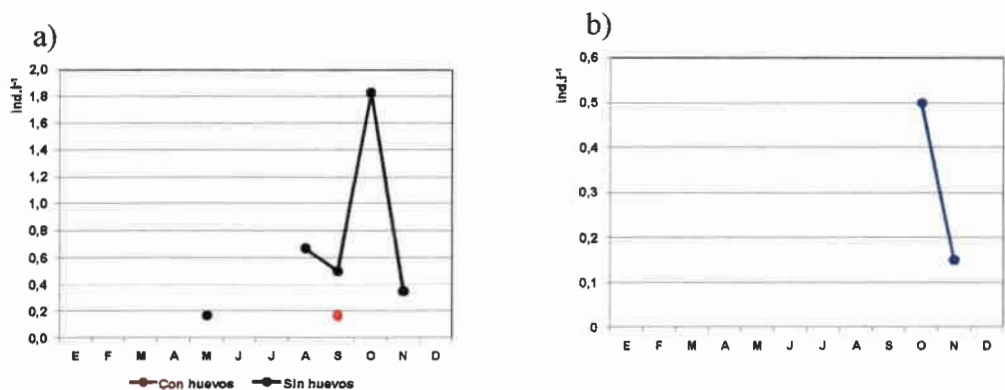


Figura 5.130: Laguna Utracán. a) Fracción partenogenética y b) fracción gamogenética: densidad de la población de *D. menucoensis* durante el ciclo anual

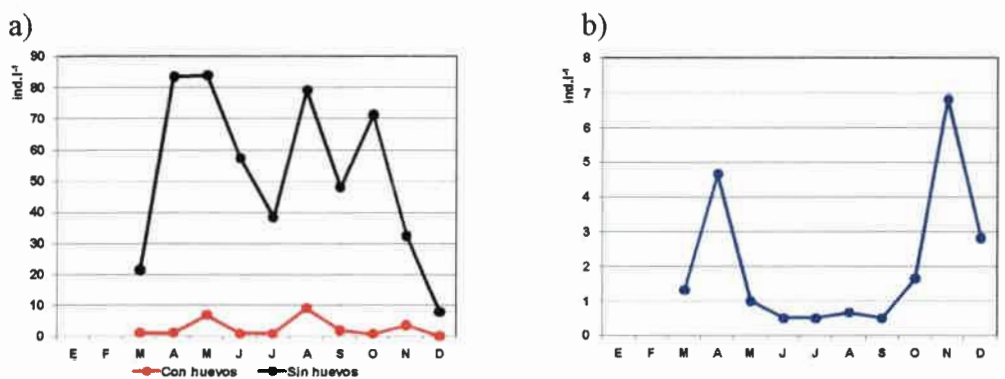


Figura 5.131: Laguna El Carancho. a) Fracción partenogenética y b) fracción gamogenética: densidad de la población de *D. menucoensis* durante el ciclo anual

Al analizar las tallas promedio anuales de las hembras partenogénicas, en todas las lagunas los tamaños mayores fueron los de las hembras con huevos (Tabla 5.31).

La **talla promedio anual mayor de las hembras sin huevos** se registró en El Carancho con 1570 μm seguida por Chadilauquen y Utracán con 1337 μm y 1183 μm respectivamente (Fig. 5.132, Tabla 5.31). Cuando se analizaron las tallas promedio a lo largo del **ciclo anual**, en todos los casos, las hembras sin huevos alcanzaron su mayor tamaño durante el invierno, siendo más grandes las de El Carancho (1855,5 μm en julio, con 5,7 °C), seguidas por las de Chadilauquen (1722 μm en junio con 6,7 °C) mientras que en Utracán la talla promedio mayor fue en mayo (con 8,9 °C de temperatura del agua) y fue de 1660 μm (Fig. 5.133).

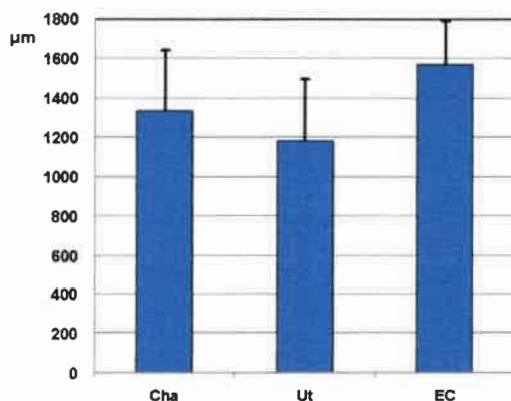


Figura 5.132: Tallas promedio anuales de las hembras sin huevos de *D. menucoensis*.

Respecto a las hembras partenogénicas con huevos, también los mayores tamaños se registraron en El Carancho, donde la talla promedio alcanzó los 2369,3 μm pero en este caso, seguida por Utracán con 2320 μm (aunque sólo se registraron en septiembre) y Chadilauquen con 2183 μm . Al analizar el espectro de tallas a lo largo del ciclo anual de las hembras con huevos (Fig. 5.134), pudo observarse que en El Carancho varió más ampliamente que en Chadilauquen. Al comienzo del estudio, con salinidades más bajas, se registraron las tallas promedio mayores (3170 μm en marzo) para luego estabilizarse entre 2050 μm y 2030 μm , mientras que en Chadilauquen tendieron a disminuir hacia el final del estudio: variaron entre 2340 μm (en septiembre) y 1850 μm (en diciembre).

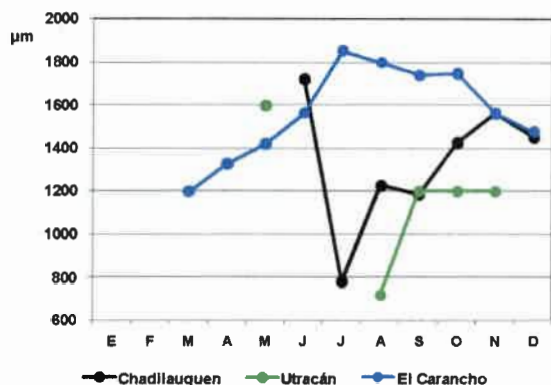


Figura 5.133: Tallas promedio mensuales de las hembras partenogenéticas sin huevos

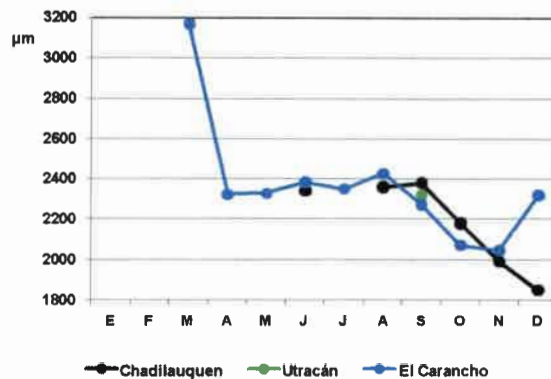


Figura 5.134: Tallas promedio mensuales de las hembras partenogenéticas con huevos

Como se mencionó más arriba, se observaron escasas hembras con huevos en San José (en dos ocasiones) y fueron de menor tamaño (811,6 µm). Las hembras de Chadilauquen presentaron una mayor cantidad, registrándose 4,2 promedio por hembra, mientras que en El Carancho 2,2 y en Utracán 2 huevos.

Para el análisis del número de huevos por hembra, se consideraron solamente las lagunas en las que se registraron en más de una ocasión de muestreo. La cantidad de huevos, fue mayor en Chadilauquen (Fig. 5.135).

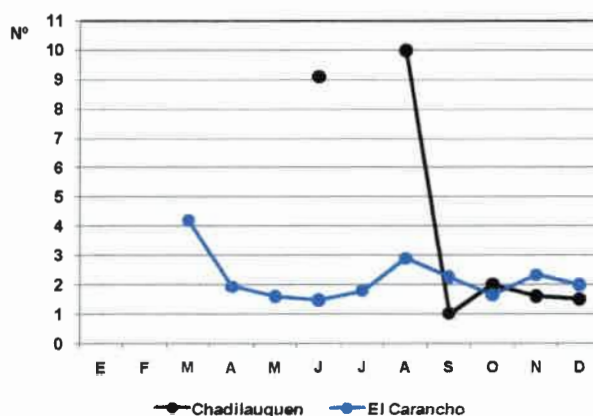


Figura 5.135: Variación en el número de huevos de las hembras partenogenéticas a lo largo del ciclo anual

La determinación del número de huevos total y por laguna mostró que la población que presentó mayor número de huevos fue la de El Carancho con 565,

seguido por la de Chadilauquen con 49,5 y por último la de San José con 3,3. En Chadilauquen no hubo grandes fluctuaciones en el número promedio de huevos ya que varió entre 2 (junio) y 0,12 huevos por litro (septiembre), mientras que en El Carancho fluctuó ampliamente entre 26,12 (agosto) y 0,02 huevos por litro (diciembre) (Fig. 5.136).

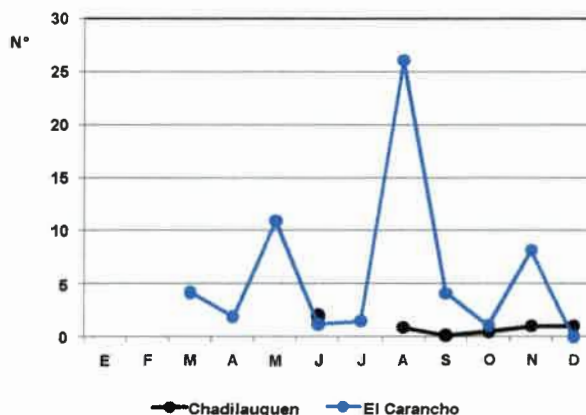


Figura 5.136: Variación en el número de huevos por litro a lo largo del ciclo anual

Las hembras gamogenéticas alcanzaron mayor tamaño promedio en El Carancho (2210 μm) mientras que en Chadilauquen fue de 1992,5 μm . La misma tendencia se observó entre los machos, ya que en la primera alcanzaron los 1340 μm y en la segunda 1092 μm de talla promedio. En Utracán (805 μm) en cambio, las tallas fueron mucho menores (Figs. 5.137, 5.138 y 5.139).

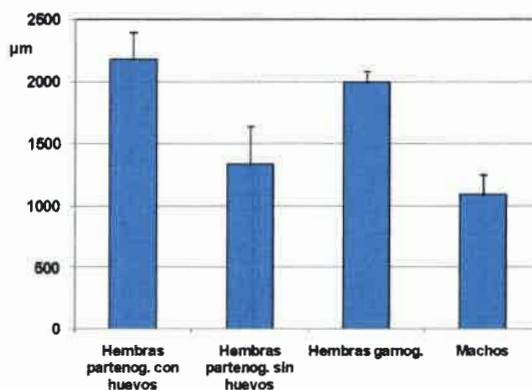


Figura 5.137: Laguna Chadilauquen: tallas promedio anuales de *D. menucoensis*.

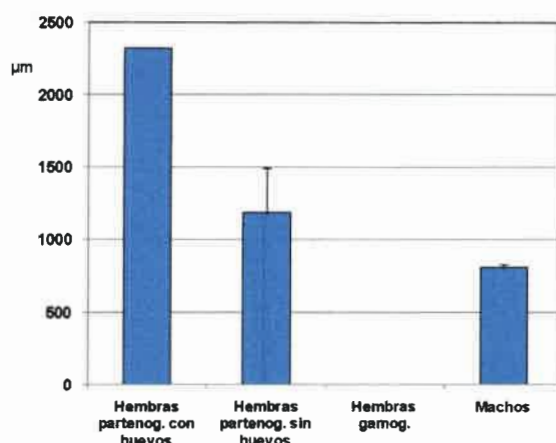


Figura 5.138: Laguna Utracán: tallas promedio anuales de *D. menucoensis*.

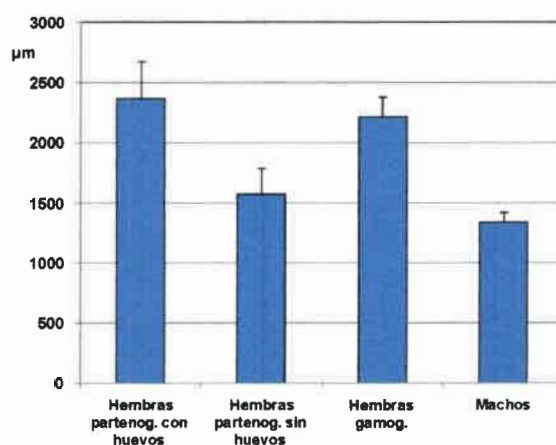


Figura 5.139: Laguna El Carancho: Tallas promedio anuales de *D. menucoensis*.

Se encontraron diferencias en la talla promedio de las hembras partenogenéticas con huevos ($H = 10,72$; $p = 0,013$). El test *a posteriori* mostró que la de El Carancho fue diferente de San José y de Utracán mientras que la de Chadilauquen solo difirió de Utracán. También se encontraron diferencias respecto a la talla promedio de las hembras partenogenéticas sin huevos ($H = 9,71$; $p = 0,0212$) y el test *a posteriori* indicó que las cuatro lagunas difirieron entre sí. No se encontraron diferencias en la talla de las hembras gamogenéticas pero sí en la de los machos ($H = 17,86$; $p = 0,0005$) ya que los de El Carancho fueron los más grandes.

Se buscaron correlaciones entre las tallas promedio de las distintas fracciones de la población de *D. menucoensis* y los principales parámetros ambientales. La talla promedio de las hembras partenogenéticas con huevos, mostró correlaciones positivas con la transparencia ($r_s = 0,37$; $p = 0,0302$), salinidad ($r_s = 0,65$; $p = 0,0000$) y oxígeno disuelto ($r_s = 0,46252$; $p = 0,0059$). Se encontró correlación positiva entre el promedio

de huevos de dichas hembras con la temperatura del agua ($r_s = 0,41$; $p = 0,0159$). La talla promedio de las hembras sin huevos mostró correlaciones negativas con la salinidad ($r_s = -0,49$; $p = 0,0031$), la temperatura ($r_s = -0,34$; $p = 0,0460$) y la transparencia del agua ($r_s = -0,41$; $p = 0,0166$).

Al analizar la fracción gamogenética de la población, las tallas promedio de las hembras efipiadas y de los machos por separado, correlacionaron positivamente con la concentración de clorofila *a* ($r_s = 0,37$; $p = 0,0305$ y $r_s = 0,35148$; $p = 0,0415$ respectivamente). Al analizar la fracción gamogenética en su conjunto, se encontraron correlaciones negativas entre la talla total y la salinidad ($r_s = -0,59$; $p = 0,003$).

Tabla 5.31: Tallas promedio total, mínimas y máximas, de las hembras partenogenéticas con y sin huevos, hembras gamogenéticas y machos de *D. menucoensis* (los valores están expresados en μm).

Longitud del cuerpo		Cha	SJ	Ut	EC
Población total	Promedio	1599,38	811,58	1216	1823,49
	Mín.- máx.	780 - 2030,86	717,50 - 905,67	715 - 1760	1736,98 - 1760,2
♀ parten. con huevos	Promedio	2183,33	811,58	2320	2369,34
	Mín.- máx.	1850 - 2380	717,5 - 905,67	2260 - 2380	2045,42 - 3170,3
♀ parten. sin huevos	Promedio	1336,65		1183	1569,99
	Mín.- máx.	780 - 1721,72		715 - 1600	1198 - 1855,5
♀ efipiadas	Promedio	1992,5			2210
	Mín.- máx.	1930 - 2140			1890 - 2310
♂	Promedio	1092		805	1340
	Mín.- máx.	864 - 1252		790 - 820	1180 - 1460

5.4.3.- *Boeckella poopoensis*

La mayor talla promedio de las hembras con huevos (Fig. 5.140 y Tabla 5.32) se registró en El Carancho, con 1910 μm y en la misma laguna se calculó el mayor número de huevos promedio por hembra con 21,6. Le siguió San José con 1802 μm y 6,1 huevos. En esta laguna se verificó la mayor talla promedio en general (Tabla 5.32).

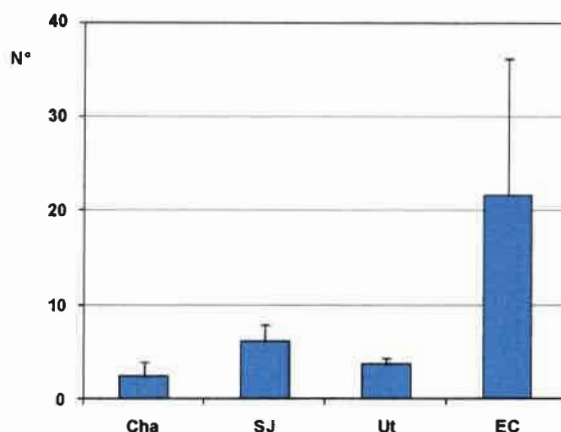


Figura 5.140: Número promedio de huevos por hembra de *B. poopoensis*.

Al analizar el espectro de tallas de las hembras con huevos a lo largo del ciclo anual (Fig. 5.141), en El Carancho se registraron los ejemplares de mayor tamaño durante octubre (2130 μm) seguidos por San José (2010 μm en julio). En las cuatro lagunas las tallas disminuyeron hacia finales del estudio. En San José y Utracán las tallas mayores se registraron en invierno mientras que en Chadilauquen a finales de primavera.

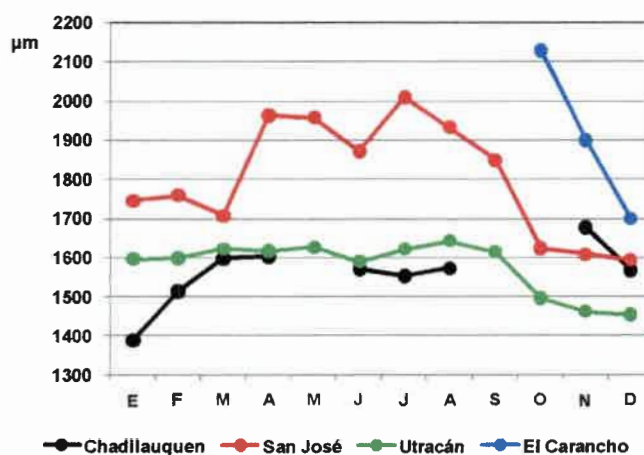


Figura 5.141: Tallas promedio mensuales de las hembras con huevos de *B. poopoensis*.

El mayor número de huevos por hembra a lo largo del ciclo anual se registró en El Carancho con un máximo de 37,4 en octubre, aunque decreció hacia el final del estudio cuando se registró el mínimo con 8,8 en diciembre (Fig. 5.142 a y b). En las otras tres lagunas estuvo siempre por debajo de 9 huevos. San José fue la que presentó

mayor número de huevos durante los meses de invierno, con 9 (en mayo) mientras que las otras dos lagunas en ninguna ocasión superaron los 5 huevos.

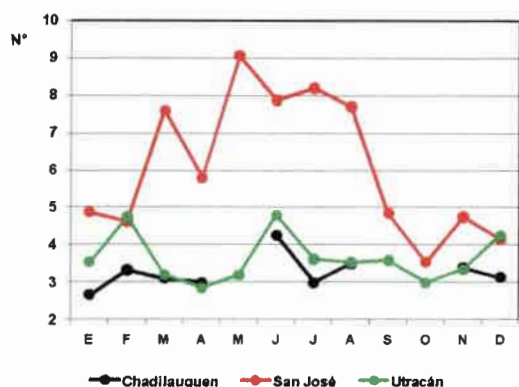


Figura 5.142a: Variación en el número de huevos a lo largo del ciclo anual

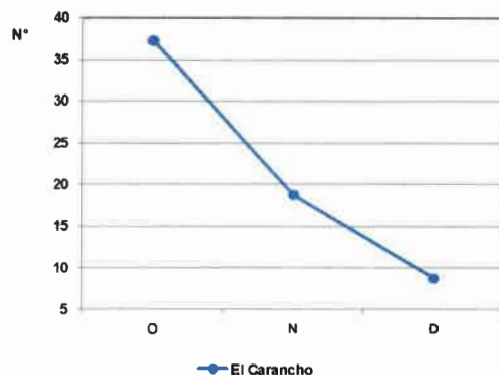


Figura 5.142b: Variación en el número de huevos en las tres ocasiones de muestreo

Tal como se efectuó con los cladóceros dominantes, como un indicador de la fecundidad de esta especie, se calculó el número total de huevos en cada laguna. En San José fue donde la población de *B. poopoensis* presentó mayor número total de huevos (40.402), seguida por Chadilauquen (4661). En las otras dos lagunas, el número fue muy menor (2982 huevos en Utracán y 2110 huevos en El Carancho).

Tabla 5.32: Tallas promedio total, mínimas y máximas de la población total (copepoditos y adultos), hembras con huevos y número de huevos promedio por hembra de *B. poopoensis* (los valores están expresados en micrómetros).

		Cha	SJ	Ut	EC
Long. ♀ con huevos	Promedio	1560,95	1802,12	1578,89	1910,00
	Mín.- máx.	1390 - 1677,5	1593,13 - 2010	1454,2 - 1642,5	1700- 2130
Número de huevos	Promedio	3,27	6,09	3,64	21,65
	Mín.- máx.	2,67 - 4,27	3,55 - 9,10	2,85 - 4,8	8,77 - 37,3
Long. total	Promedio	1031,45	1174,20	1148,83	1052,90
	Mín.- máx.	698,6 - 1297,2	931,8 - 1348,5	919,4 - 1376,7	635,3 - 1362,9

Se encontraron diferencias en la talla promedio de hembras con huevos entre lagunas ($H = 20,2$; $p = 0,0002$). El test *a posteriori* mostró que Chadilauquen y Utracán por un lado y El Carancho y San José por otro fueron iguales entre sí. También se

encontraron diferencias significativas entre el número de huevos promedio por hembra ($H = 24,02$; $p = 0,0000$) pero en este caso, el test *a posteriori* indicó que fue El Carancho la laguna que difirió del resto.

Solamente se encontró correlación negativa entre la talla promedio de hembras con huevos y la concentración de fósforo total ($r_s = - 0,35$; $p = 0,0345$) y aunque no se encontró correlación significativa entre la talla y la salinidad, los ejemplares de menor tamaño se hallaron en la laguna de mayor salinidad (Utracán) y los de mayor tamaño en la de menor salinidad (El Carancho).

5.5.- TRABAJO EXPERIMENTAL: TOLERANCIA A LA SALINIDAD DE LOS CLADÓCEROS

5.5.1.- Bioensayos con *Daphnia menucoensis*

Al finalizar los bioensayos se encontraron diferencias significativas entre tratamientos ($H = 54,27$; $p = 0,0000$) y el test *a posteriori* indicó que los diferentes fueron el correspondiente a la menor salinidad y los tres de mayor concentración, pero no hubo diferencias en los resultados registrados a las 48 hs. entre los tratamientos comprendidos entre $0,78$ y 18 g.l^{-1} (Tabla 5.33).

Los bioensayos mostraron que aún a una concentración de $0,015 \text{ g.l}^{-1}$, algunos neonatos (40%) sobrevivieron a las 48 hs y la mortalidad del 60% de los ejemplares se registró al cabo de las primeras 12 horas (Fig. 5.143). En los tres tratamientos de salinidades más elevadas, el comportamiento de los neonatos difirió. En el de 24 g.l^{-1} , la mortalidad se registró a partir de las 36 horas, de manera que las diferencias estadísticamente significativas con respecto al control sólo se encontraron al final del bioensayo. En el tratamiento con 31 g.l^{-1} , si bien una cierta mortalidad se detectó a las 12 horas, las diferencias significativas con el control se encontraron cuando habían transcurrido 24 horas. Finalmente, en el bioensayo realizado con una concentración de 40 g.l^{-1} , las diferencias significativas con el control se detectaron a las 12 horas, momento en que habían muerto todos los ejemplares (Fig. 5.143; Tabla 5.33).

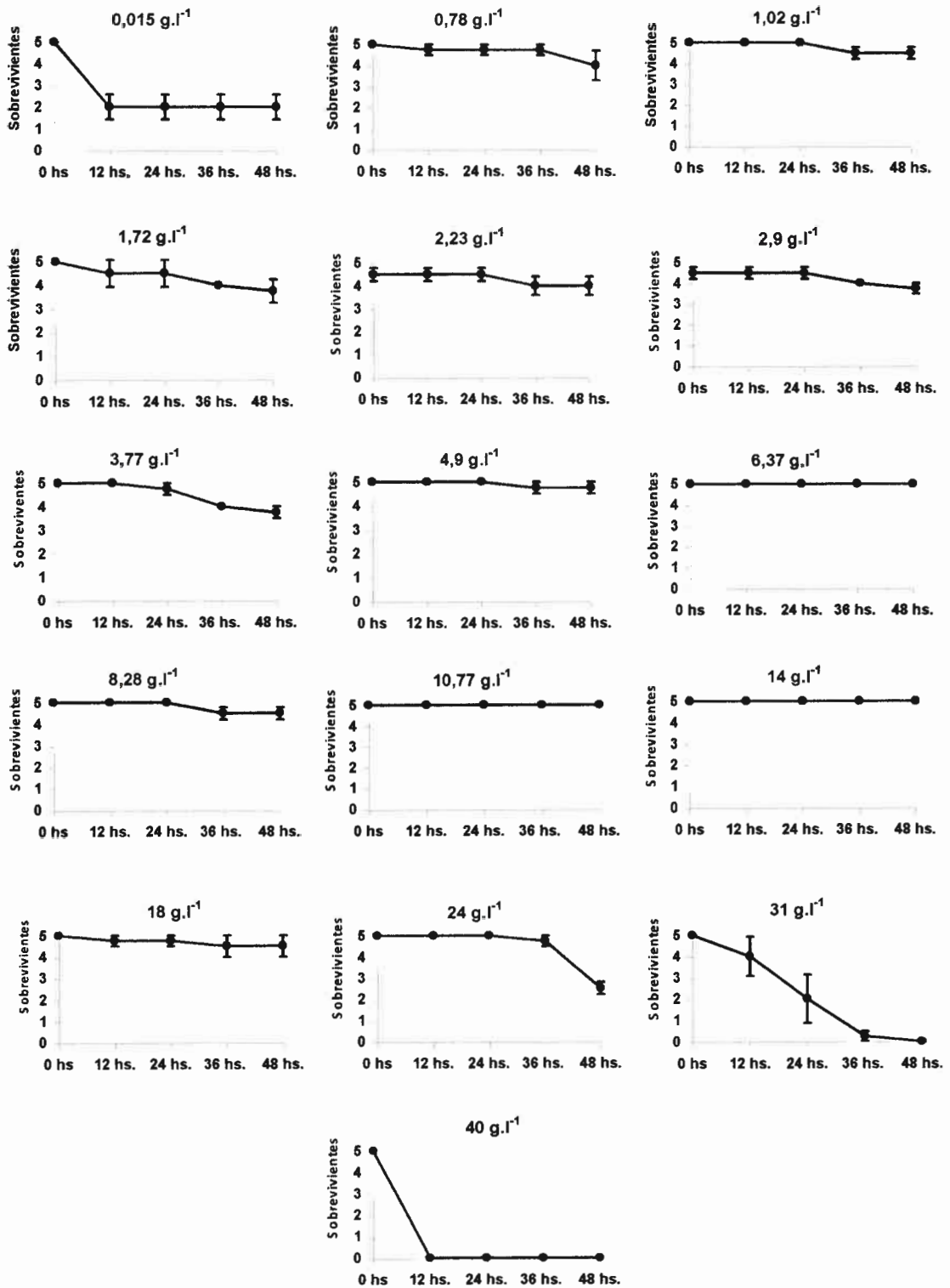


Figura 5.143: Resultados de los bioensayos agudos con *D. menucoensis*

Tabla 5.33: Resultados del test *a posteriori* para los bioensayos agudos con *D. menucoensis*. Los valores en rojo indican diferencias significativas con respecto al "control".

Tratamiento	Concentración (g.l ⁻¹)	12 hs	24 hs	36 hs	48 hs
A	0,015	0,000039	0,000521	0,000006	0,000006
B	0,78	0,999996	1,000000	0,999552	0,245607
C	1,02	1,000000	1,000000	0,830113	0,937022
D	1,72	0,987582	0,998251	0,102436	0,076986
E	2,23	0,987582	0,998251	0,102436	0,245607
F	2,9	0,987582	0,998251	0,102436	0,076986
G	3,77	1,000000	1,000000	0,102436	0,076986
H	4,9	1,000000	1,000000	0,999552	0,999944
I	6,37	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000
J	8,28	1,000000	1,000000	0,830113	0,937022
K	10,77	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000
L	14	Control	Control	Control	Control
M	18	0,999996	1,000000	0,830113	0,937022
N	24	1,000000	1,000000	0,999552	0,000022
O	31	0,326107	0,000055	0,000006	0,000006
P	40	0,000006	0,000006	0,000006	0,000006

5.5.2.- *Bionsayos con Moina eugeniae*

Se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos ($H = 54,15$; $p = 0,0000$). El test *a posteriori* indicó que los que difirieron fueron el de menor concentración y los tres de mayores concentraciones, pero no se encontraron diferencias significativas a las 48 hs. entre los bioensayos realizados entre 0,78 y 24 g.l⁻¹ (Tabla 5.34). Del mismo modo que *D. menucoensis*, algunos neonatos de *M. eugeniae* expuestos a una concentración de 0,015 g.l⁻¹ sobrevivieron a las 48 horas (25%), pero la mortalidad se produjo de forma gradual (Fig. 5.144). En los tres tratamientos con salinidades más elevadas el comportamiento también fue diferente. En el de 31 g.l⁻¹, la mortalidad se produjo a partir de las 24 horas, de forma que el post test indicó diferencias significativas con respecto al control a las 36 horas. En los bioensayos con 40 y 52 g.l⁻¹, la mortalidad de los neonatos se produjo en forma inmediata, de forma que ambos tratamiento difirieron del control a las 12 horas. Sin embargo, en el primero, a

las 12 horas había sobrevivido el 85% de los ejemplares, mientras la totalidad de los neonatos del tratamiento con 52 g.l⁻¹ había muerto en ese lapso (Fig. 5.144; Tabla 5.34).

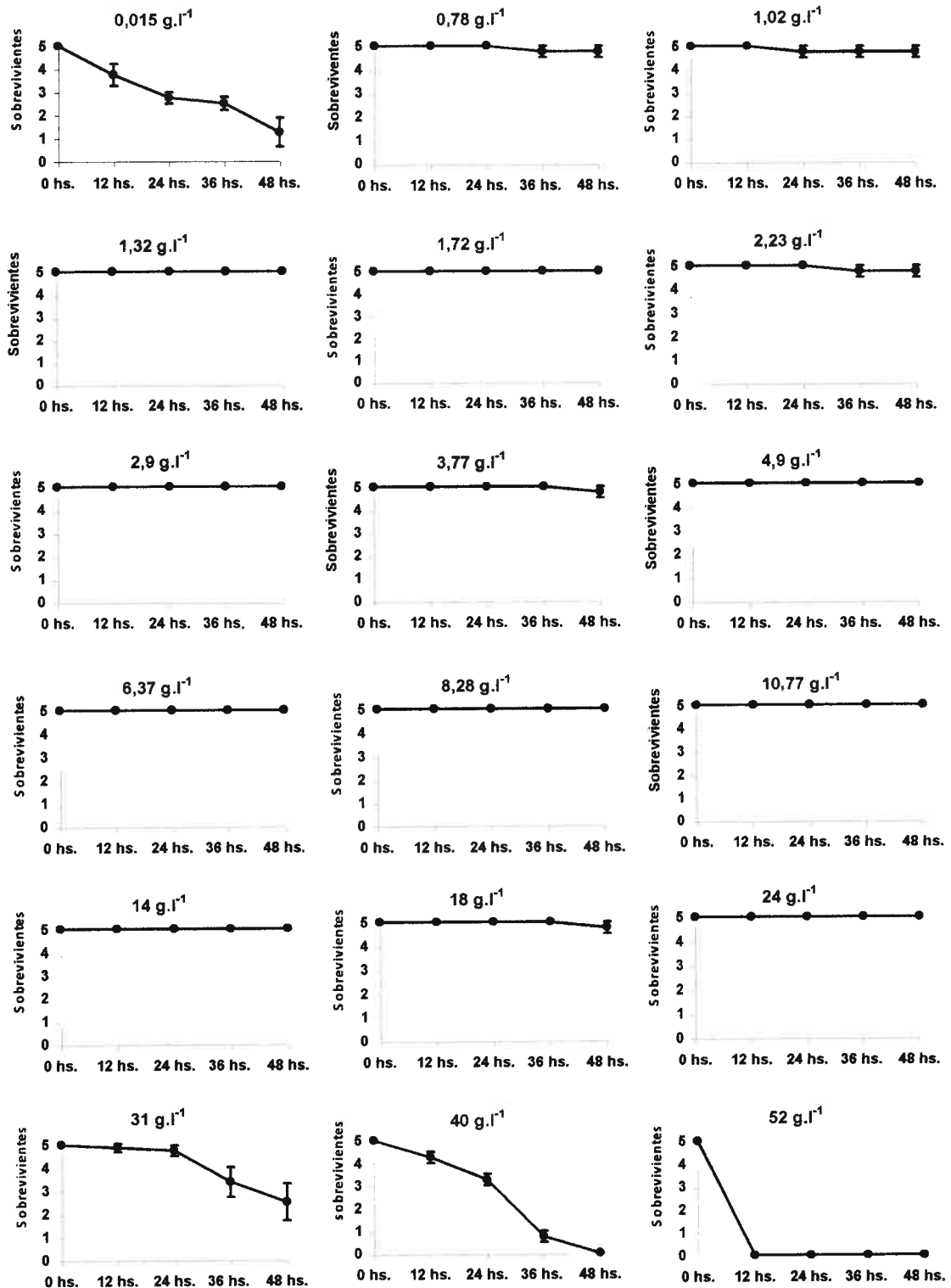


Figura 5.144: Resultados de los bioensayos agudos con *M. eugeniae*

Tabla 5.34: Resultados del test *a posteriori* para los bioensayos agudos con *M. eugeniae*. Los valores en rojo indican diferencias significativas con respecto al "control".

Tratamiento	Concentración (g.l ⁻¹)	12 hs	24 hs	36 hs	48 hs
A	0,015	0,000009	0,000008	0,000008	0,000008
B	0,78	0,970588	0,970840	0,889190	0,983697
C	1,02	0,970588	0,339169	0,889190	0,983697
D	1,32	0,970588	0,970840	0,999909	0,999997
E	1,72	0,970588	0,970840	0,999909	0,999997
F	2,23	0,970588	0,970840	0,889190	0,983697
G	2,9	0,970588	0,970840	0,999909	0,999997
H	3,77	0,970588	0,970840	0,999909	0,983697
I	4,9	0,970588	0,970840	0,999909	0,999997
J	6,37	0,970588	0,970840	0,999909	0,999997
K	8,28	0,337874	0,339169	0,889190	0,983697
L	10,77	0,970588	0,970840	0,999909	0,999997
M	14	0,970588	0,970840	0,999909	0,999997
N	18	0,970588	0,970840	0,999909	0,983697
O	24	Control	Control	Control	Control
P	31	1,000000	0,993793	0,000645	0,000092
Q	40	0,001742	0,000008	0,000008	0,000008
R	52	0,000008	0,000008	0,000008	0,000008

6.- DISCUSIÓN

6.1.- LOS LAGOS SOMEROS. EL MODELO DE LOS ESTADOS ALTERNATIVOS

El marco teórico actual para el estudio de los lagos someros es el *Modelo de los estados alternativos*, propuesto a comienzos de los '90, que indica que estos ambientes pueden tener uno de dos estados, *claro* o *turbio* (Fig. 6.1), y que algunos factores pueden producir el paso de uno a otro (Scheffer *et al.*, 1993; Scheffer, 1998; Scheffer & Jeppesen, 2007). El primero se caracteriza por aguas transparentes, baja concentración de clorofila *a* fitoplanctónica, presencia de macrófitas, zooplankton de talla grande y alta eficiencia de pastoreo por filtración, como los cladóceros del género *Daphnia* y ausencia o baja densidad de peces planctívoros (Kalff, 2002; Muylaert *et al.*, 2006; Scheffer & Jeppesen, 2007). El segundo, está determinado por la baja transparencia del agua, elevada biomasa de fitoplancton, ausencia de macrófitas sumergidas y comunidades zooplanctónicas dominadas por especies de tamaño pequeño y baja eficiencia de filtración sobre las algas fitoplanctónicas, entre las que *Daphnia* generalmente está ausente (Scheffer *et al.*, 1993; Scheffer, 1998; Scheffer & Jeppesen, 2007; Jeppesen *et al.*, 2007b y c). En este caso, es común la presencia de peces planctívoros, por lo que el estado es consecuencia de la interacción biótica dada por la depredación ejercida sobre el zooplankton de mayor talla (Chang *et al.*, 2004; Boveri & Quirós, 2007; Manca *et al.*, 2008; Potthoff *et al.*, 2008). Quirós *et al.* (2002), al estudiar la ecología de lagos someros de la provincia de Buenos Aires, propusieron un tercer estado, el turbio inorgánico, en el que la reducida transparencia del agua es causada por partículas inorgánicas en suspensión (Quirós *et al.*, 2002; Torremorell *et al.*, 2007).

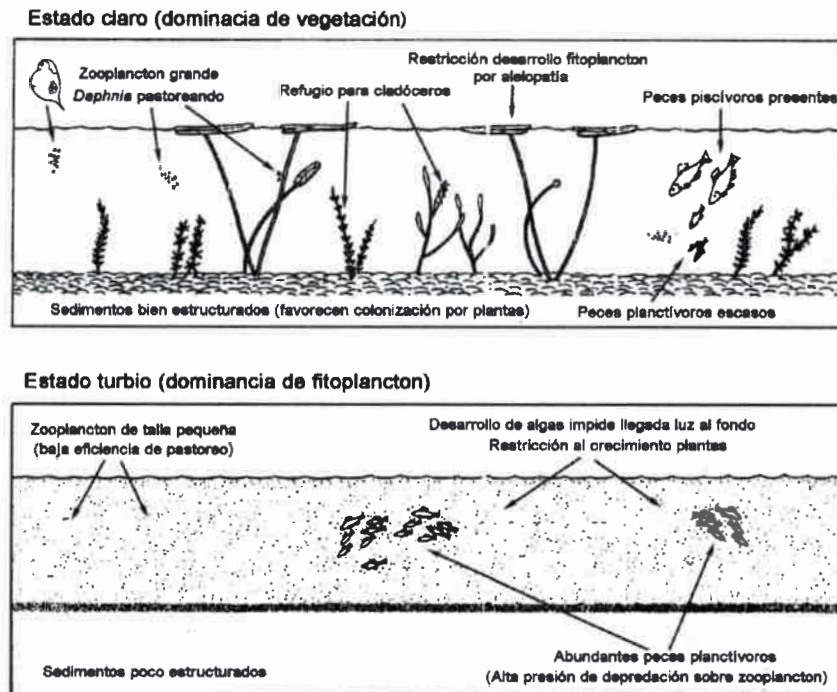


Figura 6.1: Estados alternativos de los lagos someros (Modificado de: Moss, B., J. Madgwick & G. Phillips, 1996. *A guide to the restoration of nutrient- enriched shallow lakes*. Environmental Agency, Broads Authority, Norwich, Norfolk).

Este tipo de lagos, frecuentes en la provincia de La Pampa, se caracterizan por su escasa profundidad media, generalmente menor a 3 m, y la mayoría están ubicados en terrenos llanos y a poca altura sobre el nivel del mar. A diferencia de los lagos profundos, no estratifican, son polimícticos, lo que sumado a la escasa profundidad lleva a que haya una gran interacción entre la columna de agua con los sedimentos del fondo y como consecuencia, el reciclado de nutrientes desde los mismos, en un proceso denominado eutrofización interna (Smolders *et al.*, 2006). Otra característica importante de este tipo de ambientes es que están altamente influidos por la estacionalidad, lo que trae aparejado cambios en su volumen, tiempo muy variable de permanencia del agua y además una salinidad muy variable. Si a éstas características de los lagos someros, se le suma el hecho de que muchos están en cuencas arreicas, la influencia de la salinidad cobra un papel relevante en su ecología.

6.2.- EL MODELO DE LOS ESTADOS ALTERNATIVOS Y LOS LAGOS SOMEROS SALINOS

Este modelo ha sido aplicado generalmente en lagos someros de baja salinidad y plantea que los lagos salados son normalmente turbios dada la ausencia de especies de *Daphnia*, el principal pastoreador que controla el fitoplancton (Jeppesen *et al.*, 1994; Scheffer, 1998; Jeppesen *et al.*, 2007). Combinando experimentos y estudios de campo provenientes de 60 lagos salinos del norte de Europa, Jeppesen *et al.* (2007) mostraron que *Daphnia*, desapareció en aguas de salinidades superiores a 2 g.l⁻¹ siendo reemplazadas por copépodos calanoideos. La importancia ecológica de la ausencia de especies de este género los llevó a proponer la introducción de agua dulce en los ambientes salinos como una técnica de manejo para aumentar la transparencia del agua, dado que la disminución de la salinidad favorece el desarrollo de especies de estos eficientes filtradores (Jeppesen *et al.*, 2007). Más recientemente, Brucet *et al.*, (2009) siguieron considerando que típicamente la desaparición de los cladóceros del género *Daphnia*, se produce con salinidades cercanas a 2 g.l⁻¹ pero mencionaron la presencia de *D. magna* en lagos de Cataluña, con 10 g.l⁻¹ de salinidad, aunque lo consideraron más bien una excepción, a pesar de que otros autores como Alonso (1985) y Comín & Alonso (1988) ubicaran a *Daphnia mediterránea* Alonso, 1985 entre los organismos que viven en aguas con salinidades entre 35 y 70 g.l⁻¹.

En Argentina, se han efectuado contribuciones enmarcadas en este modelo, que describen la ecología de algunos lagos someros, entre las que pueden mencionarse las de Quirós *et al.* (2002), Claps *et al.* (2004), Ardohain *et al.* (2005) y Torremorell *et al.* (2007) entre otros u otras orientadas a la producción ictícola (Licoff & Grosman, 2008; Mariñelarena & Gómez, 2008; Grosman, 2008), pero la mayoría fueron estudios realizados en cuerpos de agua de baja salinidad de la provincia de Buenos Aires.

En contradicción con lo propuesto por los autores del modelo de los estados alternativos, estudios previos en lagos someros salinos del norte de la Patagonia y de las provincias de Córdoba y La Pampa mostraron la presencia de *Daphnia menucoensis*, una especie halófila del género, en aguas de conductividades entre 10 800 y 42 000 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Paggi, 1996) y de 5,21 a 30 g.l⁻¹ (Echaniz *et al.*, 2005 y 2006). Por lo antes

mencionado y por haberse registrado esta especie en las cuatro lagunas estudiadas en un rango de salinidad muy amplio (entre 8,4 y 34 g.l⁻¹), resulta de interés continuar verificando la aplicabilidad de este modelo en otros lagos someros salinos de la Argentina.

6.3.- LAS LAGUNAS DE LA PAMPA Y LAS LAGUNAS “PAMPEANAS O PAMPÁSICAS”

Los cuatro cuerpos de agua estudiados en la provincia de La Pampa, son lagos someros que comparten algunas características con las lagunas *pampeanas* o *pampásicas* típicas ubicadas en la provincia de Buenos Aires (Ringuelet, 1972; Torremorell *et al.*, 2007) entre las que se cuentan su superficie, generalmente superior a 100 ha y su escasa profundidad, pero difieren en varios aspectos entre los que se destaca la permanencia de los ecosistemas bonaerenses frente a la temporalidad de los de La Pampa, tal como fue verificado por ejemplo, en la laguna El Guanaco, que luego de permanecer seca durante varios años, alcanzó una profundidad cercana a 0,5 m durante una única lluvia ocurrida en diciembre de 2003 (Echaniz & Vignatti, 2010) o El Carancho, que al comienzo del presente estudio, alcanzó una profundidad de 1,6 m en tan sólo un día.

Otro aspecto que los diferencia de los lagos someros bonaerenses es que la mayor parte de los pampeanos son arreicos y no están conectados con sistemas fluviales, por lo que su alimentación está dada principalmente por precipitaciones, que se caracterizan por ser estacionales, con picos durante el verano (Casagrande *et al.*, 2006) y generalmente torrenciales (Cano, 1980) y en menor medida por aportes freáticos, sólo en el caso de periodos húmedos. Su carácter arreico también tiene como consecuencia que las pérdidas de agua se produzcan especialmente por evaporación, sobre todo considerando el elevado nivel de evapotranspiración que se registra en todo el territorio (Roberto *et al.*, 1994) y en menor medida por infiltración hacia el suelo, situación que se ve favorecida por el tipo de sedimentos del fondo, en los cuales predominan las arenas (Echaniz, 2010).

Estas características hacen que los lagos someros de La Pampa sufran grandes variaciones de nivel y extensión, lo que repercute en varios parámetros, sobre todo en los niveles de concentración de sólidos disueltos totales, tal como los verificados en las laguna El Carancho y El Destino que pasaron de 40 y 22 g.l⁻¹ en febrero de 2001 a 12 y 9,3 g.l⁻¹ respectivamente en noviembre del mismo año, o la laguna La Laura, que pasó de 40 g.l⁻¹ en febrero de 2001 a 9,2 g.l⁻¹ apenas un mes después (Echaniz *et al.*, 2006; Echaniz, 2010).

Estas diferencias hacen que resulte complejo incluir los cuerpos de agua someros de la provincia de La Pampa entre las lagunas “pampásicas o pampeanas”, términos acuñados hace muchos años y de aplicación habitual en la bibliografía limnológica de Argentina pero que hacen referencia principalmente a los ambientes de la región pampeana, en particular a los de la provincia de Buenos Aires, generalmente relacionados con sistemas fluviales y con diferencias en las comunidades que los habitan (Echaniz, 2010).

6.4.- FACTORES AMBIENTALES Y CARACTERÍSTICAS DE LOS LAGOS ESTUDIADOS

La salinidad y sus fluctuaciones son factores de considerable influencia durante el ciclo hidrológico en los lagos someros de la provincia de La Pampa. Las concentraciones de sólidos disueltos totales de las lagunas Chadilauquen, San José y Utracán permitieron caracterizarlas como mesosalinas (Hammer, 1986), dado que si bien sus salinidades fluctuaron, se mantuvieron en ese intervalo, mientras que El Carancho se comportó como hiposalina durante 10 meses, aumentando su salinidad hasta alcanzar la categoría de mesosalina en el último mes de muestreo. Esta fluctuación es una característica típica, ya registrada en otros lagos someros pampeanos que sufrieron amplias variaciones en este parámetro. Estudios previos mostraron que otros lagos similares de la provincia sufrieron cambios marcados pudiendo ser incluidos en más de una categoría según el momento en que se investigue. Entre ellos la laguna La Laura, pasó de mesosalina a hiposalina en el lapso de un mes, disminuyendo su concentración de sales a menos de una cuarta parte y El Destino y Los Manantiales, que

cobertura vegetal, haciendo que el aporte anual de fósforo por hectárea sea mayor que en suelos no pastoreados (Capece *et al.*, 2007).

Por otro lado, la interacción agua-sedimentos, juega un papel importante en la dinámica de los nutrientes en un lago somero (de Vicente *et al.*, 2006), ya que la resuspensión de los mismos puede aumentar significativamente la concentración de nutrientes en el agua (Borell- Lövstedt & Bengtsson, 2008) como parte de un proceso de eutrofización interna (Smolders *et al.*, 2006). El tamaño relativamente grande de las partículas de los sedimentos con su reducida capacidad de adsorción y la escasa profundidad de las lagunas estudiadas, que favorece la resuspensión a causa de los vientos, son factores que incrementan la concentración de nutrientes en el agua.

El viento tiene una influencia particularmente importante en los lagos someros (Markensten & Pierson, 2003; de Vicente *et al.*, 2006 y Borell-Lövstedt & Bengtsson, 2008), ya que se ha comprobado que su acción puede colocar en la columna de agua hasta $0,5 \text{ mg.l}^{-1}$ de fósforo por año proveniente de los sedimentos del fondo en lagos hipertróficos (Moore *et al.*, 1991).

La relación Z_p / Z_{fot} (Quirós *et al.*, 2002) indicó que Utracán y El Carancho fueron lagunas claras, en cambio Chadilauquen y San José fueron turbias, aunque la reducida concentración de clorofila *a* y la elevada cantidad de sólidos suspendidos inorgánicos hacen que puedan ser caracterizadas como lagunas turbias inorgánicas. Si bien Quirós *et al.* (2002) propusieron originalmente la tercera categoría de lagos someros (turbios inorgánicos), la definieron en función de los efectos de la acción humana directa sobre el cuerpo de agua o su cuenca, pero no mencionaron el efecto de los vientos. Scheffer & van Nes (2007) realizaron una importante revisión de la teoría de los estados alternativos de los lagos someros y aunque no hicieron referencia directa a los efectos del viento, mencionaron un caso puntual en el que tormentas fuertes produjeron la destrucción de la vegetación del lago lo que indujo un cambio de un estado claro a uno turbio permanente, pero consideraron esta situación como un evento climático extremo.

La acción de los vientos y su efecto eutrofizador en los lagos someros de La Pampa no debe considerarse un evento casual, sino una parte importante de su dinámica. En el caso de las lagunas estudiadas, el origen inorgánico de la turbidez del agua por la remoción del viento y resuspensión de los sedimentos fue evidente, ya que la menor transparencia determinada en las lagunas, sobre todo en las del norte, coincidió

también pudo verse limitado por la competencia con *R.cirrhosa*, lo que contribuiría a mantener la transparencia del agua particularmente elevada de estas lagunas.

A pesar de las reducidas concentraciones de clorofila *a*, el contenido de sólidos suspendidos orgánicos fue relativamente alto en las cuatro lagunas, lo que podría deberse a que la determinación de este parámetro implica la suma de toda la materia orgánica en suspensión (fitoplancton, detritos y materia orgánica adsorbida a las partículas). La influencia del fitoplancton (medido indirectamente como concentración de clorofila) sería reducida en relación a la de la materia orgánica adsorbida a las partículas en suspensión como a detritos, los cuales podrían cobrar mayor importancia en el caso de Utracán y El Carancho dada la presencia de *R. cirrhosa* durante varios meses.

Todas las consideraciones anteriores harían que la clasificación de los lagos someros en claros y turbios mediante el índice propuesto por Quirós *et al.*, (2002) deba ser aplicada con precaución a cuerpos de agua sujetos a la influencia de fuertes vientos, debido a que elevadas cantidades de sólidos suspendidos inorgánicos pueden influir sobre la transparencia del agua, tal como en las lagunas estudiadas. Su aplicación directa a Chadilauquen y San José llevaría a clasificarlas como turbias, pero si se consideran también factores tales como la ausencia de peces, la presencia de pastoreadores eficientes del género *Daphnia* y, sobre todo las bajas concentraciones de clorofila *a*, la asignación a esa categoría se volvería inconsistente en el marco del modelo de los estados alternativos

6.5.- ZOOPLANKTON

6.5.1.- Composición taxonómica y diversidad. Relación con los parámetros ambientales

La diversidad de las cuatro lagunas fue baja y mostró relación negativa con la salinidad. En Chadilauquen, San José y Utracán, las lagunas con mayor concentración de sólidos disueltos totales, se registraron entre 6 y 8 taxones. El Carancho, de menor salinidad, presentó una riqueza específica considerablemente mayor durante el ciclo

anual, más del doble que la de las otras lagunas, aunque el 55% de las especies se registraron durante el primer mes de muestreo, inmediatamente después del llenado de la cubeta y en momentos en que la salinidad era mucho menor. En los meses sucesivos este parámetro aumentó debido a la evaporación del agua, de forma que prácticamente se cuadruplicó y la riqueza específica disminuyó marcadamente, llegando a registrarse solamente tres y cuatro taxones en los últimos meses de muestreo.

Las asociaciones de especies observadas en las cuatro lagunas correspondieron a las que caracterizan este tipo de ambientes en la provincia de La Pampa (Echaniz, 2010; Echaniz *et al.*, 2006; Vignatti *et al.*, 2007). Los crustáceos más frecuentes fueron *Daphnia menucoensis*, *Boeckella pooensis* y *Cletocamptus deitersi*, los que conjuntamente con el rotífero *Hexarthra fennica* se registraron en las cuatro lagunas.

Otras especies como *Moina eugeniae* y *Brachionus plicatilis* se registraron en tres, no habiéndose colectado en El Carancho durante este período de estudio. Esta situación difirió de la del período 2000 – 2001 en la misma laguna, cuando ambas especies estuvieron presentes durante el 90% de los 24 meses muestreados (Echaniz *et al.*, 2006; Vignatti *et al.*, 2007). *M. eugeniae* generalmente se registró junto a *D. menucoensis*; por lo que la ausencia de la primera durante este estudio en esta laguna podría deberse al rápido desarrollo de la población de *D. menucoensis*, de talla más grande y mayor eficiencia de filtración. Una situación similar se observó en la laguna La Laura (Echaniz *et al.*, 2006), donde lluvias torrenciales modificaron bruscamente la salinidad, haciendo que esta descendiera de 40 a 9 g.l⁻¹, momento a partir del cual comenzó a registrarse *D. menucoensis* la que aumentó su densidad y se volvió dominante a lo largo de todo el período de estudio.

En lagunas de la provincia, *D. menucoensis* se registra con salinidades más bajas (alrededor de 5 g.l⁻¹) mientras que *M. eugeniae* lo hace cuando este parámetro supera los 7 g.l⁻¹ (Echaniz y Vignatti, 1996 y 2002; Vignatti *et al.*, 2007; Vignatti & Echaniz, 1999; Echaniz, 2010 y Echaniz *et al.*, 2006 y 2010). Como la concentración de sales de El Carancho, aumentó progresivamente sería esperable la aparición de *M. eugeniae* a partir de efipios, ya que una situación similar fue verificada en la laguna Los Manantiales. En esta laguna, a salinidades de hasta 10 g.l⁻¹ *D. menucoensis* fue dominante y *M. eugeniae* comenzó a registrarse y a aumentar su densidad a partir de esos valores de salinidad, coincidiendo además con un brusco descenso poblacional de la primera especie (Echaniz *et al.*, 2006).

D. menucoensis parece ser una especie más oportunista que *M. eugeniae* al momento de colonizar un ambiente “nuevo”, considerando como nuevo el llenado de una laguna seca o el cambio brusco (en el lapso de horas) de la salinidad por dilución (situación verificada en La Laura), ya que en ambos casos, fue la primera en registrarse. Cuando el ambiente permanece relativamente estable durante cierto tiempo (siempre en el marco de estabilidad “relativa” de lagos someros temporarios), *M. eugeniae* tiende a presentar poblaciones bien establecidas, situación que pudo verificarse en Chadilauquen (Echaniz & Vignatti, 2002 y en el presente estudio), en El Carancho (Echaniz *et al.*, 2006), en la laguna de Prato (Echaniz & Vignatti, 2011) y en San José (datos no publicados y el presente estudio). El predominio de otras especies de *Daphnia* al inicio de la sucesión fue verificado por Louette & De Meester (2004) en un pequeño lago somero temporario recién llenado, donde a pesar de que en un área de tres km alrededor del mismo se registraron 22 especies de cladóceros, los grandes dáfnidos fueron los que iniciaron la colonización. *D. atkinsoni* fue la primera en desarrollarse y en dominar en los primeros meses siendo desplazada por *D. magna*, controlando entre ambas la estructuración de la comunidad durante el primer año de su desarrollo. Estos autores relacionaron esta situación con la mayor capacidad de dispersión de los epípteros de estos cladóceros respecto a las otras numerosas especies con las que coexistían en los otros ambientes más estables. Una situación similar podría ser la de El Carancho, donde *D. menucoensis* fue el cladóceros ampliamente dominante durante el estudio en la laguna recién llenada, a diferencia de los otros tres ambientes que llevaban mucho más tiempo con agua. También fue diferente a lo registrado en la misma laguna durante el período 2001-2002 (Echaniz *et al.*, 2006) lapso en que el cuenco tenía agua desde hacía varios años.

La presencia conjunta de estas especies, aunque con alternancia temporal en la dominancia, es habitual en cuerpos de agua de la provincia de La Pampa. Esta situación fue registrada en El Carancho (Echaniz *et al.*, 2006), San José durante 2006 (datos no publ.) y en Chadilauquen (Echaniz & Vignatti, 2002 y en el presente estudio). Esta alternancia podría deberse a una competencia por los recursos, aunque mediada por la salinidad (Echaniz *et al.*, 2005) ya que como se indicara más arriba, los rangos de tolerancia, si bien se solapan ampliamente, no son exactamente iguales. También se ha observado en laboratorio (Vignatti, datos no publ.) que aunquen se las registra juntas y compitiendo por los recursos (ambas son filtradoras), ocuparían diferentes nichos. *M.*

eugeniae si bien se encuentra en la columna de agua, también podría explotar recursos del fondo, probablemente favorecida por su forma corporal y beneficiándose de partículas orgánicas e inorgánicas en suspensión, en cambio *D. menucoensis* preferiría la columna de agua, aprovechando su mayor talla y en consecuencia, mayor eficiencia de filtración. Otro factor a considerar es la temperatura del agua, ya que la primera desarrolla poblaciones más abundantes a mayor temperatura mientras que la segunda lo hace a menores temperaturas, tal lo observado en estudios previos (Echaniz *et al.* 2002 y 2006) y en el presente estudio.

También es importante destacar que estas especies de gran talla y eficiencia de filtración se registraron solamente en lagos someros sin peces planctívoros como el pejerrey (Echaniz *et al.*, 2010) ya que, a pesar de su tolerancia a altas salinidades, no se las ha registrado en lagos salados con peces. Tal es el caso de la laguna del Bajo de Giuliani (Echaniz *et al.*, 2009), donde la salinidad promedio fue de 10,6 g.l⁻¹ pero presentó una población muy abundante de pejerreyes y una taxocenosis de cladóceros dominada por una especie de menor tamaño, *Bosmina huaronensis* lo que evidenciaría la importancia de las interacciones bióticas, en este caso la depredación, y por lo tanto el control “top down” en la estructuración de la comunidad (Echaniz *et al.*, 2010).

B. poopoensis es la especie que presentó un rango de tolerancia mayor, ya que en La Pampa fue registrada en cuerpos de agua con una salinidad mucho más elevada como la laguna La Amarga (116,9 g.l⁻¹) aunque con muy baja densidad y biomasa (Echaniz, 2010). Esta concentración de sólidos disueltos supera ampliamente los 90 g.l⁻¹ indicados para cuerpos de agua chilenos donde se registró esta especie (De los Ríos 2005; De los Ríos & Crespo, 2004).

Cletocamptus deitersi es un copépodo harpacticoideo con preferencia por el hábitat bentónico (Rocha-Olivares *et al.*, 2001) y su aparición en la columna estaría relacionada con la mezcla del agua y remoción de los sedimentos del fondo, situación característica de los ambientes de poca profundidad, como los lagos estudiados.

Algunas especies que en la provincia de La Pampa se habían registrado previamente en ambientes de menor salinidad (Echaniz *et al.*, 2008; Echaniz & Vignatti, 1996; Vignatti *et al.*, 2007), como los cladóceros *Ceriodaphnia dubia*, *Daphnia spinulata* y *Moina wierzejski*, sólo se registraron en el primer mes de muestreo en El Carancho, confirmando su poca tolerancia al aumento de la concentración de sólidos disueltos totales. Estos cladóceros no habían sido registrados previamente en esta

laguna, por lo que su presencia pudo deberse a estructuras de resistencia (efipios) presentes en los sedimentos del fondo o a una dispersión por zoocoria, sobre todo considerando que esta laguna fue la que presentó una mayor diversidad y abundancia de aves acuáticas durante el período de estudio.

La diversidad y densidad de los rotíferos en ambientes salinos es relativamente baja y la disminución de la diversidad al aumentar la salinidad (Ivanova, 1990, Green y Mengestou, 1991; Green, 1993; Evans *et al.*, 1996; Jellison *et al.*, 2001; Echaniz, 2010, Echaniz *et al.*, 2006; Vignatti *et al.*, 2007; Gülle *et al.*, 2010) pudo comprobarse en El Carancho durante el presente estudio ya que la riqueza disminuyó de cinco especies en los dos primeros meses a sólo una en los últimos.

6.5.2.- Biomasa, densidad y espectro de tallas del zooplankton. Relación con los parámetros ambientales

La densidad y la biomasa totales de las cuatro lagunas fueron diferentes pero mientras la primera fue más elevada en El Carancho, la segunda lo fue en San José. Esto se debió a que ambos parámetros fueron afectados de forma diferente por las dos fracciones integrantes del zooplankton. En el caso de la densidad total fue influida por el microzooplankton y en el de la biomasa total por el macrozooplankton. En el caso del primer parámetro fue debido a que durante los dos primeros meses el número de nauplios y rotíferos en El Carancho fue mucho más elevado que en el resto, aunque posteriormente, la abundancia en esta laguna fue relativamente similar a las otras. En el caso de la biomasa total, fue determinada en mayor medida por la del macrozooplankton, siendo poco importante el aporte del microzooplankton. Además, la biomasa macrozoopláctónica fue afectada por la densidad de esta fracción más que por el tamaño de los organismos.

Tanto la biomasa como la densidad total del zooplankton fueron afectadas positivamente por la concentración de clorofila *a* y la de sólidos suspendidos orgánicos, evidenciando el control *bottom up* sobre la comunidad en este tipo de ambientes. Si bien la temperatura del agua ejerció un efecto positivo sobre ambas variables biológicas, la salinidad afectó negativamente a la densidad total pero positivamente a la biomasa. Este diferente comportamiento se debió, en el caso de la densidad, a la situación registrada

particularmente en El Carancho donde la abundancia total estuvo dada especialmente por el microzooplankton, sumamente abundante en esta laguna durante los meses en que la salinidad fue más baja. Así, el “arrastre” producido por la alta densidad de esta fracción en El Carancho se reflejó en la densidad total del conjunto de las cuatro lagunas lo que cambia al analizarlas por separado ya que, mientras que en El Carancho la relación entre la densidad total y los sólidos disueltos fue negativa, en las otras tres fue positiva. En el caso de la biomasa, el predominio del macrozooplankton se debió al mayor aporte de los crustáceos en las cuatro lagunas.

Si bien se considera que a mayores tallas de los ejemplares, mayor será la biomasa zooplanctónica, en este estudio no se encontró esa relación, sino que la biomasa total fue más afectada por la densidad, particularmente por la del macrozooplankton.

La biomasa registrada en las lagunas estudiadas fue mucho más elevada que la reportada por Quirós *et al.* (2002), quienes en un estudio que abarcó 11 lagos claros y 23 turbios de provincia de Buenos Aires, registraron valores medios de 705 y 1182 $\mu\text{g.l}^{-1}$ respectivamente, contra un mínimo de 1529 y un máximo de 3402,4 $\mu\text{g.l}^{-1}$ registrados en este estudio.

Se ha indicado que la salinidad favorece la producción secundaria del zooplankton, ya que los lagos salinos tienden a tener mayores biomásas que los lagos de baja salinidad, a pesar de presentar menores biomásas fitoplanctónicas y concentraciones de clorofila *a* (Campbell & Prepas 1986; Evans *et al.*, 1996). En su estudio en el lago Redberry, Evans *et al.* (1996) encontraron que, debido a su elevada salinidad, el lago careció de fauna íctica situación que permitió que prosperaran especies zooplanctónicas herbívoras de talla grande, entre las que encontraron *Daphnia pulicaria* y *Diaptomus sicilis*, lo que hizo posible el desarrollo de una elevada biomasa zooplanctónica. Esta situación se corroboró durante este estudio ya que la biomasa de los cuatro lagos fue más elevada que la registrada en tres lagunas turbias subsalinas de La Pampa en las que se registró fauna íctica con predominio de *O. bonariensis* o *C. carpio*, cuya biomasa varió entre 1637,5 y 1917,4 $\mu\text{g.l}^{-1}$ debido al predominio de especies zooplanctónicas de menor talla como *Acanthocyclops robustus* (G. O. Sars, 1863), *B. gracilis* y *B. huaronensis* (Echaniz, 2010).

Al considerar las fracciones por separado, se encontró correlación positiva entre la densidad y la biomasa del macrozooplankton y la salinidad, ya que ambas fueron

considerablemente mayores en las tres lagunas de salinidad más elevada, en especial en San José. Inversamente, se encontró relación negativa entre la densidad y la biomasa del microzooplankton y la salinidad, pero ambos parámetros tuvieron distinto comportamiento. La densidad fue mayor en El Carancho, ya que se vio muy afectada por el elevado número de nauplios (en especial de ciclopoideos) y rotíferos de pequeña talla registrados durante los dos primeros meses de muestreo. Sin embargo, la biomasa fue mayor en Utracán debido a que en su microzooplankton predominaron fuertemente los nauplios de *B. poopoensis*, de tamaño relativamente grande.

Sin embargo, las relaciones tanto de la densidad como la biomasa de ambas fracciones con otros parámetros ambientales como la temperatura del agua, y las concentraciones de clorofila *a* y sólidos suspendidos orgánicos fueron similares y positivas en todos los casos, lo que indicaría que habrían aumentado en función de la disponibilidad de alimento (medido indirectamente como clorofila *a* fitoplanctónica o partículas alimenticias como parte del seston orgánico), lo que también evidenciaría un control *bottom up* de estos ecosistemas.

6.5.3.- Biomasa, densidad y espectro de tallas de las principales especies. Relación con los parámetros ambientales

M. eugeniae, *D. menucoensis* y *B. poopoensis* entre los crustáceos y *B. plicatilis* y *H. fennica* entre los rotíferos fueron las especies de mayor tamaño corporal y las que aportaron mayores biomásas y mayores densidades.

B. poopoensis fue la especie que más biomasa aportó y presentó mayor densidad en tres de las cuatro lagunas (Chadilauquen, San José y Utracán). También estuvo presente en el Carancho, pero sólo durante los tres últimos meses de muestreo durante los cuales presentó un aumento sostenido de su abundancia y biomasa. Así, superó ampliamente el aporte hecho por su cogenérica *B. gracilis*, presente en la misma laguna durante seis meses, pero cuando la salinidad fue mucho menor dado su carácter menos halotolerante. El hecho de que *B. poopoensis* aumentara su biomasa en los últimos meses, cuando aumentó la salinidad en esta laguna, sumado a que su talla no fue afectada por la salinidad en los ambientes estudiados, permitiría confirmar su marcado carácter halófilo (De los Ríos & Crespo, 2004) y eurihalino ya que en este estudio

presentó biomasa elevada en un rango muy amplio de salinidad, situación que también se verificó en la laguna de Prato, otro lago somero salino temporario de La Pampa (Echaniz & Vignatti, 2011). La misma situación fue registrada en un lago somero de la Puna argentina, de elevada salinidad y sin peces, donde predominaron especies del macrozooplankton, en particular *B. poopoensis*, que fue la que aportó la mayor biomasa (Locascio de Mitrovich *et al.*, 2005).

Entre los cladóceros *M. eugeniae* fue el que aportó mayor biomasa y alcanzó mayor densidad en las mismas lagunas que *B. poopoensis* mientras que *D. menucoensis* lo hizo en El Carancho, pero en las otras tres su contribución fue reducida.

Tanto la abundancia como la biomasa de *B. poopoensis* y *M. eugeniae* mostraron relaciones positivas con la salinidad y la temperatura del agua, mientras que en el caso de *D. menucoensis* fueron afectadas negativamente. Las dos primeras especies son mucho más tolerantes, estando adaptadas a un rango de salinidad mesosalino (Echaniz *et al.*, 2006 y Echaniz, 2010) y generalmente alcanzan mayores densidades poblacionales a mayores concentraciones de sólidos disueltos totales, produciendo por lo tanto mayores biomasa.

Las tallas promedio de *M. eugeniae* y *D. menucoensis* parecieron verse afectadas negativamente por la salinidad. Tanto la biomasa y la densidad de la población de la primera parecieron verse beneficiadas por salinidades elevadas ya que la mayor abundancia promedio registrada para esta especie en condiciones naturales fue alcanzada con valores de 24 g.l⁻¹ (Echaniz *et al.*, 2006). *D. menucoensis* en cambio, se encuentra más adaptada y alcanza mayor densidad en un rango hipo-mesosalino (Echaniz *et al.*, 2006, Echaniz & Vignatti, 2002) y alcanza poblaciones más abundantes en salinidades de alrededor de 14 g.l⁻¹. También, como ya se mencionara, cuando ambas especies se registran juntas, suele haber una alternancia en la dominancia que parece tener relación con los cambios de temperatura, ya que la densidad de *M. eugeniae* se vio influida positivamente por este parámetro y la de *D. menucoensis* negativamente, prefiriendo los meses más fríos (Echaniz & Vignatti, 2002).

Se encontraron relaciones positivas entre la biomasa y densidad de *B. poopoensis* y *M. eugeniae* con las concentraciones de nutrientes, sobre todo de nitrógeno que, como se mencionara, fue el que más frecuentemente limitó el crecimiento algal en estas lagunas. Las elevadas concentraciones de nutrientes favorecen el desarrollo del fitoplancton el cual es utilizado directamente como alimento

por los filtradores o indirectamente como parte del seston orgánico, lo que permitiría explicar las mayores biomásas de estas especies con mayores concentraciones de clorofila *a* y sólidos suspendidos orgánicos. La relación entre la biomasa y la densidad de *D. menucoensis* y estos parámetros fue diferente, ya que fue negativa. En este caso, no debe soslayarse que el factor limitante para el crecimiento de las poblaciones de esta especie podría ser la salinidad, dada su menor tolerancia, más que la disponibilidad de alimento, ya que si se considera su eficiencia de filtración como consecuencia de su tamaño mucho mayor, superaría en la competencia por los recursos a *M. eugeniae*. Por otro lado, tanto la biomasa como la densidad de *D. menucoensis* mostraron una correlación positiva con la transparencia del agua lo que podría indicar la importancia de su eficiencia de filtración en el mantenimiento del estado claro del agua, comprobado especialmente en El Carancho la laguna más transparente, donde esta especie fue más abundante y alcanzó los tamaños mayores.

Durante este estudio las poblaciones de los rotíferos generalmente alcanzaron densidades y biomásas elevadas en forma puntual, como *B. plicatilis* y *H. fennica* en San José y Utracán o la segunda especie en El Carancho. *B. dimidiatus* fue el rotífero que, aunque presente sólo en dos ocasiones y en una sola laguna (San José), alcanzó la mayor biomasa con un valor máximo en febrero. Si bien esta especie es de talla mucho menor y en consecuencia tiene una menor biomasa individual que la de otros rotíferos registrados con mayor frecuencia en este estudio, su mayor biomasa total se debió o a que presentó una alta densidad.

La biomasa y densidad de los rotíferos fue siempre baja frente a la de los crustáceos y si bien sus variaciones no siguieron un patrón estacional claro, *B. plicatilis* y *H. fennica*, las especies más frecuentes, mostraron correlación positiva con la temperatura del agua y fue durante la primavera y verano cuando se registraron los mayores valores de abundancia y biomasa. A pesar de que se ha indicado que ambas especies son halófilas y eurihalinas de amplia distribución en ambientes salinos del mundo (Jellison *et al.*, 2001; Pinder *et al.*, 2004), en las lagunas estudiadas la salinidad sólo afectó positivamente la biomasa y la densidad de *B. plicatilis*, mientras que las de *H. fennica*, no parecieron verse influidas por este parámetro.

Mientras que la biomasa y densidad de *H. fennica* no habrían sido afectadas por otros factores ambientales como la transparencia y concentraciones de clorofila *a*, sólidos suspendidos orgánicos y nutrientes, las de *B. plicatilis* mostraron la situación

inversa ya que se vieron afectadas negativamente por la primera y positivamente por el resto. Teniendo en cuenta los hábitos alimentarios de esta especie, con preferencia por algas planctónicas en mayor medida y por detritos orgánicos en menor proporción (Ruttner-Kolisko, 1974; Pourriot, 1977) se vería favorecida por la mayor oferta alimentaria que implicarían las mayores concentraciones de clorofila y sólidos suspendidos orgánicos. Aun así y a pesar de su talla relativamente grande dentro de los rotíferos, no podrían competir por los recursos alimentarios con los crustáceos, de mucho mayor tamaño, por lo que sus poblaciones mantendrían densidades y biomásas bajas. Se ha observado que las poblaciones de rotíferos pueden verse afectadas por los cladóceros a través de la competencia directa por los recursos compartidos (Conde-Porcuna *et al.*, 1994) y en el marco de la hipótesis del tamaño-eficiencia, se ha verificado la superioridad competitiva de los copépodos y cladóceros (representados en el presente estudio por *B. poopoensis*, *M. eugeniae* y *D. menucoensis*) sobre los rotíferos (Brooks & Dodson, 1965; Dodson, 1974; MacIsaac & Gilbert, 1989 y 1991).

También se han realizado estudios experimentales donde se ha comprobado la exclusión competitiva de los rotíferos (entre ellos especies del género *Brachionus*) por parte de cladóceros del género *Daphnia* (Gilbert, 1985) de tamaño similar a *D. menucoensis*. También se ha verificado que la intensidad de la competencia aumenta con la densidad de los cladóceros presentes en el cuerpo de agua lo que haría que los rotíferos se vieran cada vez más perjudicados en la competencia por los recursos compartidos (Burns & Gilbert, 1986; Gilbert, 1985; Gilbert & MacIsaac, 1989). A esto debe sumársele que los rotíferos no sólo pueden ser dañados sino incluso morir por la acción los apéndices filtradores de los grandes cladóceros durante el proceso de filtración (MacIsaac & Gilbert, 1991) y a pesar de que *B. poopoensis* se alimenta principalmente de pequeñas algas (al igual que la mayor parte de las especies argentinas del género), también se ha reportado que pueden alimentarse de ciliados, pequeños nauplios y rotíferos (Modenutti, 1993; Modenutti *et al.*, 1998; Balseiro *et al.*, 2001; Izaguirre *et al.*, 2003; Echaniz *et al.*, 2006).

6.5.4.- *Biología reproductiva y desarrollo de los principales organismos del zooplankton*

6.5.4.1.- *Moina eugeniae*

La fracción partenogenética de la población predominó ampliamente en las tres lagunas, en especial en Chadilauquen (casi el 100%), seguida por Utracán y San José. En Chadilauquen, casi la cuarta parte de la población fueron hembras partenogenéticas con huevos, mientras que en Utracán también se registró una proporción relativamente alta. Las hembras ovíferas presentaron tallas promedio similares en las tres lagunas aunque las de Utracán fueron ligeramente menores. En San José hubo mayores fluctuaciones mientras que en Chadilauquen y Utracán fueron más estables.

La cantidad de huevos promedio por hembra fue mayor en Utracán aunque el mayor número de huevos por litro y por laguna se registraron en San José. Por otro lado, en Chadilauquen es donde se observó una mayor estabilidad en el número promedio de huevos por hembra, y menores fluctuaciones en la talla de las mismas a lo largo del período de estudio. La densidad de las hembras con huevos pareció verse afectada positivamente por la temperatura del agua y la concentración de clorofila, pero en forma negativa por la salinidad. En todos los casos parecería haber un efecto positivo de la temperatura del agua sobre la cantidad de huevos.

La temperatura también favoreció el momento en que las hembras partenogenéticas empezaron a reproducirse, ya que fueron de menor talla durante los meses más cálidos. Debe tenerse en cuenta que el tamaño de las hembras partenogenéticas puede ser utilizado como un indicador para evaluar en qué momento comenzaron a reproducirse, de forma que cuanto menor sea la talla a la que se las registre con huevos, puede suponerse que las condiciones ambientales fueron más favorables. Por el contrario, cuanto mayor sea la talla promedio de las hembras sin huevos, se puede asumir que tardaron más en empezar la reproducción, probablemente debido a que las condiciones ambientales no fueron las adecuadas.

Pudo observarse un patrón estacional en la reproducción de las hembras partenogenéticas ya que tanto el número de huevos por hembra como el total de huevos

de la población en las tres lagunas, presentaron dos picos; uno más marcado a finales del verano y principios del otoño y el otro en primavera.

La talla de la fracción gamogenética conjunta, pareció verse también afectada positivamente por la temperatura del agua, la concentración de clorofila *a* y la salinidad, pero en este último caso solamente fue significativa respecto a la talla de los machos. En Utracán esta fracción fue más importante que en las otras lagunas y en Chadilauquen estuvo prácticamente ausente. Esta situación fue verificada en un estudio previo en esta última laguna (Echaniz & Vignatti, 2002) en la que durante los 12 meses que abarcó el estudio no se registraron indicios de gamogénesis ya que no aparecieron ni machos ni hembras partenogenéticas.

Chadilauquen fue la laguna donde hubo mayor cantidad de hembras ovígeras y el número de huevos fue relativamente estable. La salinidad, también se mantuvo estable durante el período de estudio, a diferencia de las otras dos lagunas donde fue relativamente más fluctuante.

Esta laguna también fue la que se mantuvo más estable en el tiempo ya que permaneció con agua y con pocas variaciones en la salinidad, al menos durante la década previa al estudio actual, mientras que San José y Utracán fueron más variables, ya que la primera presentó salinidad más baja en el mismo período (Deanna, com. pers.) y la última se comportó como hipersalina, presentando una composición faunística diferente a la actual (Vignatti, obs. pers.). Todas estas características observadas en Chadilauquen, sumadas a la gamogénesis prácticamente ausente, permitirían suponer que la población de *M. eugenie* en esta laguna sería más estable en el tiempo y podría estar regulada más por la temperatura del agua que por la salinidad.

En San José y Utracán, si bien también hubo estacionalidad en la gamogénesis, en la primera se registraron machos y hembras efipiadas durante 9 de los 12 meses de muestreo, y en la segunda reaparecieron hacia finales del estudio. Cabe recordar que en estas lagunas la salinidad fue un poco mayor y más fluctuante, lo que podría haber inducido a aparición de gamogénesis como una estrategia ante la inestabilidad ambiental, si bien también parecería estar regulada por la temperatura.

También debe resaltarse la coexistencia en las tres lagunas de las poblaciones de esta especie con otro cladóceros filtrador de talla más grande, *D. menucoensis*, con el cual podrían competir por los recursos alimentarios. Esta competencia interespecífica podría verse disminuida por una alternancia estacional en la dominancia, gobernada

principalmente por la temperatura del agua, situación observada tanto en estudios previos (Echaniz & Vignatti, 2002) como en el presente.

6.5.4.2.- *Daphnia menucoensis*

La fracción partenogenética de la población predominó ampliamente, en especial en El Carancho donde representaron la mayor proporción del total de la población, mientras que en Utracán y Chadilauquen fue ligeramente menor. El mayor porcentaje de hembras partenogenéticas con huevos se registró en Chadilauquen seguida por Utracán y el Carancho. En la primera laguna, las hembras ovígeras tuvieron un tamaño menor, presentaron mayor cantidad de huevos promedio y con menores fluctuaciones a lo largo del ciclo anual, lo que indicaría una mayor estabilidad en el ambiente ya que el tamaño al que empiezan a reproducirse sería un indicador indirecto de la disponibilidad de recursos: que las hembras sean más pequeñas, indicaría que pueden derivar energía más temprano para la reproducción.

En cambio en El Carancho, hubo menor cantidad de hembras con huevos y fueron de talla más grande, lo que podría indicar que sería más arriesgado derivar energía para los procesos reproductivos en un ambiente más inestable. Es importante recalcar que en esta laguna a comienzos del estudio, con salinidades más bajas, se registraron las tallas promedio mayores en las hembras ovígeras para luego empezar a estabilizarse en una talla promedio bastante menor para las mismas. Esto coincidió con un aumento sostenido de la salinidad, lo que podría indicar que el ambiente comenzó a presentar mayor estabilidad y en consecuencia tornarse más favorable para la reproducción. En esta laguna hubo mayor cantidad de huevos en total, lo que se debió principalmente a pico muy elevado a finales del invierno, cuando la temperatura del agua comenzó a aumentar en forma sostenida.

La salinidad pareció ser un factor que influyó en forma positiva la producción de huevos (dentro del rango hipo-mesosalino de las lagunas estudiadas) ya que se observó correlación entre ambos parámetros. La misma relación se detectó con la temperatura del agua y en este caso, a mayor temperatura del agua mayor sería la producción de huevos, lo que pudo observarse en Chadilauquen y Utracán.

Las hembras partenogenéticas en general, presentaron un marcado pico primaveral en dos de las tres lagunas (Chadilauquen y Utracán) no así en El Carancho

donde fue más fluctuante. Si bien la proporción de gamogénesis en las poblaciones de *D. menucoensis* fue relativamente baja, durante los meses primaverales se registraron individuos gamogenéticos en todas las lagunas. La aparición de gamogénesis en primavera, es común en poblaciones de esta especie (Vignatti & Echaniz, 1999; Echaniz & Vignatti, 2002). Aunque en El Carancho se observaron durante todo el período de estudio, se pudo detectar también un pico primaveral claro. El hecho de que se registraran además durante la primera mitad del año, a diferencia de lo ocurrido en Chadilauquen y Utracán, podría ser una respuesta frente a la inestabilidad inicial del cuerpo de agua, producto del reciente llenado y permitiría preparar a la población para enfrentar posibles cambios en el ambiente mediante la formación de estructuras de resistencia para entrar en diapausa. En estudios previos en la misma laguna (Vignatti & Echaniz, 1999) y en un período en que dicho ambiente permaneció con agua durante varios años, con valores de salinidad relativamente estables, se registraron individuos gamogenéticos también durante la primavera.

6.5.4.3.- *Boeckella poopensis*

Se registraron poblaciones de esta especie en las cuatro lagunas durante todo el período de muestreo excepto en El Carancho donde se la halló sólo en los últimos tres meses. Si bien las tallas promedio fueron similares en todos los cuerpos de agua y no se observó una relación directa entre las tallas en general y las distintas variables ambientales, no sucedió lo mismo al analizar los tamaños de las hembras ovígeras y el número de huevos en general y por laguna durante el período de muestreo.

Los copépodos, a diferencia de los cladóceros, presentan desarrollo indirecto. Luego de la etapa naupliar, *B. poopensis* debe atravesar distintos estadios larvales (copepoditos) y en consecuencia destinar una cantidad importante de energía para alcanzar el estadio adulto y lograr reproducirse. La talla de las hembras ovígeras es un indicador de ese desarrollo ya que si las mismas son de tamaño chico, podría ser una señal de que les faltó alimento durante el mismo y por el contrario, si la talla a la que empiezan a reproducirse es mayor, esta sería un indicador de una mejor alimentación durante el desarrollo. Por otro lado, el número de huevos también podría indicar la disponibilidad de alimento en el ambiente y un número mayor indicaría que las hembras pueden destinar más energía a la producción de los mismos.

Al analizar el tamaño de las hembras con huevos, la mayor talla media, el mayor número de huevos por hembra y los ejemplares de mayor tamaño se registraron en El Carancho, seguida en todos los casos por San José. En las cuatro lagunas los tamaños de las hembras disminuyeron hacia finales del estudio. El número de huevos por hembra a lo largo del ciclo anual fue muy superior en El Carancho ya que en octubre cuadruplicó el número registrado en las hembras en otras lagunas y si bien decreció marcadamente al final del estudio, su valor mínimo fue similar a los valores máximos en otras lagunas.

Si se exceptúa El Carancho y se comparan las poblaciones de las otras tres lagunas, en San José el número total de huevos fue mucho mayor, superando en un orden de magnitud a las poblaciones de las demás lagunas. *B. poopoensis* presentó aquí, además, las mayores tallas de la población total, de las hembras ovígeras y el mayor número de huevos a lo largo del período estudiado, así también como la mayor densidad y biomasa en estos cuerpos de agua. Excepto en El Carancho donde la población comenzó a desarrollarse en primavera, en todas las lagunas la mayor producción de huevos fue durante el invierno y también fue en San José, donde la población presentó mayor número de huevos durante dicha estación, casi el doble que en las de las otras lagunas.

San José fue la laguna que presentó mayor concentración de materia orgánica y nutrientes en los sedimentos y en la columna de agua, en especial nitrógeno, lo que indicaría una menor limitación por nutrientes para el desarrollo del fitoplancton, reflejado por la mayor concentración de clorofila *a*. Esto podría indicar una mayor disponibilidad de alimento para el desarrollo de la población de *B. poopoensis* lo que evidenciaría un claro control “*bottom up*” de la misma. Si bien la salinidad podría influir sobre el tamaño promedio de las hembras ovígeras, que fueron más pequeñas en la laguna donde fue mayor (Utracán) y más grandes donde fue menor (El Carancho) no se detectó una relación significativa con este parámetro. Cabe recordar que esta especie, es claramente halófila y eurihalina habiéndose registrado en La Pampa con poblaciones bien desarrolladas en lagunas con salinidades de más de 40 g.l⁻¹ como La Dulce (Del Ponti, datos no publ.) hasta 110 g.l⁻¹ en La Amarga (Echaniz, 2010), por lo que la salinidad no sería un factor limitante para la reproducción dentro del rango hipomesosalino de las lagunas incluidas en este estudio.

6.6.- BIOENSAYOS DE LABORATORIO

M. eugeniae fue más tolerante al aumento de salinidad que *D. menucoensis*, ya que sus neonatos sobrevivieron hasta 31 g.l⁻¹ mientras que los de la segunda lo hicieron sólo hasta 24 g.l⁻¹. Esta situación coincidió con lo observado en condiciones naturales para las dos especies (Echaniz & Vignatti, 1996 y 2002; Vignatti *et al.*, 2007; Echaniz, 2010; Echaniz *et al.*, 2006 y 2010).

En los tratamientos con las concentraciones más reducidas, el límite de tolerancia fue diferente al registrado a campo. Los neonatos de ambas especies sobrevivieron en concentraciones inferiores a 1 g.l⁻¹ mientras que en condiciones naturales, en cuerpos de agua de La Pampa, sólo se registraron cuando la salinidad superó los 7 g.l⁻¹ (*M. eugeniae*) y 5 g.l⁻¹ (*D. menucoensis*) (Echaniz & Vignatti, 1996 y 2002; Vignatti *et al.*, 2007; Vignatti & Echaniz, 1999; Echaniz, 2010 y Echaniz *et al.*, 2006 y 2010). Con respecto a la presencia de estos organismos en la naturaleza y su relación con la concentración salina, no debe perderse de vista que los ensayos realizados han sido de tipo agudo, tomando en cuenta como indicador del efecto sólo la muerte de los individuos. Sin embargo, en la naturaleza estos procesos de incremento o disminución súbitos de la salinidad, o sea las condiciones comparables a las de un ensayo agudo, no son frecuentes. En condiciones naturales, una población se puede extinguir luego de pocas generaciones debido al efecto negativo de la salinidad del agua, tanto mayor o menor a la óptima, sobre alguno de sus parámetros poblacionales (acortamiento del período reproductivo, disminución parcial o absoluta de la natalidad o de la fertilidad), sin involucrar en forma directa la mortalidad.

La ausencia de poblaciones de estos cladóceros a bajas salinidades en condiciones naturales, podría deberse a que en ambientes con bajo estrés, las interacciones bióticas pueden ser más importantes que los factores fisicoquímicos en la estructuración de la comunidad (Herbst, 2001). *M. eugeniae* y *D. menucoensis* no resultarían exitosas en la competencia por los recursos con otras especies (ya sea co-genéricas o no), que sí estén adaptadas a bajas salinidades tales como *Moina micrura* y *D. spinulata*, dos cladóceros frecuentes en cuerpos de agua de salinidades más bajas de

la provincia de La Pampa (Echaniz & Vignatti, 1996). Esta es una situación que se ha registrado en otros crustáceos de aguas epicontinentales, como las del género *Artemia*, que presentan una estrategia osmorreguladora similar (Cohen, 2006) y que, en ensayos de laboratorio, presentaron un comportamiento parecido ante un descenso de la salinidad en el medio (Aladin, 1991).

Sin embargo, en ambos ensayos, los tratamientos con salinidad de $0,015 \text{ g.l}^{-1}$ resultaron diferentes y un alto número de neonatos murieron. Los mecanismos de osmorregulación en cladóceros dulceacuícolas consisten en reducir su carga osmótica por medio de cuerpos relativamente impermeables y al bombeo de sodio desde el citoplasma de células epiteliales a la hemolinfa (Peters, 1987, Bianchini & Wood, 2008) y por la reabsorción activa en las células del órgano nuczal (Aladin & Potts, 1995). El costo energético ocasionado por la regulación osmótica e iónica depende directamente de las velocidades de ganancia de agua y pérdida de iones y éstas son mayores cuanto mayor es el gradiente osmótico e iónico entre los líquidos corporales y el agua circundante (Hill *et al.*, 2006). Probablemente, la menor salinidad a la que se realizaron los ensayos haya expuesto a los neonatos de *D. menucoensis* y *M. eugeniae* a un gradiente osmótico e iónico tan amplio, que el costo energético necesario para regular no pudo ser solventado por las reservas de los ejemplares.

Una situación relativamente similar pudo haber ocurrido en los tratamientos con las salinidades más elevadas, ya que en medios hiperosmóticos, el ingreso de solutos es contrarrestado por la eliminación activa que se produce, en especial, en células de los epipoditos y del órgano nuczal (Aladin & Potts, 1995), si bien la función osmorreguladora de este último en los adultos es un aspecto que continúa siendo discutido (Peñalva-Arana & Manca, 2007). Debido a que ambos procesos requieren energía, las mayores concentraciones de sólidos disueltos pudieron haber sometido a los neonatos a un gradiente osmótico e iónico entre los líquidos corporales y el agua circundante demasiado amplio, de forma que el gasto de energía no fue compatible con la vida (Hill *et al.*, 2006).

Tanto las observaciones a campo (Paggi, 1996; Echaniz *et al.*, 2006 y 2010; Vignatti *et al.*, 2007) como los bioensayos de laboratorio, permiten afirmar que *D. menucoensis* está adaptada a un rango de salinidad más limitado, de hipo a levemente mesosalino, mientras que *M. eugeniae*, con mayor tolerancia, a uno mesosalino.

Así como en ambientes con bajo estrés, la estructuración de la comunidad puede depender más de interacciones bióticas (Herbst, 2001), en ambientes con condiciones de estrés fisiológico elevado como el generado por el aumento de la salinidad, los organismos capaces de tolerar esas condiciones presentarían una ventaja adaptativa, ya que les permitiría encontrar refugio contra la depredación y por lo tanto tener ventajas en la competencia con otros organismos (Herbst, 2001; Santangelo *et al.*, 2008). Esto podría explicar porque *D. menucoensis* y *M. eugeniae* están ausentes en ambientes de baja concentración de sólidos disueltos pero son frecuentes en ambientes salinos, donde la mayoría de los organismos, sin adaptaciones especiales, están sujetos a un estrés fisiológico incompatible con su vida.

Teniendo en cuenta que pueden ocurrir cambios en los mecanismos de regulación a lo largo del desarrollo ontogenético (Bianchini & Woods, 2008), sería de importancia la realización de estudios mediante ensayos crónicos, que permitan obtener información sobre el efecto de la salinidad sobre el desarrollo y la fecundidad de estas dos importantes especies y sus consecuencias a niveles ecológicos más altos (Heine-Fuster, *et al.*, 2010).

7.- CONCLUSIONES

- Las lagunas estudiadas en La Pampa difieren de las “pampásicas” típicas debido a su carácter arreico, tipo de alimentación, temporalidad y fluctuaciones de la salinidad.
- Los resultados de este estudio contradicen la afirmación sobre la ausencia de especies de *Daphnia* en lagos salados, propuesta por el Modelo de los Estados Alternativos de los lagos someros, ya que en las cuatro lagunas se registró *D. menucoensis*. El consumo por parte de esta especie halófila en ausencia de depredadores vertebrados, la elevada transparencia del agua y la presencia de macrófitas en dos lagunas permite afirmar la aplicabilidad del Modelo de Estados Alternativos de lagos someros a ambientes hipo-mesosalinos.
- Las lagunas estudiadas fueron hipertróficas y las concentraciones de nutrientes registradas en el agua fueron mayores que las encontradas en lagos someros de otros lugares de Argentina. Las elevadas concentraciones de nutrientes pueden deberse a la acumulación y concentración dadas por las entradas por escorrentía y redisolución desde los sedimentos y a que, debido a su carácter arreico, las salidas de agua se producen principalmente por evaporación.
- Las concentraciones de clorofila *a* fueron reducidas, lo que pudo deberse principalmente a la limitación por nitrógeno para el desarrollo del fitoplancton y a la presencia de cladóceros de gran tamaño.
- La diversidad fue baja y mostró relación negativa con la salinidad. La asociación de especies registrada correspondió a la de los lagos salinos sin peces de La Pampa, dominada por *Daphnia menucoensis*, *Moina eugeniae*, *Boeckella poopensis* y *Hexarthra fennica*.
- La salinidad afectó positivamente la densidad total del zooplankton, a excepción de la laguna El Carancho donde esto se debió principalmente a la alta

abundancia del microzooplankton a comienzos del estudio, cuando la salinidad fue baja.

- La biomasa total y la del macrozooplankton se vieron influidas positivamente por la salinidad. A su vez, la biomasa total estuvo determinada principalmente por la densidad del macrozooplankton más que por el tamaño de los organismos. Además, la biomasa registrada en las lagunas estudiadas fue mucho más elevada que la encontrada en lagos someros de la provincia de Buenos Aires.
- La ausencia de depredadores vertebrados favoreció la producción secundaria del zooplankton, ya que permitió que prosperaran especies de talla grande, a diferencia de otras lagunas de La Pampa donde se registra fauna íctica.
- El control *bottom up* sobre la comunidad zooplanktónica en este tipo de ambientes se evidenció en que, tanto la biomasa como la densidad totales, fueron afectadas positivamente por la disponibilidad de alimento, representado por la clorofila *a* fitoplanctónica y partículas de sólidos suspendidos orgánicos. El control *bottom up* también se comprobó al considerar la biomasa y la densidad del macro y el microzooplankton por separado, dadas las relaciones positivas encontradas con las concentraciones de clorofila *a* y sólidos suspendidos orgánicos.
- *B. poopoensis* fue la especie que más biomasa aportó y la que presentó mayor densidad en tres de las cuatro lagunas. Las relaciones positivas entre ambos parámetros y la salinidad, permiten confirmar su carácter halófilo y eurihalino.
- La biomasa y la abundancia de *M. eugeniae* mostraron relaciones positivas con la salinidad, evidenciando su carácter mesosalino, mientras que en el caso de *D. menucoensis* fueron afectadas negativamente, ya que esta especie se encuentra mejor adaptada a un rango hipo-mesosalino. Sin embargo, las tallas de ambas especies se vieron afectadas negativamente por la salinidad.

- *M. eugeniae* y *D. menucoensis* se registraron en las mismas lagunas, aunque con alternancia temporal en la dominancia, lo que podría deberse a competencia por los recursos, mediada por la salinidad, dada su diferente tolerancia y a que ambas pueden tener diferentes requerimientos de temperatura.
- La eficiencia de filtración de *D. menucoensis* y su importancia en el mantenimiento del estado claro del agua, se vio reflejado en la relación positiva entre su biomasa y densidad con la transparencia del agua.
- Los escasos aportes de biomasa de los rotíferos, a pesar de estar representados por especies de talla grande, pudieron deberse a que, a excepción de picos esporádicos, no alcanzaron densidades elevadas, ya que no podrían competir por los recursos alimentarios con los crustáceos.
- En las poblaciones de cladóceros, tanto de *M. eugeniae* como de *D. menucoensis*, predominó la fracción partenogenética. La reproducción de las hembras partenogenéticas de ambas especies se vio afectada positivamente por la temperatura del agua, ya que la mayor producción de huevos por hembra coincidió con meses cálidos y con mayor oferta alimentaria.
- La mayor estabilidad de la salinidad, uno de los principales factores abióticos en este tipo de ambientes, trae aparejada una mayor proporción de reproducción por partenogénesis, con mayor producción de huevos y menor presencia de gamogénesis. Esta situación se comprobó en Chadilauquen, donde las poblaciones de *M. eugeniae* y *D. menucoensis* estarían reguladas más por la temperatura que por la salinidad.
- A modo de estrategia ante la inestabilidad ambiental, cuando la salinidad fue más fluctuante, en la población de *M. eugeniae* hubo mayor proporción de gamogénesis, lo que pudo comprobarse en San José y Utracán, mientras que en la de *D. menucoensis* hubo menor cantidad de hembras partenogenéticas con huevos y las mismas fueron de talla más grande, tal lo registrado en El Carancho.

- Dado su carácter eurihalino y halotolerante, la talla de las hembras con huevos y el número de éstos, en el caso de *B. poopoensis* no estarían afectados por la salinidad sino por la disponibilidad de alimento, evidenciando la importancia del efecto *bottom up*.
- Los bioensayos agudos mostraron que los neonatos de *M. eugeniae* fueron más tolerantes al incremento de la salinidad que los *D. menucoensis*, situación que coincidió con lo observado en condiciones naturales, sin embargo, el límite inferior de tolerancia fue mucho menor al registrado a campo.
- Dada la ausencia de depredadores en los ambientes estudiados, la biomasa, densidad y éxito reproductivo de las principales especies estarían controlados principalmente por la salinidad, la temperatura y/o la disponibilidad de alimento.
- Los resultados obtenidos permiten aceptar las hipótesis 1; 3 y 4, mientras que la hipótesis 2 no puede aceptarse, dado que, a pesar de las diferencias en la salinidad de las lagunas, no se encontraron relaciones consistentes entre este parámetro y las concentraciones de nutrientes, clorofila *a* o sólidos suspendidos orgánicos.

8.- PERSPECTIVAS FUTURAS

El desarrollo de este trabajo de tesis, permitió responder las hipótesis propuestas, aportando nueva información sobre la biomasa del zooplankton de lagos someros salinos, y además generó nuevos interrogantes que abrieron nuevas líneas de investigación y profundizaron otras.

Actualmente se están desarrollando dos Proyectos de Investigación acreditados por la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la UNLPam. El primero de ellos se desarrolla en la laguna de Utracán, una de las estudiadas en esta tesis, durante un período en el que este cuerpo de agua ha cambiado profundamente su composición zooplanctónica, características físicas, químicas y biológicas después de una sequía que redujo drásticamente su volumen y modificó su profundidad de 1,6 m a 0,2 m. Este ambiente permitirá estudiar las consecuencias de la inestabilidad de los lagos someros salinos de la provincia. Además, entre los temas a estudiar, está el reemplazo en dicha laguna, de las poblaciones de cladóceros y copépodos por la especie nativa *Artemia persimilis* y dado que este es un ambiente poco disturbado por el hombre, es también una oportunidad para estudiar el ciclo de vida de este crustáceo en condiciones naturales, en particular cuando se está observando el avance de su cogenérica *A. franciscana* (introducida al país con fines comerciales) desde el norte, con el riesgo de reemplazarla dada su mayor plasticidad fenotípica y a que está en expansión evolutiva (Clegg & Gajardo, 2009).

El segundo proyecto que ha comenzado a desarrollarse, hace hincapié en el estudio mediante ensayos de tipo ecofisiológico, de la tolerancia a la salinidad de algunas especies de crustáceos de distribución neotropical, registradas en los ambientes estudiados y en como este factor abiótico influye sobre el desarrollo de las poblaciones de las mismas.



9.- REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adamowicz, S., P. Hebert & M. C. Marinone, 2004. Species diversity and endemism in the *Daphnia* of Argentina: a genetic investigation. *Zoological Journal of the Linnean Society* (140): 171 – 205.
- Aladin, N. V., 1991. Salinity tolerance and morphology of the osmoregulation organs in Cladocera with special reference to Cladocera of Aral sea. *Hydrobiologia* (225): 291 -299.
- Aladin, N. V. & W. T. W.Potts, 1995. Osmoregulatory capacity of the Cladocera. *J. Comp. Physiol. B*, 164, 671–683.
- Alonso, M., 1985. Las lagunas de la España peninsular: taxonomía, ecología y distribución de los cladóceros. Tesis doctoral. Universidad de Barcelona, 795 pp.
- Alonso, M. 1996. *Crustacea, Branquiopoda*. En Fauna Ibérica. Vol. 7 en Ramos, M. A. *et al.* (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid. 486 pp.
- APHA, 1992. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 18th edition. American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) and Water Pollution Control Federation (WPCF), Washington, DC.
- Arar, E. J., 1997. In Vitro Determination of Chlorophylls a, b, c + c and Pheopigments in Marine and Freshwater Algae by Visible Spectrophotometry. Method 446.0. U.S. Environmental Protection Agency.
- Arbuckle, K. & J. Downing, 2001. The influence of watershed land use on lake N: P in a predominantly agricultural landscape. *Limnology and Oceanography* 46 (4): 970 – 975.
- Arдохайн, D., H. Benítez, M. Claps & N. Gabellone, 2005. Estructura y dinámica de rotíferos planctónicos en dos lagunas pampásicas: similitudes y diferencias. *Biología Acuática* 22: 7 - 18.
- Bayly, I. A. E., 1967. The general biological classification of aquatic environments with special reference to those of Australia. Pp. 78-104 in A. H. Weatherley, ed. *Australian inland waters and their fauna*. Australian National University Press, Canberra.

- Balseiro, E. G., B. E. Modenutti & C. P. Queimaliños, 2001. Feeding of *Boeckella gracilipes* (Copepoda, Calanoida) on ciliates and phytoflagellates in an ultraoligotrophic Andean lake. *J. Plankton Res.* 23: 849-857.
- Bayly, I. A. E., 1992a. Fusion of the genera *Boeckella* and *Pseudoboeckella* (Copepoda) and revision of their species from South America and sub-Antarctic islands. *Revista Chilena de Historia Natural* 65: 17 - 63.
- Bayly, I. A. E., 1992b. The non-marine Centropagidae (Copepoda:Calanoida) of the world. In: H. J. Dumont (ed.) *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World*. SPB Academic Publishers, The Hague.
- Bayly, I. A. E., 1993. The fauna of athalassic saline waters in Australia and the Altiplano of South America: comparisons and historical perspectives. *Hydrobiologia* 267: 225 - 231.
- Bennett, E. M., T. Reed-Andersen, J. Houser, J. Gabriel, & S. Carpenter, 1999. A phosphorus budget for the lake Mendota watershed. *Ecosystems* 2: 69 - 75.
- Bianchini, A. & C. Woods, 2008. Sodium uptake in different life stages of crustaceans: the water flea *Daphnia magna* Strauss. *Journal of Experimental Biology* 211: 539-547.
- Borell Lövestedt, C. & L. Bengtsson, 2008. The role of non-prevailing wind direction on resuspension and redistribution of sediments in a shallow lake. *Aquatic Sciences* 70: 304 - 313.
- Bos, D. G., B. F. Cumming, C. E. Watters & J. P. Smol, 1996. The relationship between zooplankton, conductivity and lake water ionic composition in 111 lakes from the Interior Plateau of British Columbia. Canada. *Int. J. Salt Lake Res.* 5: 1-15.
- Boveri, M. & R. Quirós, 2007. Cascading trophic effects in pampean shallow lakes: results of a mesocosm experiment using two coexisting fish species with different feeding strategies. *Hydrobiologia* 584: 215 - 222.
- Boxshall, G. & D. Defaye, 2008. Global diversity of copepods (Crustacea: Copepoda) in freshwater. *Hydrobiologia* 595:195 - 207.
- Bremigan, M., P. Soranno, M. González, D. Bunnell, K. Arend, W. Renwick, R. Stein & M. Vanni, 2008. Hydrogeomorphic features mediate the effects of land use/cover on reservoir productivity and food webs. *Limnology and Oceanography* 53(4): 1420 - 1433.
- Brooks, J. L. & S. I. Dodson, 1965. Predation, body size, and composition of plankton. *Science* 150: 28-35.

- Brucet, S., D. Boix, S. Gascón, J. Sala, X. Quintana, A. Badosa, M. Søndergaard, T. Lauridsen & E. Jeppesen, 2009. Species richness of crustacean zooplankton and trophic structure of brackish lagoons in contrasting climate zones: north temperate Denmark and Mediterranean Catalonia (Spain). *Ecography* 32:692 – 702.
- Bucher E.H. (ed.), 2006. Bañados del río Dulce y laguna Mar Chiquita (Córdoba, Argentina). Academia Nacional de Ciencias (Córdoba, Argentina).
- Burns, C. W. & J. J. Gilbert, 1986. Effects of daphnid size and density on interference between *Daphnia* and *Keratella cochlearis*. *Limnol. Oceanogr.*, 31, 848–858.
- Cabrera, A., 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. Fascículo 1, Enciclopedia Argentina de agricultura y jardinería. Ed. Acme. 85 pp.
- Calmels, A. P. & S. Casadío, 2005. Compilación geológica de la provincia de La Pampa. Ed. Amerindia, Santa Rosa. 322 pp.
- Campbell, C. & E. Prepas, 1986. Evaluation of factors related to the unusually low chlorophyll levels in prairie saline lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 846-854.
- Cano, E. (coord.), 1980. Inventario Integrado de los Recursos Naturales de la provincia de La Pampa. Ed. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Provincia de La Pampa y Universidad Nacional de La Pampa, Buenos Aires. 493 pp.
- Capece, J., K. Campbell, P. Bohlen, D. Graetz & K. Portier, 2007. Soil phosphorus, cattle stocking rates, and water quality in subtropical pastures in Florida, USA. *Rangeland Ecology and Management* 60: 19 – 30.
- Carpenter, S., N. Caraco, D. Correll, R. Howarth, A. Sharpley & V. Smith, 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* 8(3): 559 - 568.
- Casagrande, G. A., G. T. Vergara & Y. Bellini, 2006. Cartas agroclimáticas actuales de temperaturas, heladas y lluvias de la provincia de La Pampa (Argentina). *Revista de la Facultad de Agronomía* 17(1/2): 15-22.
- Chang, K., T. Nagata & T. Hanazato, 2004. Direct and indirect impacts of predation by fish on the zooplankton community: an experimental analysis using tanks. *Limnology* 5: 121 - 124.
- Claps, M. C., N. A. Gabellone & H. H. Benítez, 2004. Zooplankton biomass in an eutrophic shallow lake (Buenos Aires, Argentina): spatio-temporal variations. *Ann. Limnol. Int. J. Lim.* 40 (3): 201-210.

- Clegg, J. & G. Gajardo, 2009. Two highly diverged New World *Artemia* species, *A. franciscana* and *A. persimilis*, from contrasting hypersaline habitats express a conserved stress protein complement. *Comparative Biochemistry and Physiology* 153 (4): 451 – 456.
- Cohen, R. G., 2006. Los anostracos, ejemplo de una compleja estrategia de supervivencia. *Revista Digital Universitaria, México* 7(11):1-10. <http://www.revista.unam.mx/vol.7/num11/art94/int93.htm>
- Cole, G.A., 1988. *Manual de limnología*. Ed. Hemisferio Sur, Bs. As.
- Comin, F. A. & M. Alonso, 1988. Spanish salt lakes: their chemistry and biota. *Hydrobiologia* 158: 237-245.
- Conde-Porcuna, J., E. Ramos-Rodríguez & R. Morales-Baquero, 2004. El zooplankton como integrante en la estructura trófica de los sistemas acuáticos lénticos. *Ecosistemas* (2). URL: <http://www.aet.org/ecosistemas/042/investigacion3.htm>
- Dangavs, N., 1995. Morfometría de cuerpos lénticos. p 27-44. En: Lopretto E. y G. Tell (eds) *Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio*. Ediciones Sur, La Plata.
- De La Fuente Freyre, J. A., 1994. *Zoología de Artrópodos*. Ed. Interamericana. Mac-Graw-Hill.
- De los Ríos, P., 2005. Richness and distribution of zooplanktonic crustacean species in Chilean altiplanic and southern Patagonia ponds. *Polish Journal of Environmental Studies* 14: 817 - 822.
- De Los Ríos, P. & J. Crespo, 2004. Salinity effects on the abundance of *Boeckella poopoensis* (Copepoda, Calanoida) in saline ponds in the Atacama desert, northern Chile. *Crustaceana*, 77 (4): 417-423.
- De Vicente, I., V. Amores & L. Cruz-Pizarro, 2006. Instability of shallow lakes: A matter of the complexity of factors involved in sediment and water interaction? *Limnetica* 25(1-2): 253-270.
- Dodson, S. I., 1974. Zooplankton competition and predation: An experimental test of the size-efficiency hypothesis. *Ecology* 55: 605-613.
- Dowing, J. & F. H. Rigler, 1984. *A Manual on methods for the Assesment of Secondary Productivity in Fresh Waters*. Blackwell Scientific Publication. 501 pp.

- Dumont, H. J., I. van de Velde & S. Dumont, 1975. The dry weight estimate of biomass in a selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters. *Oecologia* 19: 75-97.
- Echaniz, S., 2010. Composición y abundancia del zooplankton en lagunas de diferente composición iónica de la provincia de La Pampa. Tesis Doctoral, Facultad de Ciencias Exactas, Físico Químicas y Naturales, Universidad Nacional de Río Cuarto.
- Echaniz, S. & A. Vignatti, 1996. Cladóceros limnéticos de la provincia de La Pampa Argentina). *Rev. Fac. Agronomía. UNLPam* 9 (1):65-80.
- Echaniz, S. & A. Vignatti, 2001. Composición y variación anual de la taxocenosis de cladóceros (Crustacea: Anomopoda y Ctenopoda) planctónicos y química del agua de la laguna Don Tomás (La Pampa, Argentina). *Rev. Fac. Agronomía. UNLPam* 12: 23-35.
- Echaniz, S. & A. Vignatti, 2002. Variación anual de la taxocenosis de cladóceros planctónicos (Crustacea: Branchiopoda) de una laguna de elevada salinidad (La Pampa, Argentina). *Neotrópica* 48: 11-17.
- Echaniz, S., A. Vignatti, S. José de Paggi & J. C. Paggi, 2005. Riqueza y composición del zooplankton de lagunas saladas de Argentina. *Revista FABICIB* 9: 25 – 39.
- Echaniz, S., A. Vignatti, S. José de Paggi, J. Paggi & A. Pilati, 2006. Zooplankton seasonal abundance of South American Saline Shallow lakes. *International Review of Hydrobiology* (91): 86 - 100.
- Echaniz, S., A. Vignatti & P. Bunino, 2008. El zooplankton de un lago somero hipereutrófico de la región central de Argentina. Cambios después de una década. *Biota Neotropica*. 8(4): 63 - 71.
- Echaniz, S., A. Vignatti & G. Cabrera, 2009. Características limnológicas y variación estacional del zooplankton de una laguna turbia orgánica de salinidad media de la provincia de La Pampa. *Biología Acuática* 26: 71-82.
- Echaniz, S. & A. Vignatti, 2010. Diversity and changes in the horizontal distribution of crustaceans and rotifers in an episodic wetland of the central region of Argentina. *Biota Neotropica* 10(3): 133-141.
- Echaniz, S. & A. Vignatti, 2011. Seasonal variation and influence of turbidity and salinity on the zooplankton of a saline lake in Central Argentina. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 39(2): 306-315

- Echaniz, S., A. M. Vignatti, S. B. José de Paggi & J. C. Paggi, 2010. Los nutrientes en los sedimentos de lagunas de La Pampa. Relación con la granulometría y uso de la tierra. Libro de Trabajos del 3° Congreso Pampeano del Agua. Pp. 23-31.
- Edmonson, W. T. & G. G. Winberg (eds.), 1971. A manual on methods for the assessment of secondary productivity in freshwaters. IBP Handbook 17. Blackwell, Oxford.
- Evans, M. S., M. T. Arts & R. D. Robarts, 1996. Algal productivity, algal biomass, and zooplankton biomass in a phosphorus-rich saline lake: deviations from regression model predictions. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53:1048-1060.
- Forró, L., N. Korovchinsky, A. Kotov & A. Petrusek, 2008. Global diversity of cladocerans (Cladocera; Crustacea) in freshwater. *Hydrobiologia* 595: 177 - 184.
- Gabellone, N., L. C. Solari & M. C. Claps, 2001. Planktonic and physico-chemical dynamics of markedly fluctuating backwater pond associated with a lowland river (Salado River, Buenos Aires, Argentina). *Lakes and Reservoirs: Research and Management* 6: 133-142.
- Gaedke, U., A. Seifried & R. Adrian, 2004. Biomass size spectra and plankton diversity in a shallow eutrophic lake. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 89 (1): 1-20.
- Geddes, M. C., P. De Dekker, W. D. Williams, D. W. Morton & M. Topping, 1981. On the chemistry and biota of some saline lakes in Western Australia. *Hydrobiologia*. 82: 201-222.
- Gesti, J., A. Badosa, A. Quintana & D. Xavier, 2005. Reproductive potential in *Ruppia cirrhosa* (Petagna) grande in response to water permanence. *Aquatic Botanic*. 81(3): 191-198.
- Gilbert, J. J., 1985. Competition between rotifers and *Daphnia*. *Ecology* 66(6): 1943-1950.
- Gilbert, J. J. & H. J. MacIsaac, 1989. The susceptibility of *Keratella cochlearis* to interference by small cladocerans. *Freshwater Biology* 22:333-339.
- Gómez, S., J. Fleeger, A. Rocha-Olivares & D. Foltz, 2003. Four new species of *Cletocamptus* Schmankewitsch, 1875, closely related to *Cletocamptus deitersi* (Richard, 1897). *Journal of Natural History* 37: 1 - 64.
- Goulden, C. E., 1968. The systematics and evolution of the Moinidae. *Trans. Amer. Phil. Soc.* 58 (6): 1-101.

- Green, J. D. & S. Mengestou, 1991. Specific diversity and community structure of Rotifera in a salinity series of Ethiopian inland waters. *Hydrobiologia* 209: 95-106.
- Green, J., 1993. Zooplankton associations in East African Lakes spanning a wide salinity range. *Hydrobiologia* 267: 249-256.
- Greenwald, G. M. & S. H. Hurlbert, 1993. Microcosm analysis of salinity effects on coastal lagoons plankton assemblages. *Hydrobiologia* 267: 307-335.
- Grosman, F. (Comp.), 2008. Espejos en la llanura. Nuestras lagunas de la región pampeana. Ed. Universidad Nacional del Centro de la provincia de Buenos Aires, Tandil. 174 pp.
- Gülle, I., I. Turna, S. Güçlü, P. Gülle & Z. Güçlü, 2010. Zooplankton seasonal abundance and vertical distribution of highly alkaline lake Burdur, Turkey. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 10: 245-254.
- Hall, C. J. & C. W. Burns, 2002. Mortality and growth responses of *Daphnia carinata* to increases in temperature and salinity. *Freshwater Biology* 47: 451-458.
- Hall, C. J. & C. W. Burns, 2003. Responses of crustacean zooplankton to seasonal and tidal salinity changes in the coastal Lake Waiholo, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 37: 31-43.
- Hammer, U. T., 1986. Saline Lake Ecosystems of the World. *Monographiae Biologicae* 59. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, 616 pp.
- Heine-Fuster, I., C. Vega-Retter, P. Sabat & R. Ramos-Jiliberto, 2010. Osmoregulatory and demographic responses to salinity of the exotic cladoceran *Daphnia exilis*. *J. Plankton Research* 32(10): 1405-1411
- Herbst, D. B., 2001. Gradients of salinity stress, environmental stability and water chemistry as a template for defining habitat types and physiological strategies in inland salt waters. *Hydrobiologia* 466: 209-219.
- Hill, R. W., G. Wyse & M. Anderson. 2006. Fisiología animal. Ed. Med. Panamericana. 916 pp.
- Horppila, J., H. Peltonen, T. Marinen, E. Luokkanen & T. Kairesalo, 1998. Top-down or Bottom-up. Effects by fish: Issues of concern in biomanipulation of lakes. *Restoration Ecology* 6(1): 20-28.
- Hrbáček, J. 1962. Species composition and the amount of zooplankton in relation to the fish stock. *Rozpr. Česk. Akad. Ved* 72(10): 116 pp.

- Huang, Q., Z. Wang, C. Wang, S. Wang & X. Jin. 2005. Phosphorus release in response to pH variation in the lake sediments with different ratios of iron – bound P to calcium – bound P. *Chemical speciation and bioavailability* 17(2): 55 – 61.
- Hupfer, M. & J. Lewandowski, 2008. Oxygen controls the phosphorus release from lake sediments - a long-lasting paradigm in Limnology. *International Review of Hydrobiology* 93 (4-5): 415 – 432.
- Hurlbert, S. H. & C. Y. Chang., 1984. Ancient ice islands in salt lakes of the central Andes. *Science* 224: 299-302.
- Iriondo, M., 1989. Quaternary lakes of Argentina. *Paleogeography Paleoclimatology Paleoecology* 70: 81 - 88.
- Ivanova, M.B., 1990. Zooplankton of highly saline lakes. *Hydrobiological Journal*. 26(6): 1-9.
- Izaguirre, I., L. Allende & M. C. Marinone, 2003. Comparative study of the planktonic communities of three lakes of contrasting trophic status at Hope Bay (Antarctic Peninsula). *J. Plankton Res.* 25: 1079-1097.
- Jellison, R., H. Adams & J. M. Melack, 2001. Re-appearance of rotifers in hypersaline Mono Lake, California, during a period of rising lake levels and decreasing salinity. *Hydrobiologia* 466: 39–43.
- Jeppesen, E., M. Søndergaard, E. Kanstrup, I. Pedersen, R. Henriksen, M. Hammershøj, E. Mortensen, J. Jensen & A. Have, 1994. Does the impact of nutrients on the biological structure and function of brackish and freshwater lakes differ? *Hydrobiologia* 275/376: 15-30.
- Jeppesen, E., J. Jensen, M. Søndergaard, T. Lauridsen & F. Landkildehus, 2000. Trophic structure, species richness and biodiversity in danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater biology* 45: 201-218.
- Jeppesen, E., M. Søndergaard, A. R. Pedersen, K. Jürgens, A. Strzelczak, T. L. Lauridsen & L. S. Johansson, 2007. Salinity Induced Regime Shift in Shallow Brackish Lagoons. *Ecosystems* (10): 47–57.
- Jeppesen, E., M. Søndergaard, M. Meerhoff, T. L. Lauridsen & J. P. Jensen, 2007b. Shallow lake restoration by nutrient loading reduction- some recent findings and challenges ahead. *Hydrobiologia* 584: 239–252.
- Jeppesen, E., M. Meerhoff, B. Jacobsen, R. Hansen, M. Søndergaard, J. Jensen, T. Lauridsen, N. Mazzeo & C. Branco, 2007c. Restoration of shallow lakes by nutrient

- control and biomanipulation - the successful strategy varies with lake size and climate. *Hydrobiologia* 581: 269 - 285.
- José de Paggi, S. & W. Koste, 1987. Rotifera from Saladillo river basin (Santa Fe province, Argentina). *Hydrobiologia* 157 : 13-20.
- José de Paggi, S., 1988. Estudio sinóptico del zooplankton de cauces y tributarios del valle aluvial del Río Paraná, Tramo Goya-Diamante (II Parte). *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 23 (3): 149-163.
- José de Paggi, S., 1989. Rotíferos de algunas provincias del Noroeste de Argentina. *Rev. Hydrobiol. Trop.* 22: 223-238.
- Kalff, J., 2002. *Limnology. Inland Water System*. Prentice Hall. 592 pp.
- Katsev, S., I. Tsandev, I. Heureux & D. Rancourt, 2006. Factors controlling long-term phosphorus efflux from lakes sediments: exploratory reactive-transport modeling. *Chemical Geology* 324: 127 – 147.
- Korovchinsky, N. M., 1992. *Sididae y Holopedidae (Crustacea: Daphniiformes)*. Guides to Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World. III. SPB Academic Publishing, The Hage, 82 pp.
- Koste, W., 1978. *Rotatoria. Die Radertiere Mitteleuropas*. Borntraeger, 673 pp.
- Krogerus, K & P. Ekholm, 2003. Phosphorus in settling matter and bottom sediments in lakes loaded by agriculture. *Hydrobiologia* 429: 15 - 28.
- Locascio de Mitrovich, C., A. Villagra de Gamundi, J. Juárez & M. Ceraolo, 2005. Características limnológicas y zooplankton de cinco lagunas de la Puna Argentina. *Ecología en Bolivia* 40(1): 10 - 24.
- López, P., 1986. Composición del sedimento en sistemas acuáticos del litoral mediterráneo español. *Limnética* 2:11-18.
- Louette, G. & L. De Meester, 2004. Rapid colonization of a newly created habitat by cladocerans and the initial build-up of a *Daphnia*-dominated community. *Hydrobiologia* 513: 245–249, 2004.
- Licoff, P. & F. Grosman, 2008. Aspectos ecológicos de las lagunas pampeanas y su posible influencia sobre las pesquerías del pejerrey: el caso de la laguna El Coraje. *Biología Acuática* 24: 27-32.
- MacIsaac, H. J. & J. J. Gilbert, 1989. Competition between rotifers and cladocerans of different body sizes. *Oecologia* 81:295-301.

- MacIsaac, H. J. & J. J. Gilbert, 1991. Competition between *Keratella cochlearis* and *Daphnia ambigua*: effects of temporal patterns of food availability. *Freshwater Biology* 25:189-198.
- Maizels, P., E. Etchepare, E. Chornomaz, J. Bustingorry, R. Escaray & V. Conzonno, 2002. Parámetros abióticos y biomasa planctónica en la laguna Chascomús (Pcia. Buenos Aires). Período de inundación 2002. <http://www.ilpla.edu.ar/Ecopamp/Conzonno.pdf>
- Manca, M., J. Vijverberg, L. Polishchuk & D. Voronov, 2008. *Daphnia* body size and population dynamics under predation by invertebrate and fish predators in Lago Maggiore: an approach based on contribution analysis. *Journal of Limnology* 67(1): 15 - 21.
- Mangeaud, A., 2004. La aplicación de técnicas de ordenación multivariadas en la entomología. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina* 63 (3 - 4): 1 - 10.
- Margalef, R., 1983. *Limnología*. Ed. Omega. Barcelona. 1010 pp.
- Markensten, H. & D. C. Pierson, 2003. A dynamic model for flow and wind driven sediment resuspension in a shallow basin. *Hydrobiologia* 494: 305–311.
- Mariñelarena, A. & S. Gómez, 2008. Eutrofización de las lagunas pampeanas. Efectos secundarios sobre los peces. *Biología Acuática* 24:43-48.
- Martínez-Jerónimo, F. & Félix Espinosa-Chávez, 2005. Notes on the reproduction and survival of *Moina hutchinsoni* Brehm, 1937 (Moinidae: Anomopoda) grown in media of varying salinity. *Aquatic Ecology* 39: 113 – 118.
- McCauley, E., 1984. The estimation of the abundance and biomass of zooplankton in samples. Pp 228-265. En: Downing, J. A. y F. H. Rigler (eds.). *A manual on methods for the assessment of secondary productivity in freshwaters*. 2ª ed. Blackwell Scientific. Publ. Oxford.
- Menéndez, M., D. Carlucci, M. Pinna, F. Comin & A. Basset, 2003. Effect of nutrients on decomposition of *Ruppia cirrhosa* in a shallow coastal lagoon. *Hydrobiologia* 506/509: 729–735, 2003.
- Menu-Marque, S. A. & C. Locascio de Mitrovich, 1998. Distribución geográfica de las especies del género *Boeckella* (Copepoda, Calanoida, Centropagidae) en la República Argentina. *Physis*, B, 56: 1- 10.

- Menu-Marque, S., J. Morrone & C. Locascio de Mitrovich, 2000. Distributional patterns of the south american species of *Boeckella* (Copepoda: Centropagidae): a track analysis. *Journal of Crustacean Biology* 20 (2): 262 - 272.
- Modenutti, B. E., 1993. Summer population of *Hexarthra bulgarica* in a high altitude lake of South Andes. *Hydrobiologia* 259: 33-37.
- Modenutti, B., E. Balseiro, M. Diéguez, C. Queimaliños & R. Albariño, 1998. Heterogeneity of fresh-water Patagonia ecosystems. *Ecologia Austral* 8: 155 - 165.
- Moore, P., K. Reddy & D. Graetz, 1991. Phosphorus geochemistry in the sediment-water column of an hypereutrophic lake. *Journal of Environmental Quality* 20: 869 - 875.
- Moss, B., 1994. Brackish and freshwater shallow lakes- different systems or variations on the same theme? *Hydrobiologia* 275/276: 1-14.
- Moss, B., J. Madgwick & G. Phillips, 1996. A guide to the restoration of nutrient- enriched shallow lakes. Ed. Environment Agency, Norwich.
- Muylaert, K., S. Declerck, J. Van Wichelen, L. De Meester & W. Vyverman, 2006. An evaluation of the role of daphnids in controlling phytoplankton biomass in clear water versus turbid shallow lakes. *Limnologia* 36: 69 - 78.
- Nagid, E., D. Canfield Jr. & M. Hoyer, 2001. Wind-induced increases in trophic state characteristics of a large (27 km²), shallow (1.5 m mean depth) Florida lake. *Hydrobiologia* 455: 97 - 110.
- Obrador, B., J. Pretus & M. Menéndez, 2007. Spatial distribution and biomass of aquatic rooted macrophytes and their relevance in the metabolism of a Mediterranean coastal lagoon. *Scientia Marina* 71(1): 57 - 64.
- OECD (Organization for Economic Cooperation and Development), 1982. Eutrophication of waters. Monitoring, Assesment and Control. Final report. París 154 pp.
- Olivier, S. R., 1955. Contribution to the limnological knowledge of the Salada Grande lagoon. *Proc. Int. Assoc. Limnol.* 12: 302-308.
- Olivier, S. R., 1962. Los cladóceros argentinos, con clave de las especies, notas biológicas y distribución geográfica. *Rev. del Museo de La Plata (NS) Sec. Zool.* 7: 173-269.
- Olivier, R. S., 1965. Rotíferos planctónicos de Argentina. *Rev. Mus. La Plata (N.S.) Zool.* 8 (63):177-260.
- Paggi, J. C., 1995. Cladocera. pp. 909 - 951. En: Lopretto E. y G. Tell (eds) *Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio.* Ediciones Sur, La Plata.

- Paggi, J. C., 1996. *Daphnia (Ctenodaphnia) menucoensis* (Anomopoda; Daphniidae): a new species from athalassic saline waters in Argentina. *Hydrobiologia* 319: 137-147.
- Paggi, J., 1998. Cladocera (Anomopoda y Ctenopoda). Pp. 507-518. En: S. Coscarón & J. J. Morrone (eds), Biodiversidad de Artrópodos Argentinos. Ediciones Sur, La Plata.
- Pérez, C., 2004. Técnicas de análisis multivariante de datos. Pearson Educación S.A., Madrid.
- Peters, R. H., 1987. Metabolism in *Daphnia*. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 45: 193-243.
- Peñalva Arana, D. C. & M. Manca, 2007. An SEM study of the nuchal organ in *Daphnia himalaya* (nov. sp.) embryos and neonates collected from the Khumbu region (Nepalese Himalayas). *J. Limnol.* 66(2): 153-159
- Phillips, J. G., 1976. Fisiología ecológica. Blume ediciones, Madrid. 248 pp.
- Pilati, A., 1997. Copépodos calanoideos de la provincia de La Pampa. *Rev. Fac. Agronomía UNLPam* 9 (2): 57-67.
- Pilati, A., 1999. Copépodos ciclopoideos en la provincia de La Pampa (Argentina). *Rev. Fac. Agronomía- UNLPam* 10 (1): 29-44.
- Pinder, A. M., S. A. Halse, J. M. McRae & R. J. Shiell, 2004. Aquatic invertebrate assemblages of wetlands and rivers in the wheatbelt region of Western Australia. *Records of the Western Australian Museum Supplement No. 67: 7-37.*
- Ponce de León, E., 1998. Evapotranspiración. Pag. 31-42. En Fundación Chadileuvú (eds.). *El agua en La Pampa*. Fondo Editorial Pampeano, Santa Rosa.
- Potthoff, A., B. Herwig, M. Hanson, K. Zimmer, M. Butler, J. Reed, B. Parsons & M. Ward, 2008. Cascading food-web effects of piscivore introductions in shallow lakes. *Journal of Applied Ecology* 45: 1170 – 1179.
- Pourriot, R., 1977. Food and feeding habits of the Rotifera. *Arch. Hydrobiol. Beih. (Ergebn. Limnol.)* 8: 243-260.
- Prepas, E. E. & T. Charette, 2003. Worldwide eutrophication of Water Bodies: Causes, Concerns, Controls. In *Treatise on Geochemistry*, vol 9: 311-331. Elsevier Ltd.
- Quirós, R., 1997. Classification and State of the Environment of the Argentinean Lakes. (p: 29-50). ILEC Workshop on Better Management of the Lakes of Argentina, San Martín de Los Andes, Argentina. In *Study Report for the Lake Environment Conservation in Developing Countries: Argentina*. 229 pp.

- Quirós, R., A. Rennella, M. Boveri, J. J. Rosso & A. Sosnovsky, 2002. Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas pampeanas. *Ecología Austral* 12: 175-185.
- Reid, J. W., 1985. Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). *Bolm. Zool., Univ. S. Paulo* 9: 17-143.
- Ringuelet, R. A., 1958. Los Crustáceos Copépodos de las aguas continentales de la República Argentina. Sinópsis sistemática. *Contrib. cient. Fac. Cs. Ex. Fis. y Nat. U.B.A, Zool.*, 1: 35 – 126.
- Ringuelet, R. A., 1962. *Ecología acuática continental*. Manuales EUDEBA, Buenos Aires, 138 pp.
- Ringuelet, R. A., 1968a. Biogéographie des copépodes d'eau douce de l'Argentine. pp. 261 - 267. In: Dellamare-Debouteville, C. & E. H. Rappoport (eds.) *Biologie de l'Amérique australe* 4, C.N.R.S., Paris.
- Ringuelet, R. A., 1968b. Tipología de las lagunas de la provincia de Buenos Aires. *La limnología regional y los tipos lagunares*. *Physis* 28 (76): 65-76.
- Ringuelet, R. A., 1972. *Ecología y Biocenología del habitat lagunar o lago de tercer orden de la región neotrópica templada (Pampasia Sudoriental de la Argentina)*. *Physis* 31 (82): 55-76.
- Ringuelet, R. A., 1975. Zoogeografía y ecología de los peces de aguas continentales de la Argentina y consideraciones sobre las áreas ictiológicas de América de Sur. *Ecosur* 2(39): 1-122.
- Ringuelet, R. A., I. Moreno y E. Feldman, 1967. El zooplankton de las lagunas de la Pampa Deprimida y otras aguas superficiales de la llanura bonaerense (Argentina). *Physis* 27 (74): 187 – 200.
- Roberto, Z. E., G. Casagrande & E. Viglizzo, 1994. Lluvias en la Pampa Central. Tendencias y variaciones. Centro Regional La Pampa-San Luis, INTA. Publ. N° 12. 25 pp.
- Rodríguez, J., 1999. *Ecología*. Pirámide, Madrid. 411 pp
- Rocha-Olivares, A., W. Fleeger & D. Foltz, 2001. Decoupling of molecular and morphological evolution in deep lineages of a meiobenthic harpacticoid copepod. *Molecular Biology and Evolution* 18 (6): 1088 - 1102.
- Ruppert, E. E. & R. D. Barnes, 1996. *Zoología de los invertebrados*. Mac-Graw-Hill.

- Russell, M., D. Weller, T. Jordan, K. Sigwart & K. Sullivan, 2008. Net anthropogenic phosphorus inputs: spatial and temporal variability in the Chesapeake Bay region. *Biogeochemistry* 88 (3): 285 - 304.
- Ruttner-Kolisko A., 1974. Plankton rotifers; Biology and taxonomy. *Die Binnengewässer* 26 (1), Stuttgart, 246 pp.
- Santangelo, J., R. Bozelli, A. M. Rocha & F. Esteves, 2008. Effects of slight salinity increases on *Moina micrura* (Cladocera) populations: field and laboratory observations. *Marine and Freshwater Research* 59(9) 808–816.
- Sarma, S.S.S., S. Nandini, J. Morales–Ventura, I. Delgado–Martínez & L. González-Valverde. 2006. Effects of NaCl salinity on the population dynamics of freshwater zooplankton (rotifers and cladocerans). *Aquat. Ecol.* 40: 349-360.
- Scheffer, M., 1998. Ecology of shallow lakes. Chapman & Hall, 357 pp.
- Scheffer, M. S., H. Hosper, M. L. Meijer, B. Moss & E. Jeppesen, 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. - *Trends Ecol. Evol.* 8: 275-279.
- Scheffer, M. & E. Jeppesen, 2007. Regime Shifts in Shallow Lakes. *Ecosystems* (10):1 – 3
- Scheffer, M. & E. van Nes, 2007. Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. *Hydrobiologia* 584:455 – 466.
- Segers, H., 1995. *Rotifera 2. The Lecanidae (Monogononta)*. Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World 6. (H.J. Dumont & T. Nogrady eds). SPB Academic Publishing BV., 226 pp.
- Selig, U. & G. Schlungbaum, 2003. Characterisation and quantification of phosphorus release from profundal bottom sediments in two dimictic lakes during summer stratification. *Journal of Limnology* 62(2): 151 – 162.
- Smirnov, N. N., 1971. Chydoridae fauni mira. *Fauna SSSR, Crustacea* 1 (2): 1 - 531.
- Sokal, R. R. & F. J. Rohlf, 1995. *Biometria. Principios y métodos estadísticos en la investigación biológica*. Blume, 832 pp.
- Smolders, A; L. Lamers, E. Lucassen, G. Van Der Velde & J. Roelofs, 2006. Internal eutrophication: How it works and what to do about it – a review. *Chemistry and Ecology* 22(2): 93 – 111
- Stein, R., D. R. De Vries & J. M. Dettmers, 1995. Food web regulation by a planktivore: exploring the generality of the trophic cascade hypothesis. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52:2518-2526.

- Torremorell, A., J. Bustingorry, R. Escaray & H. Zagarese, 2007. Seasonal dynamics of a large, shallow lake, laguna Chascomús: The role of light limitation and other physical variables. *Limnologia* 37: 100–108.
- Vignatti, A. & S. Echaniz, 1999. Presencia de *Daphnia* (*Ctenodaphnia*) *menucoensis* Paggi, 1996 en la provincia de La Pampa (Argentina). *Rev. Fac. Agronomía UNLPam.* 10 (1): 21-27.
- Vignatti, A., S. Echaniz & M. C. Martín, 2007. El zooplankton de tres lagos someros de diferente salinidad y estado trófico en la región semiárida pampeana (Argentina). *Gayana* 71(1): 34 – 48.
- Vollenweider, R. A., 1968. Scientific fundamentals of lake and streams eutrophication, with particular reference to phosphorus and nitrogen as eutrophication factors. Technical Report DAS/DSI/68.27.OECD. Paris, France, 274 pp.
- Wetzel, R. G., 2001. *Limnology. Lakes and Rivers Ecosystems.* Elsevier Academic Press, 1006 pp.
- Villagra de Gamundi, A., C. Locascio de Mitrovich, J. Juárez & G. Ferrer, 2008. Consideraciones sobre el zooplankton de las lagunas de Yala (Jujuy, Argentina). *Ecología en Bolivia* 43(2) 1-16.
- Williams, W. D., 1981. Inland salt lakes: An introduction. *Hydrobiologia* 81: 1-140
- Williams, W. D., 1998. Salinity as a determinant of the structure of biological communities in salt lakes. *Hydrobiologia* 381: 191-201.
- Zar, J.H., 1996. *Bioestatistical analysis.* 3° Ed. Prentice Hall, New Jersey. 988 pp.
- Zúñiga, L.R., B. Campos, H. Pinochet & B. Prado, 1991. A limnological reconnaissance of lake Tebenquiche, salar de Atacama, Chile. *Hydrobiologia* 210: 19-24.



U.N.R.C.
Biblioteca Central



71184

71184