

T. Prom. 20 '26
3/138

UNIVERSIDAD DE GRANADA

FACULTAD DE CIENCIAS

DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL Y ECOLOGIA



| |
|-------------------------|
| UNIVERSIDAD DE GRANADA |
| Facultad de Ciencias |
| Fecha .10/01/22..... |
| ENTRADA NUM. ...22..... |

**DIVERSIDAD, COMPOSICION FUNCIONAL Y
ESTRUCTURA DE TAMAÑOS DEL PLANCTON EN UN
SISTEMA EUTROFICO Y OTRO HIPEREUTROFICO:
LAS ALBUFERAS DE ADRA (ALMERIA)**

TESIS DOCTORAL

JUAN DANIEL FABIAN ROLAND

DIVERSIDAD, COMPOSICION FUNCIONAL Y ESTRUCTURA DE TAMAÑOS DEL PLANCTON EN UN SISTEMA EUTROFICO Y OTRO HIPEREUTROFICO: LAS ALBUFERAS DE ADRA (ALMERIA)

Memoria que presenta el licenciado *Juan Daniel Fabián Roland* para aspirar al Grado de Doctor en Ciencias Biológicas

Esta tesis ha sido realizada bajo la dirección de:



Prof. Dr. D. L. Cruz Pizarro
Catedrático de Ecología
Universidad de Granada



Prof. Dr. D. J. Rodríguez Martínez
Catedrático de Ecología
Universidad de Málaga

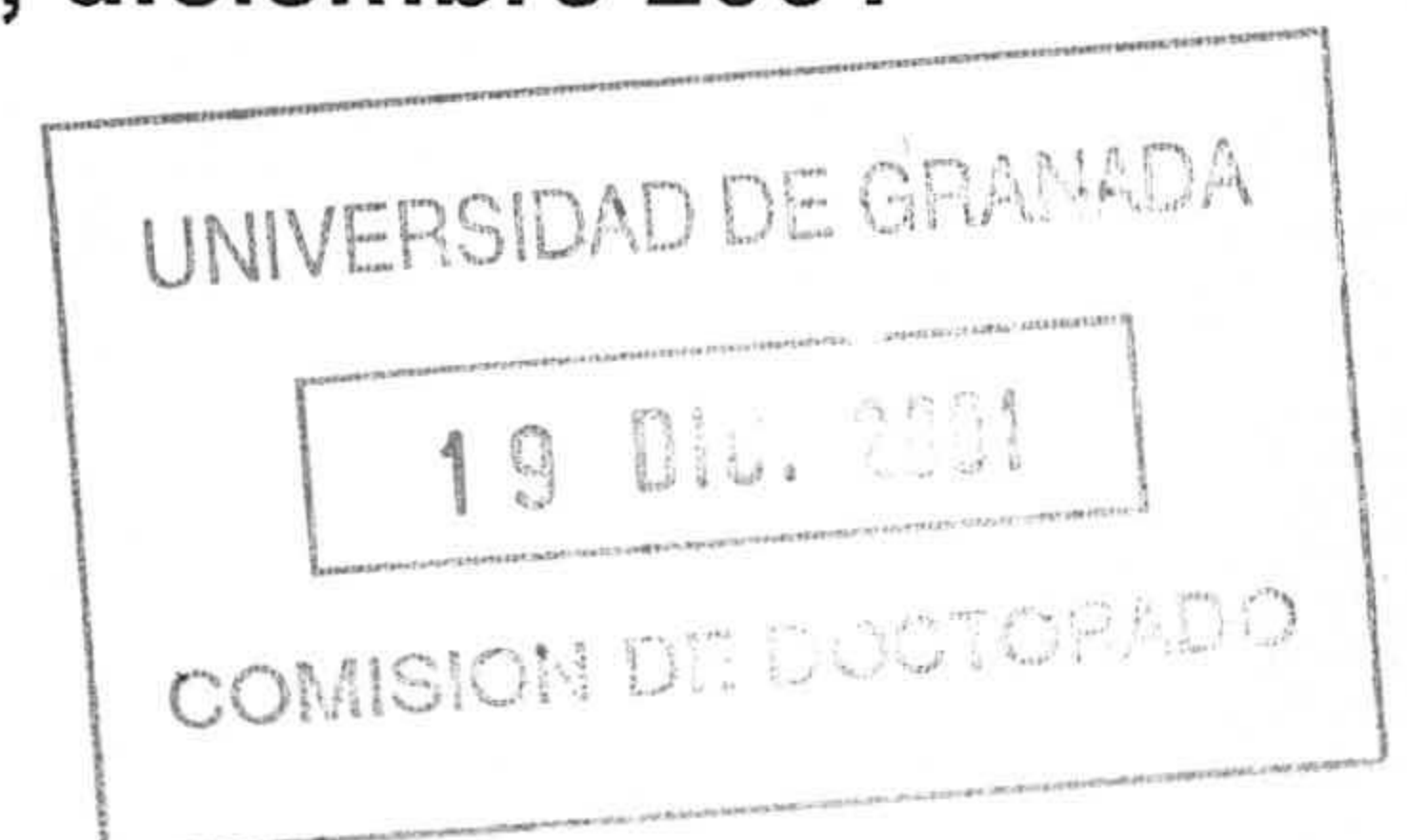
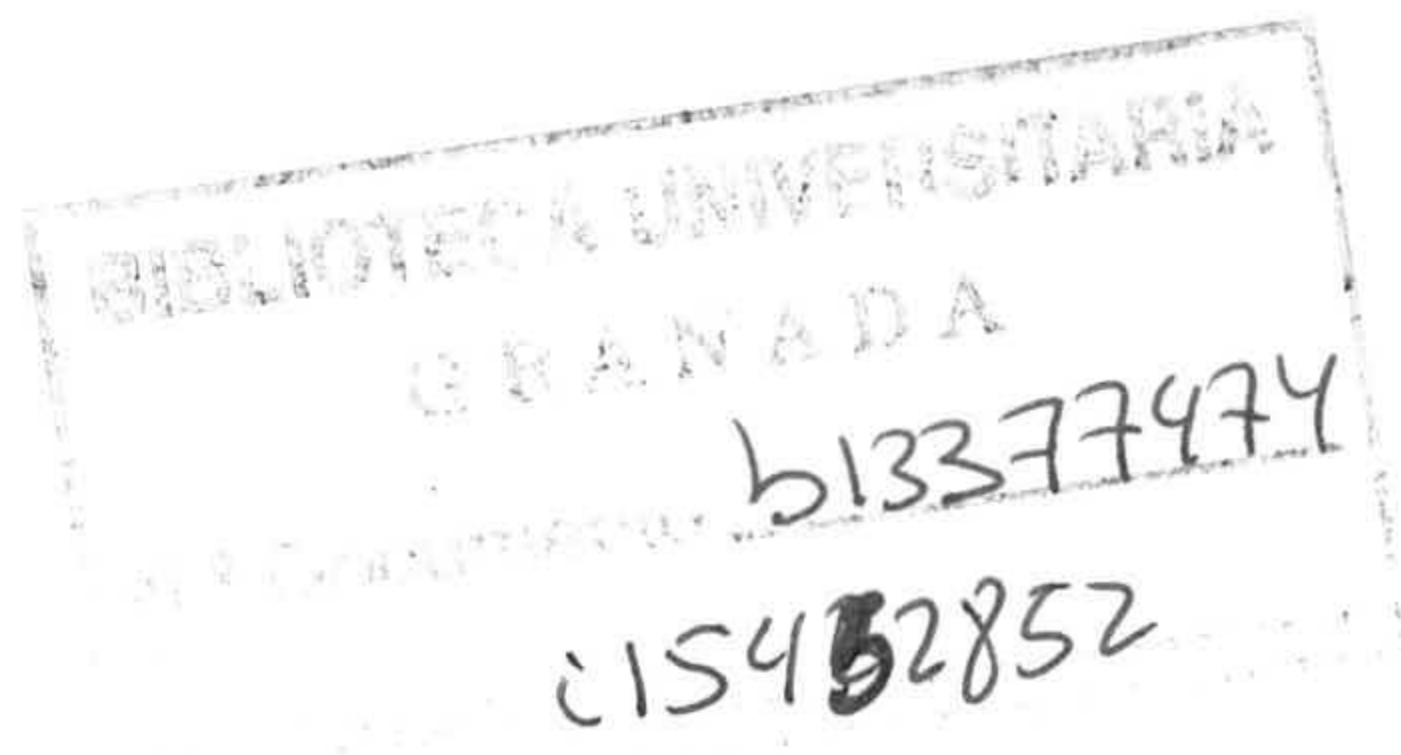


Prof. Dr. D. Francisco Jiménez Gómez
Profesor Titular Interino de Ecología
Universidad de Jaén



Ldo. Juan Daniel Fabián Roland,
aspirante al Grado de Doctor

Granada, diciembre 2001



Durante los cuatro años de realización de esta tesis Doctoral he disfrutado de una Beca MUTIS de la Agencia Española de Cooperación Internacional (A.E.C.I).

Este trabajo ha sido subvencionado por los proyectos :
"CONSERVACIÓN DE LAS ALBUFERAS DE ADRA" UE-LIFE B4-3200/98/458) y "APLICACIONES DE MODELOS DINAMICOS ESTRUCTURALES A LA PREDICCIÓN DE PROLIFERACIONES DE CIANOFICEAS PLANCTONICAS, POTENCIALMENTE TOXICAS, EN EL CONTROL DE LA EUTROFIZACIÓN. DISEÑO DE ESTRATEGIAS DE GESTION". CICYT.HID99 -0836.

AGRADECIMIENTOS

La realización de una tesis es, sin duda, un esfuerzo colectivo. Por ello, quiero empezar agradeciendo a todos los que, de una u otra forma, han colaborado para llevar este proyecto a buen puerto. Deseo mencionar de modo más explícito a aquellos cuya relación con este trabajo ha sido más estrecha:

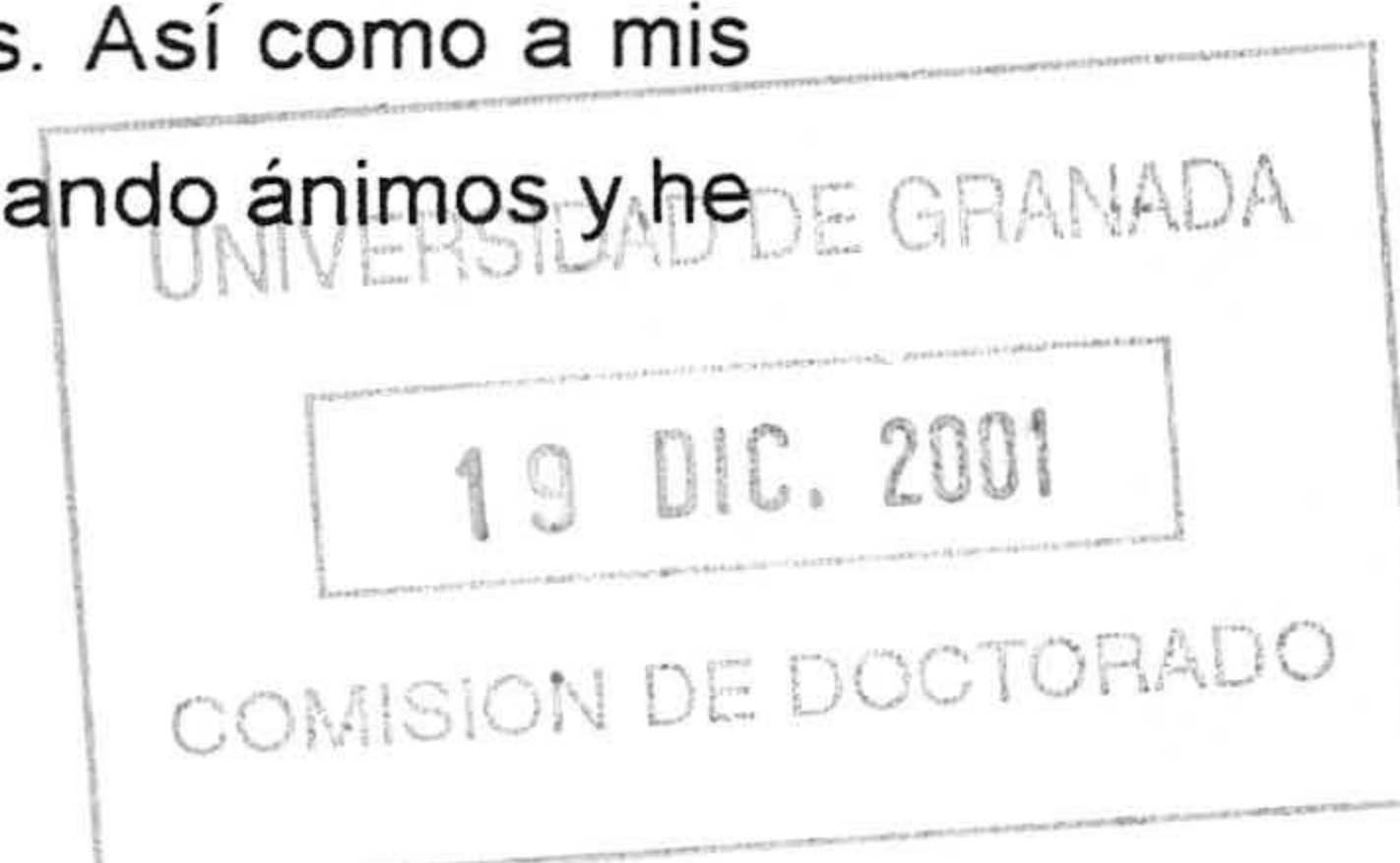
En primer lugar, quiero expresar mi más profundo agradecimiento a mis directores de tesis, Luis Cruz Pizarro, Jaime Rodríguez Martínez y Francisco Jiménez Gómez, por la oportunidad de realizar este trabajo y la confianza que siempre han depositado en mí. Es difícil expresar con palabras lo que han significado para mí que, además de responder con gran interés y entusiasmo a mis innumerables preguntas, han sabido orientarme en todo momento, no sólo con su excelente nivel profesional sino que han volcado en mi lo mejor que posee un ser humano su "amistad". He aprendido mucho de ecología y mucho más de sus talentos humanos que también quisiera agradecerles.

Por supuesto quiero dedicarles mi especial atención a mis compañeros del Instituto del Agua, Miguel, Ada, Quique, Sergio, Victoria, Kaltoum e Isabel que no sólo han logrado crear una atmósfera agradable de trabajo y de compañerismos durante estos años, sino también por su invaluable ayuda tanto en los muestreos como en el procesado de las muestras químicas. ¡Gracias a todos! por crear un ambiente ciertamente especial e inolvidable.

A Julio de la Rosa, por su valiosa ayuda a la hora de realizar los recuentos e identificación del fitoplancton, así como a Rafael Díaz de la Guardia, que sin su colaboración no hubiera terminado los conteos de bacterias.

En especial quiero agradecer a los Drs. Rafael Morales Baquero y Pedro Sánchez Castillo que siempre han estado dispuestos para atender mis numerosas dudas, bien en el tratamiento estadístico de los resultados, bien con el complejo mundo de las algas.

A los profesores del área de Ecología de la Universidad de Granada, Isabel Reche, José M^a Conde, Carmen Pérez y Presentación Carrillo, quisiera también agradecerles el talante generoso con el que atendieron mis numerosas preguntas. Así como a mis compañeros Eloisa, Mani, Juanma y Elvira que siempre han estado dando ánimos y he



podido contar con ellos en cualquier momento y situación. Y por supuesto, para no olvidarme de nadie al equipo de ecología terrestre por su calidad humana.

En el área de Ecología de la Universidad de Málaga he encontrado una actitud siempre gratificante. Especialmente quiero hacer mención a mi buen amigo Andy (haber si aprendemos a tomar mate), Valeriano y Begoña por permitirme las constantes invasiones de su despacho de trabajo, a las Lauras por su calor humano y buena disposición para ayudarme, José M^a Blanco, por sus sugerencias y amabilidad, a Paco Jiménez-Montes, a ti te debo mucho en el procesado de las muestras de análisis de imagen así como a tus acertados comentarios y puntos de vistas cuando yo ponía cara de no entender nada (gracias), a Juan Lucena, por su disposición amable y ofrecimiento constante que me ha dispensado. A Francisco Guerrero, que aunque este en la Universidad de Jaén, siempre ha estado muy cerca y pendiente del desarrollo de esta tesis. Para no olvidarme de nadie quiero expresar mi agradecimiento a todas aquellas personas de este departamento que de una u otra manera me han brindado su apoyo y por encima de todo su amistad, de la que me siento muy orgulloso.

No quiero olvidarme de agradecer a la Consejería de Medio Ambiente y en particular a D. Carlos Nevado, Director de la Sección de Flora y Fauna en Almería así como al Dr. Mariano Paracuellos y a Rafael sin cuya ayuda logística (entre otras) las tareas de campo no se hubieran realizado.

Por último deseo agradecer, en un contexto más amplio, a Adriana y Nicole, con especial ternura, por su incondicional apoyo durante estos años. Si no hubiera sido por ellas no se hubiese podido superar los momentos críticos ni disfrutar los buenos.

GRACIAS A TODOS

A mi familia

***Se ha dormido el agua y
sueña que la
desenlagrimaban***

Juan Ramón Jiménez

INDICE

| | |
|---|-----|
| 1. INTRODUCCION GENERAL | I |
| 1.1 Eutrofización..... | I |
| 1.2 El control de la eutrofización..... | III |
| 1.3 Sobre los ecosistemas lagunares litorales..... | IV |
| 1.4 Estructura de tamaños en sistemas epicontinentales..... | V |
| 1.5 Objetivos de este Estudio..... | VI |

CAPITULO I

LAS LAGUNAS DE LA ALBUFERA DE ADRA: AMBIENTE Y COMUNIDADES

| | |
|---|---|
| 2. INTRODUCCION | 1 |
| 2.1 Área de estudio..... | 2 |
| 3. MATERIAL Y METODOS | 6 |
| 3.1 Localización de las estaciones de muestreo y de adquisición de datos..... | 6 |
| 3.2 Aportes externos a las lagunas..... | 6 |
| 3.3 Frecuencia de muestreo y de medidas "in situ"..... | 6 |
| 3.4 Metodología de muestreo y de adquisición de datos variables)..... | 6 |
| 3.5 Medidas "in situ"..... | 6 |
| 3.6 Análisis de laboratorio..... | 7 |
| 3.6.1 Análisis químicos..... | 7 |
| 3.6.1.1 Fósforo Reactivo Soluble (SRP)..... | 7 |
| 3.6.1.2 Fósforo Total (PT)..... | 7 |
| 3.6.1.3 Nitrógeno Total (NT)..... | 7 |
| 3.6.1.4 Nitratos (NO ₃ ⁻)..... | 7 |
| 3.6.1.5 Sílice (SiO ₂)..... | 8 |
| 3.6.1.6 Alcalinidad, Carbonatos (CO ₃ ²⁻) y Bicarbonatos (HCO ₃ ⁻)..... | 8 |
| 3.6.1.7 Sulfatos (SO ₄ ²⁻) y Cloruros (Cl ⁻)..... | 8 |
| 3.6.1.8 Sólidos Totales en Suspensión..... | 8 |
| 3.6.1.9 Carbono Total Disuelto (CT); Carbono Inorgánico (CI); Carbono Orgánico Disuelto (COD)..... | 9 |
| 3.6.1.10 Carbono Orgánico Disuelto Biodegradable (CODB)..... | 9 |
| 3.6.2 Análisis de variables biológicas..... | 9 |
| 3.6.2.1 Identificación y recuento de Fitoplancton..... | 9 |

| | |
|--|-----------|
| 3.6.2.2 Pigmentos fotosintéticos..... | 10 |
| 3.6.2.3 Identificación y recuento de Zooplancton..... | 10 |
| 3.6.2.4 Recuento de Bacterias..... | 11 |
| 3.6.3 Estructura de la comunidad planctónica..... | 11 |
| 3.7 Análisis de Componentes Principales..... | 12 |
| | |
| 4.RESULTADOS Y DISCUSION..... | 13 |
| 4.1 Variables físicas..... | 13 |
| 4.1.1 Régimen Térmico..... | 13 |
| 4.1.2 Estabilidad de la columna de agua..... | 15 |
| 4.1.3 Clima Lumínico..... | 18 |
| 4.2 Variables Químicas..... | 20 |
| 4.2.1 Relacionadas con la mineralización del agua..... | 20 |
| 4.2.2 Conductividad..... | 21 |
| 4.2.3 Alcalinidad..... | 23 |
| 4.2.4 Cloruros..... | 24 |
| 4.2.5 Sulfatos..... | 25 |
| 4.3 Evolución temporal de la mineralización..... | 27 |
| 4.4 Relacionadas con la actividad de los organismos..... | 28 |
| 4.4.1 pH..... | 28 |
| 4.4.2 Oxígeno disuelto..... | 29 |
| 4.4.3 Nutrientes..... | 30 |
| 4.4.3.1 Fósforo..... | 30 |
| 4.4.3.2 Nitrógeno..... | 33 |
| 4.4.3.3 Sílice..... | 34 |
| 4.5 Estimas de la Carga Puntual Externa de Nutrientes a las Lagunas..... | 36 |
| 4.6 Evaluación del estado trófico..... | 38 |
| 4.7 Comunidades Biológicas..... | 41 |
| 4.7.1 Fitoplancton..... | 41 |
| 4.7.1.1 Variaciones Estacionales..... | 44 |
| 4.7.2 Zooplancton..... | 47 |
| 4.7.2.1 Variaciones estacionales..... | 50 |
| 4.7.3 Bacterias y Nanoflagelados Heterotróficos..... | 52 |
| 4.8 Análisis de componentes principales..... | 54 |
| 4.8.1 Laguna Honda..... | 54 |
| 4.8.2 Laguna Nueva..... | 58 |

CAPITULO II

EVALUACIÓN DEL PICOPLANCTON Y NANOPLANCTON FOTOSINTÉTICO DE LA ALBUFERA DE ADRA POR MEDIO DE CITOMETRIA DE FLUJO

| | |
|---|-----------|
| 5. INTRODUCCION..... | 63 |
| 5.1 OBJETIVO..... | 65 |
| | |
| 6. MATERIAL Y METODOS..... | 66 |
| 6.1 Algunas consideraciones sobre Citometría de flujo..... | 67 |
| 6.2 Análisis de las muestras..... | 69 |
| 6.3 Fraccionamiento de la comunidad..... | 71 |
| | |
| 7. RESULTADOS Y DISCUSION..... | 73 |
| 7.1 Identificación de fracciones de tamaños..... | 73 |
| 7.2 Comparación entre lagunas..... | 74 |
| 7.2.1 Laguna Nueva..... | 74 |
| 7.2.2 Laguna Honda..... | 76 |
| 7.3 Dinámica estacional de los principales grupos identificados por citometría de flujo..... | 78 |
| 7.4 Agregación de poblaciones y comparación con la dinámica de la clorofila total y fraccionada..... | 83 |
| 7.5 Análisis comparado de la dinámica de las especies más representativas y los grupos identificados por citometría de flujo..... | 87 |

CAPITULO III

VARIABILIDAD ESTACIONAL DE LA ESTRUCTURA DE TAMAÑOS DE LAS LAGUNAS DE LA ALBUFERA DE ADRA

| | |
|---|-----------|
| 8. INTRODUCCIÓN..... | 92 |
| 8.1 OBJETIVO..... | 95 |
| | |
| 9. MATERIAL Y METODOS..... | 96 |
| 9.1 Estimación de biovolúmenes mediante análisis de imagen..... | 96 |
| 9.2 Construcción de espectros de tamaño..... | 98 |

| | |
|--|-----|
| 10. RESULTADOS Y DISCUSION | 102 |
| 10.1 Espectros globales del Plancton..... | 102 |
| 10.2 Variación estacional del espectro global..... | 106 |
| 10.3 Escalas Secundarias..... | 107 |
| 10.3.1 Espectros de Fitoplancton-Zooplancton..... | 107 |
| 10.3.2 Escala secundaria en el espectro de tamaños del fitoplancton..... | 110 |
| 10.3.3 Escala secundaria en el espectro de tamaños del zooplancton..... | 113 |
| 10.4 Integración en clases de tamaño..... | 114 |
| | |
| 11. SINTESIS | 118 |
| | |
| 12. CONCLUSIONES | 124 |
| | |
| 13.BIBLIOGRAFIA | 127 |

INTRODUCCION GENERAL

UNIVERSIDAD DE GRANADA

19 DIC. 2001

COMISION DE DOCTORADO

1. INTRODUCCION GENERAL

1.1 Eutrofización

Eutrofización es el término que se utiliza para describir los efectos biológicos derivados de un incremento en la concentración de nutrientes vegetales -generalmente nitrógeno y fósforo, pero en ocasiones también de otros como sílice, potasio, calcio, hierro o manganeso- en los ecosistemas acuáticos.

No es un término fácil de definir de manera precisa porque una descripción de la naturaleza trófica de cualquier lago, río o estuario se hace generalmente con referencia a una condición previa o a un estado de referencia de menor concentración de nutrientes, denominado mesotrófico (intermedio) u oligotrófico (baja concentración de nutrientes).

Tiene interés recordar, de forma sucinta, le génesis del término. El adjetivo (*eu*)*trofo* fue usado por primera vez por el botánico alemán Weber en 1907 al describir los estados nutricionales que controlan los cambios temporales de la vegetación en un sistema de turbera ácida, como el paso desde un sistema eutrófico a otro mesotrófico y, finalmente, oligotrófico.

Doce años más tarde, estos tres términos fueron utilizados en limnología por el botánico sueco Naumann para catalogar "tipos" de lagos que contenían bajas, moderadas ó altas concentraciones de fósforo, nitrógeno y calcio (Naumann, 1919). Estas categorías y conceptos se ajustaban razonablemente bien a otras aproximaciones a la clasificación de lagos que se estaban desarrollando en Europa por aquel tiempo. Por ejemplo, Teiling (1916), siguiendo los trabajos de West & West (1909), desarrolló una clasificación de los lagos europeos en función de los taxones de fitoplancton dominantes. En la categoría de lagos oligotróficos incluía a los lagos profundos de las "tierras altas" de Inglaterra y Escandinavia, dominados por especies de *Desmidiaceas* (algas verdes), mientras que los lagos poco profundos como los del Báltico, dominados por especies de algas verde-azules, hoy en día más correctamente denominadas *Cianobacterias*, se incluían entre los eutróficos.

Thienemann (1918) clasificó los lagos del distrito alemán de Eifel sobre la base de su régimen estacional en la concentración de oxígeno disuelto y las diferencias en su fauna de fondo (bentos). Encontraba que en los lagos profundos no productivos cuyos

sedimentos no experimentaban una (notable) reducción en la tensión de oxígeno durante los meses de verano (como resultado de la mineralización de la materia orgánica procedente de los estratos superiores), la fauna bentónica era rica y diversa. Una situación que contrastaba con la observada en lagos someros de elevada producción de materia orgánica durante los meses de primavera / verano. La descomposición de los detritos promovía una notable caída en la tensión de oxígeno, que con frecuencia daba lugar a condiciones de anoxia en las capas profundas. La fauna de estos lagos solía estar compuesta por muy pocas especies capaces de tolerar tales condiciones extremas.

Pearsall casi por el mismo tiempo (1921, 1932), clasificó los lagos del Distrito de Lagos de Inglaterra utilizando como criterio su composición específica de macrófitos y de fitoplancton.

En resumen, como se puede apreciar, aunque estas catalogaciones tróficas no tienen un significado absoluto y se utilizan de forma general para describir la "situación" derivada de la concentración de nutrientes de una masa de agua, o los efectos de éstos sobre la calidad general y/o sobre las condiciones tróficas de una masa de agua, también es cierto que, se ha intentado relacionar estos términos, que describen síndromes bien establecidos, con valores "límite" definidos de ciertos parámetros de la calidad del agua y cuantificar la calidad y el estado trófico de un lago.

El suministro de nutrientes es, como se ha dicho, uno de los factores más importantes en la determinación de la composición específica y de la biomasa vegetal en los sistemas acuáticos que, a su vez, controlan y son responsables de las variaciones en los valores de la concentración de oxígeno y de la composición y biomasa animal, entre otros.

De entre los cambios biológicos que ocurren en los lagos como consecuencia del proceso de eutrofización, se suelen distinguir aquellos que son consecuencia directa de un incremento en el flujo de nutrientes al sistema, como es el caso de la estimulación en el crecimiento algal, de los indirectos, mediados por cambios tanto en la cadena trófica como en las condiciones y recursos ambientales que la eutrofización promueve. Es el caso, por ejemplo, de las variaciones en las comunidades piscícolas que se derivan, entre otros, de modificaciones (reducciones) en la concentración de oxígeno.

Los primeros son fáciles de explicar cuando se considera que, en una visión tal vez simplista, las comunidades algales (fotosintéticas, en general) acomodan sus tasas metabólicas a la intensidad del factor que, en cada momento, cumple el papel de limitante (generalmente nutrientes minerales y luz). Por eso, cabe esperar que si un factor deja de limitar un proceso, exista una reestructuración de condiciones y recursos y tanto la estructura como el funcionamiento global de la comunidad afectada, se modifique.

Concretamente es lógico suponer que la "liberación" de la población de una determinada especie de las restricciones de limitación como consecuencia de un suministro "extra" de nutrientes, promueva un incremento en su tasa de crecimiento y, presumiblemente, la competencia con especies "próximas" por la utilización de uno (o más) recursos diferentes. Como consecuencia, sería esperable la sustitución de una especie por otra(s) más eficiente(s) en la utilización de este recurso. En otras palabras, un incremento en el suministro de fósforo a un lago determinará un incremento en la biomasa algal junto con un cambio en la contribución específica relativa a la biomasa total.

No es esta, sin embargo, la única manera de explicar los efectos indirectos. El incremento en la densidad de una población y/o en la tasa de producción de la comunidad algal, puede tener consecuencias sobre el ambiente físico-químico en el que se desarrollan, afectando a otras especies con las que coexisten, aunque no compitan por recursos comunes. Por todo ello, la secuencia de cambios que generalmente tienen lugar en lagos sometidos a procesos de eutrofización, es la consecuencia directa e indirecta de un incremento en la concentración de nutrientes que fluyen a lo largo de la cadena trófica de ese ecosistema.

1.2 El control de la eutrofización

A escala global, la eutrofización de los ecosistemas acuáticos y sus consecuencias sobre el deterioro de la calidad de las aguas se revela como uno de los problemas ambientales más importantes, por lo que se ha centrado los mayores esfuerzos humanos (investigadores) y económicos en el análisis de sus causas, la reducción de sus efectos y, eventualmente, la restauración de ecosistemas degradados (ver, por ejemplo, la revisión de Sutcliffe & Jones, 1992).

Un análisis de la situación muestra que la solución del problema, lejos de ser una realidad, muestra múltiples debilidades que se manifiestan en él, en ocasiones (escaso) éxito de las medidas de control adoptadas, de gestión propuestas y/o de recuperación emprendidas, de las que la literatura limnológica está plagada. Estas inconsistencias / debilidades se refieren, básicamente, a un inadecuado diagnóstico y evaluación de la situación de partida como consecuencia, a su vez, de una falta de rigor (entre otras cosas) de la falta de conocimiento profundo del funcionamiento del sistema objeto de análisis y de la selección de parámetros, así como de la escala de resolución empleada en la obtención de los datos y la detección rigurosa de los niveles de nutrientes; indicadores de calidad y estado trófico del sistema.

Este panorama apunta hacia la necesidad (y la urgencia) de llevar a cabo estudios integradores que permitan cuantificar de forma precisa la relevancia y la magnitud de las fuentes contaminantes y su influencia sobre un sistema acuático particular, como base sobre la que planificar futuros esfuerzos de control de la calidad de las aguas.

1.3 Sobre los ecosistemas lagunares litorales

Como apunta Miracle (1987), el medio ambiente litoral constituye la frontera de transición entre los ecosistemas terrestre y marino. Como tal, tiene escasa extensión al estar casi siempre limitado a una estrecha franja costera. Las Albuferas (grupo de sistemas en los que se incluyen las lagunas paralelas a la costa, detrás de las dunas, así como las lagunas perpendiculares formadas por antiguas bahías o simplemente ramblas cerradas por barras de arena) representan, con mucho, los ambientes acuáticos más importantes del litoral, si bien, su extensión a lo largo de la franja mediterránea ha sufrido a lo largo del tiempo un drástico proceso de recesión al que, en un principio, contribuyó una elevada presión de desecación para ganar terrenos fértiles agrícolas a la vez que se combatía el paludismo, enfermedad ligada a estas aguas costeras.

Actualmente la influencia antropogénica sobre estos ambientes reductos (áreas muy restringidas de lagunas y marjales en ciertos puntos de la costa) se ha incrementado de forma exponencial y los problemas a los que se ven sometidos son otros y, seguramente, más graves: extraordinaria velocidad del proceso de ocupación del espacio litoral por el turismo; concentración de industrias que requieren grandes cantidades de agua dulce; construcción de embalses río arriba que restringen y

modifican el régimen de caudal y de aporte de sedimentos en las zonas deltaicas etc. Esto les hace ser ecosistemas fluctuantes con cierto (elevado) grado de impredecibilidad (Miracle, 1987).

1.4 Estructura de tamaños en sistemas epicontinentales

El reconocimiento de la elevada complejidad taxonómica del plancton en general, tanto en ecosistemas continentales como oceánicos, ha llevado a la necesidad de explorar alternativas basadas en criterios de agregación que permitan reducir la complejidad de las comunidades. En tal sentido, el tamaño individual, aparece como uno de los criterios de agrupación más útiles. Tanto la objetividad del criterio así como la existencia de técnicas diversas que permiten una descripción objetiva, repetitiva y rápida de la comunidad a llevado a considerarlo como un enfoque alternativo de simplificación en el análisis de las comunidades pelágicas.

El análisis de la estructura de tamaños de comunidades planctónicas tiene su origen teórico en los modelos propuestos por Platt y Denman (1977, 1978), modelos que se apoyan en las relaciones alométricas existentes entre el tamaño individual y tasas fisiológicas como la respiración y el crecimiento. La primera comprobación empírica del modelo se refiere a la comunidad planctónica de un ecosistema oceánico próximo al estado estacionario (Rodríguez and Mullin, 1986), confirmándose la relación alométrica existente entre tamaño individual y biomasa normalizada con una pendiente próxima a -1.0 . Sprules y Munawar (1986) realizaron el primer análisis comparativo entre "espectros de biomasa" de aguas epicontinentales y el espectro oceánico de Rodríguez y Mullin, planteándose ya la posible relación entre el estado trófico del ecosistema y el valor de la pendiente espectral. El análisis detallado (ciclos estacionales, variabilidad vertical) de la estructura de tamaños en ecosistemas epicontinentales se inicia con los estudios de Echeverría et al. (1990,1993) y Rodríguez et al. (1990) en un embalse y una laguna de alta montaña. Posteriormente se ha abordado el estudio de sistemas altamente fluctuantes como lagunas hipersalinas (Gilabert et al 1990, 2001,2001; García et al 1995) y lagunas hipereutróficas (Rojo y Rodríguez 1994)

Hasta donde sabemos, no se ha realizado hasta el momento el estudio de la estructura de tamaños de la comunidad planctónica de un sistema de albufera como es el propuesto en este estudio. En donde se combinan el enfoque taxonómico-clásico con técnicas actuales de análisis de imagen y citometría de flujo para caracterizar la

estructura de tamaños y la composición funcional del plancton en este sistema, prestando especial atención a las escalas de variabilidad temporal a lo largo de un ciclo anual.

1.5 Objetivos de este Estudio

Como objetivo básico se pretende la caracterización limnológica a través de la realización de un análisis detallado de los procesos, flujos y constituyentes involucrados y responsables del estado de la calidad de las aguas de estos dos sistemas. A su vez como objetivos específicos se pretende:

- a) Analizar la estructura y funcionamiento desde el punto de vista físico-químico y biológico sobre la base temporal de un ciclo anual, con una frecuencia quincenal, y evaluar la evolución del estado trófico de las Albuferas
- b) Analizar la dinámica espacio-temporal del picoplancton y nanoplancton fotoautótrofo mediante el uso de técnicas automáticas de análisis tales como la citometría de flujo
- c) Caracterizar la estructura de tamaños y la composición funcional de la comunidad planctónica en este sistema, prestando especial atención a las escalas de variabilidad temporal a lo largo de un ciclo anual

CAPITULO I

LAS LAGUNAS DE LA ALBUFERA DE ADRA: AMBIENTE Y COMUNIDADES

INTRODUCCION

2. INTRODUCCION

No son numerosos los trabajos de investigación con algún sentido limnológico que se han realizado sobre los sistemas lagunares de la Albufera de Adra. Margalef Mir (1981) incluye las lagunas Nueva y Honda en su estudio sobre la distribución de los macrófitos de las aguas dulces y salobres del litoral mediterráneo español. López (1983) presenta un minucioso estudio sobre las características químicas de las aguas de dichas lagunas y Sánchez-Castillo (1984) aporta los primeros datos sobre la dinámica estacional de algunas variables físico-químicas, así como de sus comunidades algales. Este autor, en un trabajo posterior (Sánchez-Castillo, 1987) describe las comunidades fitoplanctónicas de la albufera estableciendo algunas relaciones entre la ficoflora de las lagunas y su contenido en cloruros.

Alonso (1985) estudia la Laguna Nueva dentro de un extenso trabajo sobre taxonomía, ecología y distribución de los Cladóceros en las lagunas de la península. Carrillo *et al.* (1987) y Sánchez-Castillo *et al.* (1987) estudian la estructura y dinámica poblacional de las comunidades planctónicas de las lagunas así como de una serie de variables relacionadas (clorofila *a*, índice de pigmentos, diversidad).

Por otro lado, Del Río (1986) presenta una caracterización química de las aguas de las lagunas, de los suelos y de los lodos del entorno y hace una primera cuantificación de los efectos derivados de la contaminación por plaguicidas y López (1986) incluye la laguna Nueva en su estudio sobre la composición química de los sedimentos de 15 sistemas acuáticos del litoral mediterráneo peninsular.

Ambas lagunas se pueden considerar como eutróficas (ver más adelante) y de la comparación de los datos de nutrientes sobre períodos superiores a un ciclo anual (IGME, 1977; López, 1983) se desprende la existencia de un ritmo intenso de eutrofización de las aguas que Carrillo *et al.* (1996) observan igualmente.

Durante los años 1984 y 1985, promovido y subvencionado por el Instituto de Estudios Almerienses se llevó a cabo el "Estudio Integral de las Albuferas de Adra" (Martínez-Vidal y Castro, 1990), cuyos resultados más significativos fueron la caracterización estructural y dinámica de los dos sistemas lagunares antes aludidos, así como la identificación y primera cuantificación de las actividades potencial (realmente) contaminantes y sus impactos sobre aquellas.

Mas tarde, durante los años 1993 y 1994, un estudio realizado por encargo de la Delegación Provincial de Almería de la Consejería de Medio Ambiente (entonces Agencia de Medio Ambiente) de la Junta de Andalucía sobre las características físicas, químicas y biológicas de los hábitats y comunidades pelágicas de ambos sistemas (Cruz-Pizarro *et al.*, 1996),

- a) Permitió confirmar el carácter eutrófico (y hasta hipereutrófico) de las lagunas, subrayando, no obstante, notables diferencias entre ellas.
- b) Puso de manifiesto un proceso de deterioro en la calidad de las aguas durante los últimos 7-8 años que se manifestaba tanto en la evolución de las variables indicadoras de eutrofia, como en los estimadores globales de estado trófico.
- c) Subrayó la necesidad de acomodar la obtención de datos a la escala espacio-temporal definida por dimensiones y características de las lagunas. Esto se hacía particularmente evidente en el detalle requerido para la frecuencia temporal de los muestreos.
- d) Demandaba la necesidad de profundizar en la cuantificación de aspectos, variables y procesos sobre los que basar una gestión científicamente orientada de ambos sistemas lagunares.

Sobre la base de estos antecedentes así como del conocimiento existente en cuanto a la caracterización y comportamiento hidrogeoquímico del acuífero del Delta del río Adra (Morales, 1986; Pulido *et al.*, 1988; El Amrani-Paaza *et al.*, 1992; 1994; 1995; 1996 y El Amrani-Paaza, 1997, entre otros) recientemente se ha presentado a la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía un proyecto de investigación "Control de la eutrofización en las lagunas de las Albuferas de Adra. Diagnóstico, evaluación y propuesta de recuperación" incluido en otro más amplio: UE-LIFE B4-3200/98/458, "Caracterización de las Albuferas de Adra".

2.1 Área de estudio

La Albufera de Adra constituye la zona húmeda natural de mayor importancia en el litoral almeriense. Localizada en el extremo oriental del Delta del río Adra, al suroeste de la provincia de Almería, su origen está estrechamente relacionado con la dinámica litoral, favorecida por una corriente de deriva paralela a la costa que facilita el

movimiento de materiales arrastrados por el río en su desembocadura. Constituyen un complejo palustre que comprende actualmente dos "grandes" lagunas: la Laguna Honda y la Laguna Nueva (Figura.1).

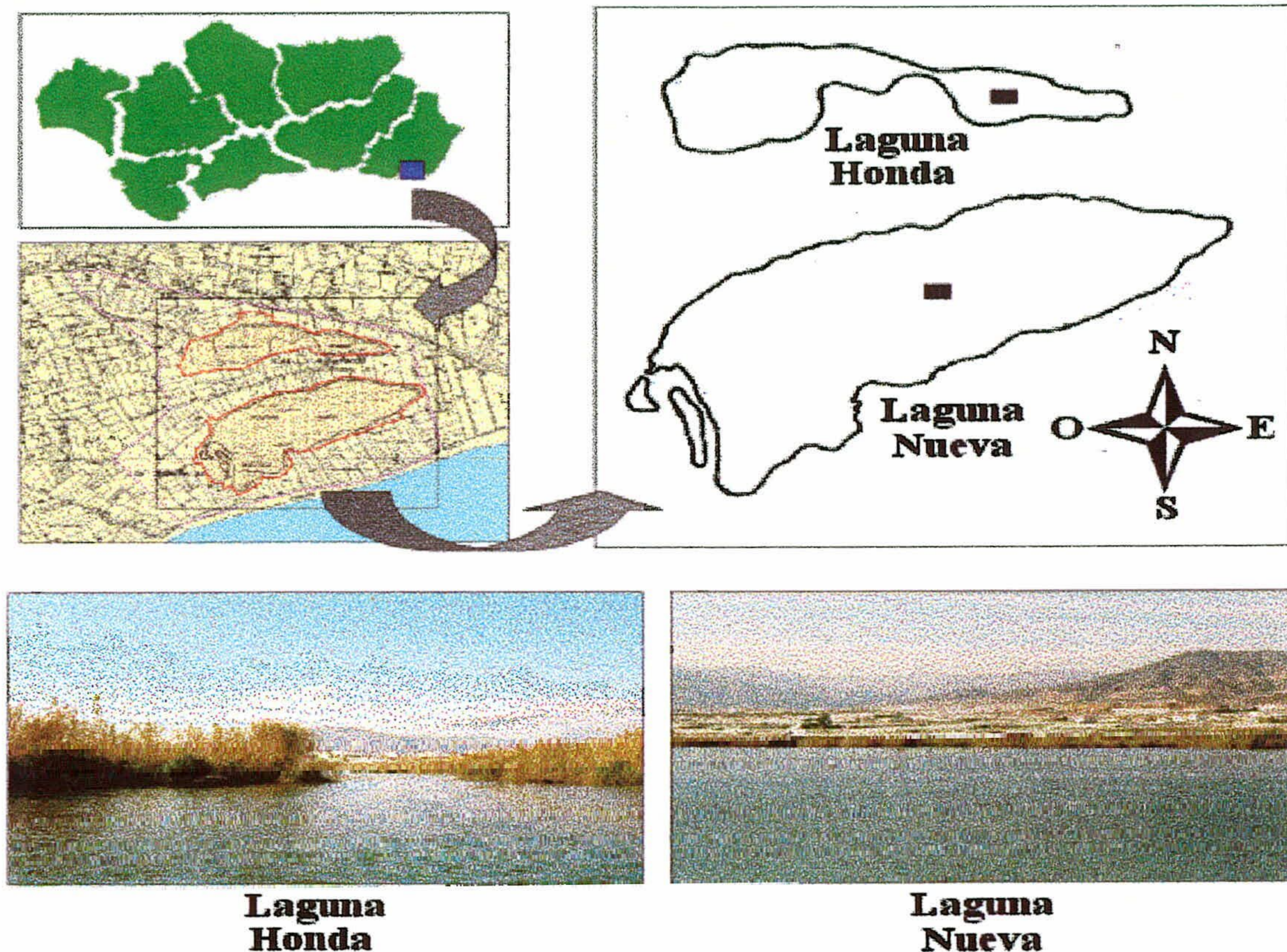


Figura 1.- Localización geográfica de la Albufera de Adra y disposición de las estaciones de muestreo en cada laguna.

El cinturón peri-lagunar de vegetación hidrófila, de estos sistemas, se ha reducido debido a la presencia de enarenados e invernaderos. La vegetación palustre de esta zona húmeda se caracteriza por la presencia abundante de carrizos (*Phragmites communis*), juncos (*Juncus maritimus*) y enneas (*Typha angustifolia*). Algunas de las principales características e índices morfométricos de estos sistemas se resumen en la tabla I.

El área donde se encuentra, que no llega a superar los 2 m sobre el nivel del mar, es el cierre de una extensa llanura deltaica limitada al Sur por el mar Mediterráneo y al Norte, por un paleorelieve excavado en calcarenitas en el que aparecen depósitos costeros de conglomerados con grandes bolas de cuarcita pertenecientes a una terraza marina.

Tabla I. Características morfométricas de las lagunas de la Albufera de Adra.

| | HONDA | NUEVA |
|---|----------|--------|
| Area del lago: A (m^2) | 93753 | 270768 |
| Longitud máxima: $L_{m\acute{a}x}$ (m) | 586 | 759 |
| Longitud de la línea de costa: L (m) | 1466 | 2066 |
| Profundidad máxima: $Z_{m\acute{a}x}$ (m) | 3.19 | 3.8 |
| Volumen del lago: V (m^3) | 117883 | 627116 |
| Area de la cuenca: A_c (m^2) | 18000000 | 500000 |
| Anchura media: $B_m=A/L_{m\acute{a}x}$ (m) | 160 | 356.7 |
| Profundidad media: $Z_m=V/A$ (m) | 1.3 | 2.3 |
| Profundidad relativa: $Z_r=50 \times Z_{m\acute{a}x} / (A/\pi)^{1/2}$ (%) | 0.9 | 0.6 |
| Desarrollo de la línea de costa: $D_L=L/2 (A/\pi)^{1/2}$ (adim) | 1.4 | 1.1 |
| Desarrollo del volumen: $D_v=3 \times Z_m/Z_{m\acute{a}x}$ (adim) | 1.2 | 1.8 |
| $Z_m/Z_{m\acute{a}x}$ (adim) | 0.4 | 0.6 |
| A_c/A (adim) | 192 | 1.8 |
| A_c/V (m^{-1}) | 152.7 | 0.8 |

Representan el sector de descarga del acuífero del Delta del río Adra, constituido por materiales post-tectónicos neógenos y cuaternarios, de naturaleza detrítica predominante y cuya principal recarga corresponde a las aguas de dicho río, de caudal condicionado por la descarga del acuífero carbonatado de Turón-Peñarrodada (Fuentes de Marbella).

No se encuentra ningún curso fluvial dentro del entorno de la Albufera. Sólo en el límite W de la Laguna Honda existe un cono de deyección correspondiente a la desembocadura de la rambla de La Estanquera, si bien, en la actualidad, su topografía inicial se ha visto ampliamente modificada por el impacto de la agricultura bajo plástico y de los cultivos enarenados. Los primeros datos sobre el balance hídrico de las lagunas (El Amrani-Paaza, 1997; de Vicente, 1999) destacan la importancia de las acequias como fuente de alimentación hídrica y de entrada puntual externa de nutrientes a las mismas.

La Ley 2/89 de 18 de julio sobre “Inventario de Espacios Naturales Protegidos de la Comunidad Autónoma Andaluza y Medidas Adicionales de Protección” declara la Albufera de Adra como Reserva Natural por ser uno de los enclaves de Andalucía Oriental de mayor relevancia en la conservación de la avifauna ligada a humedales. Destaca la presencia de especies como la Garza Imperial (*Ardea purpurea*), la Malvasia (*Oxyura leucocephala*), la Cerceta pardilla (*Marmaronetta angustirostris*), el Ánade Real (*Anas platyrhynchos*) o la Focha común (*Fulica atra*) y especies piscícolas como la Anguila (*Anguilla anguilla*), el Fartet común (*Lebias iberica*) o el Pejerrey (*Atherina mochon*).

MATERIAL Y METODOS

3. MATERIAL Y MÉTODOS

3.1 Localización de las estaciones de muestreo y de adquisición de datos

La obtención de muestras se ha llevado a cabo en dos estaciones básicas localizadas en la zona de máxima profundidad de cada una de las lagunas, de acuerdo con el mapa batimétrico realizado por Cruz-Pizarro *et al.* (1992). En cada una de ellas se muestrearon tres profundidades en el perfil vertical: Superficie (Z=0.5 m); Medio (L.Honda: Z= 1.5 m; L.Nueva: Z= 1.75 m) Fondo (L.Honda: Z= 3.0 m; L.Nueva: Z= 3.5 m). A lo largo del desarrollo del estudio, estas profundidades se han modificado ligeramente en función de variaciones en la profundidad máxima de cada una de las lagunas.

3.2 Aportes externos a las lagunas

La cuantificación de la carga hidráulica externa a las lagunas y la valoración de la naturaleza de estas aguas se ha realizado muestreando en tres estaciones localizadas en otras tantas acequias derivadas, para riego, del río Adra.

3.3 Frecuencia de muestreo y de medidas “in situ”

La medida de variables “in situ” y la toma de muestras en la zona pelágica de cada una de las lagunas se ha realizado con una periodicidad básica aproximadamente quincenal, desde febrero de 1999 hasta junio de 2000.

3.4 Metodología de muestreo y de adquisición de datos (variables)

3.5 Medidas “in situ”

En cada una de las estaciones y profundidades básicas de muestreo, se midieron las siguientes variables:

- Temperatura del agua, pH, conductividad y oxígeno disuelto, mediante una sonda multiparamétrica TURO (mod. T-611).
- Penetración de la luz, mediante sonda irradiométrica LI-COR con sensor esférico (PAR) subacuático.

- Transparencia del agua, utilizando un disco de Secchi blanco de 20 cm de diámetro.

La estima de la estructura térmica de las lagunas se llevó a cabo a través de medidas *in situ* de la temperatura en el perfil vertical de la columna de agua, realizada a intervalos de 50 cm, en la zona de máxima profundidad.

3.6 Análisis de laboratorio

3.6.1 Análisis químicos

3.6.1.1 Fósforo Reactivo Soluble (SRP).

En su determinación se ha seguido el método propuesto por Murphy y Riley (1962) que consiste en añadir a la muestra molibdato amónico en un medio ácido. Se origina así un complejo ácido que, en presencia de un reductor (ácido ascórbico), proporciona una coloración azul (azul de molibdeno), que queda fijada con tartrato de antimonio y potasio. La intensidad de color se mide en espectrofotómetro a 885 nm. El límite de capacidad del método es de $0.03 \mu\text{g-at P-PO}_4^3/\text{l}$.

3.6.1.2 Fósforo Total (PT).

La determinación se realizó por el método del ácido ascórbico (espectrofotométrico), después de la digestión de la muestra en autoclave utilizando persulfato potásico. La lectura espectrofotométrica se realizó a 885 nm .

3.6.1.3 Nitrógeno Total (NT).

Para su determinación se uso el método ultravioleta (APHA, 1989) después de la digestión de la muestra en autoclave con persulfato potásico y posterior acidificación (ácido sulfúrico). La lectura espectrofotométrica se realizó a 220 nm .

3.6.1.4 Nitratos (NO_3^-).

La determinación de los iones nitrato se realizó mediante la reducción de éstos a iones nitrito, después de pasar la muestra a través de una columna reductora de limaduras de Cadmio recubiertas de Cobre divalente metálico. La concentración de nitratos se midió, por lo tanto, como ión Nitrito siguiendo la metodología antes descrita.

3.6.1.5 Sílice (SiO₂).

Se ha utilizado el método propuesto por Mullin y Riley (1955). Los silicatos reaccionan con molibdato amónico en medio ácido dando lugar a un silicomolibdato que en presencia de un agente reductor produce una coloración azul, cuya intensidad se mide en espectrofotómetro a una longitud de onda de 810 nm. Las posibles interferencias debidas a la presencia de ortofosfatos se eliminan mediante la adición de ácido oxálico que destruye el ácido fosfomolibdico.

3.6.1.6 Alcalinidad, Carbonatos (CO₃²⁻) y Bicarbonatos (HCO₃⁻).

La alcalinidad total, que valora el exceso de cationes de base fuerte sobre el de aniones de ácido fuerte, se determinó mediante valoración automática (titrador METROHM) que adiciona ClH a la muestra, hasta alcanzar un punto de equilibrio a pH 4.5.

3.6.1.7 Sulfatos (SO₄²⁻) y Cloruros (Cl⁻).

La determinación de estos aniones se ha realizado mediante cromatografía iónica, una vez filtradas las muestras a través de filtros de 0.2 µm. Básicamente consiste en inyectar una muestra de agua en una corriente de Carbonato – Bicarbonato que se hace pasar a través de una serie de columnas de adsorción. Los iones de interés son separados sobre la base de su afinidad relativa hacia sitios activos del material de relleno de la columna (catiónica), y posteriormente determinados en base a su conductividad eléctrica y tiempo de retención.

3.6.1.8 Sólidos Totales en Suspensión.

Para su cuantificación, se filtraba el agua previamente mezclada, a través de filtros de fibra de vidrio Whatman GF/F, previamente pesados. El residuo retenido en los mismos se secaba a peso constante (103-105^oC). Tras pesada en balanza de precisión, la concentración de Sólidos Totales se obtiene por diferencia.

3.6.1.9 Carbono Total Disuelto (CT); Carbono Inorgánico (CI); Carbono Orgánico Disuelto (COD).

La determinación de estas formas de Carbono se realizó con un equipo DOHRMANN DC-190. Este aparato permite, por un lado, la cuantificación del CT de una muestra de agua filtrada, mediante un proceso basado en la oxidación a elevadas temperaturas (680 °C) de todo el Carbono existente en la muestra, hasta CO₂. Posteriormente este CO₂ se valora en un detector de infrarrojo no dispersivo. El carbono inorgánico (dióxido de carbono disuelto, carbonatos y bicarbonatos) también se cuantifica convirtiéndolo en CO₂ mediante acidificación a temperatura ambiente, lo que impide la descomposición de ciertas materias orgánicas. Por último el COD se obtiene por diferencia entre el CT y el CI.

3.6.1.10 Carbono Orgánico Disuelto Biodegradable (CODB).

Se determinó siguiendo el protocolo descrito por Servais *et al.* (1987) que consiste básicamente en:

- 1- Obtención de un volumen de agua problema estéril por filtraciones sucesivas con filtro de tamaño de poro de 0.7 y de 0.2 µm
- 2- Inseminación del filtrado con inóculo de bacterias del medio.
- 3- Incubación del cultivo a 20°C y oscuridad durante cuatro semanas.
- 4- Realización de medidas del COD del cultivo a tiempo cero y a las cuatro semanas.

Los resultados del CODB se obtienen por diferencia entre los valores iniciales y finales.

3.6.2 Análisis de variables biológicas

3.6.2.1 Identificación y recuento de Fitoplancton.

Las muestras cuantitativas obtenidas se dejaron sedimentar durante 24 horas en cámaras compuestas de tipo Utermohl de 10 ml de capacidad y 25 mm de diámetro. A continuación se realizaron sendos recuentos celulares (a 320 y 1000 X) en 20 campos elegidos al azar, utilizando un microscopio invertido.

El cálculo de la abundancia celular se obtuvo a partir de la siguiente expresión:

$$Cél / ml = \frac{n^{\circ} \text{ céls .contadas}}{n^{\circ} \text{ campos}} * \frac{S \text{ .cámara}}{S \text{ .campo}} * \frac{1}{ml \text{ .muestra}}$$

donde S es la superficie (mm²) y ml muestra es el volumen de muestra sedimentado.

3.6.2.2 Pigmentos fotosintéticos

Un volumen conocido de muestra era filtrado a través de filtros de fibra de vidrio Whatman GF/F y la clorofila se extrajo con acetona al 90% durante 24 horas en la oscuridad. A partir de la medida de la absorbancia (A) a diferentes longitudes de onda, la concentración de clorofila se evaluó siguiendo a Jeffrey & Humphrey (1975) como:

$$Chl-a(\mu g/l) = (11.85 * (A_{665} - A_{750}) - 1.54 * (A_{645} - A_{750}) - 0.08 * (A_{630} - A_{750})) * \frac{Vol.ace(ml)}{Vol.fil(l)}$$

3.6.2.3 Identificación y recuento de Zooplancton.

El recuento se realizó, en cámaras de sedimentación tipo Utermöhl de 10 ml con un tiempo de sedimentación de 10 horas, bajo un microscopio invertido a 20 y 40 aumentos. En general, y debido a la gran densidad de individuos presentes en las muestras, fué preciso llevar a cabo el recuento sobre alícuotas obtenidas mediante una pipeta Hensen-Stempel de 5 ml de capacidad.

Para cada muestra se analizaron como mínimo, 3 alícuotas. La concentración de organismos expresada en ind. l⁻¹, se calculó como:

$$C = \frac{(a_1 + a_2 + \dots + a_n) * V_M}{(V_1 + V_2 + \dots + V_N) * V_F}$$

donde a₁, a₂, a_N es el número de organismos contados en cada alícuota, V_M el volumen al que se llevó la muestra, V₁, V₂, V_N el volumen de las alícuotas y V_F el volumen de agua filtrada del medio.

La identificación de microcrustáceos y rotíferos se realizó bajo microscopio óptico

usando, al igual que en el caso del fitoplancton, una amplia y especializada bibliografía.

3.6.2.4 Recuento de Bacterias.

La abundancia de bacterias se llevó a cabo mediante contaje directo utilizando microscopía de epifluorescencia. Para ello se siguió el protocolo propuesto por Porter & Feig (1980) que, básicamente, consiste en teñir el ADN bacteriano de doble cadena con un fluorocromo (4'-6-diamidina-2-phenylindole, DAPI), complejo que excitado con luz de 365 nm fluoresce azul brillante, indicando la presencia de células vivas, aunque no necesariamente activas. Al menos se contaron 400 células de cada filtro. La abundancia celular se obtuvo según la ecuación propuesta por Jones (1979):

$$n = \frac{Y * A}{a * V}$$

donde n es el nº céls/ml; Y es el número medio de células contado por retícula, A es el área de filtración (mm^2), a es el área de la retícula (mm^2) y V es el volumen de muestra filtrado (ml).

3.6.3 Estructura de la comunidad planctónica

La estructura de las comunidades de fitoplancton y zooplancton se ha estimado a través de medidas de diversidad específica (bits/individuo) calculada, siguiendo a Shannon & Weaver (1963), como:

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \log_2 p_i$$

donde p_i es el porcentaje de individuos de la especie i en relación con el número total de individuos de la muestra.

3.7 Análisis de Componentes Principales

Las relaciones entre las variables físico-químicas y biológicas se han explorado mediante un análisis de componentes principales (ACP) por medio del programa estadístico STATISTICA 6.0. El análisis se efectuó a partir de la matriz de correlaciones de los datos transformados en base a $\log(x+1)$, excepto el pH.

Este análisis permite establecer las relaciones entre las distintas variables y obtener unas nuevas variables compuestas, las componentes principales, en la cual se realiza una transformación del espacio n-dimensional, de las observaciones, en un espacio reducido a partir de las correlaciones existentes entre las variables. Los ejes del nuevo espacio cumplen una serie de condiciones que permite una fácil descripción global de la información, como es el que cada eje esté asociado a otro conjunto de variables independientes, diferentes de las iniciales, y que la información contenida explicada por cada uno es máxima para el primer eje y va decreciendo en los ejes sucesivos.

RESULTADOS Y DISCUSION

4. RESULTADOS Y DISCUSION

4.1 Variables físicas

4.1.1 Régimen Térmico

La temperatura del agua muestra una evidente distribución estacional en ambas laguna con valores máximos registrados durante los meses de verano, y mínimos en invierno (Figura 2). Ambos sistemas presentan un patrón de variación muy similar, con un período de calentamiento que se inicia a principios de Abril y continua hasta finales de Octubre y otro, más corto, de enfriamiento, que se extiende desde Noviembre a Febrero. El valor promedio anual de temperatura registrado en la laguna Honda fue de 20.9 °C con valores puntuales que oscilaron entre 31.1 °C (superficie) en verano y 9.8 °C (fondo) en invierno. En la laguna Nueva el valor promedio anual fue de 21.5 °C y los valores puntuales oscilaron entre los 33.2 °C medidos en superficie, en verano, y los 10.1 °C medidos en invierno, a la mayor profundidad.

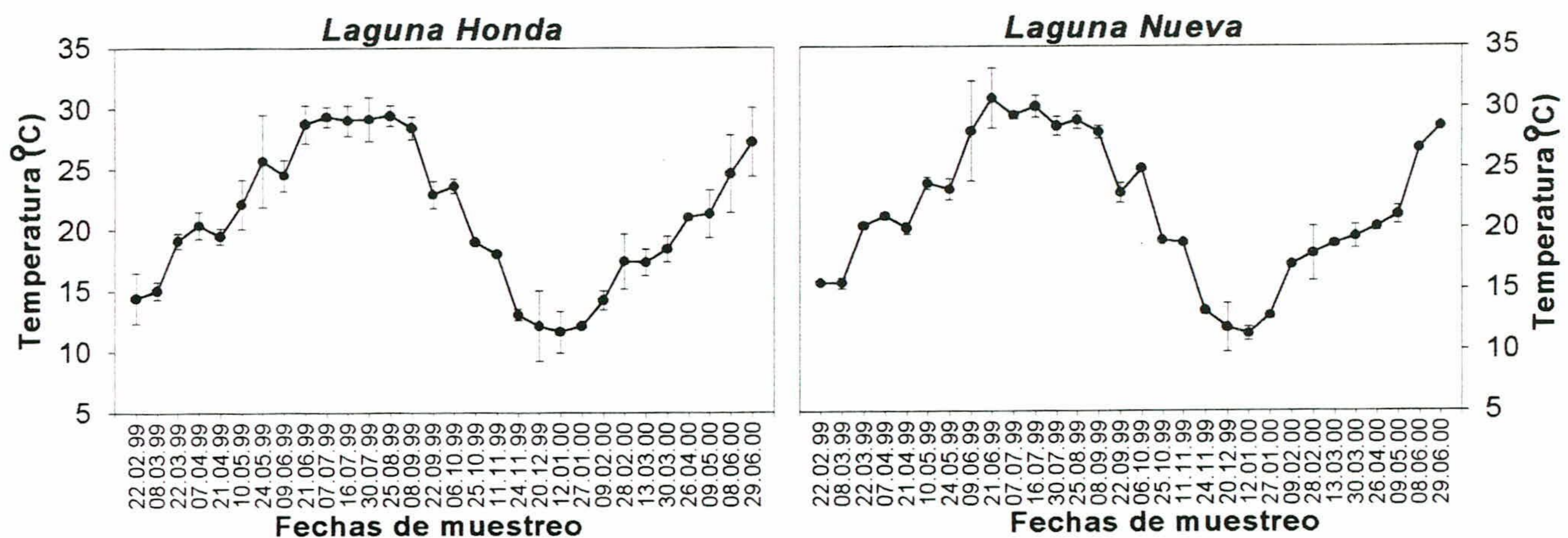


Figura 2. Evolución temporal de la temperatura media (y desviación estándar) de la columna de agua en las lagunas de la Albufera de Adra.

El carácter somero de las lagunas y seguramente también la intensidad y frecuencia de los vientos dominantes en la zona determinan que durante buena parte del año ambas lagunas presenten homogeneidad térmica en profundidad (las diferencias térmicas superficie-fondo no llegan a ser superiores a los 2°C) y sus aguas estén mezcladas. Resultados similares fueron observados por Martínez-Vidal y Castro (1990) y Carrillo *et al.* (1996) para estos sistemas.

No obstante, en determinados períodos las variaciones de la temperatura en profundidad sugieren la existencia de estratificación térmica (Figura 3). Así, a finales

de la Primavera se inicia un periodo de estratificación que se hace más evidente durante el verano – cuando las diferencias térmicas superficie-fondo llegan a ser de entre 4 y 6 °C y se mantiene hasta mediados del Otoño, que sitúa la termoclina entre 50 y 75 cm en la laguna Honda y entre 100 y 125 cm en la laguna Nueva.

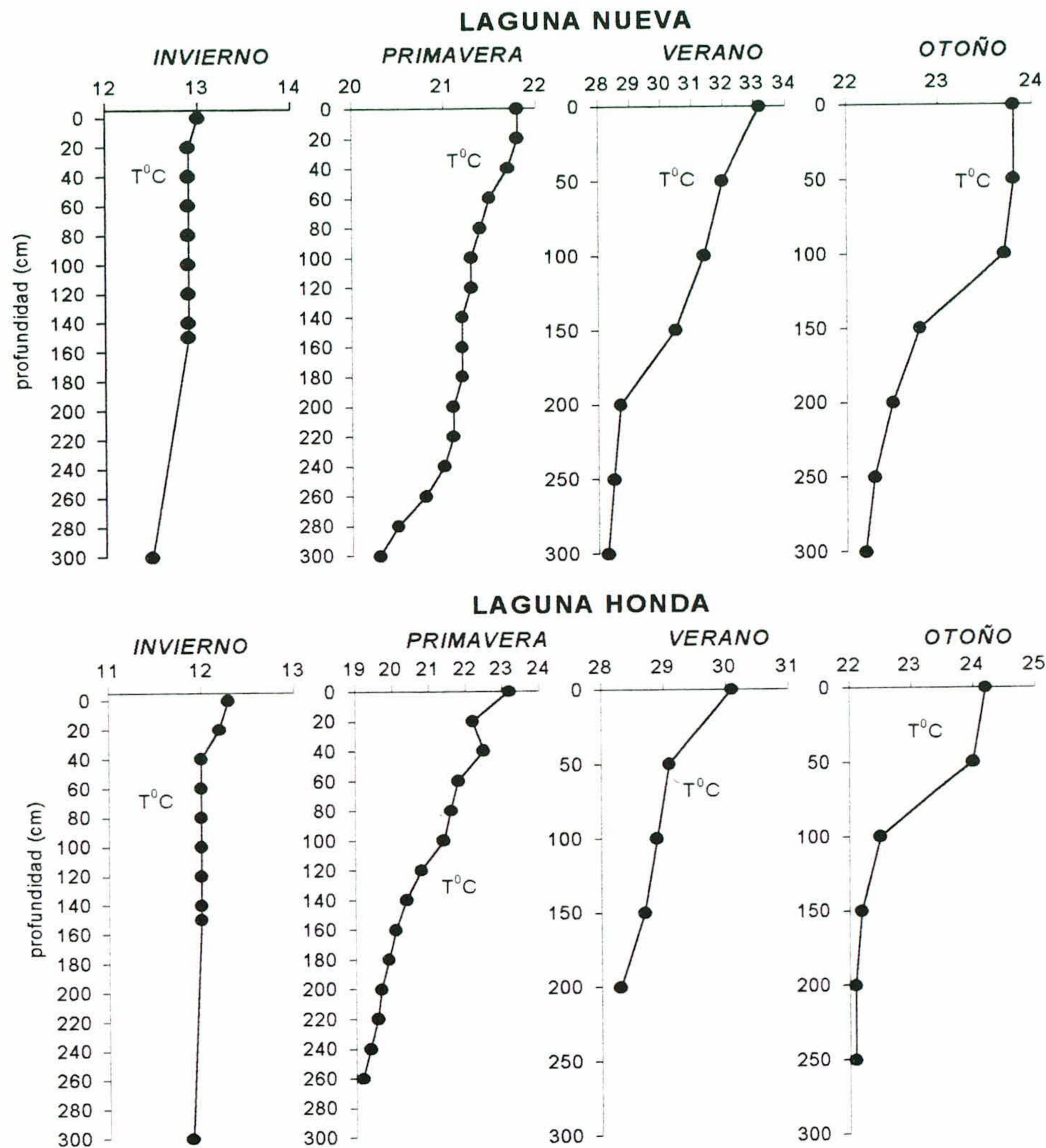
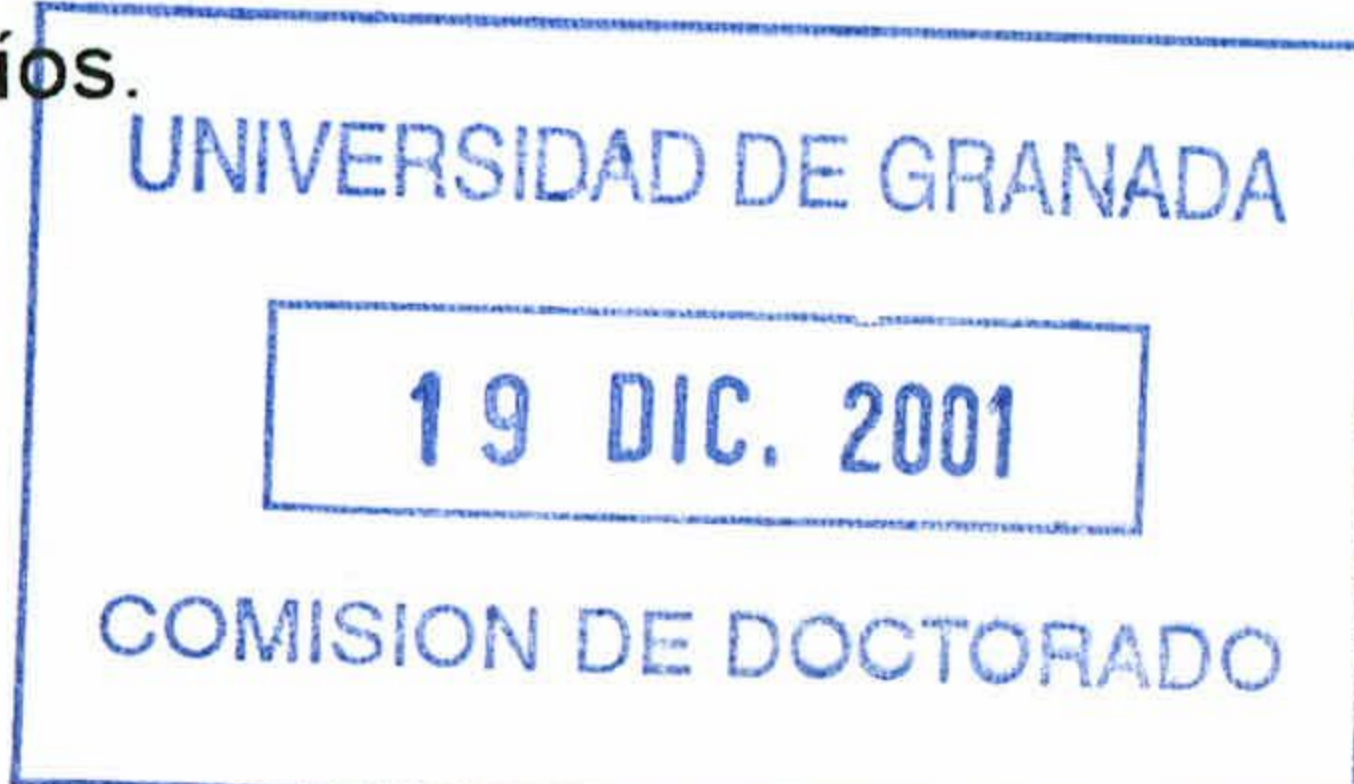


Figura 3. Perfiles verticales de temperatura en muestreos representativos de cada una de las estaciones del ciclo anual estudiado.

La evolución de la estructura térmica de la columna de agua para las lagunas Honda y Nueva se aprecia de manera más clara en las Figuras 4 y 5. Como ya comentáramos en el párrafo anterior, en los meses de Verano, para ambas lagunas se puede apreciar un gradiente térmico producto de una estratificación. En cambio en el resto del período se observa una homogenización neta de los perfiles de temperatura. Desde este punto de vista, ambos sistemas pueden ser calificados como monomícticos fríos.



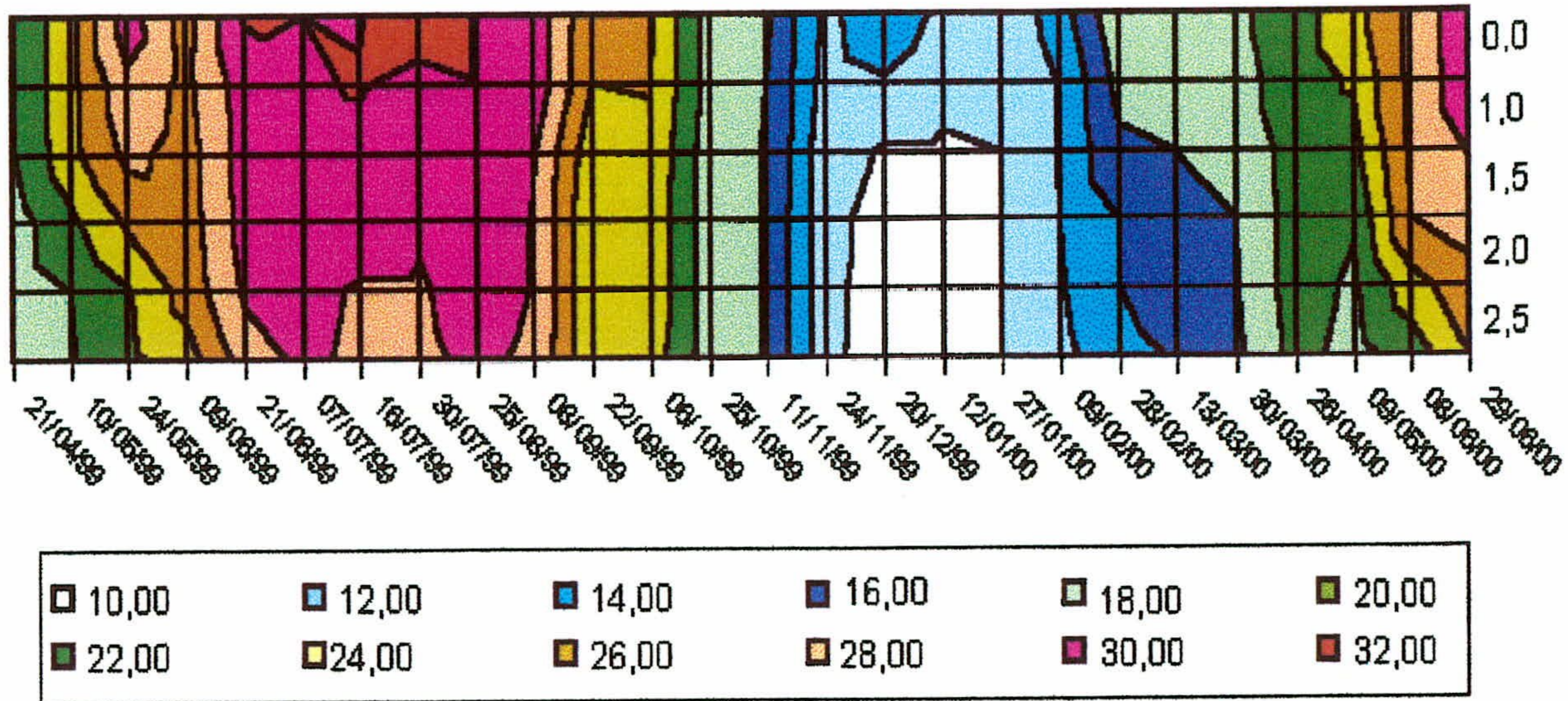


Figura 4. Estructura térmica de la laguna Honda durante el período de estudio

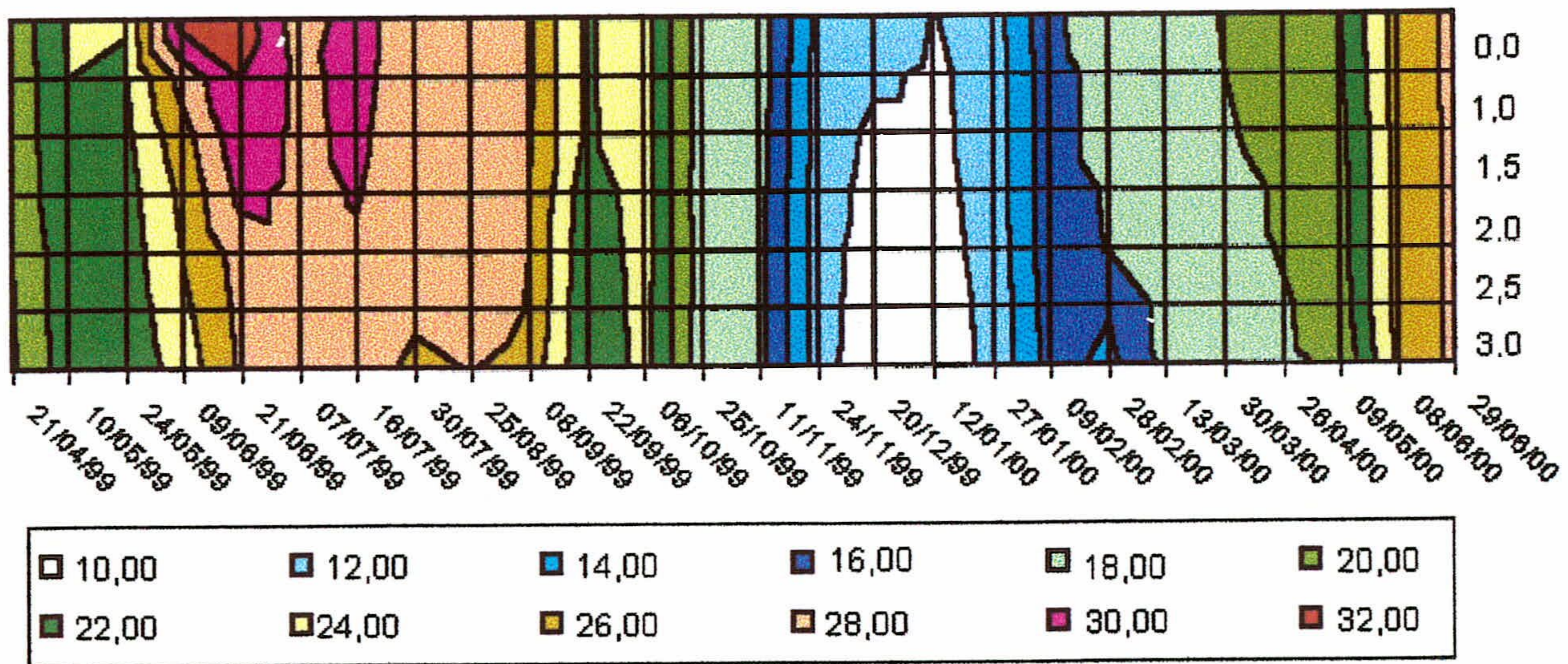


Figura 5. Estructura térmica de la laguna Nueva durante el período de estudio

4.1.2 Estabilidad de la columna de agua

Con el fin de cuantificar la estabilidad de la columna de agua, en cada laguna, derivada de la existencia de gradientes térmicos, hemos calculado los valores de Estabilidad Térmica (S) siguiendo a Idso (1973):

$$S = \frac{1}{A_0} \int_{Z_0}^{Z_m} (\rho_z - \bar{\rho})(A_z)(z - z_{\bar{\rho}}) dz$$

donde A_0 es el área superficial (cm^2); A_z el área a la profundidad Z (cm^2); $\bar{\rho}$ la densidad media que resultaría de mezclar el lago hasta la uniformidad térmica (g/cm^3); ρ_z la densidad a la profundidad Z ; $z_{\bar{\rho}}$ la profundidad a la que el agua tiene una densidad $\bar{\rho}$, antes de la mezcla; Z_m la máxima profundidad (cm) y Z_0 la profundidad en superficie.

S ($\text{g}\cdot\text{cm}/\text{cm}^2$) mide el trabajo que se requeriría para mezclar la columna de agua hasta una densidad uniforme, sin añadir o sustraer calor en el proceso.

Además se ha calculado la frecuencia de Brünt-Väisälä (N^2):

$$N^2 = \frac{g}{\rho} \times \frac{d\rho}{dz}$$

donde $d\rho$ es el gradiente de densidad en el estrato considerado; dz el espesor de dicho estrato; ρ la densidad promedio del estrato considerado y g es la aceleración de la gravedad (m/s^2).

N^2 representa uno de los nodos de resonancia de la oscilación metalimnética y su periodo puede ser considerado como la "oscilación" de una "parcela" de agua que es desplazada desde su posición de equilibrio en un fluido estratificado. Obviamente, cuanto mayor es la estratificación, mayor es la oscilación.

La densidad, para cada temperatura, se ha estimado siguiendo a Krambeck *et al* (1992):

$$\rho = 0.999869 + 6.67413 * 10^{-5} T - 8.85556 * 10^{-6} T^2 + 8.23031 * 10^{-8} T^3 - 5.51577 * 10^{-10} T^4$$

Para el tratamiento de los datos se utilizó un programa informático (SisDel) desarrollado en el Instituto del Agua por S. Rodrigues da Silva.

En la Figura 6 se representan los perfiles de estabilidad térmica y la frecuencia de Brunt-Väisälä para las dos lagunas.

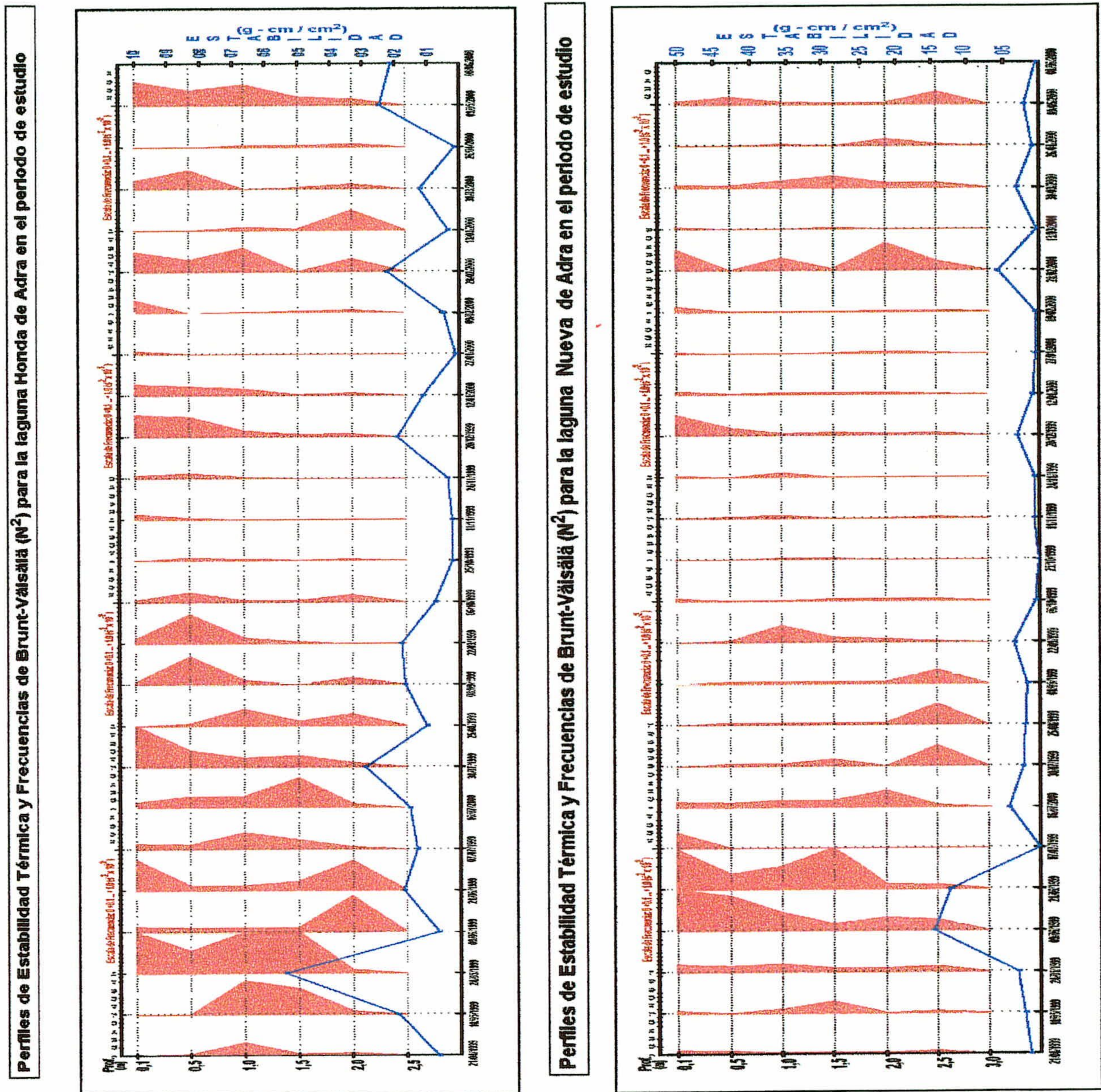


Figura 6.- Valores de S y de N^2 (escala de 0 a 1.0 ($s^{-2} \cdot 10^{-2}$)) (Subunidades de 0.1)

Ambas presentan valores extraordinariamente bajos, esto es el calor absorbido en superficie se transmite rápidamente en profundidad debido a la escasa resistencia mecánica a la mezcla de la columna de agua.

4.1.3 Clima Lumínico

En la laguna Honda, la transparencia del agua, expresada como la profundidad de visión del disco de Secchi, presenta valores promedio relativamente bajos (37 cm) y las curvas de extinción de la luz a lo largo del perfil vertical de la masa de agua, muestran una pronunciada pendiente, lo que indica una reducción brusca de la radiación con la profundidad (Figura 7). En la laguna Nueva, por el contrario, los valores promedio de profundidad de visión del disco de Secchi son mucho más altos (130 cm), y la penetración de la radiación solar llega hasta el fondo (Figura 7). También es de destacar que en esta laguna, de la curva de extinción de la luz en profundidad se derivan valores de absorción superiores a los que correspondería medir a partir de los datos del disco de Secchi. Posiblemente en esta circunstancia pueda influir la presencia de compuestos húmicos o fúlvicos de procedencia agrícola.

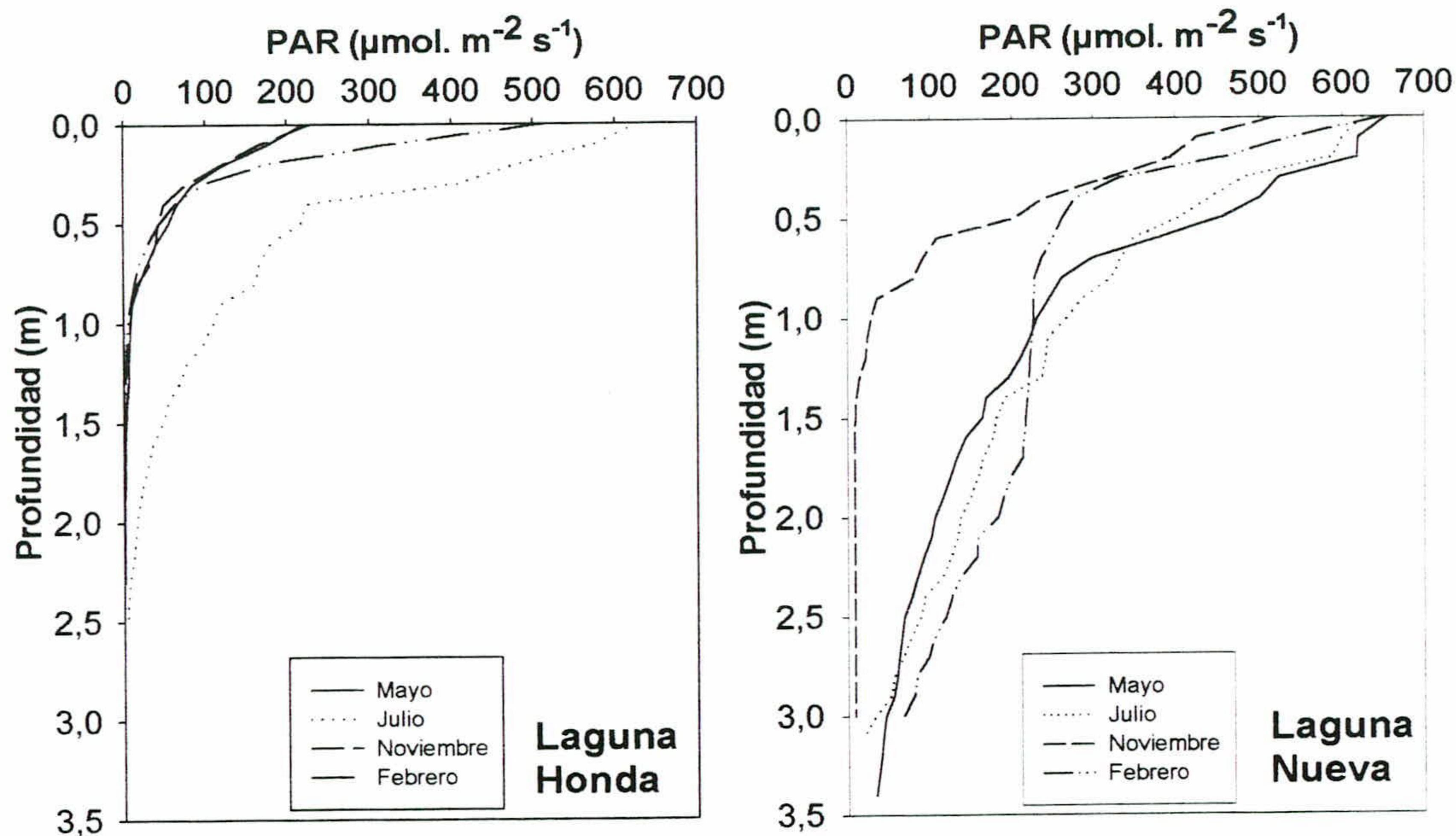


Figura 7. Curva de extinción de la luz a lo largo del perfil vertical de la masa de agua en diferentes momentos del año en ambas lagunas.

El coeficiente de extinción vertical de la luz (K) se estimó, perfil a perfil, a partir de los datos de irradiación a diferentes profundidades, de acuerdo con el modelo de Beer-Lambert:

$$\ln I_z = \ln I_0 - z.K$$

donde I_z y I_0 corresponden a la intensidad de luz en la profundidad z e inmediatamente debajo de la superficie del agua, respectivamente.

Dicho coeficiente presentó valores comprendidos entre 1.8 y 6.0 m^{-1} con un valor promedio de 3.53 m^{-1} para la laguna Honda y valores más bajos para la laguna Nueva: (comprendidos entre 0.86 y 3.31 m^{-1} ; promedio 1.44 m^{-1}). Estos valores del coeficiente vertical de atenuación de la luz son, en especial en el caso de la laguna Nueva, notablemente inferiores a los que se han registrado (Miracle *et al.*, 1987) en sistemas de características tróficas similares (Albufera de Valencia).

Uno de los componentes responsables de los valores medidos del coeficiente de extinción vertical de la luz (K), es la atenuación debida a sólidos en suspensión y, dentro de ellos, a materiales clorofílicos. En la Albufera de Adra se observó una correlación significativa entre K y la biomasa fitoplanctónica ($r = 0.61$ para la Honda y de $r = 0.66$ para la Nueva $p < 0.05$ $n = 30$) lo que sugiere la importancia de esta variable en el clima de luz de cada laguna. Las Figuras 8 y 9 muestran la evolución, durante un ciclo anual, de los valores promedio en el perfil vertical de la concentración de Clorofila a y de Sólidos Totales así como del coeficiente de atenuación de la luz y de la profundidad de visión del disco de Secchi (SD).

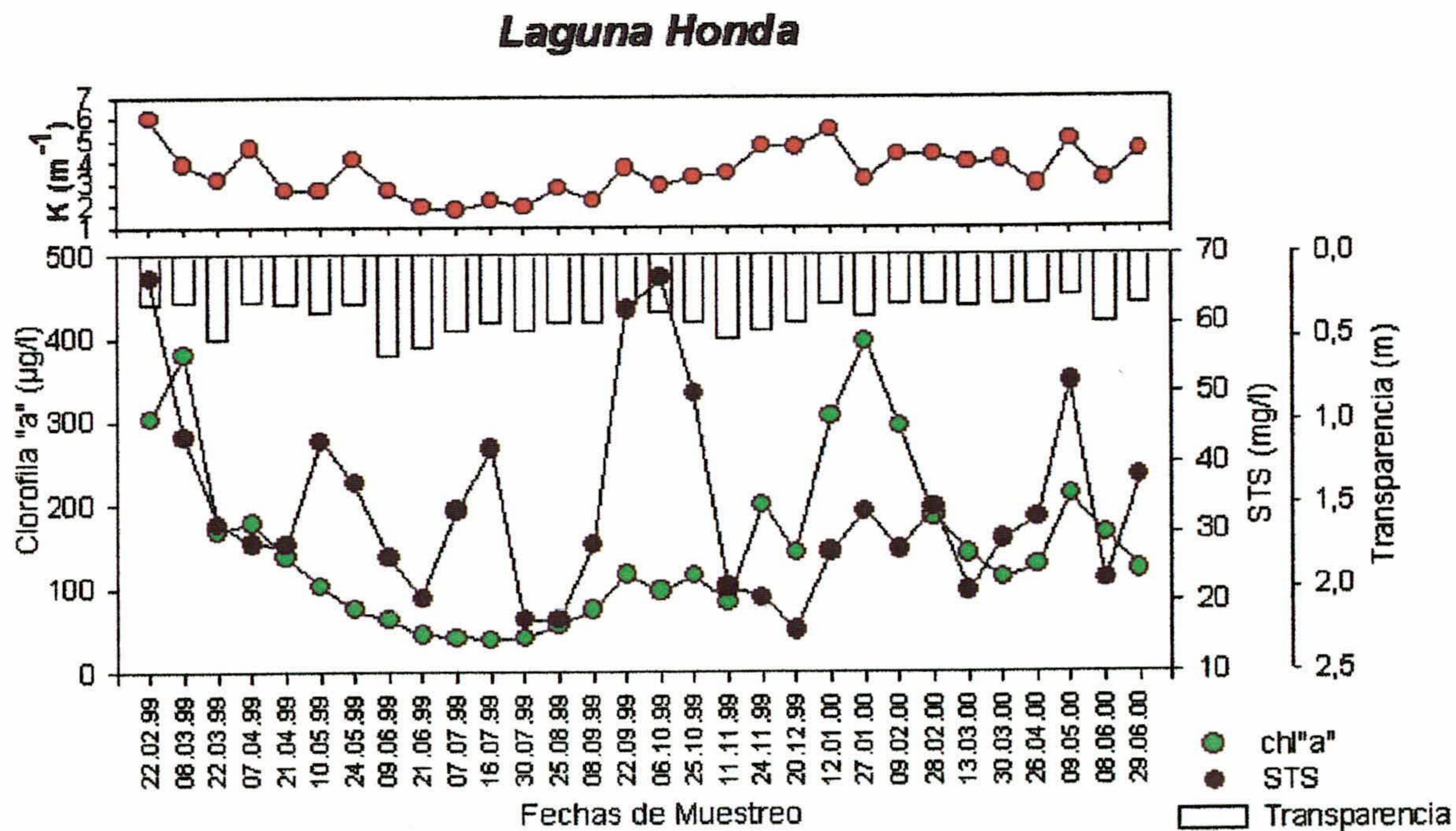


Figura 8. Evolución de los valores de clorofila, coeficiente de atenuación de la luz, transparencia del agua (SD) y de la concentración de sólidos totales en la laguna Honda

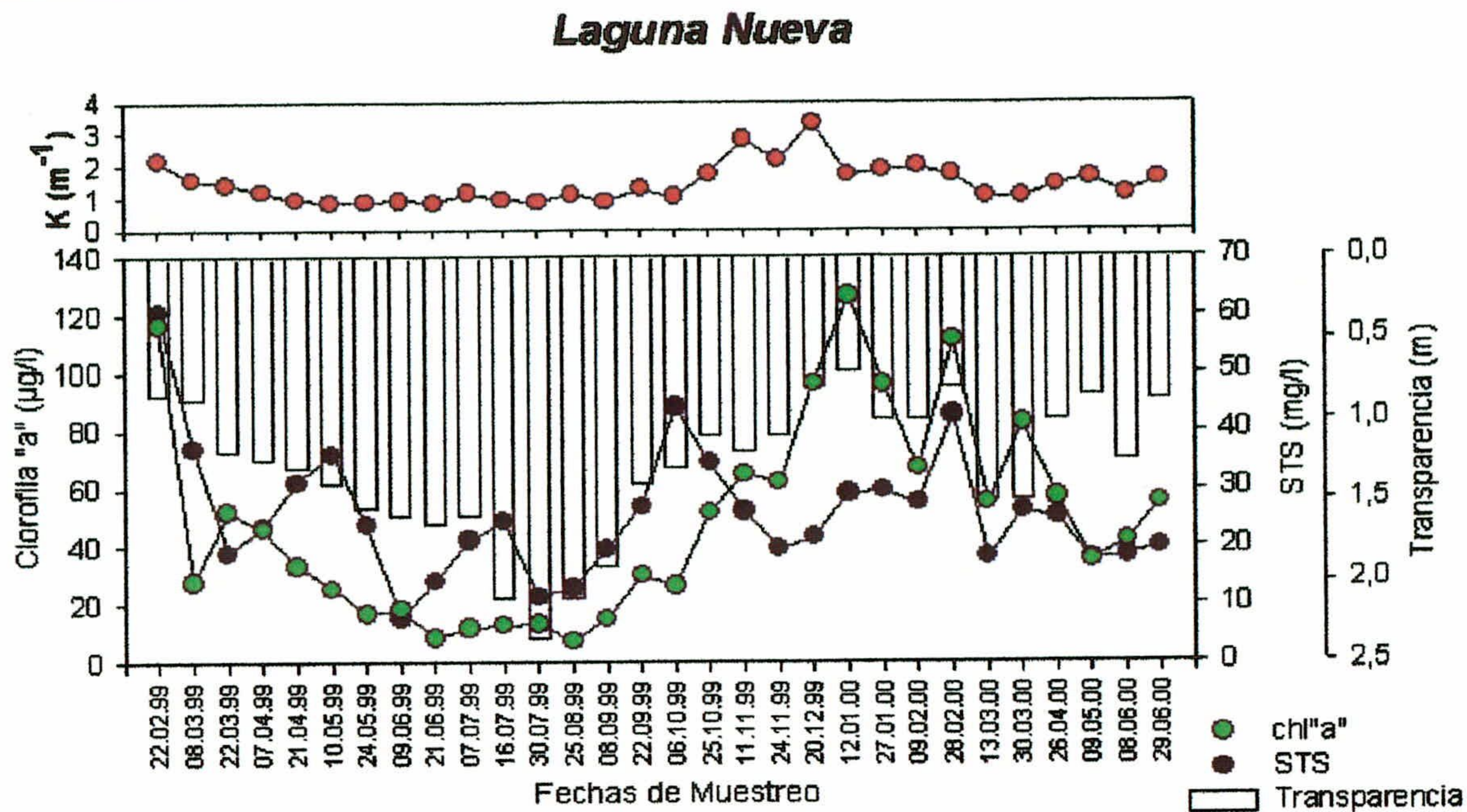


Figura 9. Evolución de los valores de clorofila, coeficiente de atenuación de la luz, transparencia del agua (SD) y de la concentración de sólidos totales en la laguna Nueva.

Los valores extremadamente bajos de visibilidad en la laguna Honda, de los que son responsables principalmente las elevadas concentraciones de biomasa algal, suponen que el espesor de la zona eufótica (a la que llega la luz suficiente para mantener la fotosíntesis) se sitúe en promedio, a 144 cm, esto es, que durante casi todo el año en más de la mitad del volumen de agua de la laguna los procesos de respiración superan a los de producción. En cambio, la Laguna Nueva se caracteriza porque los valores promedio de clorofila en la columna de agua son inferiores y, al igual que en la Laguna Honda, los máximos invernales son claramente manifiestos. En esta laguna, por el contrario, se aprecia un periodo de aclaramiento del agua, que se inicia al final de la Primavera y se mantiene durante buena parte del Verano y determina que, a diferencia de lo que ocurre en laguna Honda, durante la mayor parte del año la zona eufótica alcance el fondo lo que permite, entre otras cosas, el desarrollo de manchas de macrófitos que en determinados momentos del ciclo anual llegan a tapizar parte del fondo de la laguna.

4.2 Variables Químicas

4.2.1 Relacionadas con la mineralización del agua

En la mayoría de las aguas naturales, el contenido en sales disueltas, su mineralización, viene determinado por cuatro cationes principales: Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ , K^+ y por los aniones HCO_3^- , $\text{CO}_3^{=}$, $\text{SO}_4^{=}$, Cl^- . Las concentraciones de Mg^{++} , Na^+ , K^+ y Cl^-

son estables en el tiempo y dependen poco de su utilización biológica (componentes de proporcionalidad constante). Por su parte, las concentraciones de HCO_3^- , SO_4^- y Ca^{++} están más influenciadas por la actividad de los organismos por lo que algunos autores los incluyen como componentes de proporcionalidad variable. Estos compuestos (denominados macroconstituyentes) representan en conjunto más del 95% de las sales disueltas en el agua y, por lo tanto, son los que determinan la salinidad de la misma. En aguas contaminadas es importante considerar la concentración de NO_3^- como un componente de la mineralización.

Para cuantificar el grado de mineralización de las aguas de la Albufera de Adra, hemos utilizado sólo datos correspondientes a concentraciones de aniones porque han sido los que se analizaron de forma más sistemática.

4.2.2 Conductividad

El binomio mineralización-salinidad determina directamente el valor de la conductividad eléctrica del agua, directamente proporcional a la concentración de solutos iónicos disueltos, cuyo origen es diverso: escorrentía superficial; precipitación atmosférica y procesos de evaporación-precipitación.

Tanto la laguna Honda como la laguna Nueva presentan aguas fuertemente mineralizadas con valores promedio de Conductividad en el perfil vertical comprendidos entre 2.75 y 7.31 mS.cm^{-1} en la primera y de entre 3.96 y 7.39 mS.cm^{-1} en la segunda. Estos valores son claramente inferiores a los señalados por Carrillo *et al.* (1996) para estas lagunas (7.5-11.9 mS.cm^{-1} en la laguna Honda y 7.5-13.2 mS.cm^{-1} en la laguna Nueva); semejantes a los encontrados por Sánchez-Castillo (1984) (3.0-5.0 y 3.0-5.5 mS.cm^{-1} para las lagunas Honda y Nueva, respectivamente) y ligeramente menores a los registrados por Martínez-Vidal y Castro (1990) en el estudio integral de la Albufera realizado en 1987 (valores de entre 5.7-7.3 mS.cm^{-1} en la laguna Honda y de entre 6.0-7.4 mS.cm^{-1} , en la Nueva).

Este comportamiento es presumiblemente consecuencia de la propia heterogeneidad de tales ambientes y viene condicionado, fundamentalmente, por sus particularidades hidrológicas y, sin lugar a dudas también, por la influencia humana (actividades derivadas de intensas prácticas agrícolas).

La Figura 10 muestra la evolución espacio-temporal de esta variable. Se observa una uniformidad en la distribución dentro del perfil vertical en ambas lagunas y un notable patrón en la evolución temporal caracterizado por presentar los mayores valores de mineralización en Primavera y Verano a los que siguen bruscos descensos (especialmente notables en la laguna Honda durante los meses de Otoño e Invierno), hasta valores que se mantienen el resto del ciclo anual. Dichos descensos se encuentran relacionado con el período de mayor sequía, en la época más cálida del año, en la que se experimenta una apreciable disminución del nivel del agua de las lagunas (especialmente notable en la Honda) y en la que los procesos de evaporación son intensos (Figura 11).

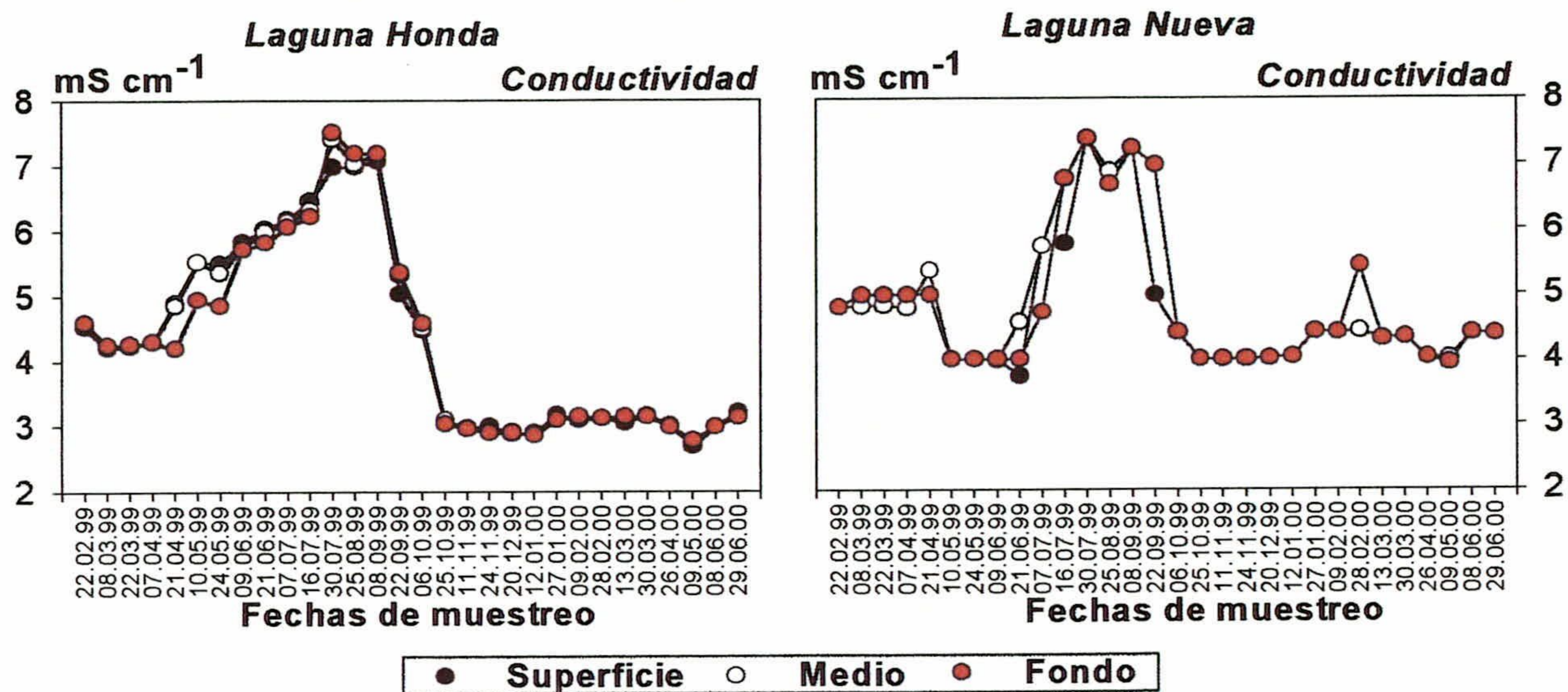


Figura 10.- Variación espacio-temporal de los valores de conductividad en ambas lagunas.

En la laguna Nueva los valores de conductividad, como señaláramos anteriormente, son superiores a los encontrados en la laguna Honda, probablemente debido a su mayor proximidad a la línea de costa. Esta circunstancia ya había sido registrada por Del Río (1986); Martínez-Vidal y Castro (1990) y El Amrani-Paaza (1997) que la atribuyen al efecto conjunto derivado de un menor aporte hídrico superficial a aquella laguna y una mayor tasa de evaporación.

Dentro la clasificación propuesta por Noisette (Catalán, 1969), basada en la conductividad eléctrica de las aguas, ambas lagunas se situarían dentro de la categoría de aguas muy duras y francamente mineralizadas (valores >2).

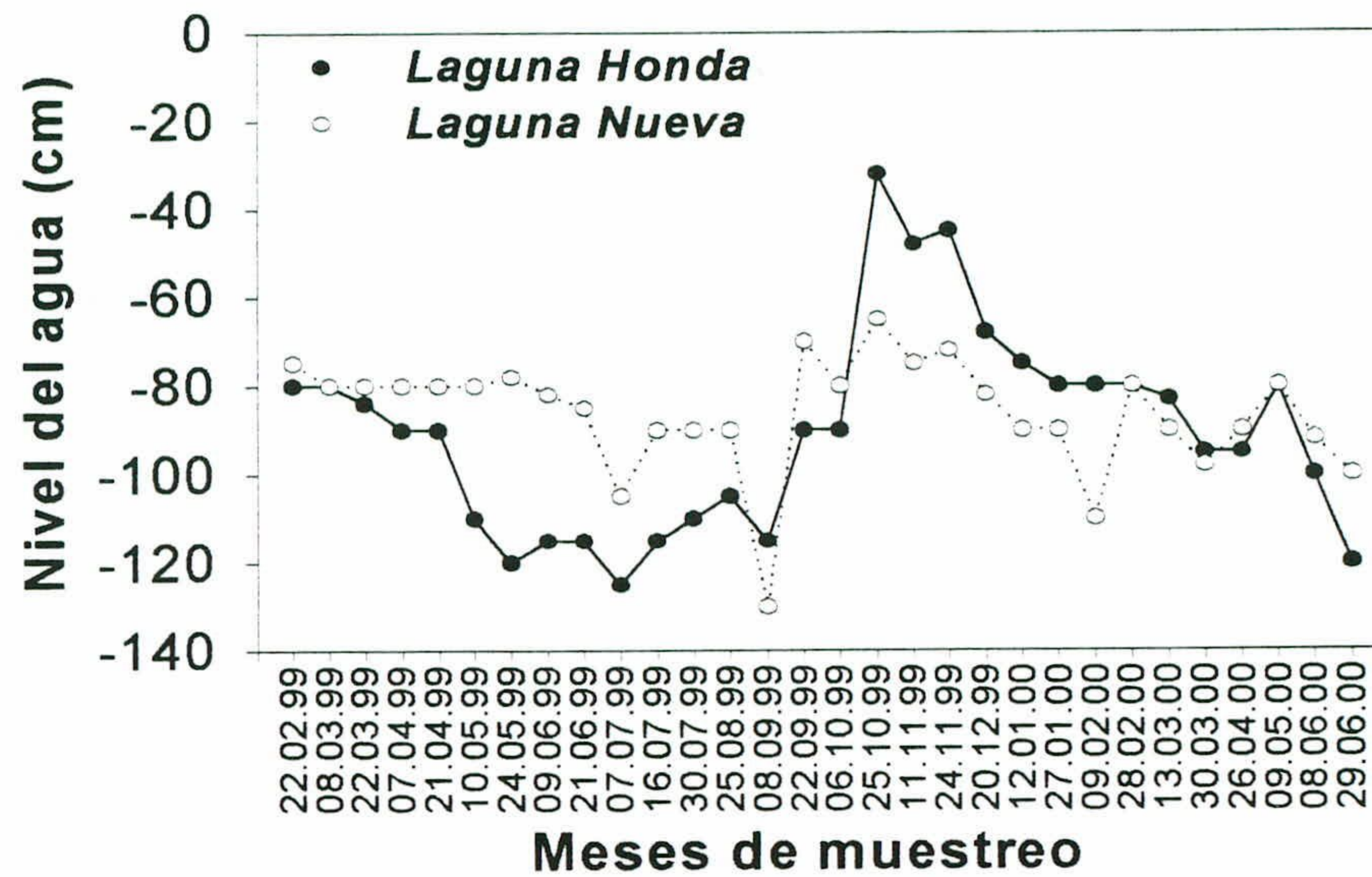


Figura 11.- Variaciones medidas en el nivel del agua de las lagunas, durante el período de estudio.

4.2.3 Alcalinidad

Ambas lagunas presentan una elevada reserva alcalina, con valores promedio de alcalinidad comprendidos entre 3.17 y 6.21 meq.l⁻¹ en la laguna Honda y entre 1.46 y 3.14 meq.l⁻¹ en la laguna Nueva. Estos elevados valores están determinados principalmente por la alta concentración de bicarbonatos, que muestran valores promedio de 4.45 meq.l⁻¹ para la laguna Honda y de 3.27 meq.l⁻¹ en la Nueva.

La evolución espacio-temporal es muy similar en ambas lagunas (Figura 12), los valores máximos se registraron durante los meses de Invierno y Primavera y los mínimos en Verano y Otoño.

Estos valores de alcalinidad son inferiores a los que hace algunos años midió en estos mismos sistemas Sánchez-Castillo (1987) y superiores a los que se han descrito para sistemas similares (ej. Albufera de Valencia: Serra, *et al.* 1984, 1986; Soria, *et al.* 1987; Soria, 1997; Vicente & Miracle 1988, 1992)

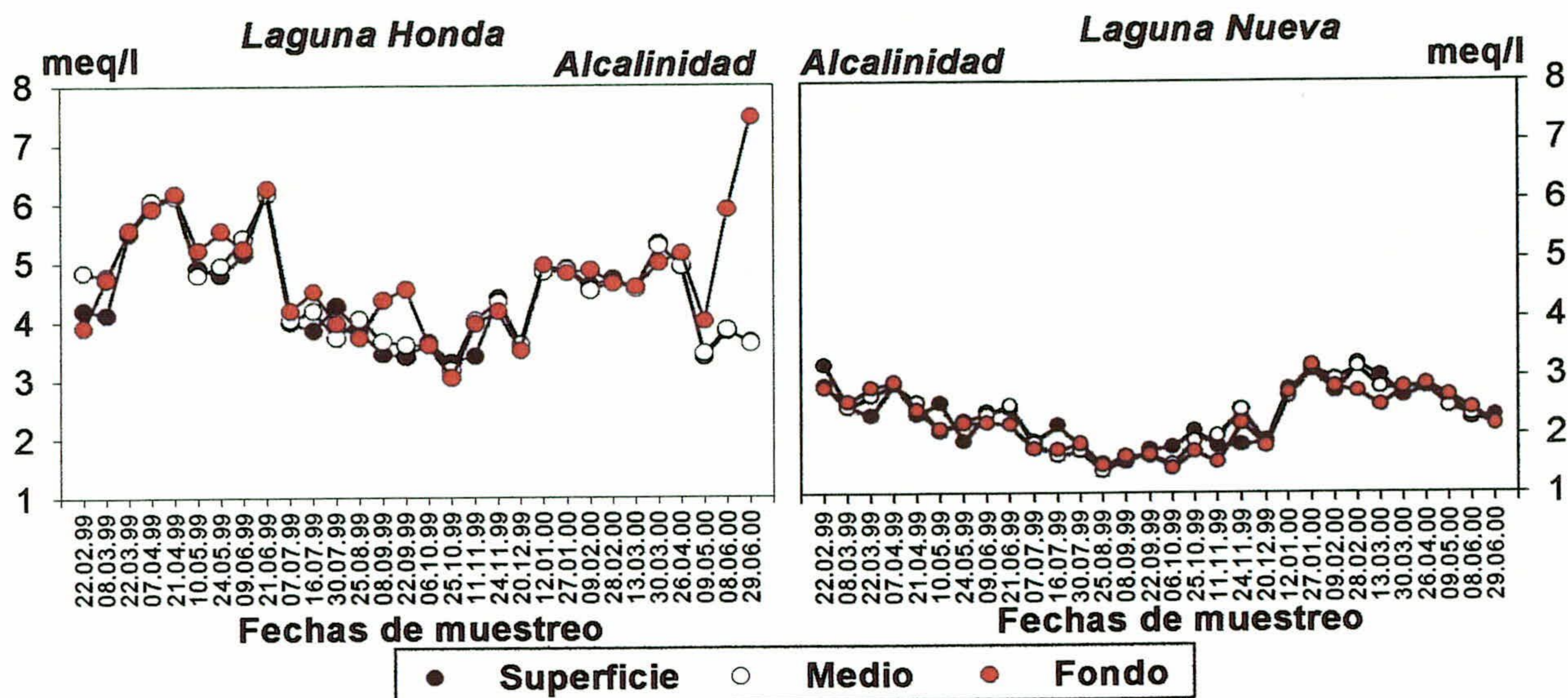


Figura 12.- Variación espacio-temporal de los valores promedio de alcalinidad en las lagunas Honda y Nueva.

En la Albufera de Valencia, factores como un elevado crecimiento de fitoplancton (que determina un incremento en los valores de pH y un cambio en las proporciones relativas de las formas de Carbono Inorgánico); una Salinidad moderada y una elevada Temperatura (que propician una intensa precipitación de Carbonatos), se han propuesto para tratar de explicar estos bajos valores de Alcalinidad (Soria *et al*, 1987; Soria, 1997). La disminución de los valores de alcalinidad como consecuencia de una precipitación de CO_3Ca es un hecho constatado para otros lagos de intensa fotosíntesis (Planas, 1973; Margalef, 1983).

4.2.4 Cloruros

Como en el caso de la Albufera de Valencia (Soria, 1997) el cloruro es el anión más importante en las aguas de las lagunas de Adra. La laguna Nueva presenta una mayor concentración que la Honda (valores promedio de 28.7 meq/l y 22.5 meq/l, respectivamente) (Figura 13), lo que resulta coherente con los valores de conductividad del agua, anteriormente comentados.

Esta diferencia es claramente concordante con la proximidad de las lagunas al mar. Según Margalef (1974) los valores de Cloruros en sistemas próximos a la costa tienden a aproximarse a los habitualmente referidos para el agua del mar. De hecho el orden en abundancia de los iones (en las dos lagunas) es similar al del agua marina: $\text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{Alc}$, aunque varien las proporciones relativas. La relación Cloruro / Sulfato

en el agua de mar (aprox.9) es muy superior a la que se encuentra en las lagunas, en las que dicha relación fue de aproximadamente 1.40. La diferencia entre lagunas, en relación con su proximidad a la costa, ya había sido descrita por Sánchez-Castillo (1987) y Martínez-Vidal y Castro (1990).

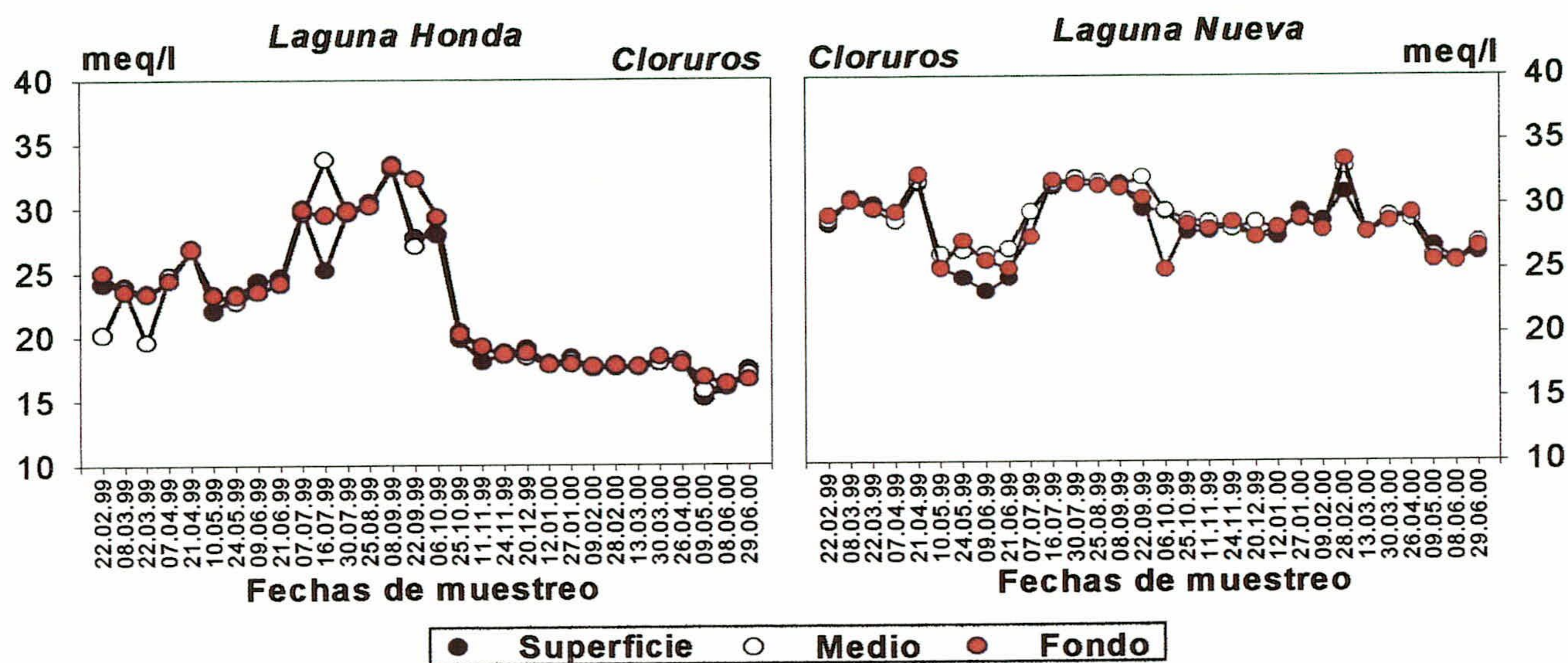


Figura 13.- Variación espacio-temporal de la concentración de Cloruros en ambas lagunas.

4.2.5 Sulfatos

El Sulfato es otro de los iones fundamentales ligado a la mineralización del agua. En las lagunas de la Albufera de Adra los Sulfatos presentaron concentraciones promedio ligeramente inferiores a las de los Cloruros y superiores a la concentración de Bicarbonatos, los otros dos aniones con frecuencia más abundantes en las aguas dulces. Concretamente para la laguna Honda se han obtenido valores de 15.8 meq/l y para la laguna Nueva de 21.4 meq/l. En la Figura 14 se representa la variación espacio-temporal de la concentración de dicho ión en ambas lagunas. Las mayores concentraciones se observaron durante los meses estivales, de manera más clara en la laguna Honda que en la Nueva y al igual que en el caso de los Cloruros, no se observaron diferencias significativas entre profundidades del perfil vertical (ver Figura 14).

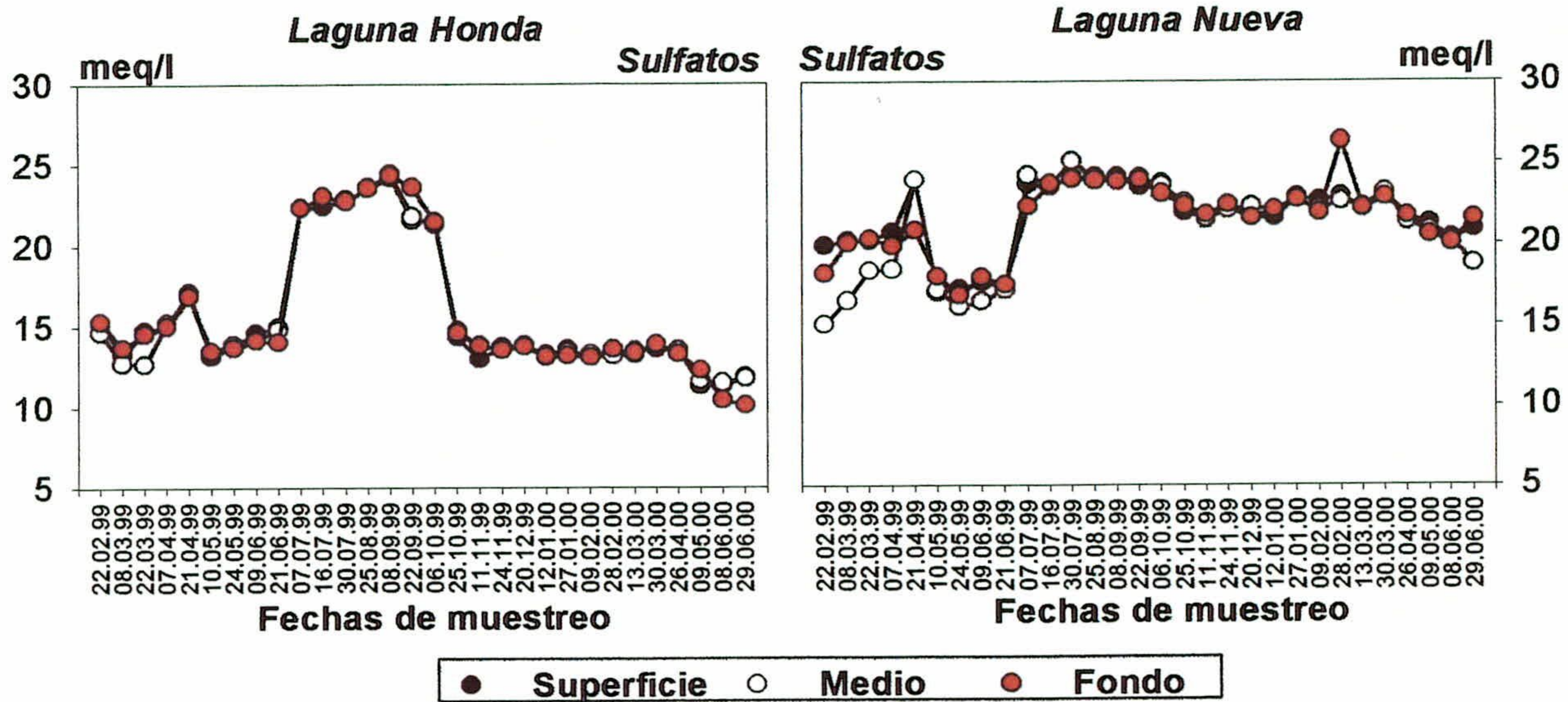


Figura 14.- Variación espacio-temporal de la concentración de Sulfatos en ambas lagunas.

Atendiendo a la clasificación de Shukarev (Catalán, 1969), el agua de las lagunas de la Albufera de Adra se incluiría en la categoría de **Sulfatocloruradas** por la distribución de los valores promedio de Bicarbonato-Cloruro-Sulfato (en porcentaje de meq/l).

Laguna Honda: 10 – 53 - 37

Laguna Nueva: 4 – 55 - 41.

Asimismo la representación gráfica del “triángulo de la mineralización” (Figura 15) sitúa a estas lagunas (valores promedio de las diferentes muestras) en la zona **Sulfatoclorurada**.

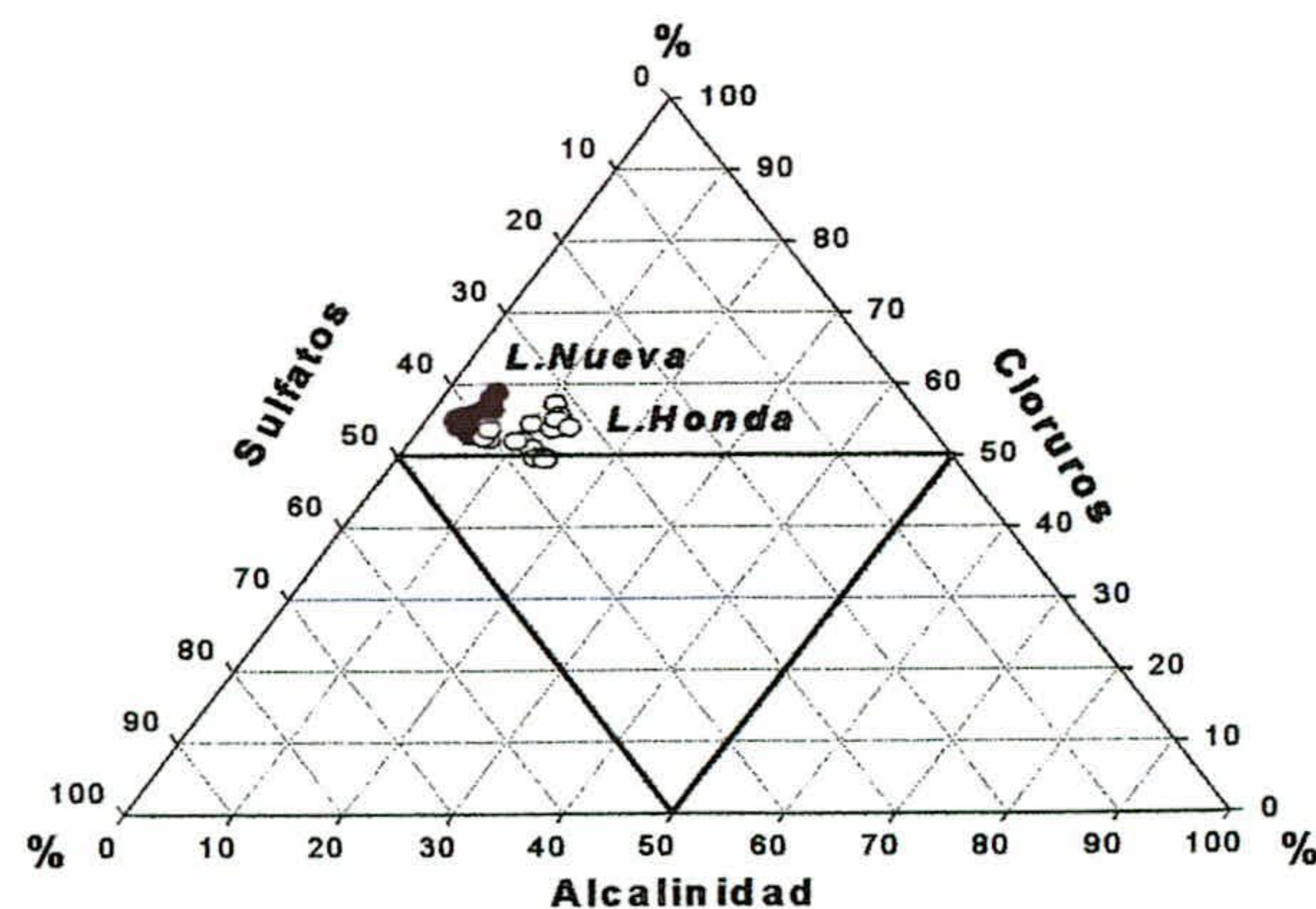


Figura 15.- Representación del triángulo de la mineralización para los valores promedio de cada uno de los meses muestreados en la laguna Honda (círculos blancos) y en la laguna Nueva (círculos negros).

4.3 Evolución temporal de la mineralización

Para tener una idea más clara de cómo se relacionan las diferentes variables con la conductividad eléctrica, en la Figura 16 hemos presentado la evolución temporal para ambas lagunas de los aniones componentes fundamentales de la mineralización de sus aguas.

Se observa claramente (especialmente en la laguna Honda) que la conductividad sigue un patrón temporal similar al de la concentración acumulada de los compuestos aniónicos mayoritarios de la mineralización.

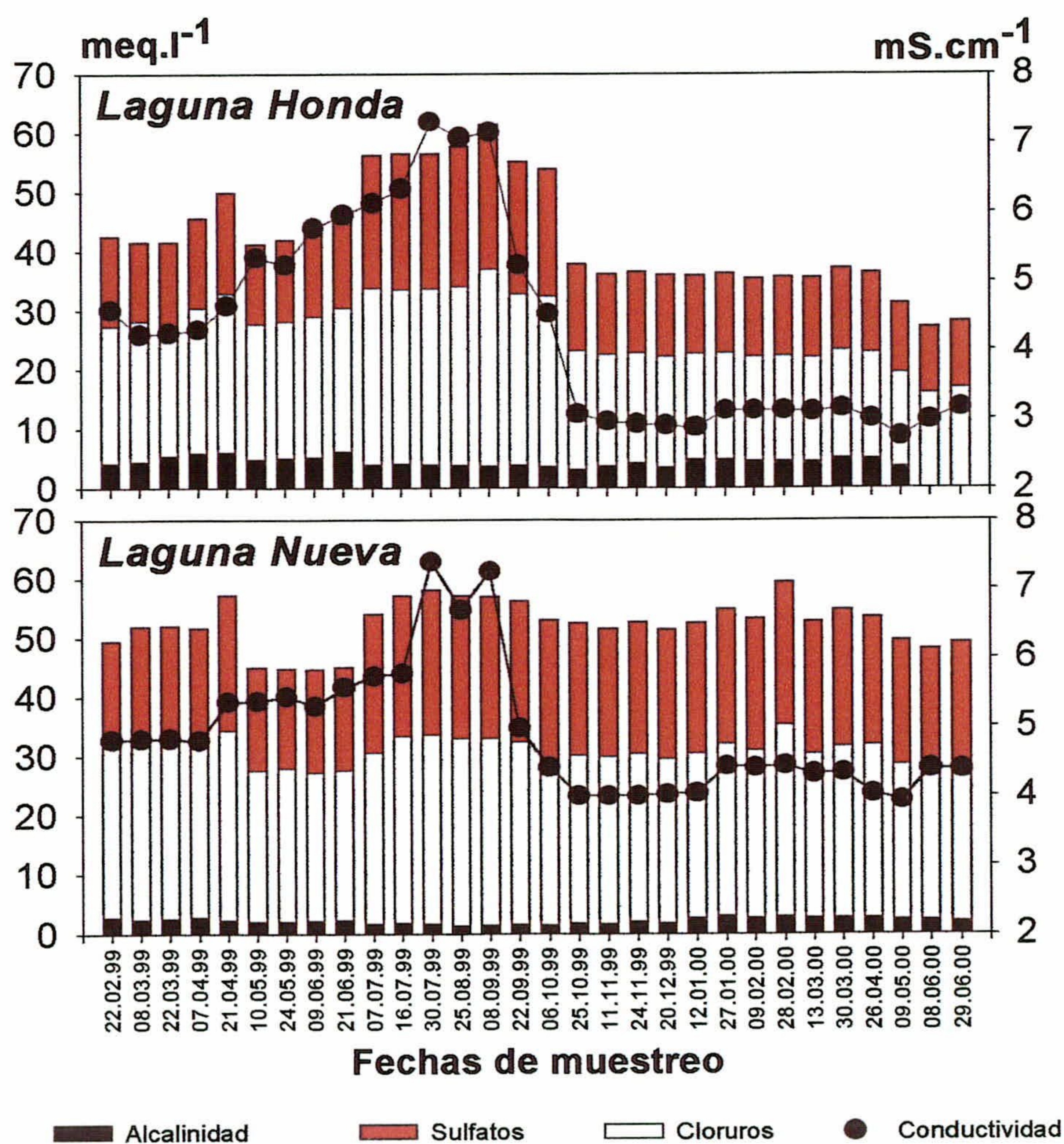


Figura 16.- Evolución temporal de los valores promedios de Conductividad; Alcalinidad; concentración de Cloruros y Sulfatos en ambas lagunas.

De hecho las correlaciones calculadas entre los valores de Conductividad y las concentraciones de Cloruros y Sulfatos en la laguna Honda son altamente significativas ($r= 0.91$ y $r= 0.80$ $p<0.05$, respectivamente).

Por el contrario, en la laguna Nueva la correlación con la concentración de Cloruros fue algo inferior ($r= 0.74$ $p<0.05$) y muy inferior y no significativa entre la Conductividad y la concentración de Sulfatos ($r= 0.53$).

4.4 Relacionadas con la actividad de los organismos

4.4.1 pH

El valor del pH de las aguas naturales oscila generalmente entre 6 y 9, dependiendo de la naturaleza de sustrato y de los tipos de suelos de la cuenca de drenaje. Influyen también las reacciones químicas que ocurren en el agua y procesos biológicos como la fotosíntesis y la respiración. Además de posibles aportes externos de contaminantes específicos.

Ambas lagunas presentan un pH elevado (aguas básicas a muy básicas) con valores promedio comprendidos entre 7.9 y 9.6, similares a los medidos por Sánchez-Castillo (1987); Martínez-Vidal y Castro (1990); Carrillo *et al.* (1996) y El Amrani-Paaza (1997) en estudios anteriores.

La evolución estacional muestra un patrón similar en las dos lagunas (Figura 17) con máximos en Primavera y principios de Verano y mínimas variaciones durante el resto del ciclo anual. En el perfil vertical, a pesar de encontrarse diferencias entre los valores de superficie y fondo (asociados a procesos biológicos de producción y respiración), el pH no difiere significativamente. Los altos valores de alcalinidad que se registran en estos sistemas (aguas muy tamponadas) propicia que los valores de pH no presenten grandes cambios. Esta situación contrasta con la descrita por López. (1983); Serra *et al.* (1984); Soria *et al.* (1987); Soria (1997); Vicente & Miracle (1992) en la Albufera de Valencia en donde las altas tasas fotosintéticas sí parecen determinar de manera significativa los cambios de pH.

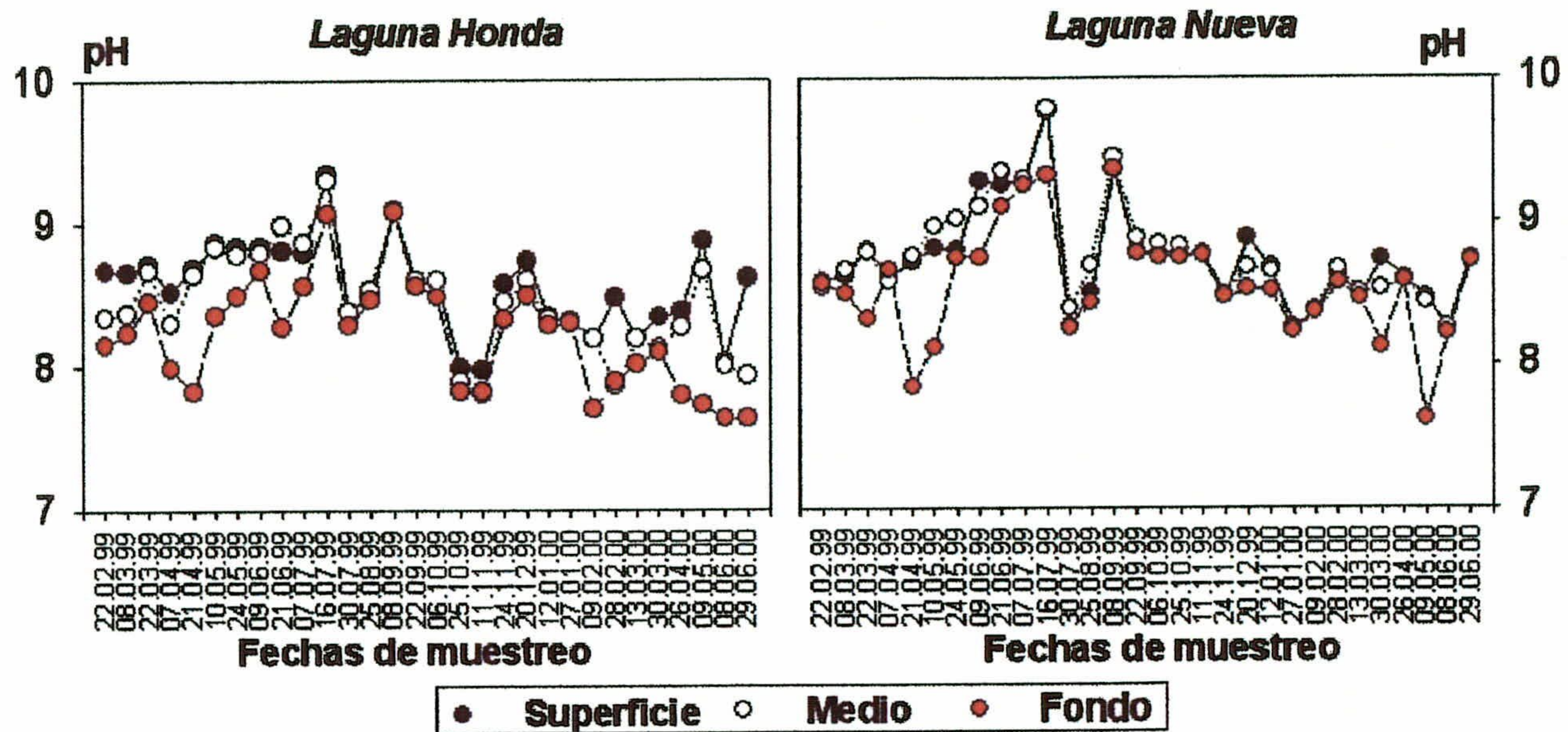


Figura 17- Variación espacio-temporal de los valores de pH en ambas lagunas.

4.4.2 Oxígeno disuelto

El Oxígeno disuelto en el agua es una de las variables más importantes de los ecosistemas acuáticos. Es esencial para el metabolismo de todos los organismos acuáticos que presentan respiración aeróbica y las variaciones en su concentración proporciona información no sólo sobre la intensidad de las reacciones bioquímicas que tienen lugar en el medio sino, entre otros, de la magnitud de la carga orgánica externa que llega al sistema.

Los valores de la concentración de Oxígeno disuelto medidos en superficie, para ambas lagunas, son bastante elevados. Suponen niveles próximos a la saturación y, en algunos momentos, de sobresaturación (Figura 18). Concretamente en la laguna Honda se han registrado valores promedio de 10.24 mg/l y de 10.40 mg/l en la laguna Nueva. En el caso de la laguna Honda estas elevadas concentraciones es posible pensar que estén asociadas, no sólo a procesos físicos de difusión del gas desde la atmósfera, sino a la actividad fotosintética de las algas. En la laguna Nueva no se encontraron correlaciones significativas con estas variables, lo que hace suponer que otros factores como la turbulencia generada por el viento pueda tener mayor importancia en este sistema, de mayor área superficial y menor protección frente a los vientos dominantes de la zona.

Es razonable pensar que los procesos de descomposición bacteriana sean responsables de la marcada reducción de la tensión de Oxígeno (que conduce a

situaciones de anoxia) en profundidad que se observa en la laguna Honda, especialmente en los meses de Verano (Figura 18). En el caso de la laguna Nueva esta situación es mucho más puntual y/o no llega a producirse probablemente debido a los menores valores de biomasa algal y heterotrófica de este sistema.

Los valores promedio (en el perfil vertical) de la concentración de Oxígeno disuelto medidos, han sido de 3.09 mg/l en la laguna Honda y de 7.99 mg/l en la laguna Nueva.

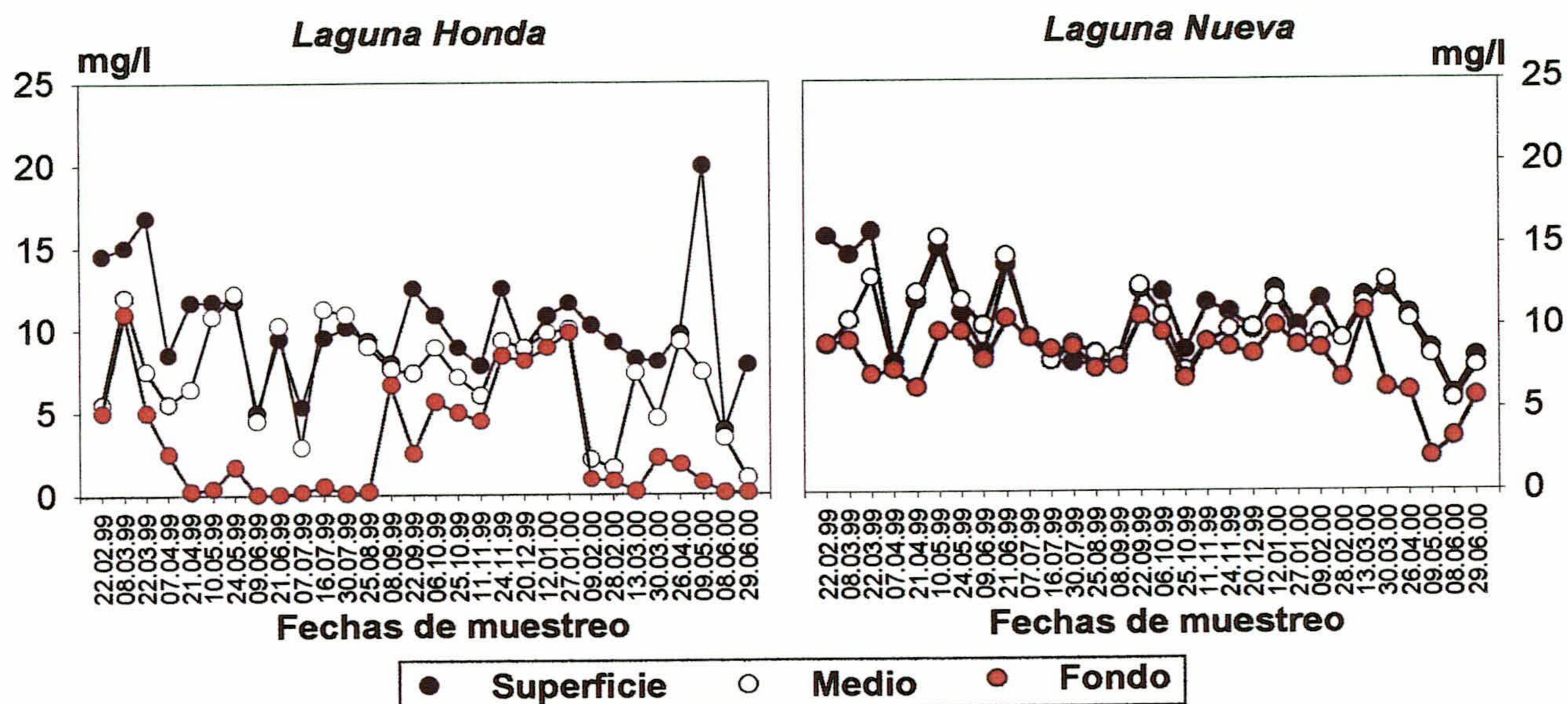


Figura 18.- Variación espacio-temporal de la concentración de Oxígeno disuelto en ambas lagunas.

La distribución en el perfil vertical muestra diferencias notables entre ambas lagunas (Figuras 19 y 20) y aunque es difícil establecer un patrón definido, en la laguna Honda parecen evidenciarse máximos superficiales (concomitantemente con mínimos en el fondo) durante buena parte del período de estudio. En cambio en la Nueva este gradiente vertical es menos marcado.

4.4.3 Nutrientes

4.4.3.1 Fósforo

Constituye en muchos sistemas el nutriente limitante de la producción primaria, resultando determinante del estado trófico de los mismos. Está implicado en numerosos procesos físico-químicos y biológicos, muy influidos por el potencial redox.

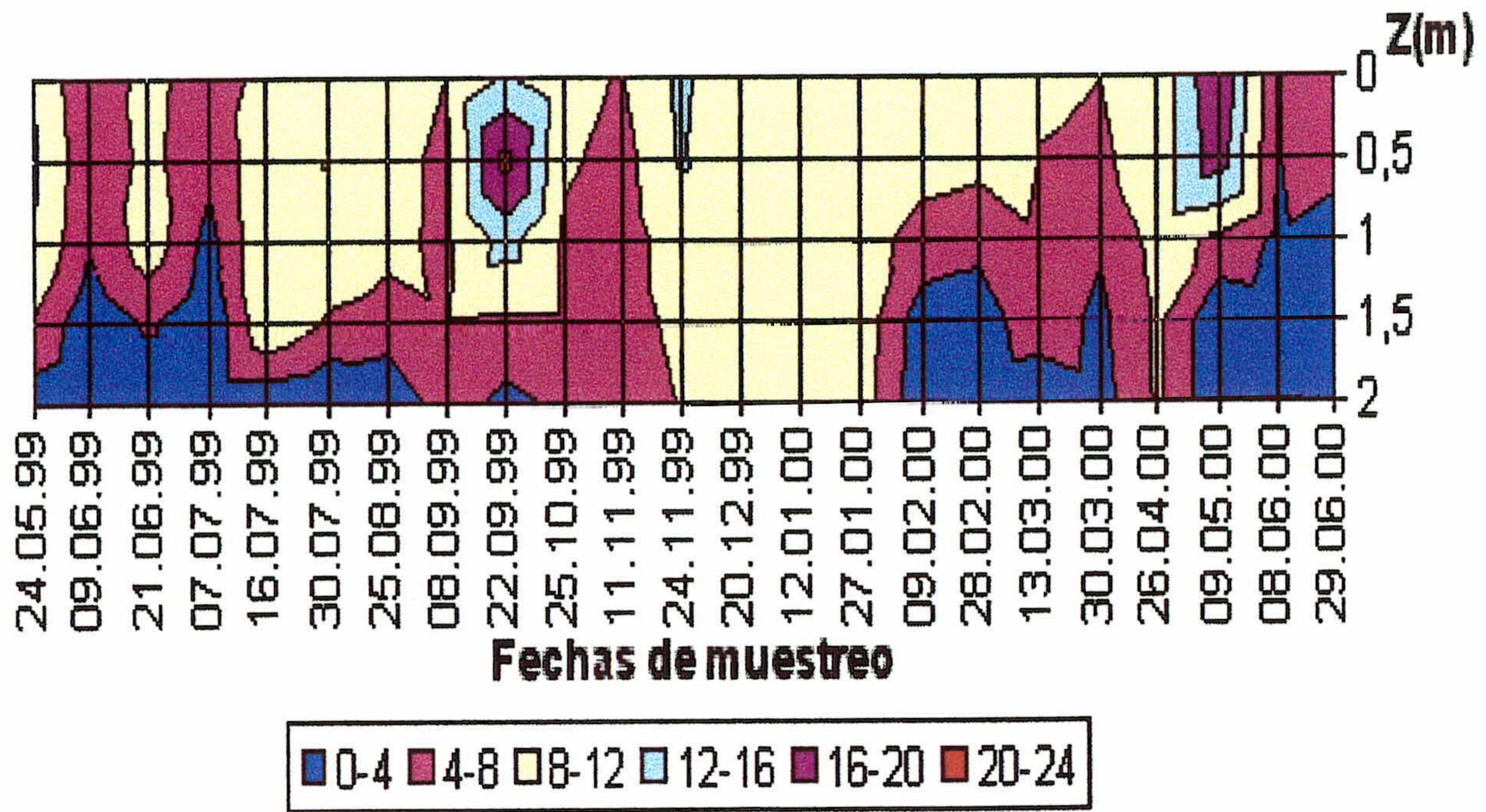


Figura 19.- Perfiles verticales de la concentración de Oxígeno disuelto (mg/l) en la laguna

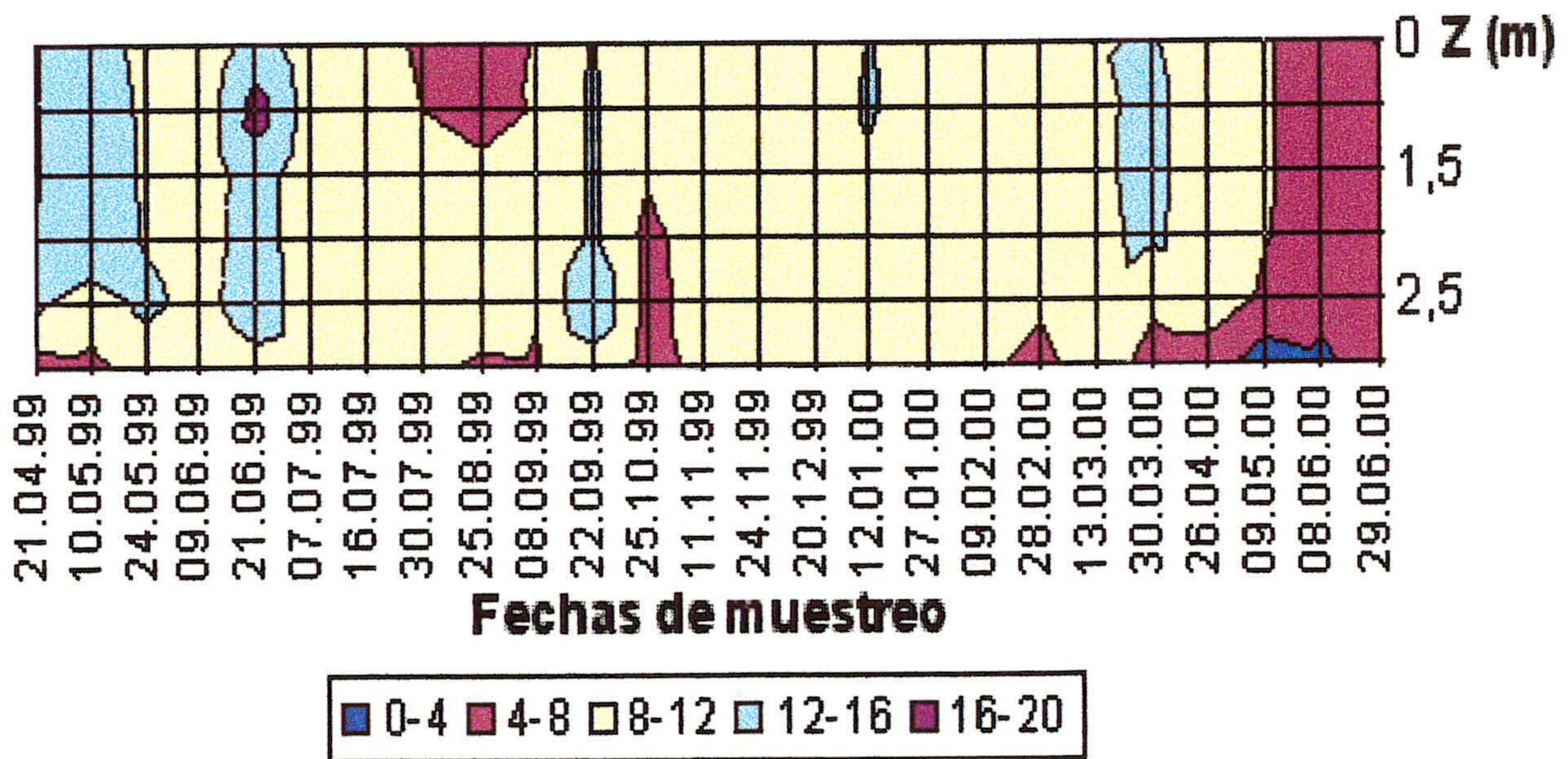


Figura 20- Perfiles verticales de la concentración de Oxígeno disuelto (mg/l) en la laguna Nueva.

Es un elemento muy activo. Químicamente reacciona con cationes como Hierro, Calcio y Aluminio, formando compuestos insolubles que precipitan. Biológicamente es captado del medio por organismos (bacterias y algas) en forma de ortofosfato y algunos pueden almacenarlo intracelularmente como polifosfatos. Pasa a la fracción particulada y circula por la cadena trófica, pudiendo salir de la columna de agua al sedimentar.

Los principales aportes de fósforo proceden de fuentes externas (puntuales y/o difusas, tributarios, escorrentía superficial, etc..) o de fuentes internas (entre ellas, especialmente, por resolubilización desde el sedimento).

La laguna Honda presenta concentraciones de PT superiores a las de la laguna Nueva, con valores promedio totales de 236.19 $\mu\text{g/l}$ y de 97.93 $\mu\text{g/l}$ respectivamente. Los valores promedio para la columna de agua han oscilado entre 426.1 y 112.2 $\mu\text{g/l}$ para la laguna Honda y entre 238.0 y 24.0 $\mu\text{g/l}$ en la laguna Nueva.

La Figura 21 (A y B) muestra sus variaciones espacio-temporales a lo largo del período de estudio.

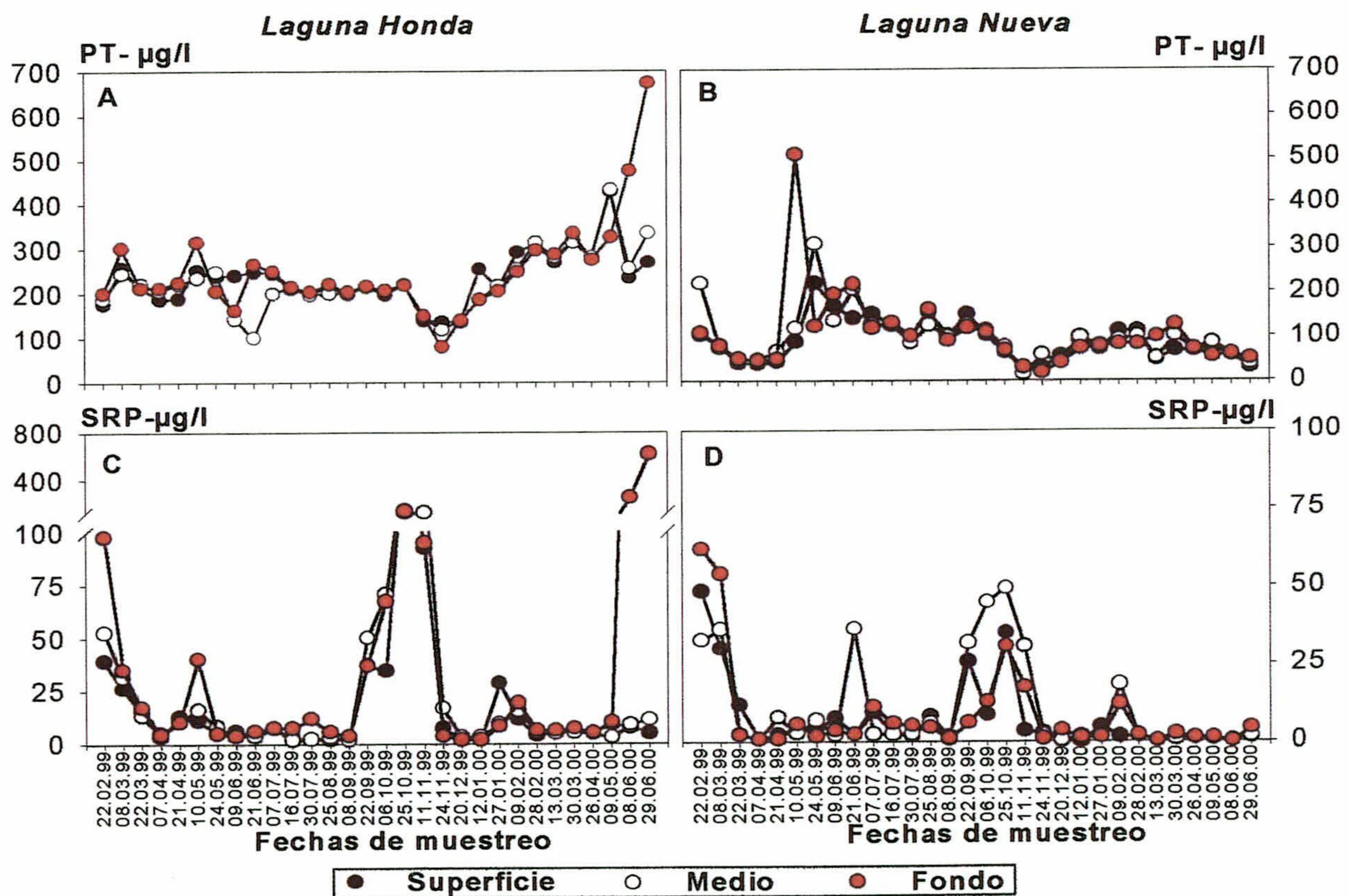


Figura 21.- Variación espacio-temporal de las concentraciones de Fósforo total (PT) y de Fósforo Reactivo Soluble (SRP), en ambas lagunas.

En líneas generales, las concentraciones de PT, en ambas lagunas, no presentaron un patrón evidente de variación estacional. En la laguna Honda las máximas concentraciones se registraron a finales del período de estudio (Primavera-Verano del año 2000), mientras que durante el resto del período no se evidenciaron importantes cambios, con la excepción de un descenso brusco en los meses de Otoño. Por el contrario, en la laguna Nueva las máximas concentraciones se observaron al

comienzo del período de estudio (Primavera-Verano del año 1999) manteniendo poca variabilidad el resto del año.

Durante los meses de Verano, la concentración de Ortofosfato (Figura 21) (C y D) fue superior en el hipolimnion que en el epilimnion, especialmente en la laguna Honda. Probablemente el consumo de Fósforo por las poblaciones de fitoplancton y su precipitación adsorbido a carbonatos pueda explicar su reducción en los estratos superiores. Por su parte, procesos de sedimentación de materia orgánica y de redisolución sedimentaria en condiciones de anoxia son posiblemente responsables de los incrementos hipolimnéticos (de Vicente, com.per.)

El Fósforo reactivo soluble presenta valores promedio totales de 29.9 $\mu\text{g/l}$ en la laguna Honda y de 8.9 $\mu\text{g/l}$ en la laguna Nueva, concentraciones del mismo orden que las que se han registrado en ecosistemas de características similares (Dafauce, 1975; López, 1983, Serra *et al.* 1984). Los valores promedio en el perfil vertical han oscilado entre 2.1y 210.9 $\mu\text{g/l}$ en la laguna Honda y entre 0.1y 48.0 $\mu\text{g/l}$ en la Nueva, valores extremadamente variables e inferiores a los que se han citado para estos sistemas en estudios previos.

Durante los meses de Otoño y a finales de Invierno, coincidiendo con los niveles más elevados de agua en las lagunas, se observaron las máximas concentraciones de Ortofosfato (Figura 21) (C y D).

4.4.3.2 Nitrógeno

El Nitrógeno se encuentra en las aguas continentales de forma disuelta o particulada y en ambos casos puede estar formando parte de compuestos orgánicos o inorgánicos. Las formas solubles orgánicas son muy variadas, desde aminoácidos, proteínas y aminas hasta ácidos húmicos. Las formas solubles Inorgánicas: Amonio, Nitrito y Nitrato, constituyen la principal fuente de nitrógeno para los productores primarios. Su presencia en el medio acuático se puede deber a la precipitación atmosférica, a los aportes por lavado del suelo, a vertidos urbanos ó agrícolas y a la fijación del Nitrógeno atmosférico por determinadas especies de bacterias y cianobacterias.

Las dos lagunas presentan aguas con valores elevados de Nitrógeno inorgánico, concretamente para la laguna Honda los valores promedio fueron de 2.5 mg/l y para la

Nueva de 1.0 mg/l. En general el Nitrógeno total no presentó un patrón claro de evolución en ambas lagunas (Figura 22) (A y B).

Los máximos se registraron en Otoño y fines de Primavera para la laguna Honda, mientras que en la laguna Nueva los valores fueron similares durante todo el período de estudio.

Una vez más los máximos registrados coinciden con los mayores niveles de agua (principalmente en la Honda) lo que refleja la influencia de procesos externos al metabolismo de ambos sistemas en las características de los mismos. Las concentraciones de Nitratos fueron superiores en la Honda que en la Nueva con valores promedio de 0.27 y 0.21 mg/l respectivamente.

Al igual que el nitrógeno total los nitratos presentaron un máximo en otoño más evidente en la laguna Honda que en la Nueva (Figura 22) (C y D).

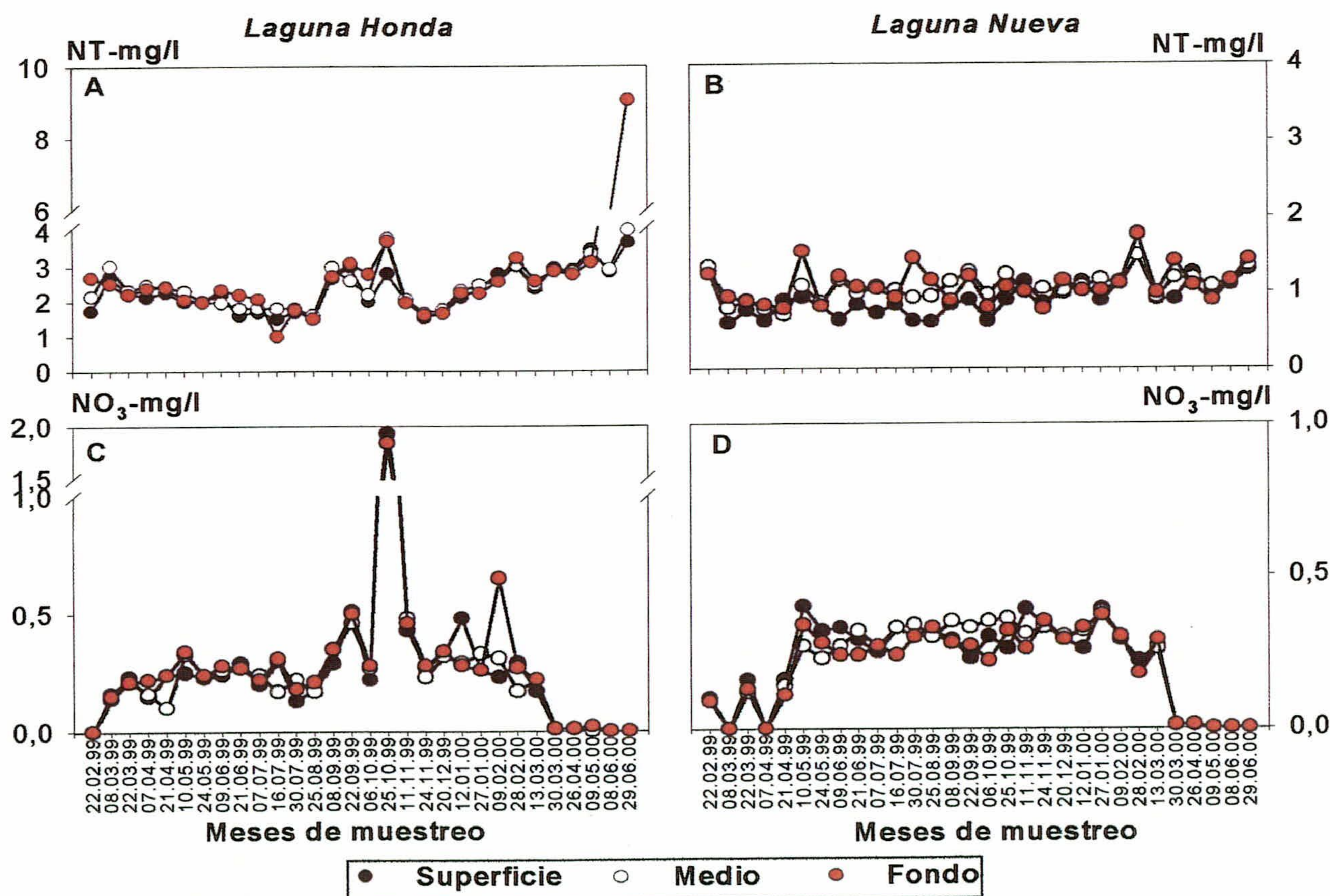


Figura 22.- Variación espacio-temporal de la concentración de Nitrógeno Total (NT) y Nitratos (NO₃) en ambas lagunas.

4.4.3.3 Sílice

La Sílice se encuentra en las aguas naturales en forma de ácido silícico o silicato y en forma particulada. La Sílice no tiene un carácter tan limitante como el Fósforo o el Nitrógeno debido a que sus demandas son principalmente estructurales, aunque puede llegar a serlo para el desarrollo de diatomeas y crisofíceas. Cuando las diatomeas son el principal componente fitoplanctónico, la utilización del Silicato en la síntesis de sus paredes celulares o frústulos puede modificar (reducir) la concentración en las aguas. A su vez la disponibilidad de Sílice puede influir sobre la productividad y composición de la comunidad algal.

Las dos lagunas presentaron concentraciones de Sílice muy dispares, siendo muy superior en la laguna Honda que en la laguna Nueva (Figura 23). Este hecho probablemente se relaciona con el consumo de Sílice por las diatomeas mucho más abundantes en la laguna Nueva. De hecho en la Figura 24 se observa la relación entre los valores medios de Sílice y la densidad poblacional compuesta de diatomeas y en ella se aprecia una influencia de estas sobre la concentración media de Sílice.

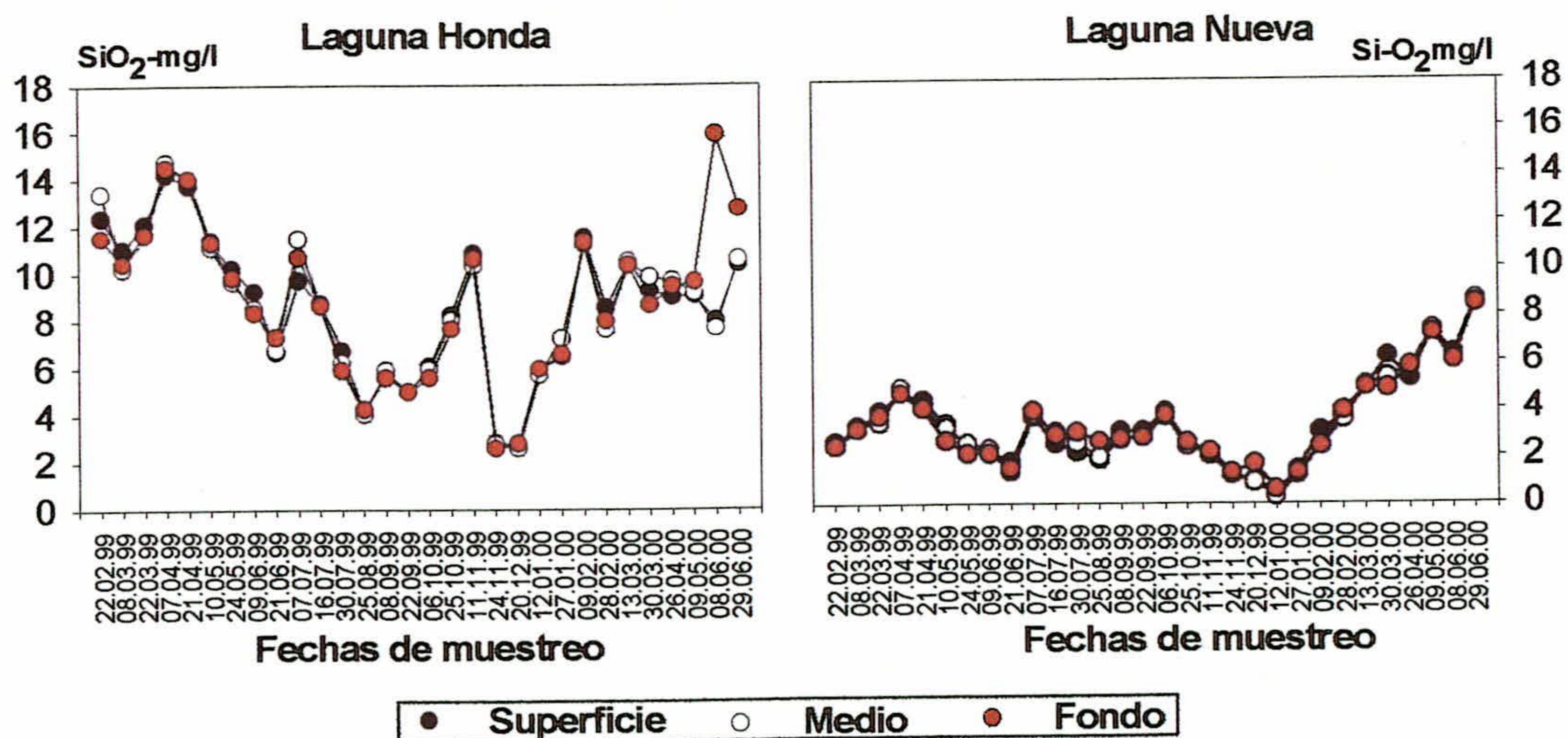


Figura 23.- Variación temporal de la concentración de la Sílice en ambas lagunas.

Las concentraciones oscilaron entre 2.7 – 14.5 mg/l con valores promedio de 8.7mg/l para la Honda y entre 0.4 – 8.5 mg/l con valores promedio de 3.4 mg/l para la Nueva. Estos valores son inferiores a los registrados por Martínez-Vidal y Castro, (1990) en estos sistemas (particularmente en la Nueva), lo que confirma una vez más lo fluctuante que pueden llegar a ser estos ambientes.

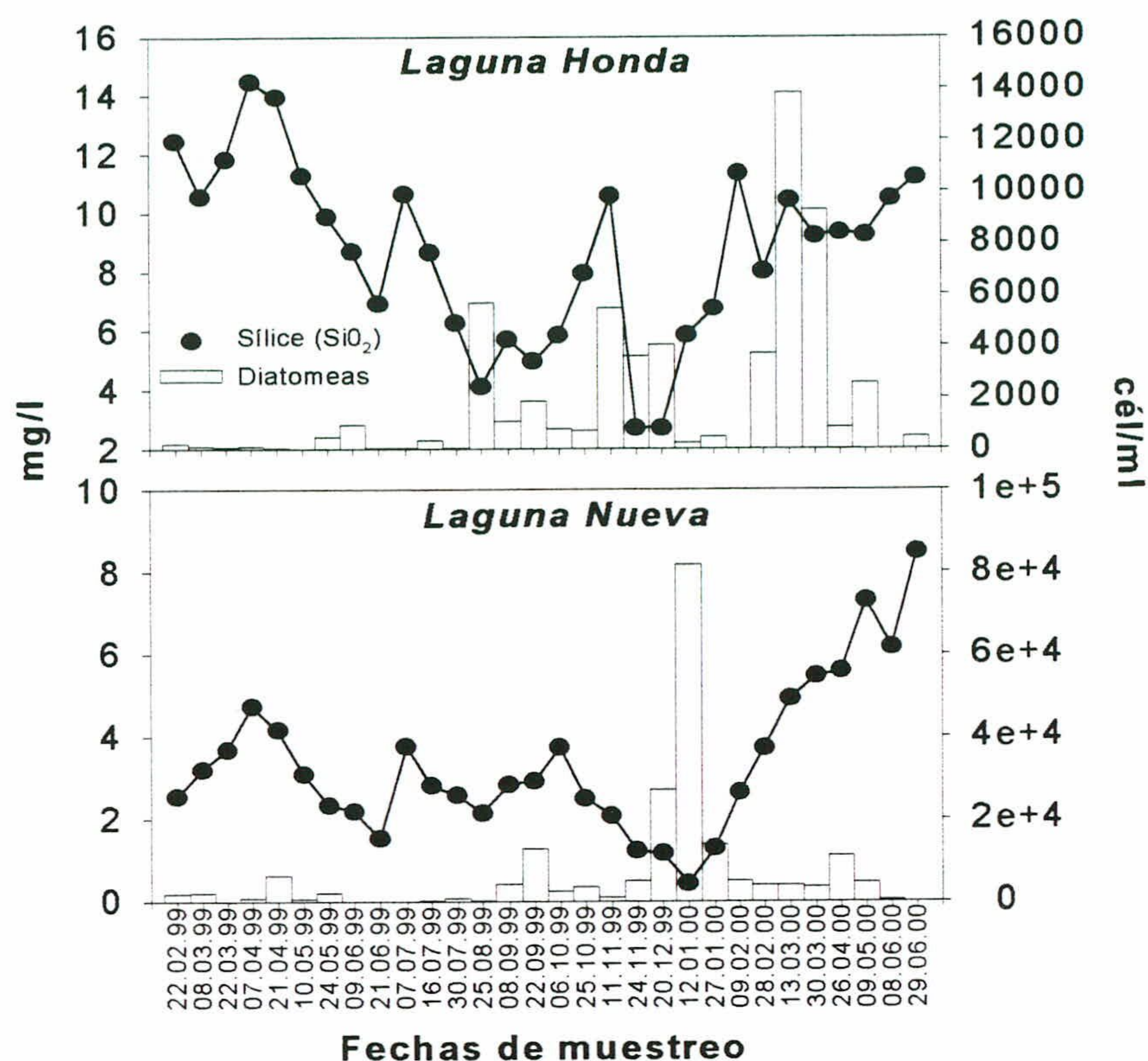


Figura 24.- Variación temporal de la concentración de la Sílice y abundancia de Diatomeas en ambas lagunas.

4.5 Estimaciones de la Carga Puntual Externa de Nutrientes a las Lagunas

Las acequias derivadas para el riego desde el río Adra, constituyen la principal fuente externa puntual de nutrientes a las Albuferas. Pues si bien es cierto que en la laguna Honda vierten tres arroyos estacionales con una cuenca vertiente de 17 Km² (de los cuales 83.5 ha son cultivos de almendros y el resto terrenos rurales no cultivados), su caudal es mínimo y, con mucha frecuencia inexistente. La entrada externa de nutrientes por fuentes difusas procedentes de la escorrentía superficial puede considerarse, en todo caso, despreciable debido a la interceptación producida por los invernaderos que rodean las lagunas.

En la Figura 25 tomada de la tesis Doctoral (en preparación) de I. de Vicente se muestran por un periodo de casi dos años, los datos que obtuvo sobre el caudal de las acequias y la concentración de Nitrógeno Total y de Fósforo Total.

Como se puede apreciar, la variabilidad que observa en el régimen de caudales es extraordinaria pues, en última instancia, dependen de la necesidad y del consumo de agua para las prácticas agrícolas, fluctuando entre 0 y >100 l/s en la laguna Honda y entre 0 y 98 l/s en la laguna Nueva.

Con todas las limitaciones que en este caso supone trabajar con valores promedio, estimó para los aportes superficiales a la laguna Nueva un caudal anual "medio" de 50 l/s, lo que supone una aportación anual de 1.5 hm³ y de 30 l/s para la laguna Honda, lo que representa una aportación anual de 0.9 hm³. Es de destacar, sin embargo que en régimen irregular de caudales fué especialmente evidente durante el año 2000, por lo que en opinión de la autora, los valores anteriores sin duda representarían sobreestimaciones.

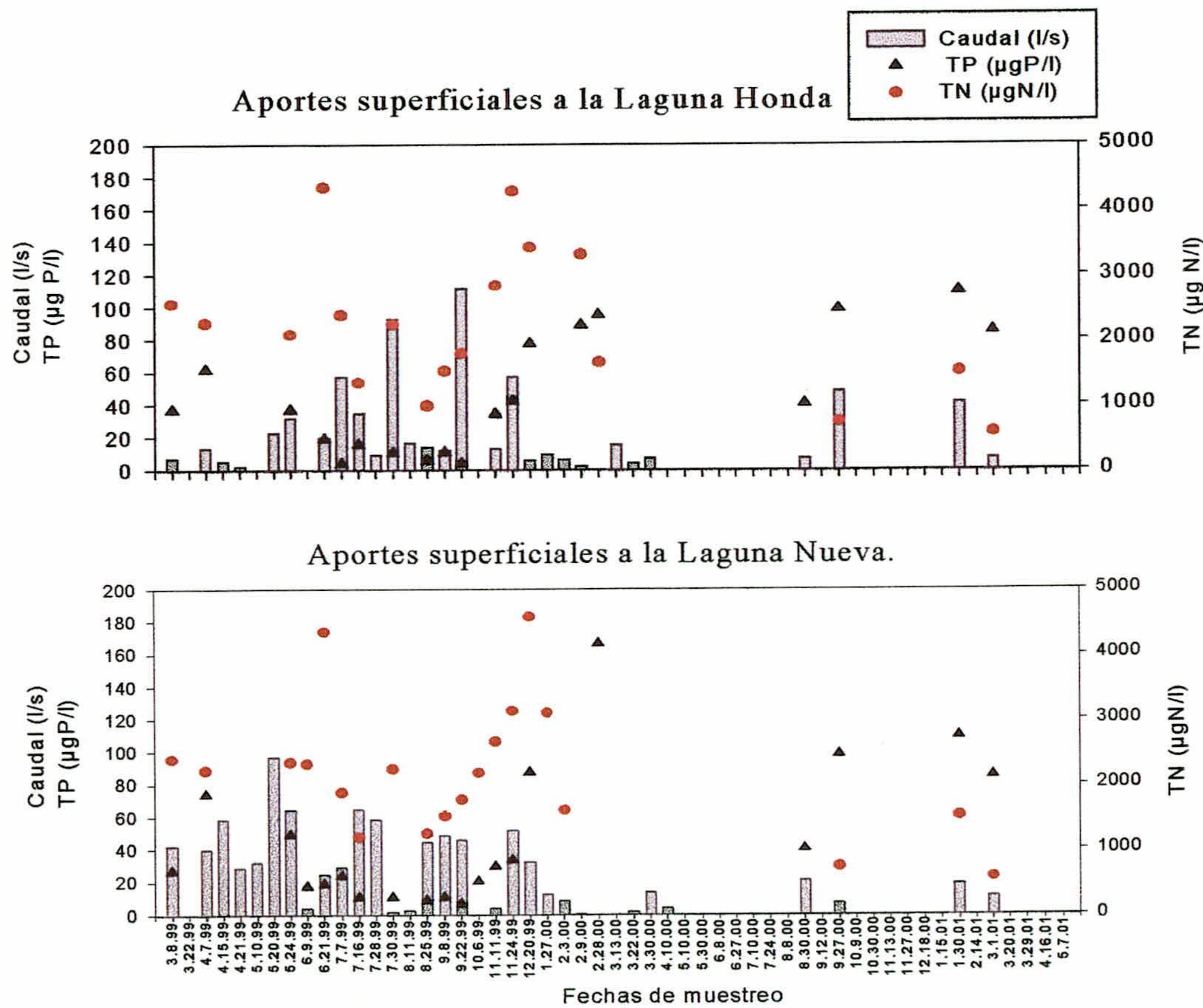


Figura 25. Valores de caudal y de concentración de Nitrógeno Total y de Fósforo Total en las acequias. (Datos de I. de Vicente no publicados).

En las aguas que llegan a la laguna Honda se midieron concentraciones promedio de Fósforo Total de 20.3 µg/l, y en las que nutren a la laguna Nueva, de 25.1 µg/l. Estos valores (sujetos a las limitaciones antes comentadas) son, en todo caso, de un orden de magnitud inferior a los que nosotros medimos en la zona pelágica de las lagunas, lo

que sugiere, entre otros, la importancia de fuentes difusas internas en el aporte de este nutriente a las lagunas.

En cuanto a las concentraciones de Nitrógeno Total, los valores que se citan en la mencionada Tesis Doctoral (promedios de 2.13 mg/l para las aguas que llegan a la laguna Honda y de 2.15 mg/l para las que lo hacen a la laguna Nueva) se encuentran en el mismo rango que los que hemos medido en las lagunas.

4.6 Evaluación del estado trófico.

Como resulta evidente, la variable más comúnmente determinada para definir el estado trófico y la calidad del agua es la clorofila *a* y se han propuesto diferentes relaciones empíricas entre ésta (Clor *a*) y la concentración de fósforo total (TP) en el sistema. Probablemente las dos más utilizadas son las de Dillon y Rigler (1974):

$$\log \text{Clor "a"} = 1.449 \log TP - 1.136 \quad (1)$$

que relaciona los valores promedio de TP primaveral (mezcla) con la concentración estival promedio de clorofila *a*, y la de Jones & Bachmann (1976)

que relaciona los valores promedio estivales de ambas variables:

$$\log \text{Clor "a"} = 1.46 \log TP - 1.09 \quad (2)$$

Esta misma relación entre las concentraciones de fósforo total y de clorofila *a* ha sido utilizada por Shapiro et al (1975) y Carlson (1977) para desarrollar un índice numérico del estado trófico (Trophic State Index, TSI) que es, probablemente, de los más usados. Las variables utilizadas en el índice son el fósforo total (TP: valor promedio en la zona superior, eufótica); la clorofila *a* (Clor *a*: promedio zona eufótica) y la Transparencia del agua (SD: estima de la visibilidad obtenida con el disco de Secchi).

Este índice, reduce el estado trófico de un lago a uno ó más valores numéricos (en una escala de 0 a 100), en un intento por evitar la subjetividad inherente a los términos oligotrófico, mesotrófico y eutrófico.

La Tabla II muestra los valores característicos de las variables asociadas al índice y del propio TSI calculado, en cada caso, como:

$$TSI = 10(6 - \log_2 SD) \quad (3)$$

$$TSI = 10(6 - \log_2 7.7/Clor \cdot a^{0.68}) \quad (4)$$

$$TSI = 10(6 - \log_2 48 \cdot TP) \quad (5)$$

(* Si se utilizan valores promedio anuales para la concentración de TP, este valor debe ser sustituido por el de 64.9).

Tabla II. Valores del Índice de Estado Trófico (TSI) y de sus variables asociadas (tomado de Carlson, 1977)

| TSI | SD (m) | TP (µg/l) | Clor. a (µg/l) |
|-----|-----------|--------------|-------------------|
| 0 | 64 | 0,75 | 0,04 |
| 10 | 32 | 1,5 | 0,12 |
| 20 | 16 | 3 | 0,12 |
| 30 | 8 | 6 | 0,94 |
| 40 | 4 | 12 | 2,6 |
| 50 | 2 | 24 | 6,4 |
| 60 | 1 | 48 | 20 |
| 70 | 0,5 | 96 | 56 |
| 80 | 0,25 | 192 | 154 |
| 90 | 0,12 | 384 | 427 |
| 100 | 0,062 | 768 | 1183 |

SD: Transparencia del agua medida como visibilidad (Disco de Secchi)

TP: Fósforo total en estratos superficiales.

Clor. a: Clorofila a en estratos superficiales.

El Programa Internacional Cooperativo de la OCDE para la Supervisión de las Aguas Interiores (OCDE, 1982) propuso, para estas mismas variables de calidad del agua, los valores "límite" que se muestran en la Tabla III.

Tabla III. Valores de la OCDE para un sistema concreto de clasificación trófica (modificado de OCDE, 1982)

| OCDE (1982) | TP | Media Clor.a | Máx. Clor.a | Media SD | Mín. SD |
|-------------------|----------|--------------|-------------|----------|-----------|
| ULTRAOLIGOTRÓFICO | < 4 | < 1 | < 2,5 | > 12 | > 6 |
| OLIGOTRÓFICO | < 10 | < 2,5 | < 8 | > 6 | > 3 |
| MESOTRÓFICO | 10 – 35 | 2,5 - 8 | 8 - 25 | 6 - 3 | 3 - 1,5 |
| EUTRÓFICO | 35 - 150 | 8 - 25 | 25 - 75 | 3 - 1,5 | 1,5 – 0,7 |
| HIPEREUTRÓFICO | > 150 | > 25 | > 75 | < 1,5 | < 0,7 |

TP: Promedio anual de la concentración de fósforo total ($\mu\text{g/l}$) en el lago.

Media Clor.a : Promedio anual de la concentración de Clor.a ($\mu\text{g/l}$) en superficie.

Máx. Clor.a : Máximo anual de Clor.a ($\mu\text{g/l}$) en superficie.

Media SD: Valores promedio anual de la transparencia del agua (visibilidad Disco de Secchi en m).

Mín. SD: Valor mínimo anual de la transparencia del agua (visibilidad Disco de Secchi en m).

Como se muestra en la Tabla IV, la laguna Honda puede, de hecho, ser considerada como Hipereutrófica mientras que los valores de las variables incluidas por la OCDE para la clasificación trófica, permiten catalogar a la laguna Nueva como Eutrófica.

Además se pone de manifiesto un proceso de deterioro de la calidad de las aguas que se manifiesta en la evolución de la mayor parte de las variables indicadoras de eutrofia como el incremento en las concentraciones de Nitrógeno total y de Fósforo total; Nitrógeno inorgánico; Clorofila a; Biomasa algal o la disminución de la Profundidad de la Zona Eufótica.

Tabla IV. Valores, para ambas lagunas, de las variables consideradas por la OCDE (1982) en la caracterización trófica de sistemas acuáticos.

| | LAGUNA HONDA | LAGUNA NUEVA |
|---|--------------|--------------|
| Fósforo total (promedio anual) $\mu\text{g/l}$ | 236,19 | 97,93 |
| Clor.a (promedio anual zona eufótica) $\mu\text{g/l}$ | 153,52 | 52,45 |
| Clor.a (Máximo anual superficial) ($\mu\text{g/l}$) | 393,12 | 120,7 |
| Transparencia del agua (Disco de Secchi) Promedio anual (m) | 0,37 | 1,30 |
| Transparencia del agua (Disco de Secchi) Mínimo anual (m) | 0,25 | 0,70 |

En este sentido, los valores extremadamente altos del TSI y su evolución comparada entre los periodos 1984/85, 1992/93 y 1999/00 (Figura 26), son ilustrativos de este deterioro constante en la Albufera de Adra.

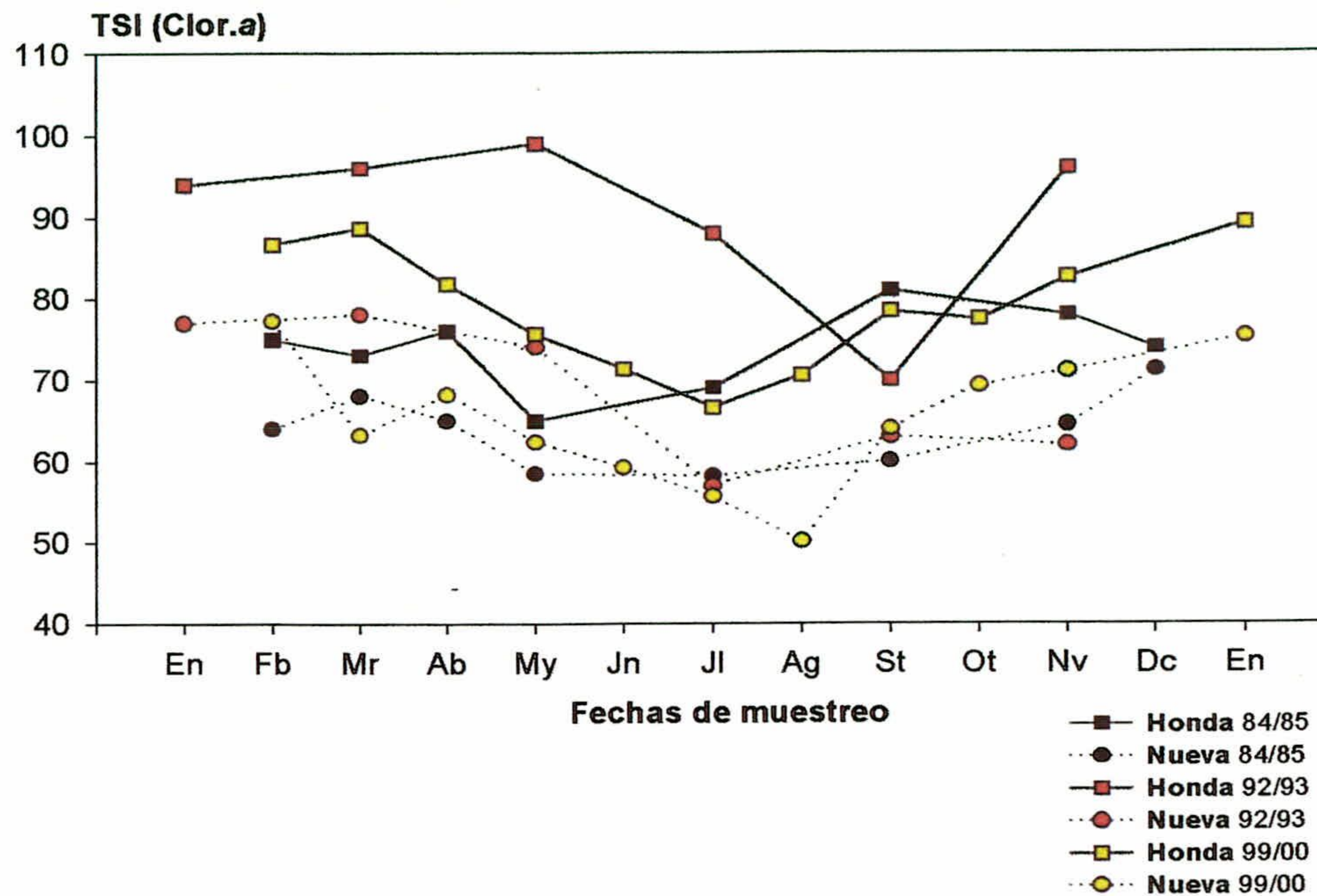


Figura 26 . Evolución del Índice de Estado Trófico (TSI) calculado en función de la concentración de clorofila en ambas lagunas durante 3 ciclos anuales diferentes (1984/85, 1992/93 y 1999/00).

4.7 Comunidades Biológicas

En líneas generales, la estructura biológica de las comunidades de fitoplancton y de zooplancton, en ambas lagunas, corresponde a lo que cabría esperar en este tipo de ambientes relativamente poco estructurados, hasta cierto punto impredecibles y sometidos a un intenso stress por contaminación. Además este estado elevado de eutrofia también se ve reflejado en las altas densidades bacterianas en la zona pelágica de estos sistemas, y en especial en la laguna Honda.

4.7.1 Fitoplancton

El fitoplancton de las lagunas Honda y Nueva presentó una composición taxonómica bastante similar (Tabla V): de un total de 60 especies identificadas, 40 se encontraron en ambas lagunas. En cambio, la proporcionalidad relativa entre grupos fue diferente (Figura 27): en la laguna Honda las Crisofíceas fueron el grupo dominante, seguido por las Clorofíceas y, en menor medida, por las Criptofíceas, mientras que en la laguna Nueva las Clorofíceas fueron el grupo dominante, seguido por Diatomeas.

Crisofíceas y Dinoflageladas. El resto de los grupos mostró una escasa representación, apareciendo en determinados momentos más o menos puntuales del ciclo anual. Cabe destacar que tanto la proporcionalidad de los grupos taxonómicos como la composición específica del fitoplancton mostró diferencias sustanciales con las encontradas por Carrillo *et al.* (1987); Sánchez-Castillo (1987) y Martínez-Vidal y Castro (1990).

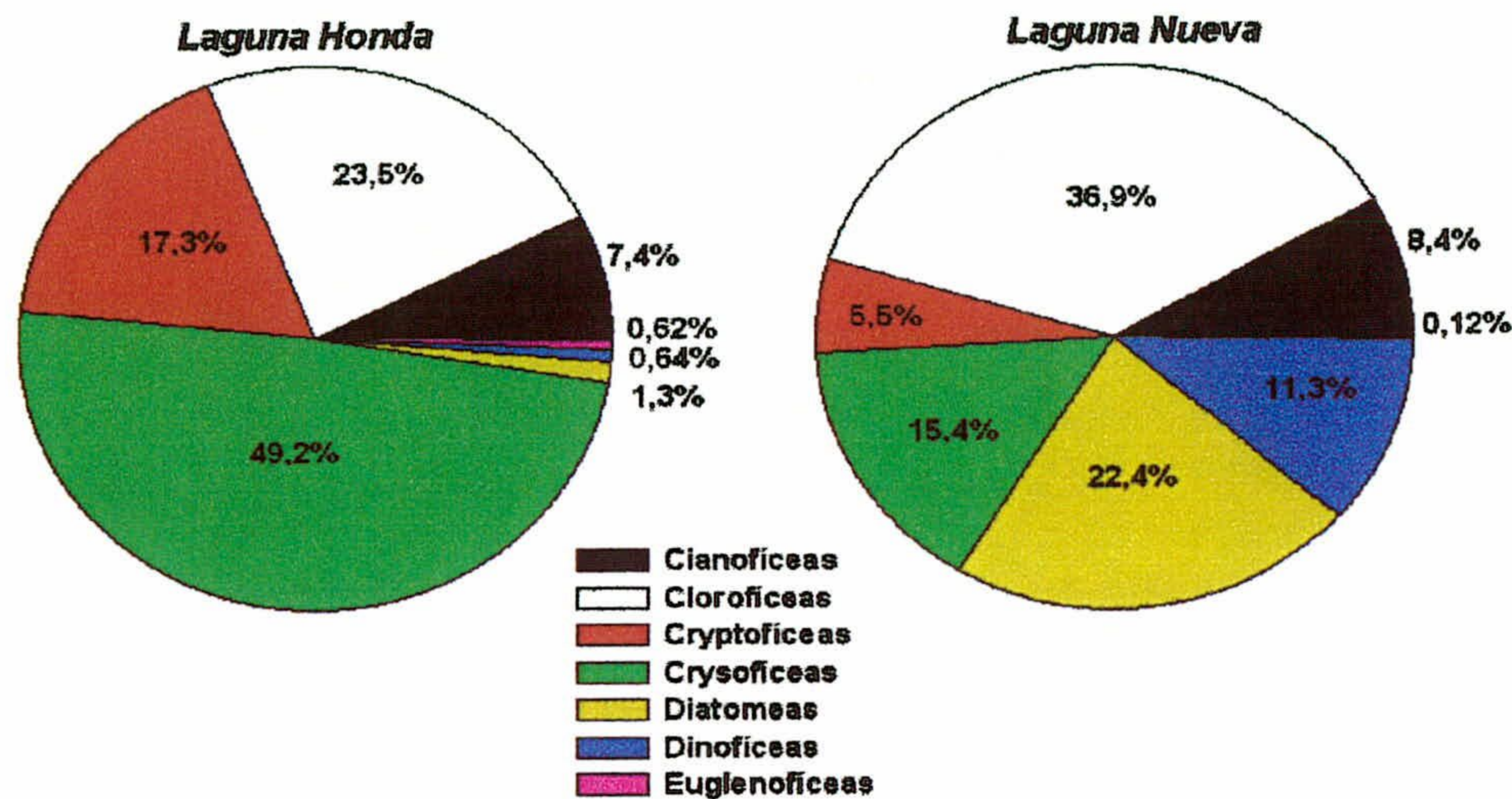


Figura 27. Porcentaje relativo de los principales grupos taxonómicos del fitoplancton identificado en ambas lagunas.

Es de destacar que a pesar de que la Albufera de Adra presenta características eutróficas (laguna Nueva) y hasta hipereutróficas (laguna Honda), la comunidad fitoplanctónica no estuvo dominada por Cianobacterias, consideradas tradicionalmente como especies típicas de este tipo de ambientes (Hutchinson, 1967; Reynolds & Walsby, 1975; Margalef, 1983; Sommer, *et al.*, 1986; Paerl, 1988).

En sistemas donde la relación N/P del agua es baja, las Cianobacterias fijadoras de N_2 tienen ventaja competitiva sobre otras algas (Schindler, 1975; Gibson & Smith, 1982; Margalef, 1983; Smith, 1983), aunque existen trabajos que no apoyan esta hipótesis, esto es, que bajas relaciones N/P no necesariamente implican el desarrollo de cianobacterias (Healey, 1982) y que valores elevados de esta relación pueden propiciar "blooms" de estas algas (McQueen & Lean, 1987; Canfield *et al.*, 1989).

Tabla V. Composición taxonómica del fitoplancton de las lagunas de la Albufera de Adra. Indicación de presencia (+) y ausencia (o) de especies.

| Grupos taxonómicos | L. Honda | L. Nueva | Grupos taxonómicos | L. Honda | L. Nueva |
|-----------------------------------|----------|----------|--------------------------------|----------|----------|
| Cianofíceas | | | Cryptofíceas | | |
| <i>Anabaenopsis elenkinii</i> | + | + | <i>Cryptomonas erosa</i> | + | + |
| <i>Anabaenopsis sp.</i> | + | + | <i>Cryptomonas sp.</i> | + | + |
| <i>Anabaena sp.</i> | + | + | <i>Rhodomonas minuta</i> | + | + |
| <i>Aphanothece sp.</i> | o | + | <i>Rhodomonas sp.</i> | + | + |
| <i>Borzia sp.</i> | + | + | Crysofíceas | | |
| <i>Chroococcus sp.</i> | + | + | <i>Crisofícea sp</i> | + | + |
| <i>Gomphosphaeria sp.</i> | + | + | <i>Prymnesium parvum</i> | + | + |
| <i>Merismopedia sp.</i> | + | + | <i>Mallomonas sp.</i> | o | + |
| <i>Oscillatoria sp.</i> | + | + | Diatomeas | | |
| <i>Pseudanabaena sp.</i> | + | + | <i>Campylodiscus sp</i> | o | + |
| <i>Synechococcus sp.</i> | + | + | <i>Chaethoceros sp</i> | + | + |
| <i>Synechocystis aquatilis</i> | + | + | <i>Chaethoceros mullierii</i> | + | o |
| Clorofíceas | | | <i>Cyclotella meneghiniana</i> | + | + |
| <i>Amphikrikos nanum</i> | o | + | <i>Cyclotella sp.</i> | + | + |
| <i>Carteria sp.</i> | o | + | <i>Diatomea ssp</i> | o | + |
| <i>Chlamydomonas skujae</i> | + | o | <i>Nitzschia sp.</i> | + | + |
| <i>Chlamydomonas sp.</i> | + | + | <i>Nitzschia acicularis</i> | + | + |
| <i>Chlorella sp.</i> | + | + | <i>Synedra affinis</i> | o | + |
| <i>Closterium sp.</i> | o | + | <i>Synedra pulchella</i> | o | + |
| <i>Coelastrum microsporum</i> | + | + | <i>Synedra ulna</i> | o | + |
| <i>Crucigenia sp</i> | + | o | Dinofíceas | | |
| <i>Cosmarium sp</i> | o | + | <i>Amphidinium sp.</i> | + | + |
| <i>Dunaliella lateralis</i> | + | + | <i>Peridinium borgei</i> | + | + |
| <i>Dictyosphaerium sp.</i> | + | o | <i>Peridinium pusillum</i> | + | + |
| <i>Monorraphidium circinale</i> | + | + | <i>Peridinium sp.</i> | + | + |
| <i>Monorraphidium contortum</i> | + | + | Euglenofíceas | | |
| <i>Monorraphidium tortile</i> | + | + | <i>Cryptoglana australis</i> | + | o |
| <i>Oocystis sp</i> | + | + | <i>Euglena sp.</i> | + | + |
| <i>Planktosphaeria gelatinosa</i> | + | + | <i>Euglena tripteris</i> | + | o |
| <i>Scenedesmus quadricauda</i> | + | + | <i>Phacus sp.</i> | + | o |
| <i>Scenedesmus sp.</i> | + | + | | | |
| <i>Tetraedron sp.</i> | + | + | | | |
| <i>Tetraselmis sp.</i> | + | + | | | |
| <i>Tetraedron minimum</i> | + | o | | | |
| <i>Tetraedron pentaedricum</i> | + | o | | | |

Otros factores que favorecen la dominancia de Cianobacterias: elevadas concentraciones de materia orgánica; bajas concentraciones de CO₂ o el estrés que supone la existencia de un medio con elevada estabilidad térmica, no se presentan de forma concurrente y prolongada en el tiempo en las lagunas de Adra, por lo que no son particularmente frecuentes los “blooms” que den lugar a la presencia de “masas” de Cianofíceas en superficie.

4.7.1.1 Variaciones Estacionales

Como se ha comentado anteriormente estos cuerpos de agua someros transmiten fácilmente a lo largo de la columna de agua los cambios que se producen en las capas superficiales (principalmente por acción del viento) y, por lo tanto, no llegan a formar gradientes superficie-fondo con la suficiente estabilidad para que se manifiesten sobre la comunidad fitoplanctónica. De hecho en ambas lagunas (a pesar que en la laguna Honda durante el verano si se apreció un gradiente superficie-fondo de oxígeno) no se han encontrado diferencias apreciables en la composición específica del fitoplancton a lo largo del perfil vertical, no pudiendo relacionarse especies que se encuentren típicamente en superficie o fondo de la columna de agua.

En las Figuras 28 y 29 se representan las variaciones estacionales de la abundancia promedio de fitoplancton total; el porcentaje relativo de los diferentes grupos taxonómicos y el contenido de clorofila "a" en ambas lagunas. Al comienzo del ciclo (finales del Invierno de 1999), las Criptofíceas fueron el grupo dominante en la laguna Honda, representadas por *Rhodomonas minuta*, la especie que más contribuyó tanto a la abundancia relativa promedio como a la biomasa (303165 cél/ml y 381 µg/ml de clorofila "a") (Figura 28). En cambio, durante el resto del período de estudio (principalmente en los meses de Primavera, fines del Otoño e Invierno), las Crisofíceas, (representadas por *Prymnesium parvum*) constituyen el grupo dominante por excelencia. Esta especie fue la más importante en abundancia, llegando a representar casi el 50 % del total de individuos de la comunidad, durante todo el período de estudio y fué junto con *R. minuta*, *Monoraphidium tortile*, y *Borzia sp* (en muestreos puntuales), la determinante del patrón de variación temporal de la comunidad fitoplanctónica. Su máxima abundancia se registró a finales de Enero con abundancias relativas promedio de 291345 cél/ml, que corresponde con los mayores valores de clorofila "a" medida a lo largo del ciclo de estudio (396 µg/l) (Figura 28). Estos valores de clorofila son muy elevados y pueden ser considerados como indicadores de sistemas hipereutróficos.

Por otro lado, en Verano aparecen con cierta representatividad las Cianofíceas y las Clorofíceas, representadas las primeras por *Borzia sp* y las segundas por *Planktosphaeria gelatinosa*, con densidades relativamente altas a principios y finales del mes de Julio, respectivamente.

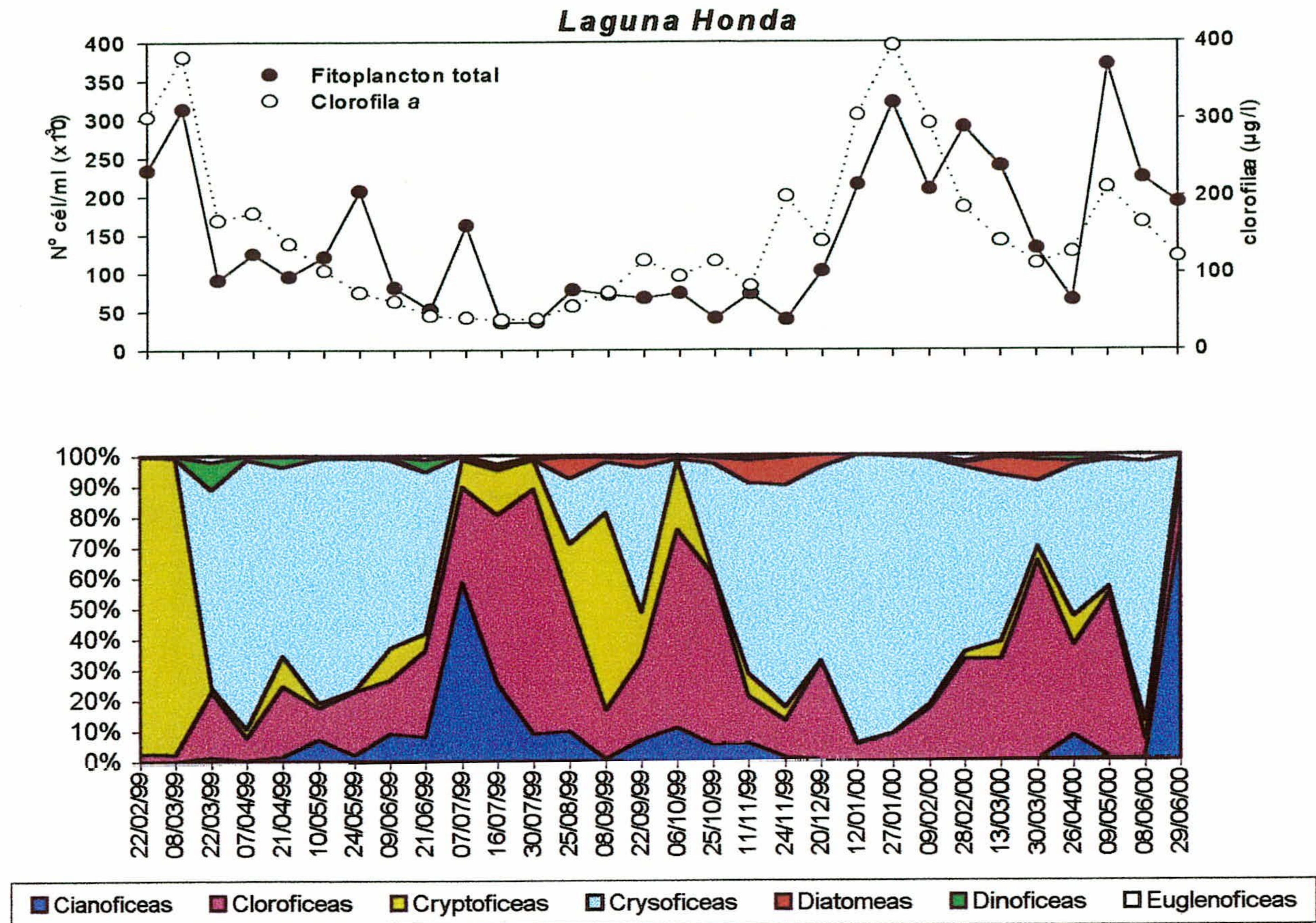


Figura 28.- Variación temporal de los valores promedios de Clorofila a; de la densidad total de fitoplancton y de los porcentaje relativos de los diferentes grupos de la laguna Honda.

Cabe destacar el hecho de que es la primera vez que se cita la presencia de *Prymnesium parvum* en estas lagunas costeras. Este fitoflagelado considerado como una especie oportunista (Margalef, 1983) de muy pequeño tamaño (aprox. 6-8 µm DEE) es una especie notoriamente nociva para los peces (Comín & Ferrer, 1978; Wortley & Phillips, 1987; Guo, *et al.* 1996) y puede además afectar la tasa de reproducción de Copépodos Calanoides (Koski *et al.* 1999). A pesar de ser una especie preferentemente marina (Margalef, 1983), ha sido encontrada en sistemas costeros con condiciones de salinidad baja (Harper, 1992) así como en aguas interiores altamente mineralizadas (Guo, *et al.* 1996).

Los valores de biomasa fitoplanctónica (expresada como clorofila "a") son muy inferiores en la laguna Nueva a los medidos en la laguna Honda y la contribución de especies a la variación del fitoplancton total es más compleja que aquella (Figura 29). Tan sólo 9 especies contribuyeron en casi un 80 % a la biomasa total.

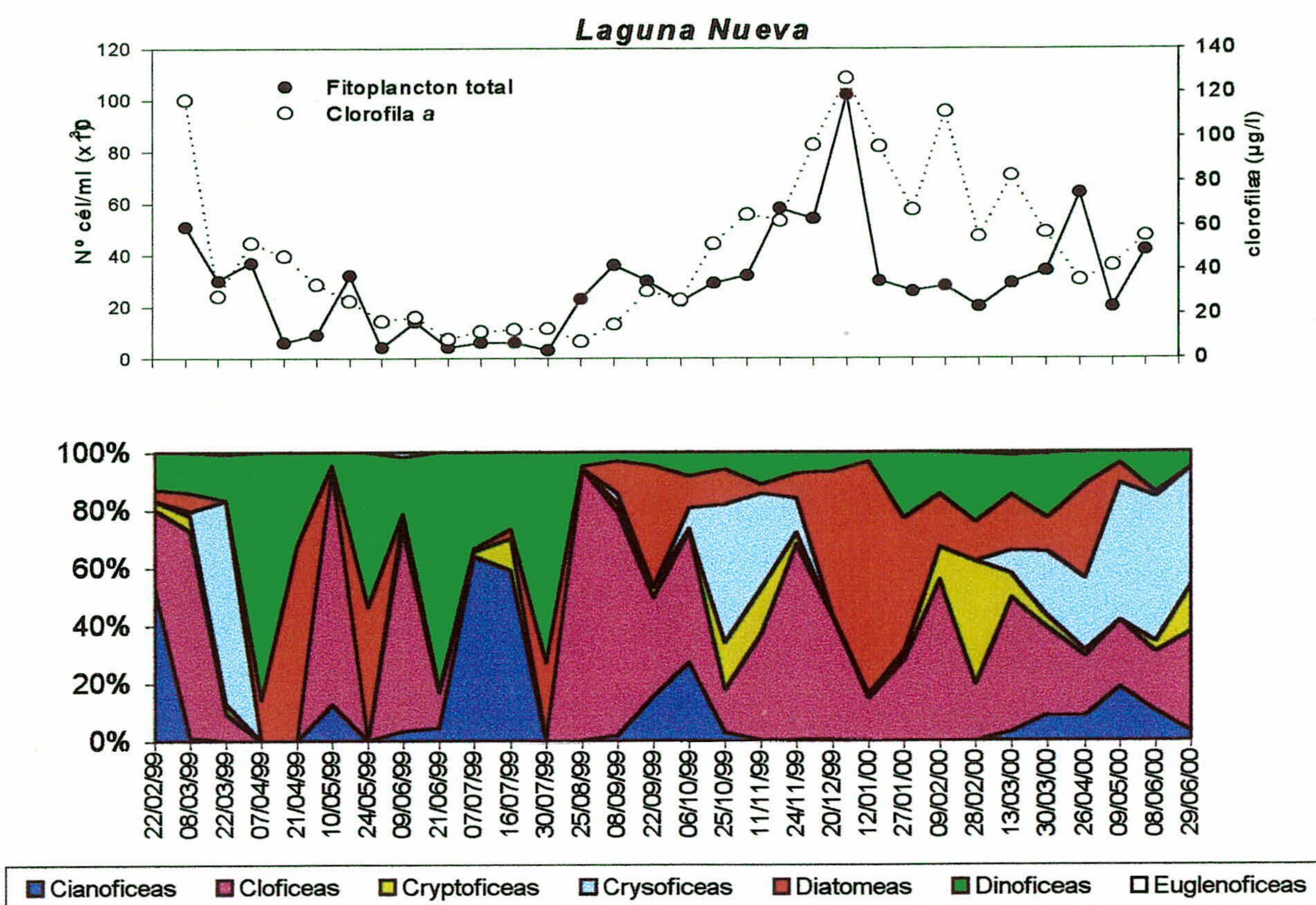


Figura 29.- Variación temporal de los valores promedio de Clorofila a; de la densidad total de fitoplancton y de los porcentaje relativos de los diferentes grupos de la laguna Nueva

Al inicio del ciclo, y a diferencia de lo que ocurre en la laguna Honda, una Cianofícea: *Synechocystis aquatilis* fue la especie dominante, con abundancias promedio de 27174 cél/ml. *Prymnesium parvum* presentó densidades poblacionales inferiores a las registradas en la laguna Honda y solamente dominó de forma esporádica durante algunos meses de Primavera. Las Dinoflageladas, representadas principalmente por *Peridinium borgei*, tuvieron considerable importancia durante los meses de Primavera y Verano del 1999. (Figura 29). A partir de entonces (con la excepción de algunos muestreos puntuales) las Clorofíceas (principalmente *Monorraphidium circinale* y *Chlorella sp*) junto con las Diatomeas (principalmente *Cyclotella sp*, *Chaethoceros sp* y *Nitzschia sp*) dominaron el espectro de la comunidad hasta finales de la Primavera. Las mayores abundancias se registraron a finales del Otoño (*Chlorella sp*) y principios del Invierno (*Nitzschia sp*). Esta última especie contribuye en más de un 90% a la densidad total del fitoplancton, y a los valores de clorofila, registrados en estos momentos (Figura 29).

La diversidad específica del fitoplancton, osciló entre 0.21 y 2.80 bits/ind. en la laguna Honda y entre 0.41 y 3.05 bits/ind. en la laguna Nueva. Los valores promedio más

bajos se registraron en la laguna Honda (1.54 bits/ind.) y los más altos, en la laguna Nueva (1.91 bits/ind.). En su evolución anual aparecen fluctuaciones en las que se destacan máximos estivales y mínimos en Primavera e Invierno en la laguna Honda y mínimos estivales y máximos en Invierno y Primavera en la laguna Nueva (Figura 30).

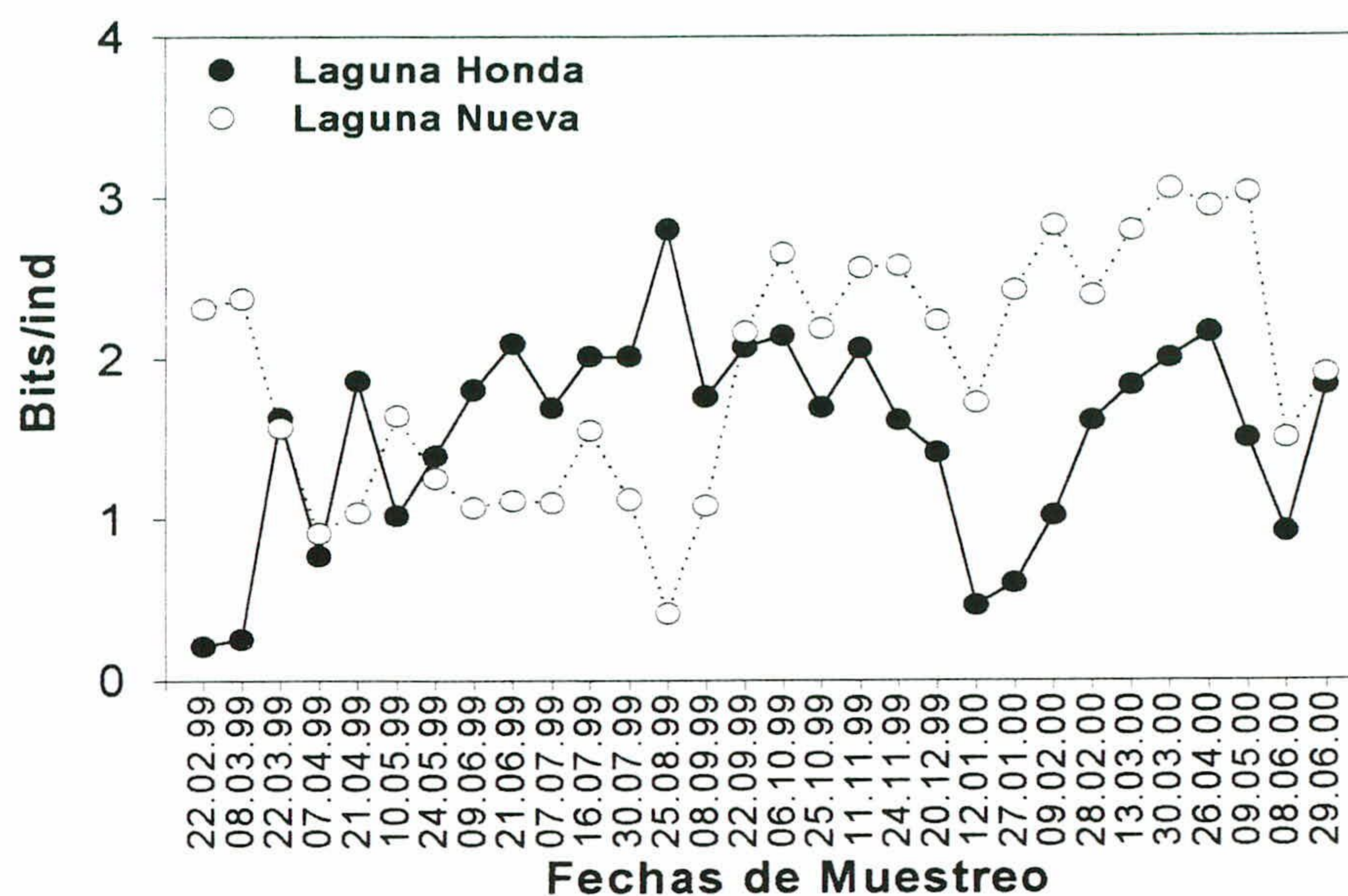


Figura 30. Evolución estacional de los valores de diversidad específica para el fitoplancton en la Albufera de Adra durante el período de estudio.

En general, estos valores bajos de diversidad específica concuerdan con los encontrados por Carrillo *et al.* (1987) y Martínez-Vidal y Castro (1990) en estos sistemas y son similares a los registrados por Miracle *et al.*, 1987 para sistemas de características hipereutróficas como la Albufera de Valencia.

Por último, cabe señalar que durante el periodo de estudio se ha puesto de manifiesto la existencia de proliferaciones algales que se desarrollan y desaparecen en cortos periodos de tiempos. Además llama la atención la segregación en el tiempo de estos episodios para los distintos grupos que, además, contribuyen de manera muy diferentes a la biomasa total del sistema. En este sentido el patrón es bastante claro en ambas lagunas.

4.7.2 Zooplancton

La comunidad zooplanctónica de ambas lagunas estuvo dominada por pequeños herbívoros (Figura 31), principalmente rotíferos característicos de ambientes eutróficos (Gannon & Stemberger, 1978; Blancher, 1984; Orcutt & Pace, 1984) si bien es cierto que algunas de las especies encontradas han sido citadas también en sistemas de

menor nivel trófico (Matsumura-Tundisi & Tundisi, 1976; Matsumura-Tundisi *et al.*, 1989) lo que soporta la idea de que su dominancia puede estar relacionada no sólo con el estado trófico sino también con otros factores, tales como la naturaleza y origen de los lagos y los problemas de interacciones biológicas, como la producción y la competencia interespecífica por el alimento (Matsumura-Tundisi *et al.*, 1990).

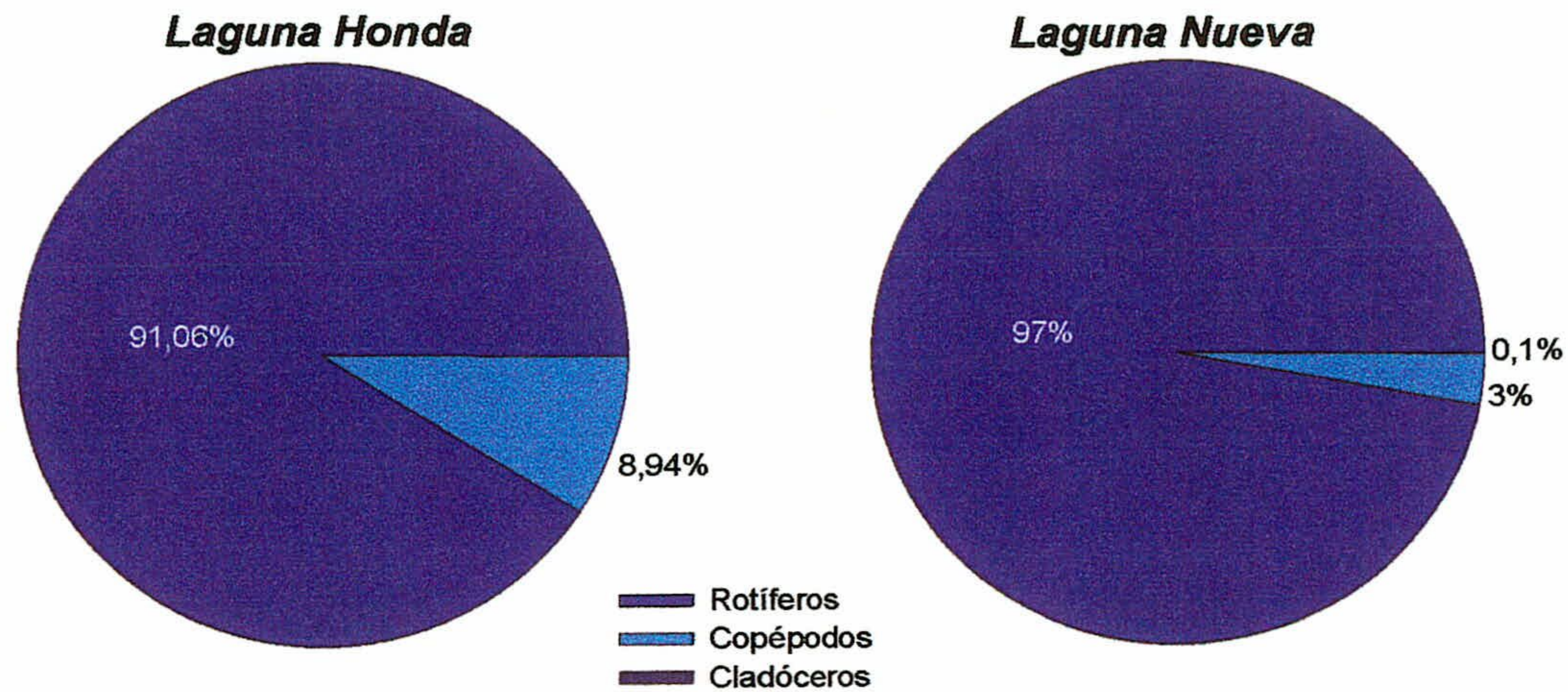


Figura 31. Porcentaje relativo de los principales grupos taxonómicos del zooplancton en las lagunas Honda y Nueva durante el período de estudio.

Los Copépodos Ciclopoides constituyen el grupo dominante entre los Crustáceos, con tamaños poblacionales semejantes en ambas lagunas. Solamente en la laguna Nueva aparecieron algunos Cladóceros de origen litoral que contribuyeron de manera muy pobre a la abundancia total del zooplancton en este sistema.

La composición específica del zooplancton fue muy similar en las dos lagunas (Tabla VI). Se trata, en general, de especies eurioicas y ampliamente distribuidas (*Testudinella patina*), o bien características de ambientes eutróficos (*Brachionus calyciflorus*, *Trichocerca* sp., *Anuraeopsis fissa*) y de elevada salinidad (*Brachionus plicatilis*, *Hexarthra fennica oxyuris*). Con frecuencia son polimorfos (*Brachionus angularis*, *Keratella quadrata*, *K. Trópica*).

Entre las especies identificadas, predominan las adaptadas a la vida bentónica sobre fondos ricos en detritos (*Alona* sp, *B. quadridentatus*, *Lepadella* sp, *Lecane luna*, *Lecane furcata*, *Lecane* sp) ó propias de la zona litoral donde viven como perifíticas o entre la vegetación sumergida (*Megacyclops gigas*, *Simocephalus* sp, *Trichocerca* sp, *Brachionus urceolaris*). Su presencia en el plancton de aguas libres es ocasional, debida a migraciones que, en ocasiones, pueden ir asociadas a "blooms" fitoplanctónicos determinados.

Tabla VI. Composición taxonómica del zooplancton de la Albufera de Adra Indicación de presencia (+) y ausencia (o) de especies.

| Grupos taxonómicos | Laguna Honda | Laguna Nueva |
|---------------------------------------|--------------|--------------|
| ROTIFEROS | | |
| <i>Keratella trópica</i> | + | + |
| <i>Keratella quadrata</i> | + | + |
| <i>K.cochlearis var. tecta</i> | o | + |
| <i>Brachionus plicatilis</i> | + | + |
| <i>Brachionus calyciflorus</i> | + | + |
| <i>Brachionus urceolaris</i> | + | + |
| <i>Brachionus angularis</i> | + | + |
| <i>Brachionus quadridentatus</i> | + | + |
| <i>Filinia cf cornuta</i> | + | + |
| <i>Anuraeopsis fissa</i> | + | + |
| <i>Testudinella patina</i> | + | + |
| <i>Hexarthra fennica var. oxyuris</i> | + | + |
| <i>Synchaeta cf. pectinata</i> | + | + |
| <i>Trichocerca pusilla</i> | + | + |
| <i>Polyarthra remata</i> | + | + |
| <i>Lecane bulla</i> | o | + |
| <i>Lecane luna</i> | + | + |
| <i>Lecane furcata</i> | + | + |
| <i>Lecane sp</i> | o | + |
| <i>Lepadella patella</i> | + | + |
| CLADOCEROS | | |
| <i>Simocephalus sp</i> | o | + |
| <i>Alona sp</i> | o | + |
| COPEPODOS | | |
| <i>Megacyclops gigas</i> | + | + |

A diferencia de los resultados obtenidos para el fitoplancton en cuanto a su composición específica, el zooplancton identificado en este período de estudio fue similar al hallado por Carrillo, *et al.* (1987); Sánchez-Castillo *et al.* (1987) y Martínez-Vidal y Castro (1990). *K. trópica*, una especie no reseñada en trabajos anteriores ha sido encontrada en nuestro estudio.

Cabe destacar que la composición zooplanctónica de estas lagunas, en términos generales, es similar a la encontrada por Oltra y Miracle, (1984, 1992) en las Albuferas de Valencia en donde el zooplancton estaba constituido básicamente por un cyclopoide (*A. vernalis*) y varias especies de rotíferos pertenecientes principalmente al género *Brachionus*.

4.7.2.1 Variaciones estacionales

La variación estacional del zooplancton se muestra en las Figuras 32 B y 33 B. Las mayores abundancias (superiores en la laguna Honda que en la Nueva) se registraron durante parte del Invierno y de la Primavera, en ambas lagunas, con mínimos en los meses de Verano y de Otoño. En general el patrón de variación estacional no aparece muy definido, sobre todo en la laguna Honda, donde se aprecian fuertes fluctuaciones de la abundancia en los meses de Primavera. En cambio, en la laguna Nueva estas fluctuaciones son menos pronunciadas.

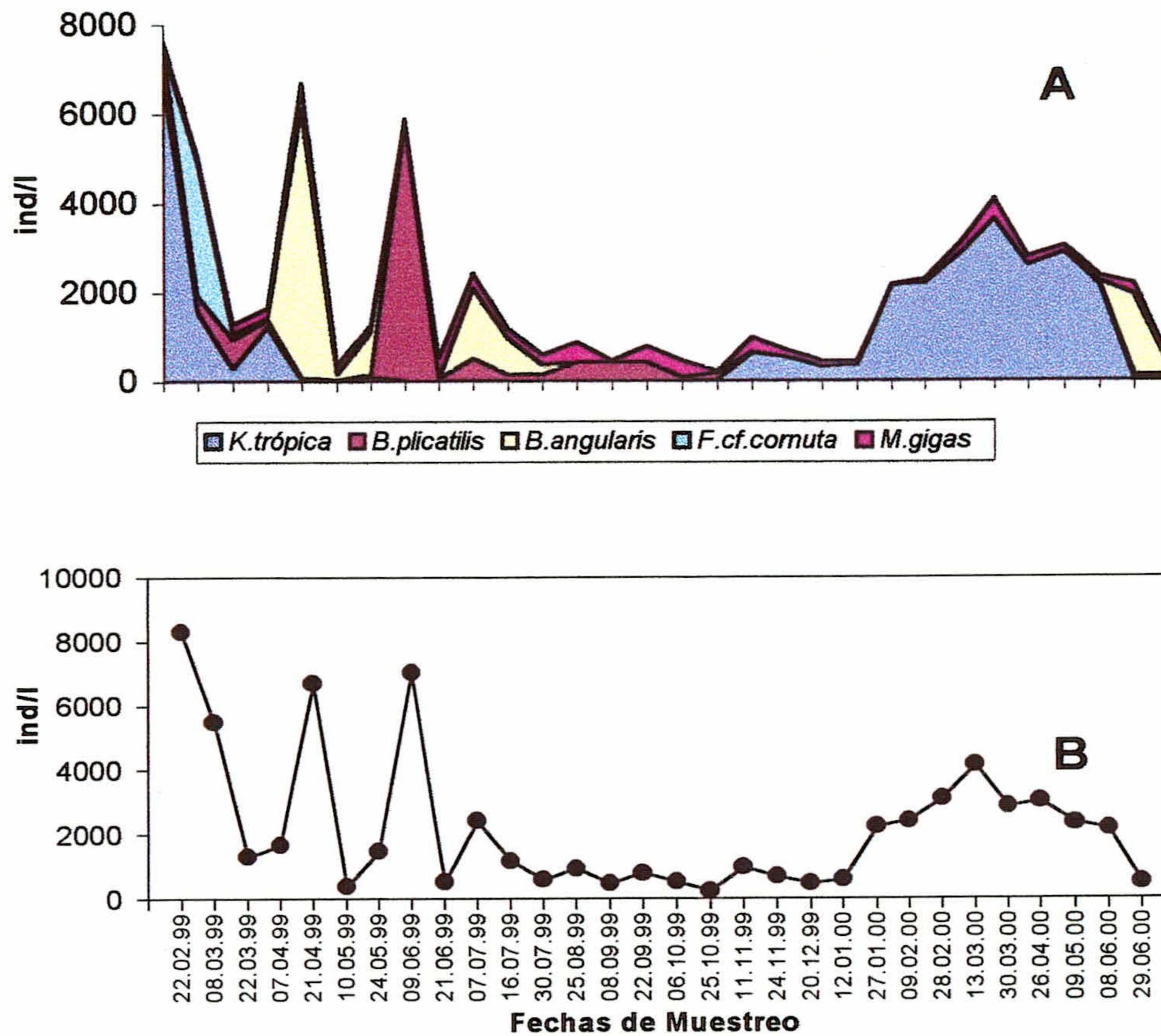


Figura 32. Evolución estacional de la densidad total de zooplancton y de las principales especies, en la laguna Honda.

En la laguna Honda, *Keratella trópica*, *Brachionus plicatilis*, *B. angularis* y, en menor medida, *Filinia cf. cornuta* fueron las especies que marcaron el patrón de variación estacional del zooplancton (Figura 32 A). Sus máximos poblacionales se sucedieron de manera alternada a lo largo del tiempo: al inicio del ciclo *K. trópica* fue la especie dominante, llegando a alcanzar valores de hasta 7000 ind/l en el mes de Febrero; a finales del Invierno, *F. cf. cornuta* presentó sus máximas abundancias poblacionales (3000 ind/l), para desaparecer a continuación. En Primavera y Verano *B. angularis* y *B. plicatilis*, alternan sus densidades poblacionales. Cabe señalar que Carrillo *et al.*

(1987) observaron un comportamiento estival de *B. angularis* y otoñal de *B. plicatilis* en este sistema. Además, es interesante resaltar que la coexistencia de especies de similares requerimientos parece asegurarse por una segregación temporal y, posiblemente, alimenticia, antes que espacial (al menos en la dimensión vertical). Similares observaciones fueron hechas por Sánchez-Castillo *et al.* (1987).

En cuanto a los Crustáceos, *Megacyclops gigas* es la única especie de Copépodo adulto que se ha encontrado, aunque con bajas densidades poblacionales. Durante los meses de Verano tiene cierta representatividad, dominando entonces estadios de copepodito y nauplio (Figura 33 A).

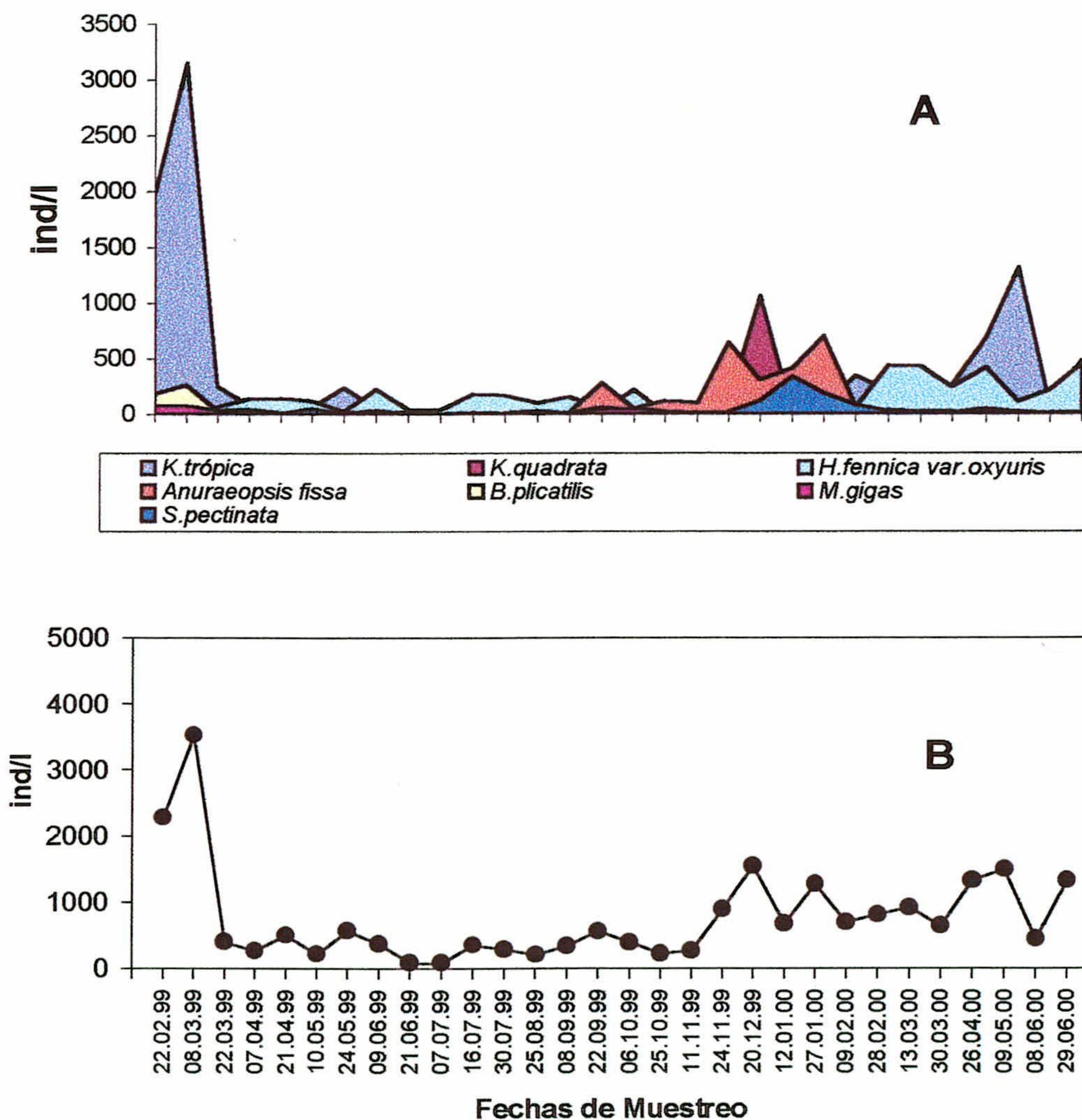


Figura 33. Evolución estacional de la densidad total de zooplancton y de las principales especies en la laguna Nueva.

En la laguna Nueva destaca fundamentalmente la variación que se observa en la mayoría de especies dominantes, con la excepción de *K. trópica* que sigue un patrón bastante similar al que presentó en la laguna Honda. En este sistema adquieren

particular importancia especies como *H. fennica var oxyuris*, que junto con *Anuraeopsis fissa* llegan a representar un 30 % del zooplancton total. *Syncheta pectinata*, *K. quadrata* y *A. fissa* constituyen un círculo de especies de presencia mayoritaria en Otoño e Invierno, mientras que *H. fennica var oxyuris* presentó su máximos poblacionales en los meses de Verano y Primavera.

La variación de los valores del índice de diversidad en ambas lagunas se muestra en la Figura 34. En general son valores relativamente bajos, característicos de aguas eutróficas y de elevada contaminación. En la laguna Nueva los valores oscilaron entre 0.67 y 2.58 bits/ind., con promedio de 1.88 bits/ind. y en la laguna Honda, entre 0.28 y 2.41 bits/ind. (promedio de 1.23 bits/ind.). En esta última laguna, la dominancia casi absoluta de *K. tropica* en los meses de Invierno y Primavera, es responsable de los valores mínimos de diversidad observados en estos periodos.

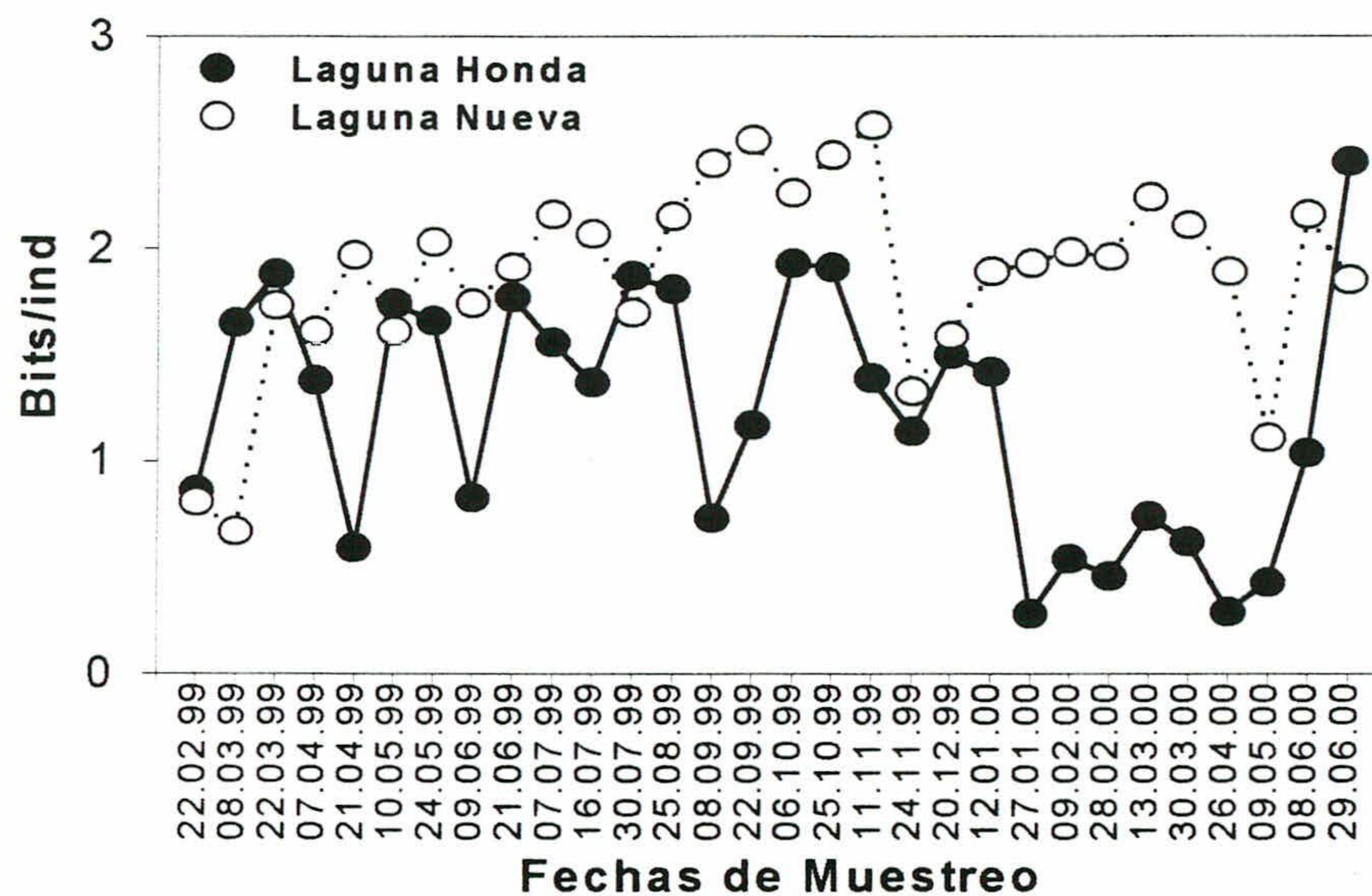


Figura 34. Evolución estacional de los valores de diversidad específica del zooplancton.

4.7.3 Bacterias y Nanoflagelados Heterotróficos.

La Figura 35 muestra la evolución temporal de la abundancia relativa de bacterias y nanoflagelados heterotróficos en ambas lagunas. Las densidades bacterianas observadas son extraordinariamente altas, superiores a los valores citados por Margalef (1983) para sistemas hipereutróficos.

Como era de esperar el mayor desarrollo bacteriano se registró en la laguna Honda, debido al alto contenido de compuestos orgánicos disueltos (COD), presumiblemente resultado de la excreción algal y a la mayor utilización o biodegradabilidad de dicho

carbono en este sistema, en comparación con la situación que se observó en la laguna Nueva (Tabla VII).

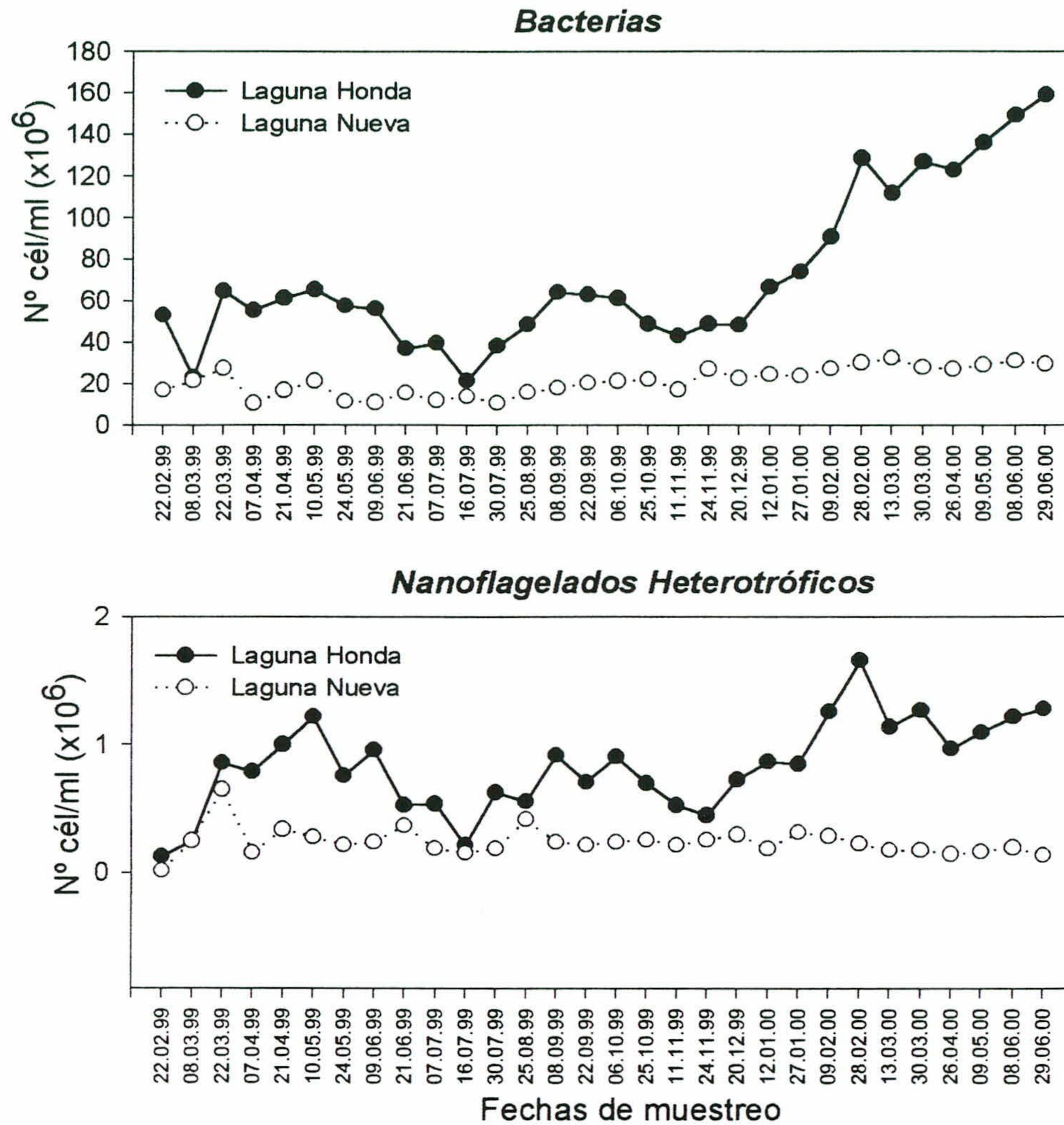


Figura 36. Variación estacional de las densidades poblacionales de bacterias y nanoflagelados heterotróficos.

En la laguna Honda las fluctuaciones fueron más evidentes que en la Nueva, alcanzando los valores máximos en los meses de Primavera y Verano. En cambio en la Nueva esto no fue claramente apreciable.

Por otro lado, las variaciones en la densidad de nanoflagelados heterotróficos siguen un patrón similar al de las bacterias, principalmente notable en la laguna Honda donde ambos grupos mostraron correlaciones positivas ($r= 0.80$ $p<0.05$). Este patrón no se observó de manera tan definida en la laguna Nueva.

Tabla VII. Concentraciones de Carbono Orgánico Biodegradable (CODB) en diferentes fechas y profundidades de muestreo. t_0 es el tiempo de inicio del experimento; t_f es el tiempo de finalización y CODB (mg/l) son los valores de Carbono Orgánico Biodegradable obtenidos por diferencia entre las concentraciones iniciales y finales de COD.

| Fechas | Profundidad | HONDA | | | NUEVA | | |
|----------|-------------|--------------|--------------|------|--------------|--------------|------|
| | | COD t_0 | COD t_f | CODB | COD t_0 | COD t_f | CODB |
| 09/02/00 | Superficie | 13.86 | 11.83 | 2.03 | 8.62 | 8.18 | 0.44 |
| | Medio | 13.37 | 11.35 | 2.02 | 8.96 | 8.38 | 0.58 |
| | Fondo | 12.11 | 10.89 | 1.22 | 8.09 | 8.12 | 0.00 |
| 29/02/00 | Superficie | 13.74 | 12.25 | 1.49 | 9.81 | 8.90 | 0.91 |
| | Medio | 13.01 | 12.91 | 0.10 | 8.42 | 8.70 | 0.00 |
| | Fondo | 12.77 | 10.78 | 1.99 | 9.84 | 8.65 | 1.19 |
| 13/03/00 | Superficie | 16.69 | 11.66 | 5.03 | 12.31 | 12.15 | 0.39 |
| | Medio | 15.36 | 11.13 | 4.23 | 12.47 | 10.14 | 2.33 |
| | Fondo | 15.19 | 12.19 | 3.00 | 10.38 | 10.27 | 0.11 |
| 30/03/00 | Superficie | 19.11 | 15.79 | 3.32 | 15.52 | 12.03 | 3.49 |
| | Medio | 16.25 | 14.25 | 2.00 | 14.72 | 12.44 | 2.28 |
| | Fondo | 18.23 | 16.69 | 2.54 | 12.06 | 12.06 | 0.00 |
| 25/04/00 | Superficie | 15.35 | 13.00 | 2.35 | 13.71 | 13.36 | 0.35 |
| | Medio | 16.61 | 16.19 | 0.42 | 13.33 | 11.75 | 0.75 |
| | Fondo | 16.90 | 14.48 | 2.42 | 11.75 | 12.76 | 0.00 |
| 09/05/00 | Superficie | 16.63 | 12.50 | 4.13 | 12.99 | 11.91 | 1.08 |
| | Medio | 15.45 | 12.04 | 3.41 | 12.70 | 11.78 | 0.92 |
| | Fondo | 14.87 | 13.02 | 1.81 | 13.19 | 11.80 | 1.39 |

4.8 Análisis de componentes principales

4.8.1 Laguna Honda

En la Tabla VIII se observa que los tres primeros componentes principales explican en conjunto un 60 % de la varianza total de los datos. Las Figuras 36 y 37 muestran la ubicación de las variables originales respecto a los tres componentes según sus coeficientes de correlación tomados de la matriz de estructura.

Tabla VIII.- Varianza explicada (valores propios) y proporción acumulada de varianza total explicada por los componentes con valores propios superiores a 1, resultantes del análisis de componentes principales:

| Componente | Varianza explicada | Proporción de varianza acumulada |
|------------|--------------------|----------------------------------|
| 1 | 4.88 | 28.76 |
| 2 | 3.26 | 47.96 |
| 3 | 2.10 | 60.33 |
| 4 | 1.67 | 70.14 |
| 5 | 1.22 | 77.32 |
| 6 | 1.03 | 83.39 |

El primero de estos componentes, que explica un 29% de la variación, podría asociarse a la estacionalidad climatológica y, ligada a ella, a procesos de evaporación sobre dicha laguna. Las variables de mayor peso en la parte positiva (Figura 36 y 37) son los cloruros, sulfatos, conductividad eléctrica y la temperatura, mientras que el nivel del agua aparece como la única variable que muestra una alta correlación negativa con este componente. Así pues, el primer componente sugiere de manera clara que las altas temperaturas favorecen los procesos de evaporación de las aguas y la consiguiente concentración de sales (cloruros y sulfatos), así como el incremento de la conductividad.

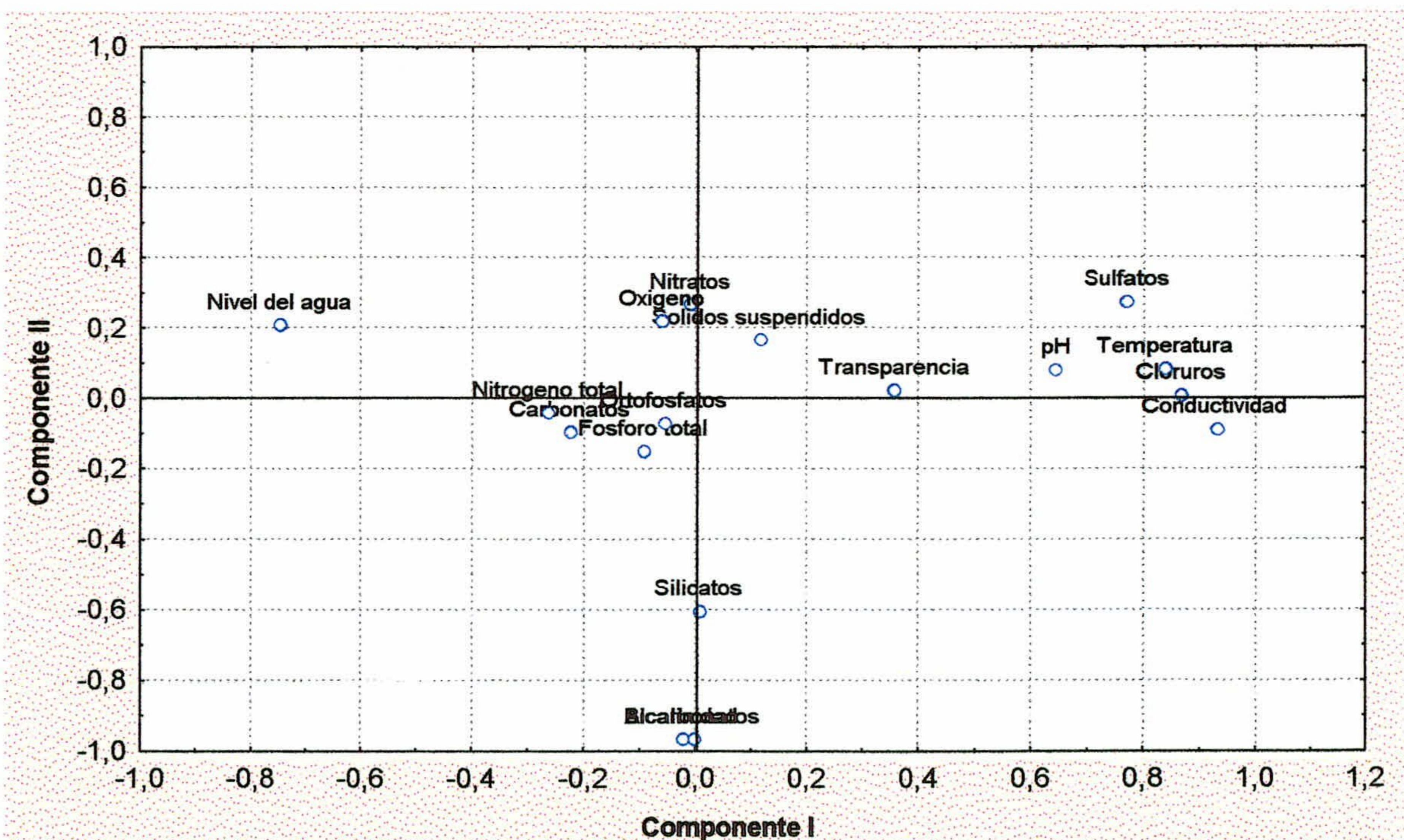


Figura 36. Representación del coeficiente de correlación de las variables físico-químicas en el espacio definido por los componentes I y II en la laguna Honda

La disposición de las diferentes variables sobre el componente 2, que explica un 19 % de la variación de los datos, no permite una interpretación tan directa.

El “peso” en la parte negativa de este eje de elementos no conservativos como bicarbonatos y, sobre todo, de silicatos parecen sugerir una doble interpretación: Por un lado, define el ciclo estacional del desarrollo de las poblaciones algales (sucesión fitoplanctónicas) y por otro pudiera asociarse a procesos de entrada de agua dulce que, tras un lavado de la cuenca, contribuyeran a la reserva alcalina del agua así como al incremento estacional de los silicatos.

El tercer eje, que explica un 12 % de la varianza de los datos, es, como el anterior de difícil interpretación. Una explicación un tanto aventurada nos permite definirlo como un eje de biomasa que discrimina la producción de biomasa heterotrófica (en este caso ligada a valores de N y P totales) en contraposición con biomasa autotrófica ligada a procesos fotosintéticos de producción de oxígeno. Así mismo, este componente sugiere una fertilización o entrada puntual de nutrientes y/o materia orgánica al sistema (relacionada con la actividad agrícola del entorno).

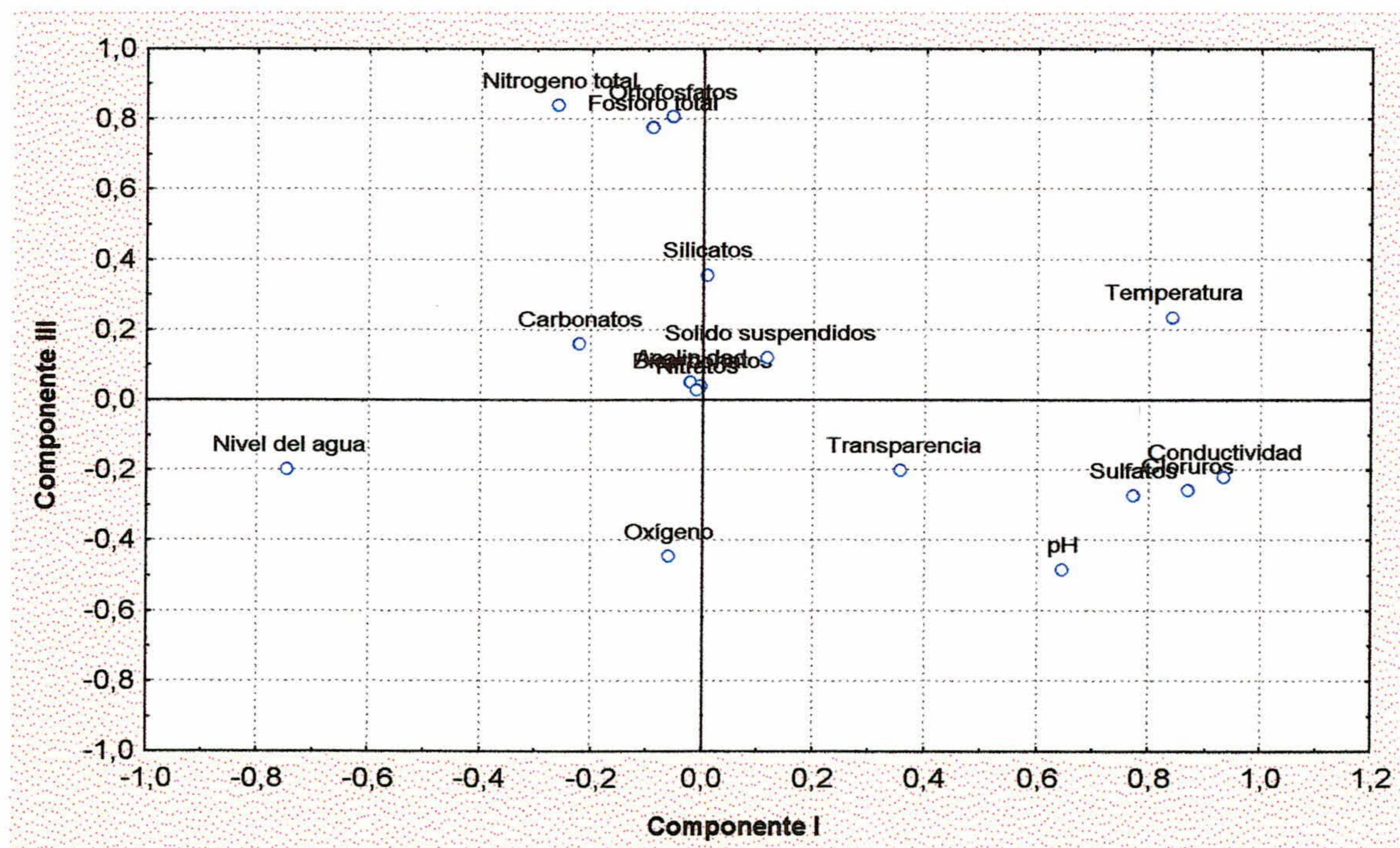


Figura 37. Representación del coeficiente de correlación de las variables físico-químicas en el espacio definido por los componentes I y III en la laguna Honda

Esta entrada de materia orgánica favorecería el desarrollo de procesos de descomposición con la consiguiente liberación de nutrientes y el agotamiento del oxígeno.

La distribución de las muestras en el espacio definido por los dos primeros componentes (Figura 38) nos muestra claramente, que el primer eje ordena las

muestras según la estacionalidad climatológica separando los meses de bajas temperaturas (invierno) de las correspondientes a los meses de verano, en donde las altas temperaturas favorecen los procesos de evaporación. En el segundo eje, los muestreos que presentaron un mayor peso son los relacionados con los meses de primavera, asociado con procesos de producción biológica y presumiblemente a entradas de agua subterránea o a precipitaciones.

La disposición de las muestras sobre el tercer eje no se han incluido porque no aportan una explicación concluyente.

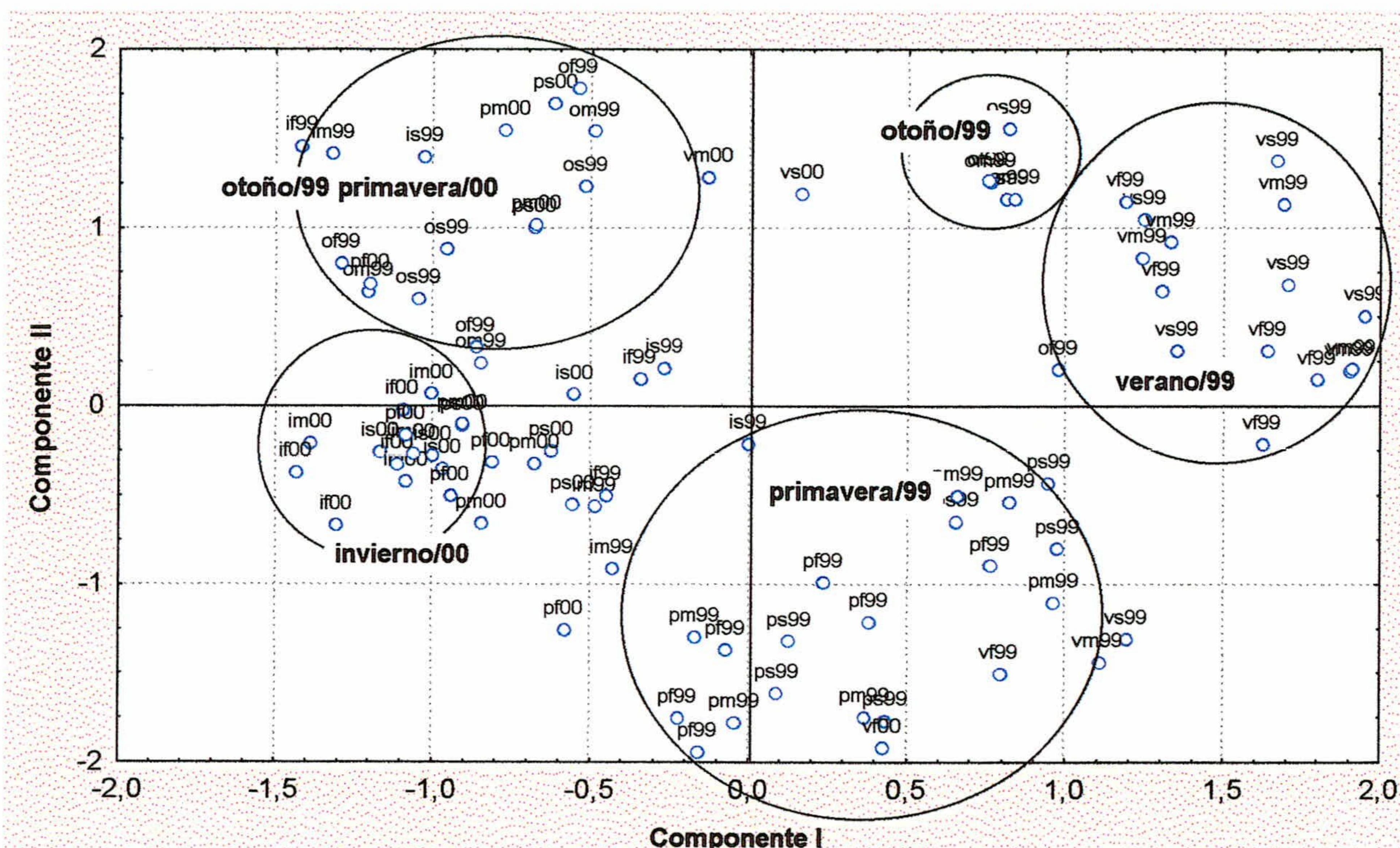


Figura 38. Representación del coeficiente de correlación de las muestras con los ejes en el espacio definido por los componentes I y II en la laguna Honda

En cuanto a las correlaciones de los tres primeros componentes con las principales variables biológicas, cabe destacar que la estacionalidad del sistema se ve reflejado en la distribución de los principales grupos del fitoplancton así como de las principales especies del zooplancton. Las variables que presentaron mayor correlación negativa con este eje fueron, por un lado, la clorofila *a* y *Keratella trópica* con valores de correlación de -0.77 y -0.75 respectivamente, y de forma positiva dos especies de *Brachionus sp* y el grupo de las cianofíceas (Tabla IX).

En cuanto al segundo eje, las correlaciones fueron en general bajas destacándose principalmente la relación inversa entre la densidad global de diatomeas y la concentración de silicatos y bicarbonatos, lo que apoya la idea de su interpretación como un eje de sucesión fitoplanctónica.

El tercer eje, asociado a biomasa heterotrófica en contraposición a biomasa autotrófica mostró correlaciones positivas y significativas con la densidad de bacterias (0,43) y correlaciones inversas principalmente con fitoplancton total.

Tabla IX. Matriz de correlación de los tres primeros componentes con las variables biológicas consideradas para la laguna Honda. Negrita indica correlación significativa con una $p < 0,05$. (A los datos se les aplicó la corrección de Bonferroni, utilizando 2 grupos de variables uno específico¹ y otro general²)

| Variables | Componente I | Componente II | Componente III |
|------------------------------------|--------------|---------------|----------------|
| Cianofíceas ¹ | 0.49 | 0.31 | 0.03 |
| Clorofíceas ¹ | -0.04 | 0.32 | -0.43 |
| Criptofíceas ¹ | 0.22 | 0.08 | -0.14 |
| Crysofíceas ¹ | -0.44 | -0.19 | -0.15 |
| Diatomeas ¹ | -0.13 | 0.37 | -0.14 |
| Dinofíceas ¹ | -0.13 | -0.36 | -0.16 |
| Euglenofíceas ¹ | 0.01 | -0.27 | 0.10 |
| Keratella trópica ¹ | -0.75 | -0.26 | -0.07 |
| Brachionus plicatilis ¹ | 0.70 | -0.02 | -0.01 |
| Brachionus angularis ¹ | 0.46 | -0.19 | 0.21 |
| Filinia. var. cornuta ¹ | -0.04 | -0.37 | -0.14 |
| H. fennica oxyuris ¹ | -0.40 | 0.02 | 0.09 |
| Clorofila a ² | -0.77 | -0.08 | -0.03 |
| Fitoplancton total ² | -0.24 | 0.13 | -0.54 |
| Copépodo total ² | 0.24 | -0.05 | -0.13 |
| Rotífero total ² | -0.20 | -0.30 | -0.13 |
| Bacterias ² | -0.44 | 0.01 | 0.43 |
| NFH ² | -0.25 | -0.03 | 0.28 |

4.8.2 Laguna Nueva

Los tres primeros factores del análisis de componentes principales explican hasta un 54 % de la varianza total (Tabla X). El primer factor, que explica por sí sólo un 26 % de la varianza, se puede asociar a la estacionalidad propia del sistema en donde la variable que tiene mayor peso en la parte positiva es la temperatura con valores de correlación de 0,85, mientras que negativamente las variables presentan unas correlaciones muy inferiores (Figura 39).

Por otro lado, el segundo componente (Figura 39), que explica un 15 % de la varianza total, puede estar asociado a la mineralización del sistema.

En donde las variables que contribuyen de manera altamente positiva con este eje son los cloruros, sulfatos y la conductividad eléctrica con correlaciones de 0.89, 0,85 y 0.74 respectivamente.

Tabla X.- Varianza explicada (valores propios) y proporción acumulada de varianza total explicada por las componentes con valores propios superiores a 1, resultantes del análisis de componentes principales.

| Componente | Varianza explicada | Proporción de varianza acumulada |
|------------|--------------------|----------------------------------|
| 1 | 4.42 | 25.98 |
| 2 | 2.55 | 41.01 |
| 3 | 2.23 | 54.11 |
| 4 | 1.47 | 62.78 |
| 5 | 1.40 | 71.05 |
| 6 | 1.14 | 77.78 |

Mientras que las variables que contribuyen de manera negativa con este eje son el nivel del agua, la alcalinidad y los bicarbonatos con valores de correlación bajos. De esta forma podemos relacionar por un lado procesos de entrada o intrusión marina en donde la proximidad con el mar, presumiblemente por efecto de "spray", explicaría la presencia de sales como cloruros y, por otro lado, entradas de agua dulce ya sea de las capas subterráneas o por precipitación.

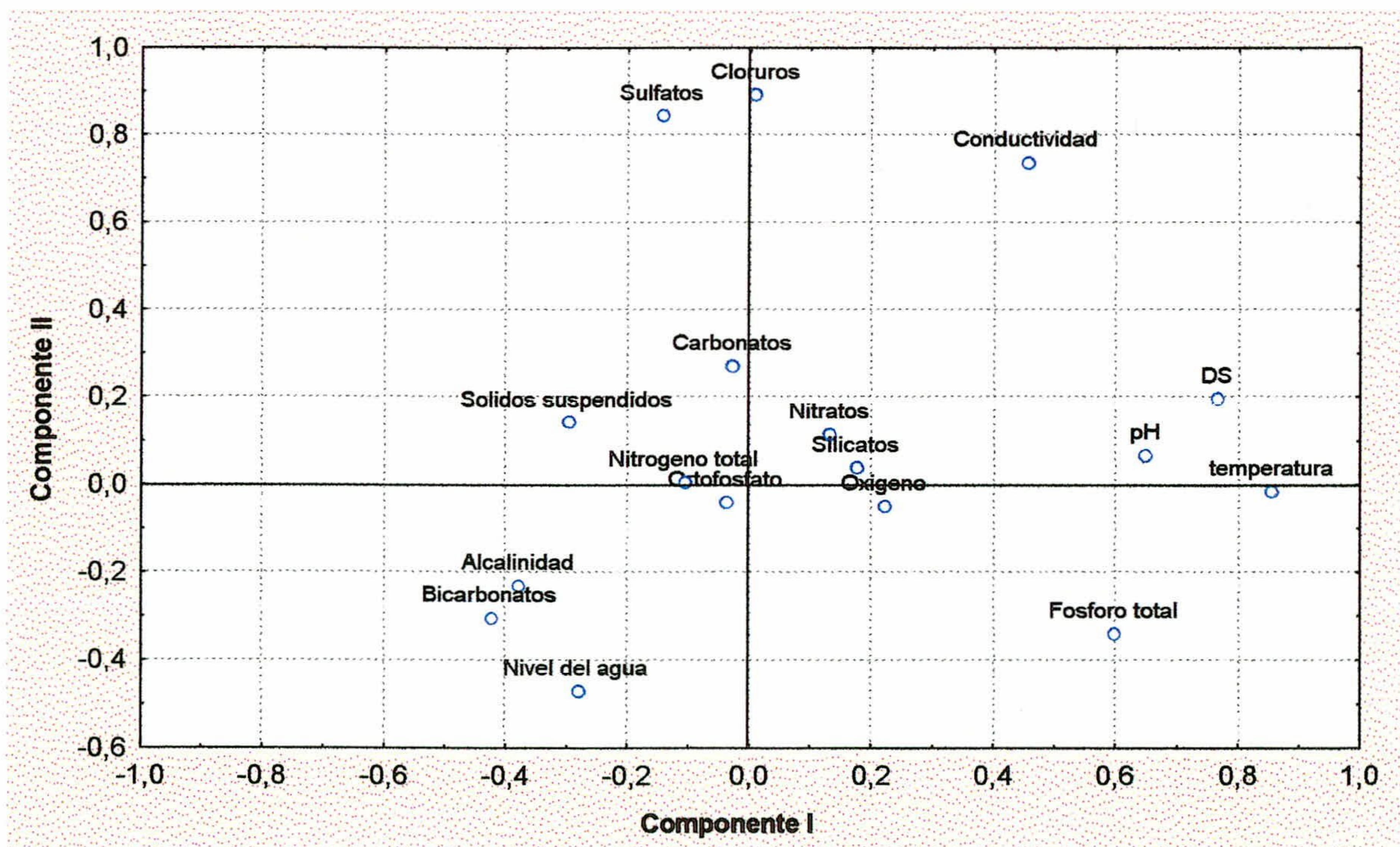


Figura 39. Representación del coeficiente de correlación de las variables físico-químicas en el espacio definido por los componentes I y II en la laguna Nueva

El tercer componente, que explica un 13 % de la varianza de los datos, se puede asociar a los efectos del viento sobre la estabilidad de la columna de agua (procesos de mezcla) (Figura 40). La variable que presenta una alta correlación positiva con este eje son los nitratos ($r= 0.89$) y en menor grado el oxígeno con valores de correlación de 0.55. Mientras que los silicatos es la variable que contribuye de manera negativa y significativamente con este eje ($r=-0.90$). Así pues, este eje podría estar asociado por un lado a efectos del viento en donde la oxigenación de la columna de agua favorecería los procesos de nitrificación del sistema. Por otro lado, los silicatos se contraponen a las variables que definen procesos de mezcla, y parece lógica una explicación a través de procesos biológicos. De hecho, las diatomeas presentan máximas abundancias durante los meses de finales de invierno y primavera, que es cuando se ven favorecidas por la mezcla del sistema dando lugar a un consumo importante de este nutriente (ver Figura 24). Esta idea viene apoyada por la correlación negativa que se observa entre ambas variables ($r= -0.40$ $p < 0.05$).

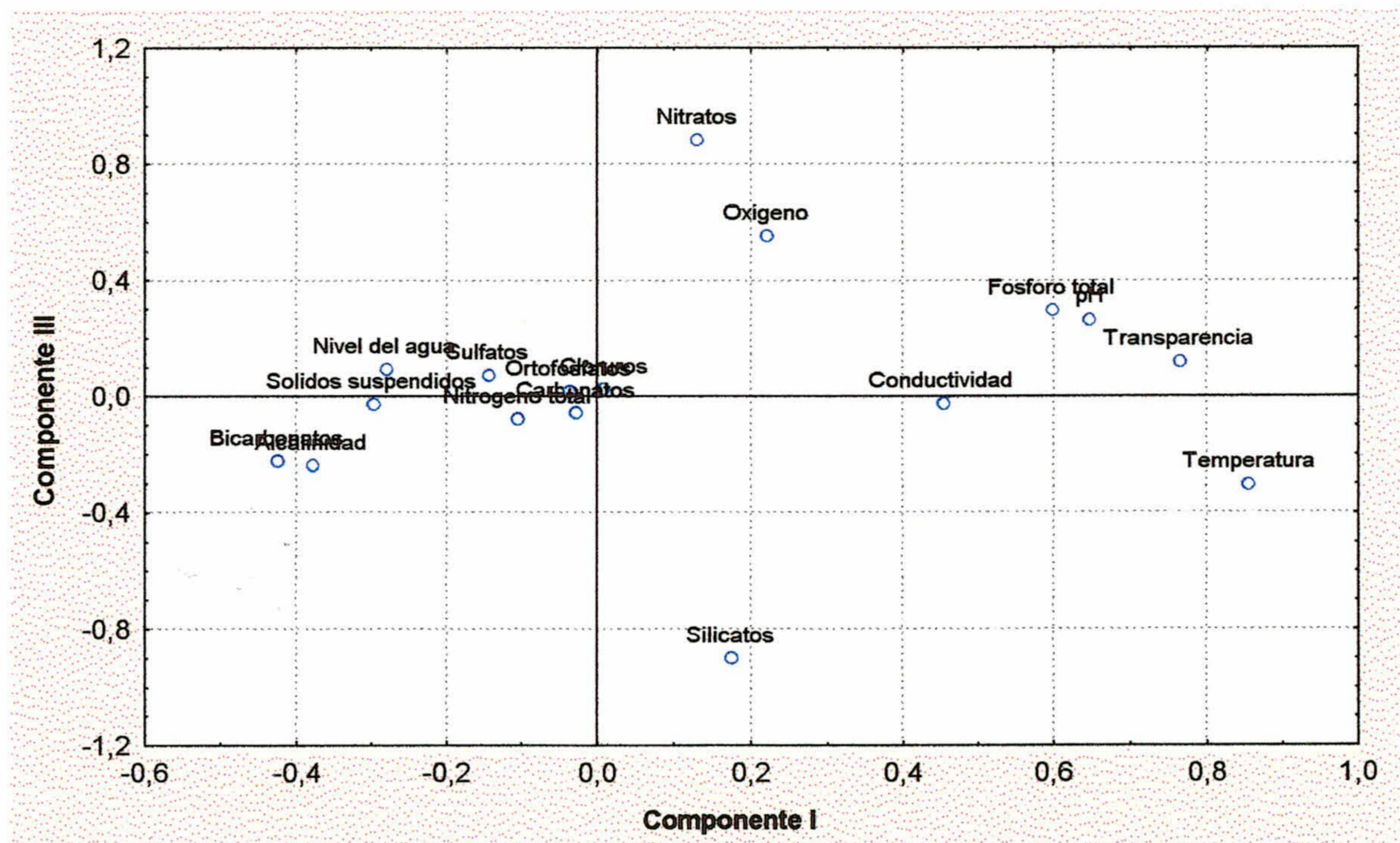


Figura 40. Representación del coeficiente de correlación de las variables físico-químicas en el espacio definido por los componentes I y III en la laguna Nueva

La proyección de los resultados del análisis de componentes principales sobre las muestras consideradas en la laguna Nueva nos da una ordenación de los diferentes muestreos en donde se aprecia, al igual que en la laguna Honda, la separación estacional de los muestreos relacionados con la primer componente (Figura 41).

En la distribución de las muestras sobre el segundo componente (Figura 42) destacan las correspondientes a la primavera del año 1999 y las correspondientes a la

primavera del 2000 son las observaciones de mayor peso sobre el componente 3. En cualquier caso sugieren que es en estos períodos cuando se suceden los acontecimientos antes mencionados como definidores de ambos ejes.

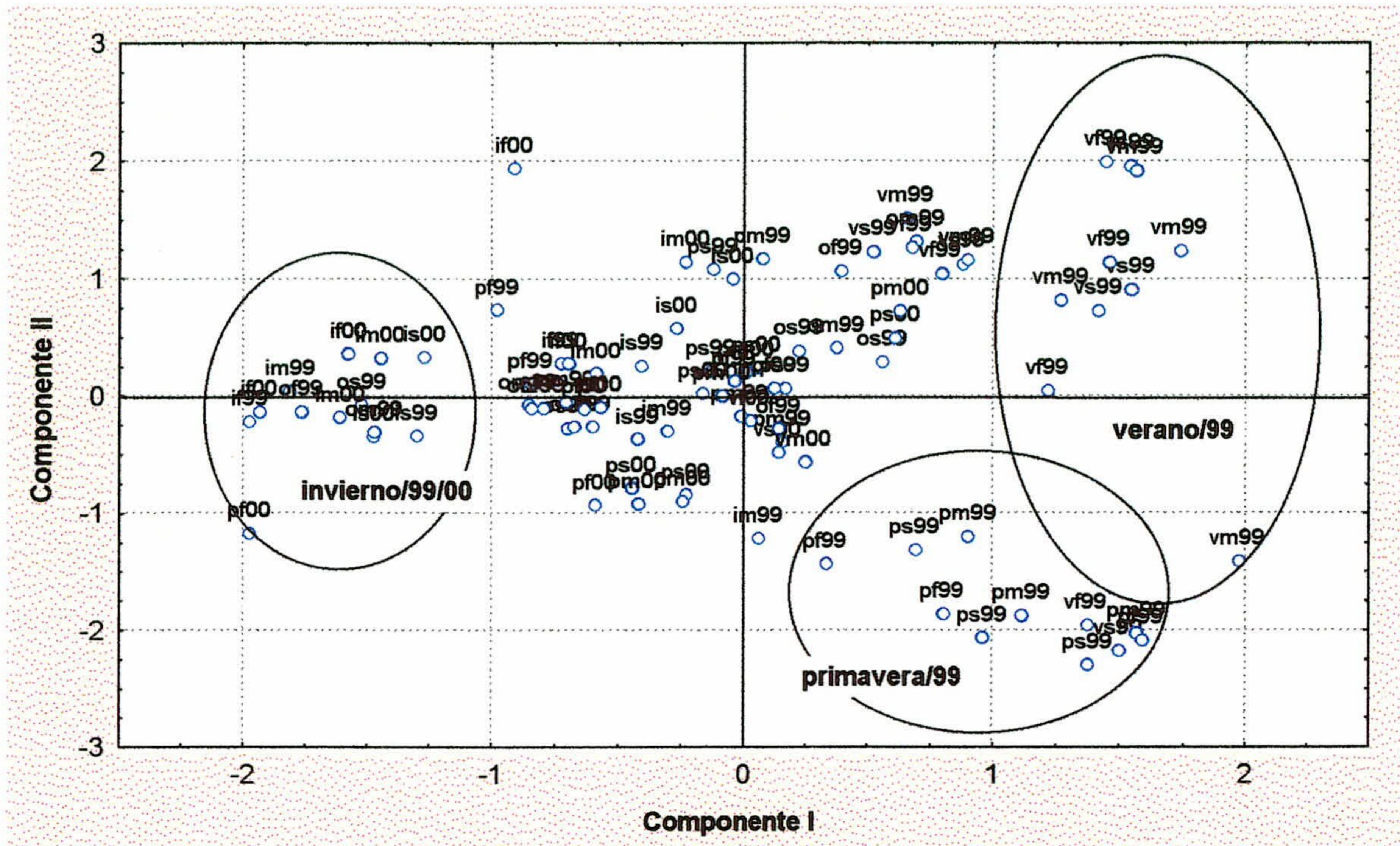


Figura 41. Representación del coeficiente de correlación de las muestras con los ejes en el espacio definido por los componentes I y II en la laguna Nueva

En la Tabla XI se muestran las correlaciones de las principales variables biológicas con los tres componentes, en la laguna Nueva. Al igual que en la laguna Honda el primer componente se correlaciona con las preferencias estacionales tanto de los grupos fitoplanctónicos como de las especies del zooplancton. Los otros dos componentes muestran correlaciones en general mucho menores con las diferentes variables biológicas consideradas, y en todo caso destacan las correlaciones con diferentes especies de rotíferos.

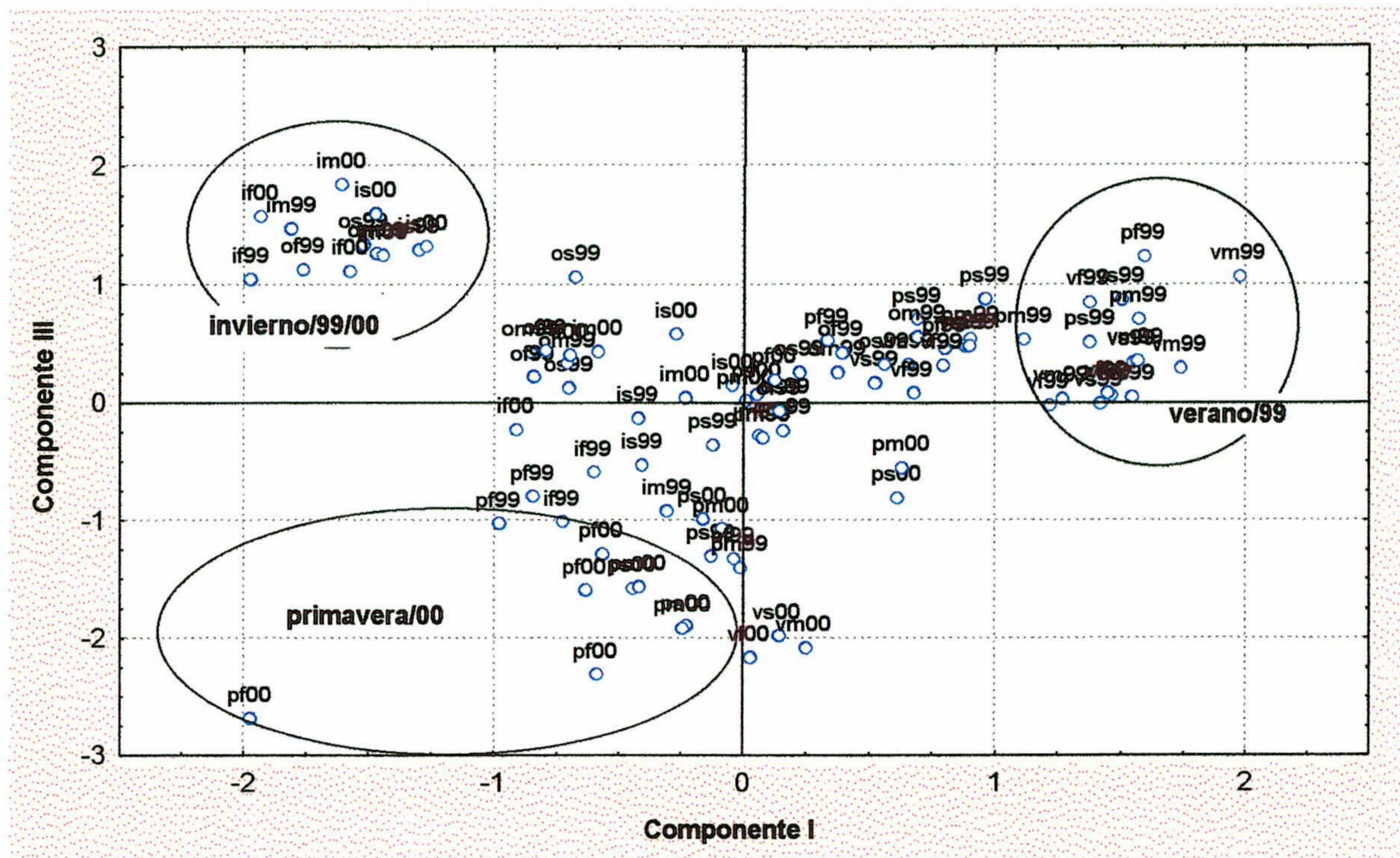


Figura 42. Representación del coeficiente de correlación de las muestras con los ejes en el espacio definido por los componentes I y III en la laguna Nueva

Tabla XI. Matriz de correlación de los tres primeros componentes con las variables biológicas consideradas para la laguna Nueva. Negrita indica correlación significativa con una $p < 0,05$. (A los datos se les aplicó la corrección de Bonferroni, utilizando 2 grupos de variables uno específico¹ y otro general²)

| Variables | Componente I | Componente II | Componente III |
|--------------------------------------|--------------|---------------|----------------|
| Cianofíceas ¹ | 0.15 | -0.10 | -0.19 |
| Clorofíceas ¹ | -0.38 | 0.05 | 0.03 |
| Criptofíceas ¹ | -0.17 | 0.18 | -0.06 |
| Crysofíceas ¹ | -0.33 | -0.13 | -0.39 |
| Diatomeas ¹ | -0.50 | 0.31 | 0.19 |
| Dinofíceas ¹ | -0.14 | -0.11 | 0.01 |
| Euglenofíceas ¹ | -0.01 | 0.07 | -0.01 |
| Keratella tropica ¹ | -0.22 | -0.31 | -0.45 |
| Brachionus plicatilis ¹ | 0.00 | -0.07 | -0.05 |
| Brachionus angularis ¹ | -0.05 | -0.22 | -0.13 |
| Brachionus calicyflorus ¹ | -0.39 | 0.07 | 0.17 |
| H. fennica oxyuris ¹ | 0.29 | 0.17 | -0.24 |
| Synchaeta pectinata ¹ | -0.44 | 0.01 | 0.48 |
| Anuraeopsis fissa ¹ | -0.56 | -0.01 | 0.39 |
| Polyarthra remata ¹ | 0.07 | 0.38 | 0.02 |
| Clorofila a ² | -0.76 | -0.02 | -0.03 |
| Fitoplancton total ² | -0.33 | -0.01 | -0.04 |
| Copépodo total ² | -0.25 | 0.12 | -0.22 |
| Rotífero total ² | -0.47 | 0.02 | -0.14 |
| Cladóceros total ² | -0.31 | 0.12 | -0.16 |
| Bacterias ² | -0.48 | 0.04 | -0.20 |
| NFH ² | -0.01 | 0.07 | 0.21 |

CAPITULO II

EVALUACION DEL PICOPLANCTON Y NANOPLANCTON FOTOSINTETICO DE LA ALBUFERA DE ADRA POR MEDIO DE CITOMETRIA DE FLUJO

INTRODUCCION

5. INTRODUCCION

La complejidad taxonómica del plancton y la necesidad de analizar de manera rápida y eficaz los patrones de variación de estas comunidades plantean la búsqueda de soluciones técnicas adecuadas que permitan el análisis eficiente de las mismas.

En particular, el estudio de los componentes de menor tamaño plantea problemas no solo de identificación taxonómica, sino de repetitividad en recuentos, precisión en la medida de dimensiones celulares y rapidez de las técnicas microscópicas.

La aplicación de contadores electrónicos de partículas supuso en tal sentido un avance en la determinación de las distribuciones de abundancia / tamaño del plancton en las dos últimas décadas de investigación sobre todo en oceanografía. No obstante, la incapacidad de distinguir entre las señales generadas por el material vivo y el detrítico han limitado la interpretación ecológica de sus resultados.

El empleo de métodos microscópicos supone un aumento del control por parte del observador en la discriminación de las partículas que aparecen a su vista. No obstante presenta dos limitaciones: es un método que consume gran cantidad de tiempo y no está exento de un alto grado de subjetividad en el proceso de medida de los objetos. La incorporación del análisis de imagen, susceptible de automatización, ha logrado paliar en parte los dos inconvenientes citados anteriormente, convirtiéndose en un método más objetivo, menos tedioso y añadiendo una tercera cualidad que es la de la repetitividad de las medidas (Echevarría, 1991). Sin embargo en su versión interactiva, sigue siendo un método relativamente lento que, además, presenta discontinuidades metodológicas, en el límite nanoplancton-picoplancton (García *et al.*, 1994), en la que convergen dos tipos de microscopía; ésto es, microscopía de campo claro y microscopía de epifluorescencia, lo cual implica un esfuerzo metodológico suplementario.

La reciente aplicación de la citometría de flujo en estudios oceanográficos (Paau *et al.*, 1978, Trask *et al.*, 1982; Yentsch *et al.*, 1983, 1986) ha abierto un enorme abanico de posibilidades que ha permitido la resolución de problemas biológicos en un amplio rango de escalas, desde la micrométrica a la global, planetaria. La capacidad de analizar la estructura de poblaciones de fitoplancton abre la puerta de la integración de propiedades individuales con la ecología de las comunidades fitoplanctónicas (Platt, 1989).

Una de las posibilidades que no escapa a la citometría de flujo es la descripción de la estructura de tamaños del ultraplankton, definido como los organismos fototrofos de tamaño menor a las 8-10 μm de DEE (Murphy and Haugen, 1985), con el rendimiento de información (velocidad, tamaño de población examinada, papel funcional, etc) inalcanzable mediante los métodos anteriores (Olson *et al.*, 1989; Yentsch and Campbell, 1991).

La citometría de flujo es una poderosa herramienta, capaz de analizar las propiedades ópticas de varios miles de células por segundo, supone un avance en el análisis de las comunidades de plancton desde el momento en que los parámetros que proporciona están basados en medidas célula a célula, no en valores medios poblacionales. Ello permitió conectar características correspondientes al nivel de fisiología individual (ciclos celulares, división diferencial, fotoadaptación, muerte por "grazing", etc) con características globales de comunidad (biomasa, producción, etc.) (Platt, 1989; Yentsch and Campbell, 1991). Las limitaciones de la microscopía óptica en cuanto al número de características que pueden ser procesadas, se ven por lo tanto superadas por una tecnología que permite avanzar en el conocimiento de la variabilidad intrapoblacional, lo que supone un salto cualitativo en el estudio del ecosistema pelágico (Chisholm *et al.*, 1988; Rodríguez, 1994).

Los campos en los que se ha empleado la citometría de flujo dentro de la oceanografía son extensos y una buena revisión de los mismos se puede encontrar en el trabajo de Olson *et al.* (1991). Particularmente, en el terreno de la ecología se han desarrollado estudios muy diversos tanto en sistemas experimentales como en naturales. Entre los primeros se han abordado tópicos como el crecimiento del fitoplancton (Yentsch and Campbell, 1991), consumo del microzooplancton sobre el nanoplancton (Cucci *et al.*, 1985; Burkill *et al.*, 1990), estudios de ciclos celulares (Chisholm *et al.*, 1986), etc. En estudios de campo la mayoría de los trabajos han tenido como objetivos el análisis de la fracción del plancton compuesta por las células más pequeñas (picoplancton). Las bajas concentraciones del microfitoplancton, esto es del fitoplancton mayor de 20 μm de DEE (Sieburth *et al.*, 1978) y sus relativo gran tamaño han representado inconvenientes para su estudio a través de los equipos comerciales de citometría de flujo (Olson *et al.*, 1989), si bien se han diseñado equipos especiales para el análisis del fitoplancton de red (Olson *et al.*, 1983; Peeter *et al.*, 1989; Dubelaar *et al.*, 1989; Hofstraat *et al.*, 1994).

Más recientemente la citometría de flujo ha sido adaptada al análisis de virus marinos (Marie et al. 1999) y también se ha aplicado a estudios de identificación taxonómica para marcaje por medio de sondas específicas de ARN (Simon et al 2000), determinación de la talla del genoma (Marie et al. 2000), estudios de impacto de la depredación y de la competencia por el alimento (Christaki et al. 1999) y estudio de la variabilidad diaria de la concentración, de la fluorescencia y del tamaño de las células (Vaulot & Marie 1999).

5.1 OBJETIVO

En este contexto, dentro de un programa de estudio integral del ecosistema de la Albufera de Adra (Almería), se pretende por primera vez evaluar la estructura y dinámica temporal del nanoplancton y picoplancton fotoautótrofo en dos lagunas de características tróficas diferentes mediante el uso de la citometría de flujo.

6. MATERIAL Y METODOS

Las muestras fueron tomadas quincenalmente desde Junio de 1999 hasta Junio de 2000 en una estación ubicada en la zona limnética de cada una de las lagunas (Honda y Nueva) de la Albufera de Adra (Almería). La descripción general de las lagunas, así como la estrategia de muestreo y la mayoría de los análisis de laboratorio practicados en este estudio están expuestos en el capítulo I de la presente memoria.

El análisis de las poblaciones picoplanctónicas y nanoplanctónicas (fitoplancton aprox. $<20 \mu\text{m DEE}$) se realizó mediante citometría de flujo. Para ello se recogieron 4,5 ml de muestra en criotubos que se fijaron con glutaraldehído al 1 % de concentración final. Tras 10 minutos de espera, las muestras se almacenaron en nitrógeno líquido (Vaultot *et al.* 1989) hasta su posterior análisis en laboratorio. El equipo de citometría de flujo usado ha sido un modelo FACScan de Beckton Dickinson (Figura 43).

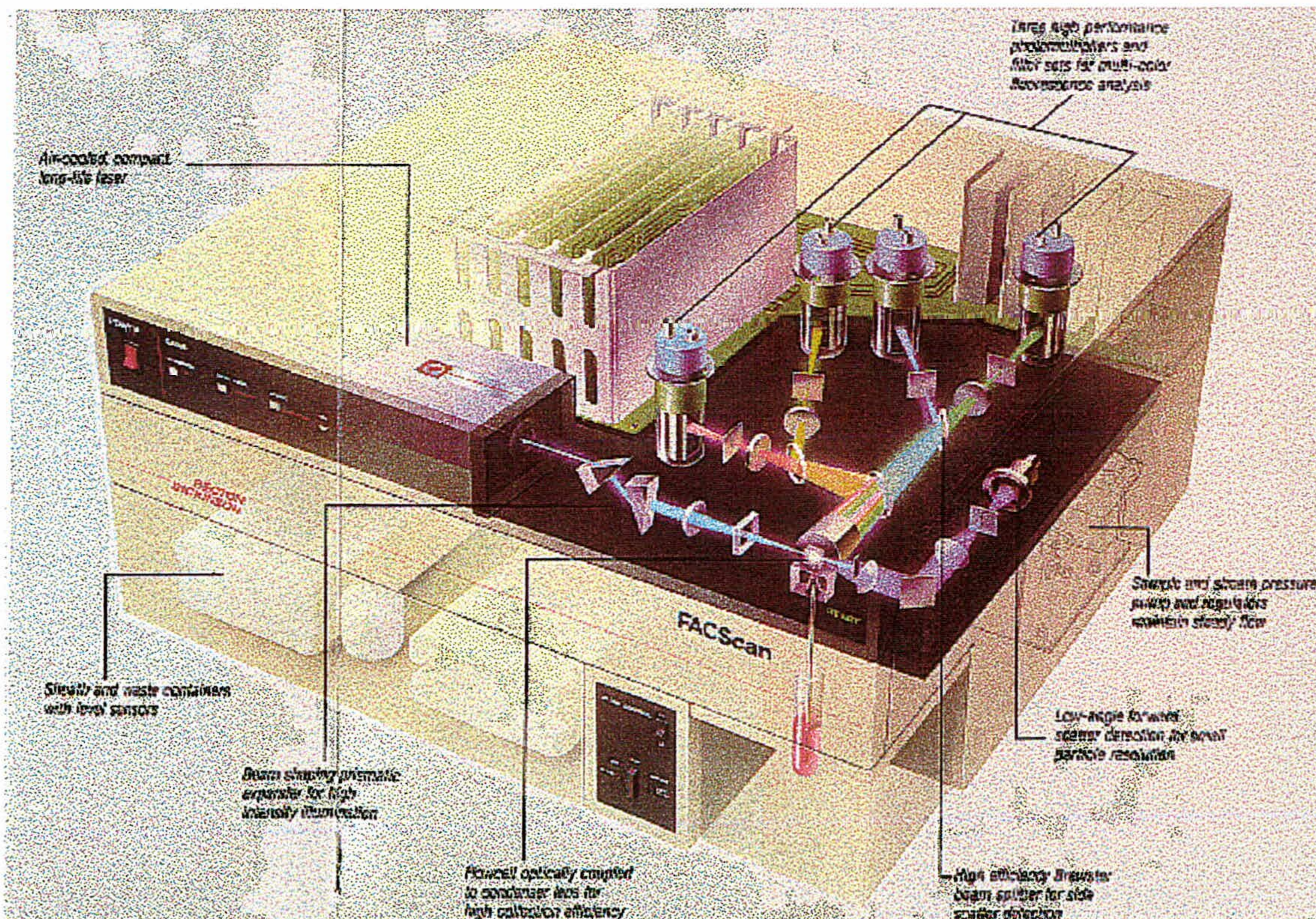


Figura 43.- Ilustración del citómetro de flujo usado en el presente trabajo donde se puede apreciar la arquitectura óptica y la toma de muestra.

MATERIAL Y METODOS

6.1 Algunas consideraciones sobre Citometría de flujo

La citometría de flujo consiste básicamente en la medida rápida de las propiedades ópticas de grandes cantidades de partículas inmersas en un chorro de fluido. Estas partículas son alineadas mediante un sistema de enfoque hidrodinámico previo paso por una cámara de cuarzo biosense de 180x400 μm de sección. En este punto, denominado punto de interrogación en el argot, cada una de las partículas son excitadas por un láser de Argón de 488 nm de longitud de onda (Figura 44). Un objetivo de inmersión acoplado a dicha cámara de flujo y un diseño de filtros ópticos adecuado permiten la separación de la señal luminosa emitida por cada célula en: dispersión frontal (Forward Scatter, FSC), dispersión lateral (Side Scatter, SSC) y fluorescencias en las bandas del verde (515-545 nm, FL1), naranja (563-607 nm, FL2) y rojo (>650 nm, FL3). La detección de cada señal de fluorescencia (FL1, FL2 y FL3) así como de la dispersión lateral (SSC) es llevada a cabo mediante sensores fotomultiplicadores (PMT) en tanto que la señal FSC es detectada por un fotodiodo, sensor de menor sensibilidad que los fotomultiplicadores y más adecuado a la gran cantidad de luz frontal dispersada por el laser.

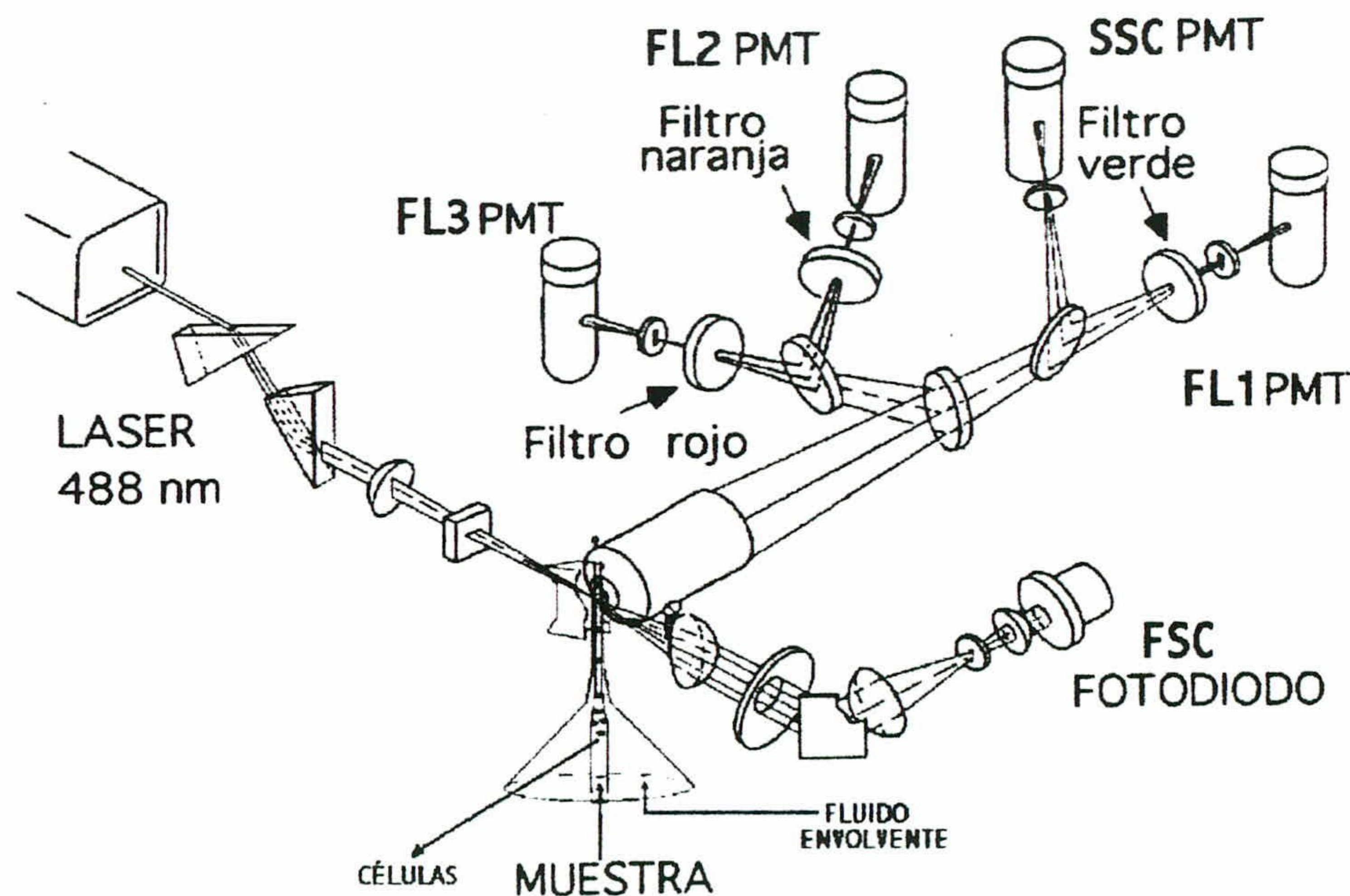


Figura 44. Ampliación del esquema de la configuración óptica, alineación, iluminación y recogida de las señales luminosas de las partículas, del citómetro de flujo FACScan de Becton Dickinson.

Las señales luminosas derivadas de la excitación de cada partícula son así transformadas en señales eléctricas, mediante los oportunos fotodiodos y

fotomultiplicadores que son susceptibles de ser ajustados en la ganancia y ampliación de corriente.

Los valores de dispersión o fluorescencia de cada partícula son distribuidos, conforme al máximo valor de intensidad de cada señal, en una escala de 1024 canales que, opcionalmente, pueden ser reducidos a 512 ó 256.

Para eliminar el ruido no electrónico (debido al material particulado no fluorescente) se selecciona un "umbral" en el sensor FL3, de fluorescencia de las clorofilas, que impide el registro de cualquier partícula que no supere el citado umbral.

Los datos son almacenados en un ordenador Macintosh Centris 650, de forma que se dispone de 5 variables para cada partícula analizada.

Con la excepción del sensor FL1 que registra las emisiones de color verde y no aporta una información relevante en el análisis de autofluorescencia de organismos fitoplanctónicos, la combinación de las cuatro variables restantes (FSC, SSC, FL2 y FL3) permite la identificación de grandes grupos fitoplanctónicos con un criterio ataxonómico en función de sus características ópticas, que vienen dadas por sus propiedades morfológicas (tamaño, rugosidad, estructura interna) y composición pigmentarias. Así la dispersión frontal de la luz (FSC) está relacionada con el tamaño de la célula mientras que la dispersión lateral (SSC) depende además del índice de refracción, rugosidad, composición química y estructura interna. Los fotosensores FL2 y FL3 son capaces de registrar la fluorescencia emitida por pigmentos tan característicos como son la ficoeritrina y toda la familia de las clorofilas, respectivamente.

La presencia de ficoeritrina permite diferenciar las poblaciones de cianobacterias y cryptomonadales gracias a la intensa fluorescencia naranja de este pigmento. Estas dos poblaciones quedan a su vez claramente segregadas en función de la señal de dispersión lateral y frontal de luz que presentan.

Otras poblaciones aparecen segregadas a lo largo de un eje fluorescencia roja / tamaño que se traduce en la identificación de grupos funcionales del tipo "picoplancton eucariota", "ultraplancton" o "nanoplancton". Cada uno de ellos está compuesto de subpoblaciones para cuya identificación se llevo a cabo un estudio paralelo mediante microscopía óptica y mediante el uso de fraccionamientos por filtraciones.

6.2 Análisis de las muestras

2 ml de cada muestra, depositados en tubos de polietileno Falcon 12 x 75, eran colocados en la toma de muestras del equipo. Cada muestra fue analizada mediante dos ajustes diferentes de los amplificadores con la finalidad de abarcar el mayor rango posible de tamaños de la comunidad fitoplanctónica (tabla XII). Como se ha comentado con anterioridad, las partículas sin o con muy poca fluorescencia de clorofila, FL3, fueron eliminadas mediante el establecimiento de un umbral. En ambos ajustes el tipo de amplificación de la señal fue logarítmico.

Tabla XII. Nivel de amplificación exponencial (FSC), ganancia de los sensores SSC, FL1, FL2, FL3 y valores de los umbrales en (mV) aplicados en las dos adquisiciones.

| Variable | Primera adquisición | Segunda adquisición |
|--------------------------|---------------------|---------------------|
| Dispersión frontal (FSC) | E00 | E01 |
| Dispersión lateral (SSC) | 271 | 402 |
| Fluorescencia 1 (FL1) | 450 | 450 |
| Fluorescencia 2 (FL2) | 450 | 555 |
| Fluorescencia 3 (FL3) | 300 | 651 |
| Umbral (en FL3) | 1 | 330 |

La toma de muestra finalizaba una vez transcurridos 180" para la primera adquisición, lo cual suponía un volumen de unos 400 μ l de muestra, y 60" para la segunda, esto es un volumen de 134 μ l. En ambos casos se estableció un umbral de recuento (50000 partículas) que automáticamente cortaba el registro de datos. Como fluido envolvente se utilizó una solución salina de CINA al 10 ‰.

Los datos adquiridos por el programa CELLQuest fueron analizados por un segundo programa, ATRACTOR, que permite la segregación de grupos de puntos ("clusters") sobre diagramas biparamétricos para la identificación de diferentes grupos ataxonómicos en función del tamaño (FSC), rugosidad (SSC), y composición pigmentaria (FL2 y FL3). Los grupos que se distinguieron para ambas lagunas aparecen reflejados en la Figura 45 .

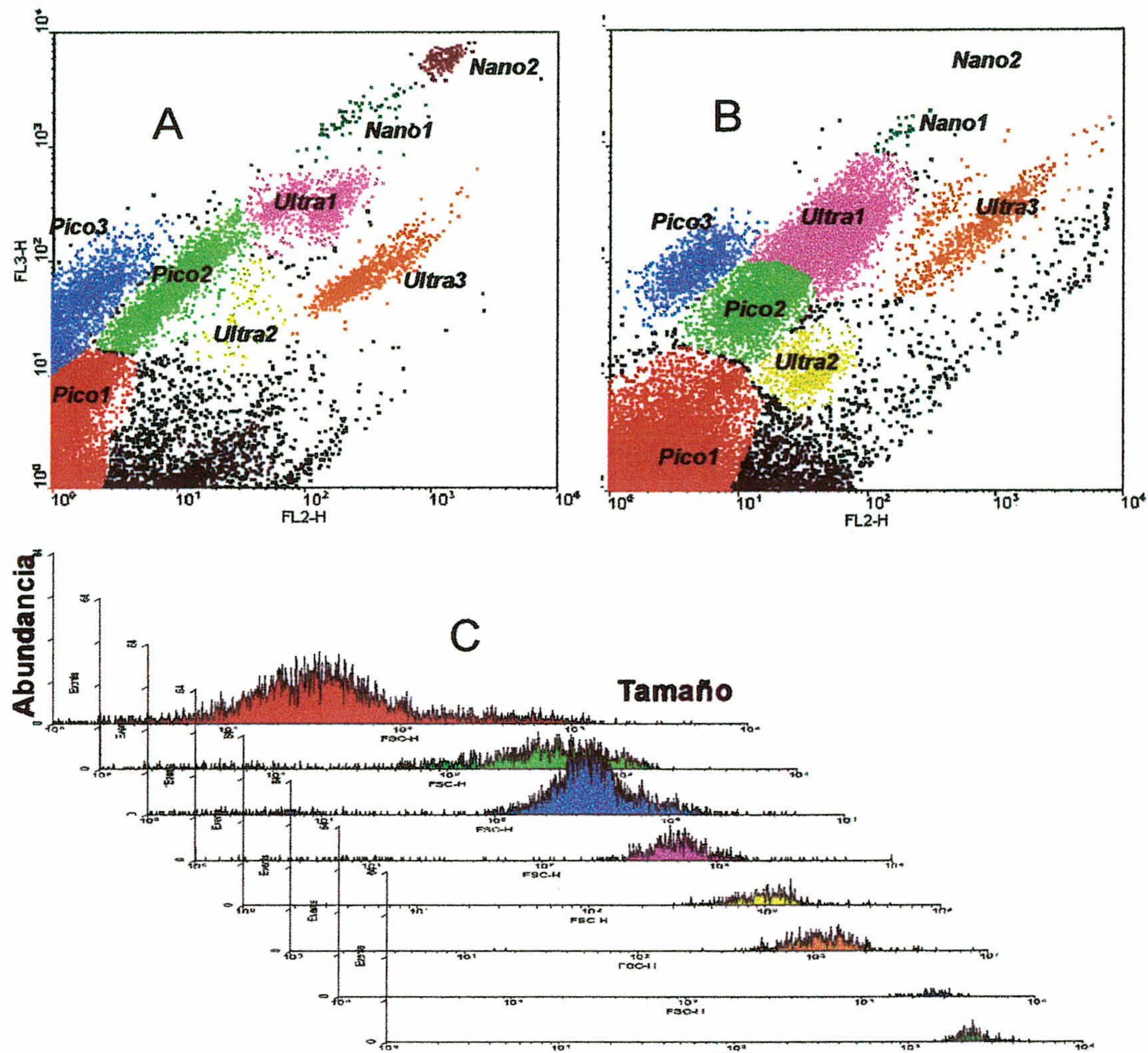


Figura 45. Plot de citometría de flujo donde se señalan los grupos más relevantes identificados para cada laguna (A Nueva y B Honda) así como la distribución de tamaños de dichos grupos (c).

“Picoplancton”

Están representados por células con bajas señales de fluorescencia roja y baja dispersión de luz. Están constituidos por los grupos identificados como “pico1”, “pico2” y “pico3” en la Figura 45

“Ultraplankton”

Poblaciones constituidas por células con valores intermedios en las señales de fluorescencia roja y dispersión de luz. Este grupo está compuesto de las nubes de puntos identificadas como “ultra1”, “ultra2” y “ultra3”. Estos grupos están discriminados entre sí por la presencia de ficoeritrina, que es un pigmento característico de las criptofitas. De esta manera los grupos “ultra2” y “ultra3” corresponden probablemente a especies de este grupo.

“Nanoplancton”

Este grupo está representado por las células eucariotas fotosintéticas de mayor tamaño analizables mediante la citometría de flujo convencional. Lo hemos subdividido en los tipos “nano1” y “nano2”.

El resultado del análisis se resume en una hoja de cálculo que recoge, para cada grupo definido, la abundancia y los valores estadísticos fundamentales de cada una de las variables, FSC, SSC, FL1, FL2 y FL3, con una resolución máxima de 1024 canales por variable.

6.3 Fraccionamiento de la comunidad

Con la finalidad de poder caracterizar y separar de manera más precisa el fitoplancton de las lagunas Honda y Nueva se procedió a filtrar réplicas de muestras por mallas de 3 μm y 12 μm antes de ser analizadas por citometría de flujo. Adicionalmente (en estos casos) se procedió a la determinación de la clorofila total y fraccionada, siguiendo el método descrito en el capítulo anterior, con el fin de obtener un patrón de referencia de la estructura de la comunidad fitoplanctónica.

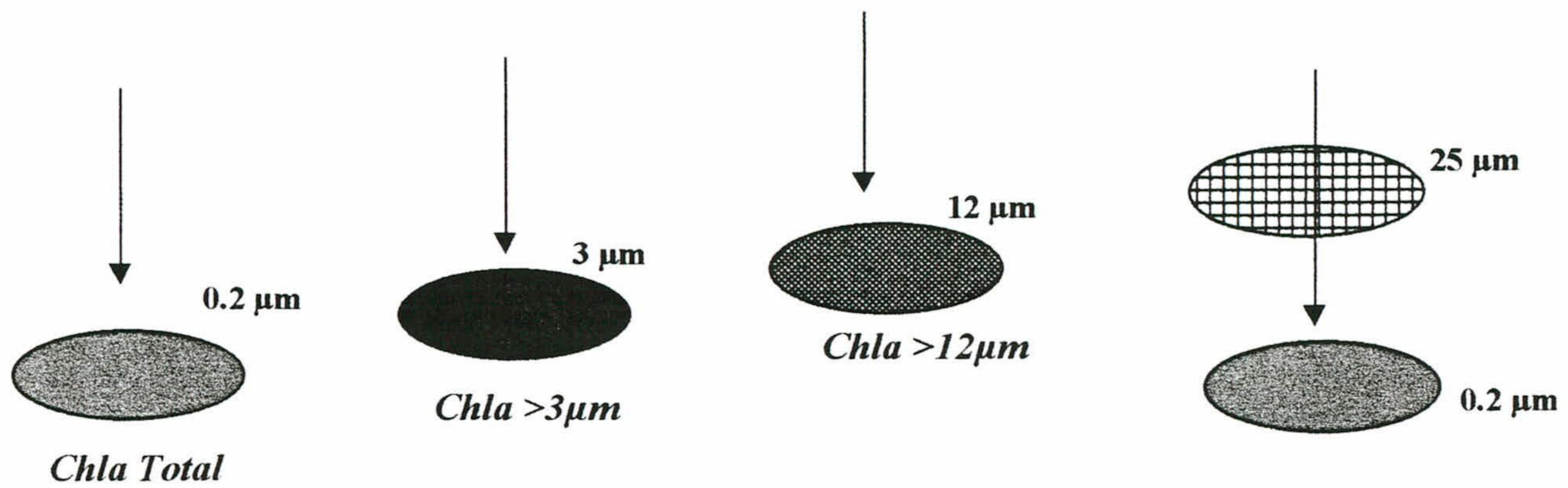
Para el fraccionamiento de la clorofila se uso una red de nylon de 25 μm de tamaño de poro y filtros Nuclepore de policarbonato de 12, 3 y 0.2 μm de poro y 47 mm de diámetro.

El uso de filtros de 3 μm de poro es muy efectivo para separar la fracción picoplanctónica (Li, 1986), y la elección de 12 μm se ha mostrado efectiva para el fraccionamiento del ultraplancton, categoría que responde a un comportamiento funcional más homogéneo que las clásicas divisiones pico/nano/micro de Sieburth et al (1978). Finalmente, la malla de 25 μm permite una separación entre el fitoplancton de red (microplancton) y el ultraplancton.

Las concentraciones de clorofila se calcularon por diferencias entre el total y las fraccionadas. Así la fracción recogida en el filtro de 0.2 μm se consideró como clorofila a total, la comprendida entre 0.2 y 3 μm se calculó por la diferencia entre la clorofila total y la medida en el filtro de 3 μm . La fracción entre 3 y 12 μm por la diferencia entre ambos filtros, y la fracción mayor de 25 μm se calculó restando a la clorofila total la clorofila contenida en una muestra filtrada por 25 μm . Por último la diferencia de la

suma de las fracciones de 0.2-3, 3-12 y >25 μm y clorofila total nos permite calcular la fracción comprendida entre 12 y 25 μm (Figura 46).

Los volúmenes filtrados para las diferentes fracciones fueron de 50 ml para el filtro de 0.2 μm y 20 ml para los filtros de 12 y 3 μm . Se aplicaron presiones de 100 mm Hg en los filtros de 0.2 μm y 50 mm Hg en los de 3 μm , mientras que en los de 25 y 12 μm se filtró por gravedad. La filtración se efectuó con bomba manual de presión, evitando así una apertura rápida de la válvula que pudiera arrastrar a las células a través del filtro (Brock, 1983).



$$\text{Chla } 0.2-3 \mu\text{m} = \text{Chla Total} - \text{Chla } 3\mu\text{m}$$

$$\text{Chla } 3-12 \mu\text{m} = \text{Chla } 3 \mu\text{m} - \text{Chla } 12\mu\text{m}$$

$$\text{Chla } 12-25 \mu\text{m} = \text{Chla Total} - (\text{Chla } 0.2-3 + 3-12 \mu\text{m} + \text{Chla } >25\mu\text{m})$$

$$\text{Chla } >25 \mu\text{m} = \text{Chla Total} - \text{Chla } 0.2-25$$

Figura 46. Esquema del proceso de fraccionamiento de las clorofilas y de las operaciones realizadas para el cálculo de las diferentes concentraciones.

RESULTADOS Y DISCUSION

7. RESULTADOS Y DISCUSION

7.1 Identificación de fracciones de tamaños

Con objeto de caracterizar mejor el tamaño de las poblaciones identificadas en el análisis por citometría de flujo, una serie de réplicas procedentes de ambas lagunas fueron filtradas por mallas de 12 y 3 μm y procesadas paralelamente a las muestras sin tratar.

Del análisis de las nubes de punto que aparecen en los citogramas se obtiene el porcentaje de células que quedaban retenidas en los diferentes filtros (Tabla XIII) y nos permite ya identificar y adscribir a categorías discretas de tamaños las poblaciones que aparecen en este tipo de análisis.

Tabla XIII. Porcentaje de células retenidas en los diferentes filtros.

| NUEVA | | | | | |
|--------------|-------------------|------------------|-----------|-------------------|------------------|
| INVIERNO | >12 μm | >3 μm | PRIMAVERA | >12 μm | >3 μm |
| PICO1 | | | PICO1 | | |
| PICO2 | 43 | 100 | PICO2 | 26 | 83 |
| ULTRA1 | 72 | 100 | ULTRA1 | 38 | 99 |
| ULTRA3 | 96 | 100 | ULTRA3 | 64 | 99 |
| NANO1 | 100 | | NANO1 | 100 | |
| NANO2 | 100 | | NANO2 | 100 | |
| HONDA | | | | | |
| INVIERNO | >12 μm | >3 μm | PRIMAVERA | >12 μm | >3 μm |
| PICO1 | | | PICO1 | | 14 |
| PICO2 | 8 | 51 | PICO2 | | 14 |
| ULTRA1 | 54 | 100 | ULTRA1 | 5 | 99 |
| ULTRA3 | 97.5 | 100 | ULTRA3 | 21 | 99 |
| NANO1 | 100 | | NANO1 | 100 | |
| NANO2 | 100 | | NANO2 | 100 | |

Tomando como criterio el asignar la pertenencia a una categoría cuando la población queda representada por más del 50% de las células que existen en la muestra sin fraccionar, los grupos quedarían englobados en las siguientes categorías:

Pico1.....<3 μm

Pico2..... <3 μm

Pico3..... No aparece en las muestras que se fraccionaron

Ultra1..... 3-12

Ultra2.....No aparece en las muestras que se fraccionaron

Ultra3..... 3-12

Nano1..... >12 μm

Nano2..... >12 μm

7.2 Comparación entre lagunas

En las Figuras 47 a 50 se representan los citogramas de todas las filtraciones realizadas en muestras de los meses de febrero y mayo para ambas lagunas.

La diferencia más importante encontrada entre una y otra laguna se aprecia en las poblaciones que hemos denominado "pico1" y "pico2". En la laguna Honda la filtración por 12 y 3 μm apenas afecta a la reducción de la abundancia de estas dos poblaciones, mientras que en la laguna Nueva estos grupos sí que presentaron importantes descensos.

En cambio, a nivel de las poblaciones de mayor fluorescencia y dispersión de luz no hubo diferencias entre ambas lagunas, y como era de esperar se apreciaron drásticas reducciones después de cada filtración. El caso más extremo es la absoluta desaparición de los grupos "nano1" y "nano2" tras el paso por el filtro de 12 μm .

En lo que se refiere a los grupos intermedios, este comportamiento fue variable a lo largo del ciclo estacional y desigual entre lagunas. A continuación se describe de forma más pormenorizada los patrones de las diferentes filtraciones.

7.2.1 Laguna Nueva

En la muestra de invierno de la laguna Nueva, tras el filtrado por 12 μm (Figura 47) se aprecia una reducción del 43% del "pico2", del 72% del "ultra1" y del 96% en el denominado "ultra3".

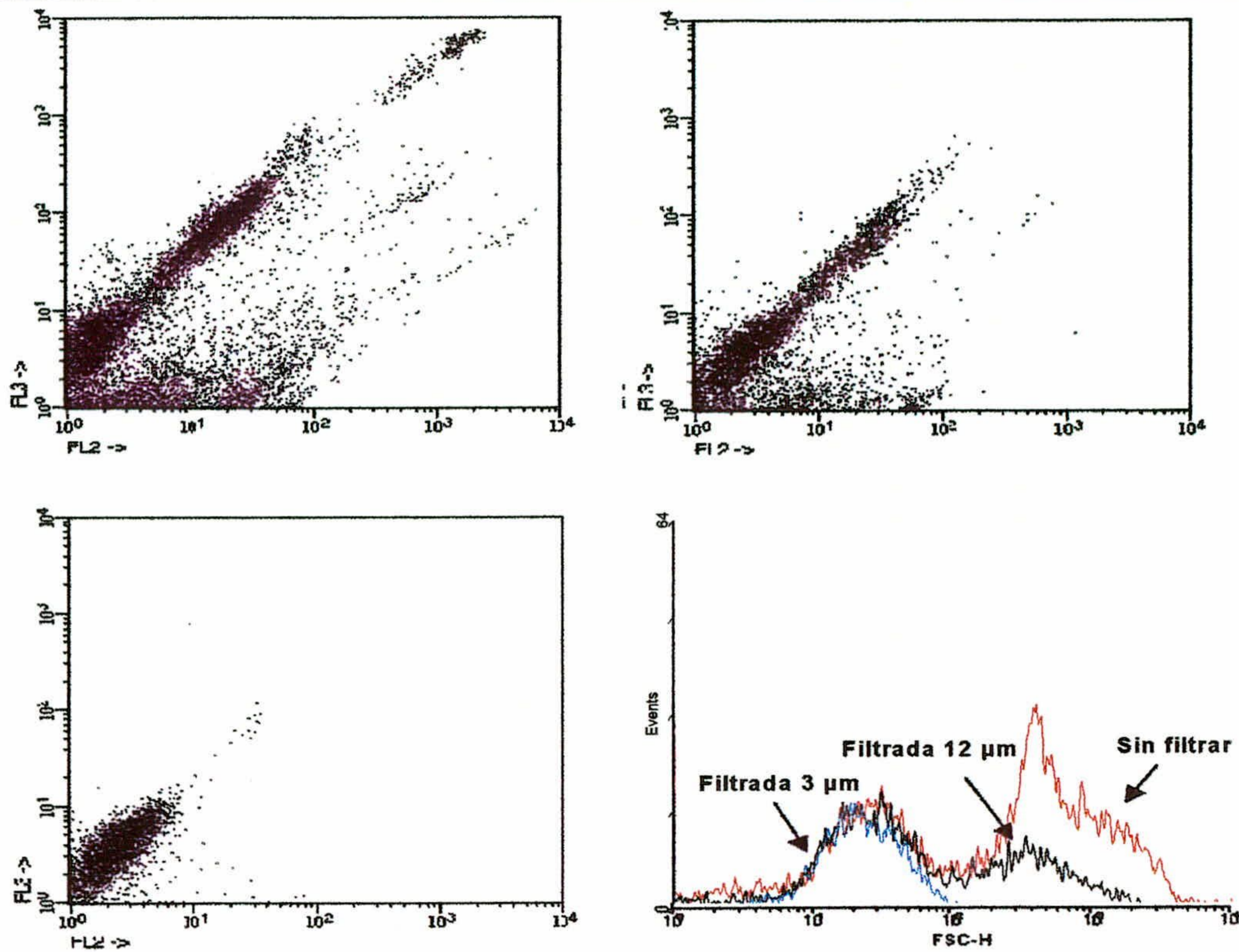


Figura 47. Citogramas representativos del fraccionamiento de las muestras de invierno de la laguna Nueva

En la filtración por 3 μm desaparecen por completo todas las nubes de puntos salvo la denominada “pico1”, que apenas sufre merma.

En la muestra de primavera llama la atención la reducción del rango de variación de la señal de FSC (Figura 48), lo que se pone de manifiesto en la menor retención de todas las poblaciones celulares en el filtrado por la malla de 12 μm . Así tenemos que la reducción del “pico2” es del 26%, del “ultra1” es del 38% y finalmente del “ultra3” es del 64%. Valores muy inferiores a las reducciones registradas en la muestra de invierno.

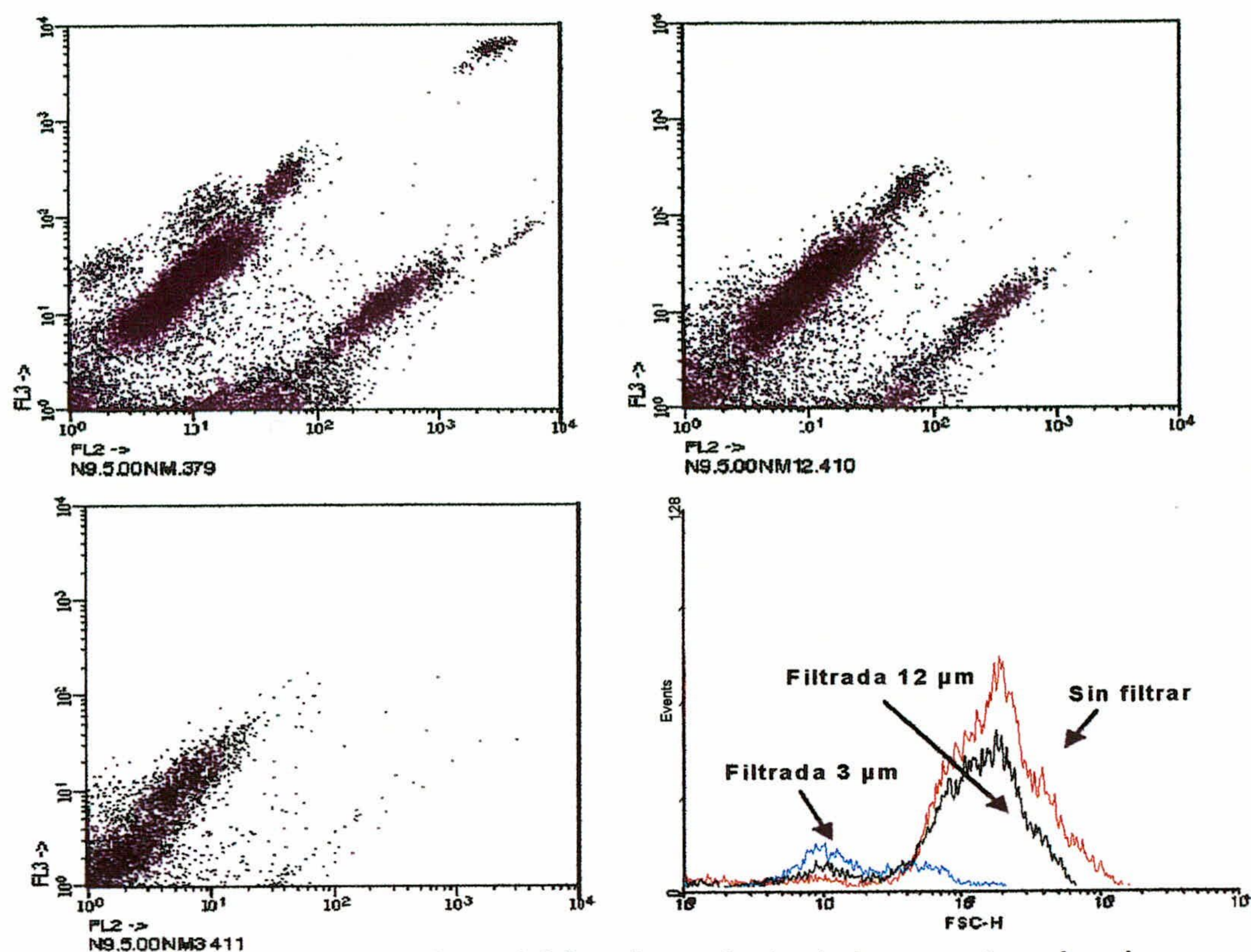


Figura 48. Citogramas representativos del fraccionamiento de las muestras de primavera de la laguna Nueva

7.2.2 Laguna Honda

En cuanto a la laguna Honda, es notable la diferencia en la estructura de los citogramas con respecto a los de la laguna Nueva (Figuras 49 y 50). Por un lado, en la Honda los representantes de las fracciones “nano1” y “nano2” son escasos y por otro, tal como se ha comentado previamente, las filtraciones por 12 y 3 μm no tienen efecto sobre las densidades del “pico1” y del “pico2”. No obstante, al igual que ocurría en la otra laguna, los grupos intermedios, “ultra1” y “ultra3”, presentan características muy diferentes en la muestra de invierno y de primavera. Así en el primer caso, muestra invernal, la reducción del “ultra1” fue de un 54% y la del “ultra3” de un 97%. En primavera, en cambio, las reducciones fueron del 5 y del 21% respectivamente (ver Tabla XIII).

Esta reducción de tamaños de las poblaciones de la zona central de los citogramas entre invierno y primavera es sugerente y será tratado con más profundidad en el siguiente capítulo de la presente memoria.

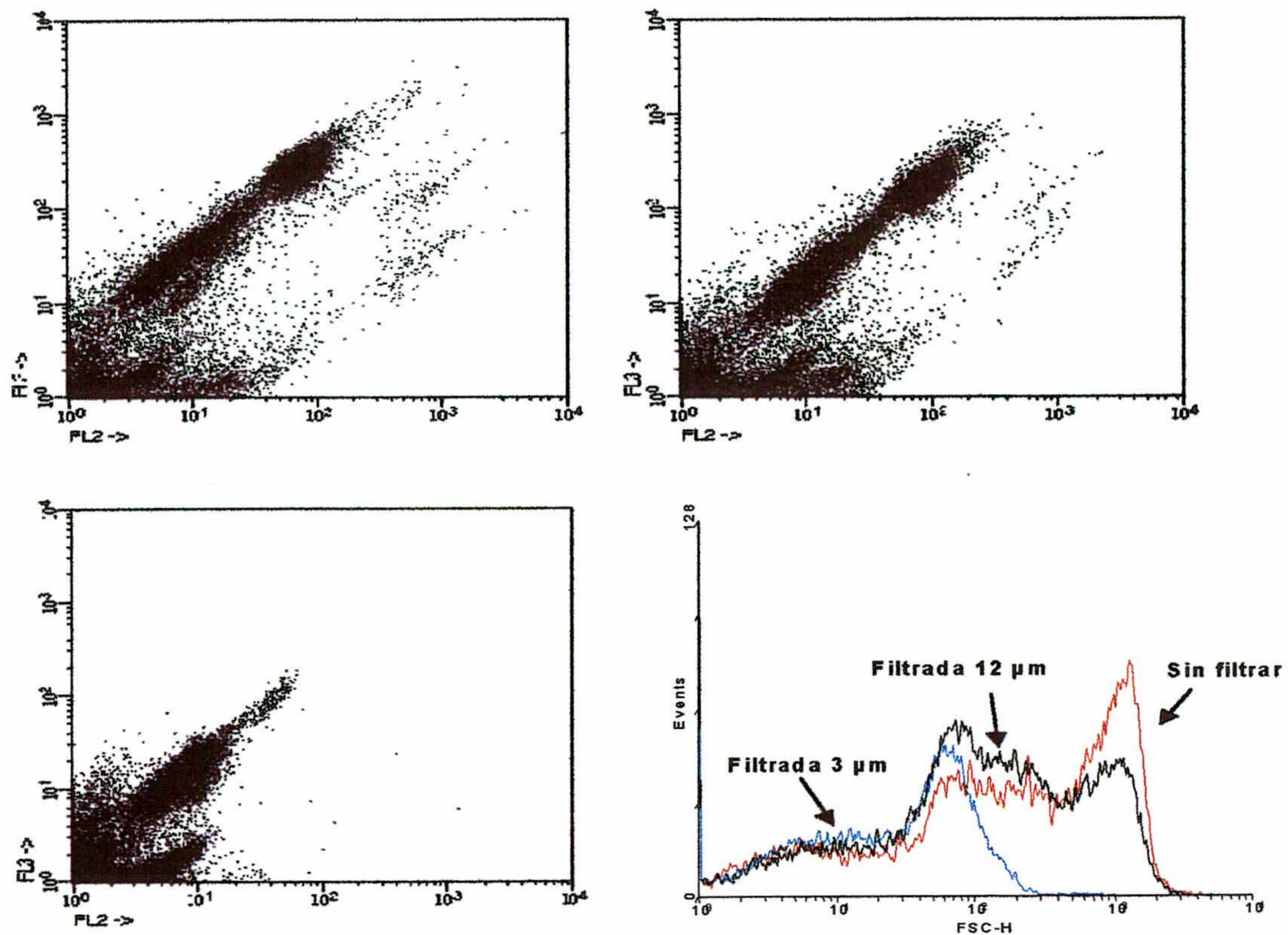


Figura 49. Citogramas representativos del fraccionamiento de las muestras de invierno de la laguna Honda

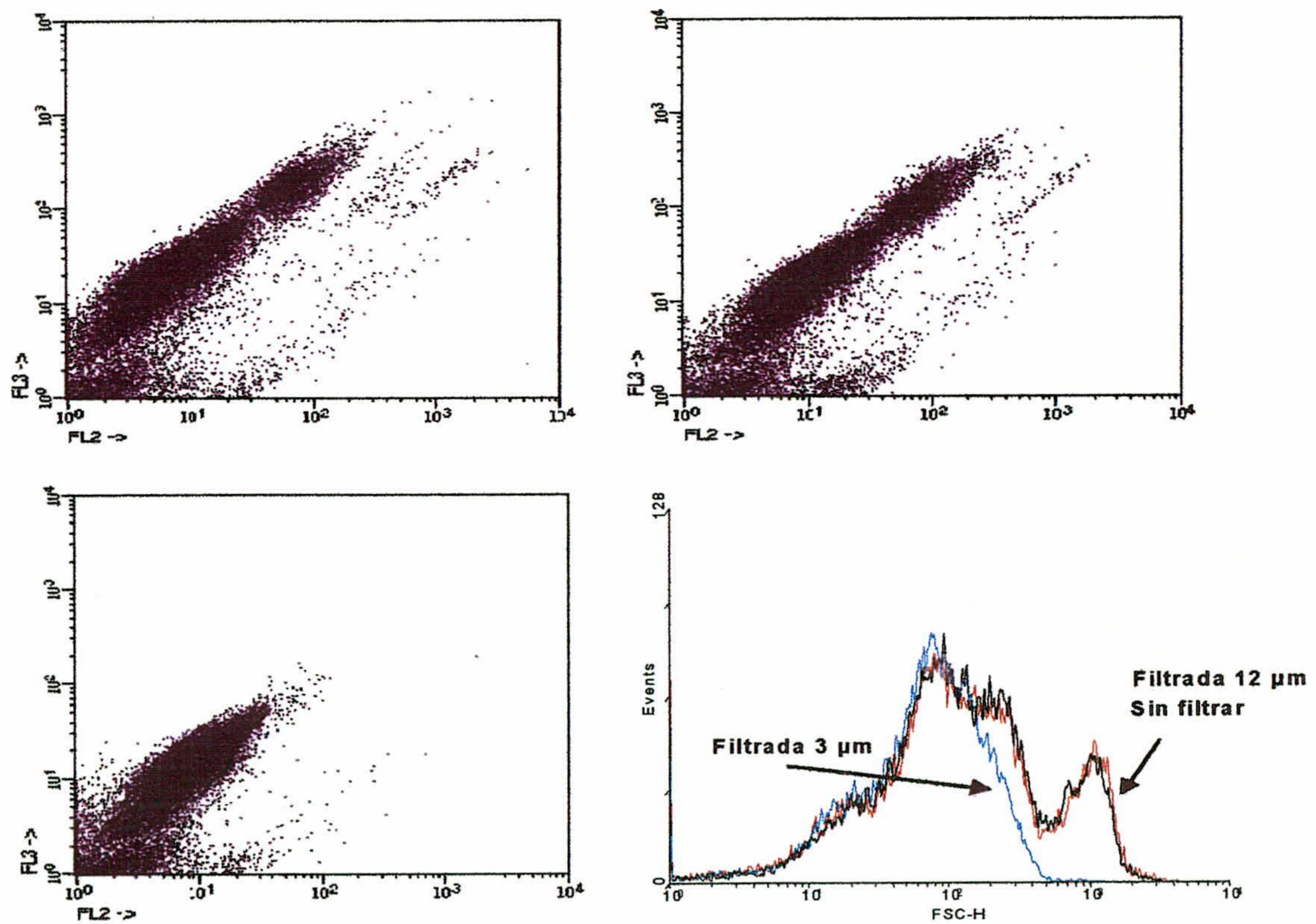


Figura 50. Citogramas representativos del fraccionamiento de las muestras de primavera de la laguna Honda

7.3 Dinámica estacional de los principales grupos identificados por citometría de flujo

A lo largo del período de estudio (Junio de 1999 a Junio de 2000) se apreciaron diferencias muy significativas en la estructura y dinámica de las poblaciones fitoplanctónicas de las dos lagunas que componen esta Albufera.

El análisis con citometría de flujo ha permitido una rápida caracterización de las mismas y ha puesto de manifiesto la existencia de proliferaciones fitoplanctónicas que se desarrollan y desaparecen en cortos períodos de tiempos (Figura 51).

Es de destacar la gran diferencia de densidades celulares que se apreciaron en una y otra laguna, con valores muy superiores, prácticamente un orden de magnitud, en la laguna Honda. Estas diferencias fueron más destacables en los grupos de menor tamaño ("pico1", "pico2", "pico3" y "ultra1"); mientras que, por el contrario, los de mayor tamaño estuvieron representados por unas densidades similares ("nano1") o incluso superior ("nano2") en la laguna Nueva.

En segundo lugar, hay que mencionar el diferente patrón estacional que presentan los "mismos" grupos en una y otra laguna. A continuación se describen los aspectos más relevantes de la dinámica de estos grupos.

"Pico1"

En la laguna Honda, el grupo denominado "pico1" presenta un claro máximo en primavera, con abundancias superiores a 4×10^5 cels/ml, siendo el resto del año relativamente constante con valores en torno a las 2×10^4 cels/ml.

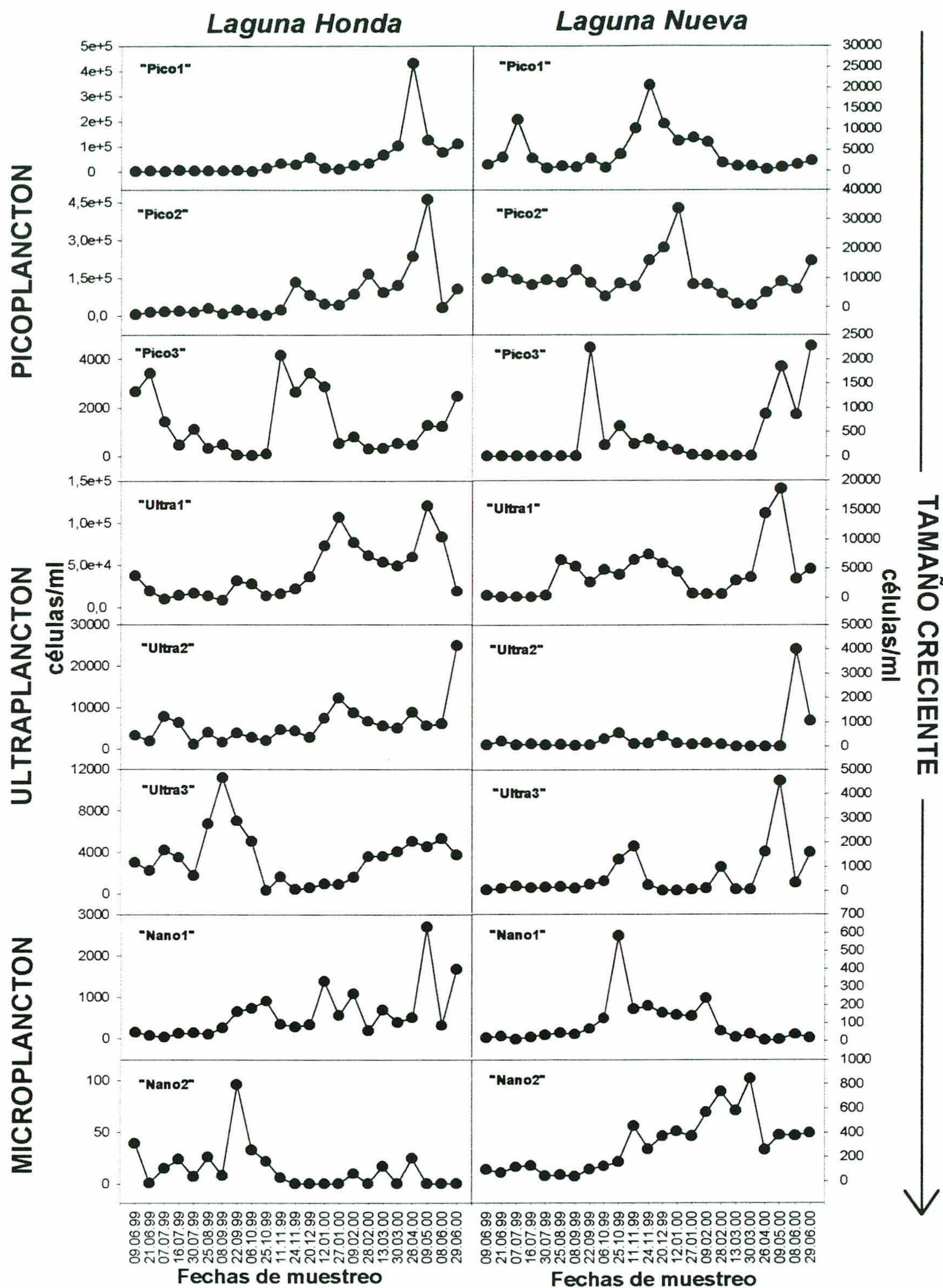


Figura 51. Variación temporal de la abundancia promedio de los diferentes grupos ataxonómicos identificados en las lagunas de la Albufera de Adra durante el período de estudio.

En cambio, en la Nueva encontramos dos picos, uno en verano y otro en otoño, con abundancias cercanas a las 2×10^4 cels/ml, manteniéndose el resto del año en valores en torno a las 2×10^3 cels/ml, justamente un orden de magnitud inferior a lo que podríamos llamar “línea de base” de la laguna Honda. Comparado con un sistema marino relativamente próximo, zona del Mar de Alborán, los máximos de la laguna Nueva están en un nivel similar a los valores más bajos encontrados por Rodríguez et al (1995, 1998) y por Reul (com. personal).

Las máximas abundancias encontradas en la laguna Honda fueron del mismo orden que los valores encontrados en la bibliografía para sistemas de agua dulce meso-eutróficos como el lago Constance (Weisse, 1988) y oligo-mesotróficos como los grandes lagos (Sicko-Goad and Stoermer, 1984; Caron *et al.*, 1985; Fahnenstiel *et al.*, 1986) o por numerosos autores (Campbell *et al.* 1994, Partensky *et al.* 1999, Jiménez *et al.*, 1999,) en sistemas oceánicos oligotróficos.

Las características ópticas de lo que hemos denominado “pico1” (Figura 52) no han permitido diferenciar claramente el grupo de procariotas y de pico-eucariotas. Por otra parte, la ausencia de ficoeritrina en las especies más características de *Synechococcus* de agua dulce (Waterbury *et al.*, 1986) dificultan la separación de *Synechococcus* y *Prochlorococcus*, género éste de amplia distribución e importancia en sistemas marinos y aún por descubrir de forma definitiva en sistemas dulceacuícolas (Corzo *et al.*, 1999).

“Pico2”

El siguiente grupo en tamaño es el “pico2” (véase Figura 51). En la laguna Honda, estas poblaciones alcanzan una abundancia máxima de 4×10^5 cels/ml, justamente en primavera , que es similar al valor registrado por el “pico1” 15 días antes. En la laguna Nueva encontramos un máximo invernal, con unas densidades celulares de $3,5 \times 10^4$ cels/ml, del mismo orden que el encontrado para el “pico” de esta laguna un mes antes.

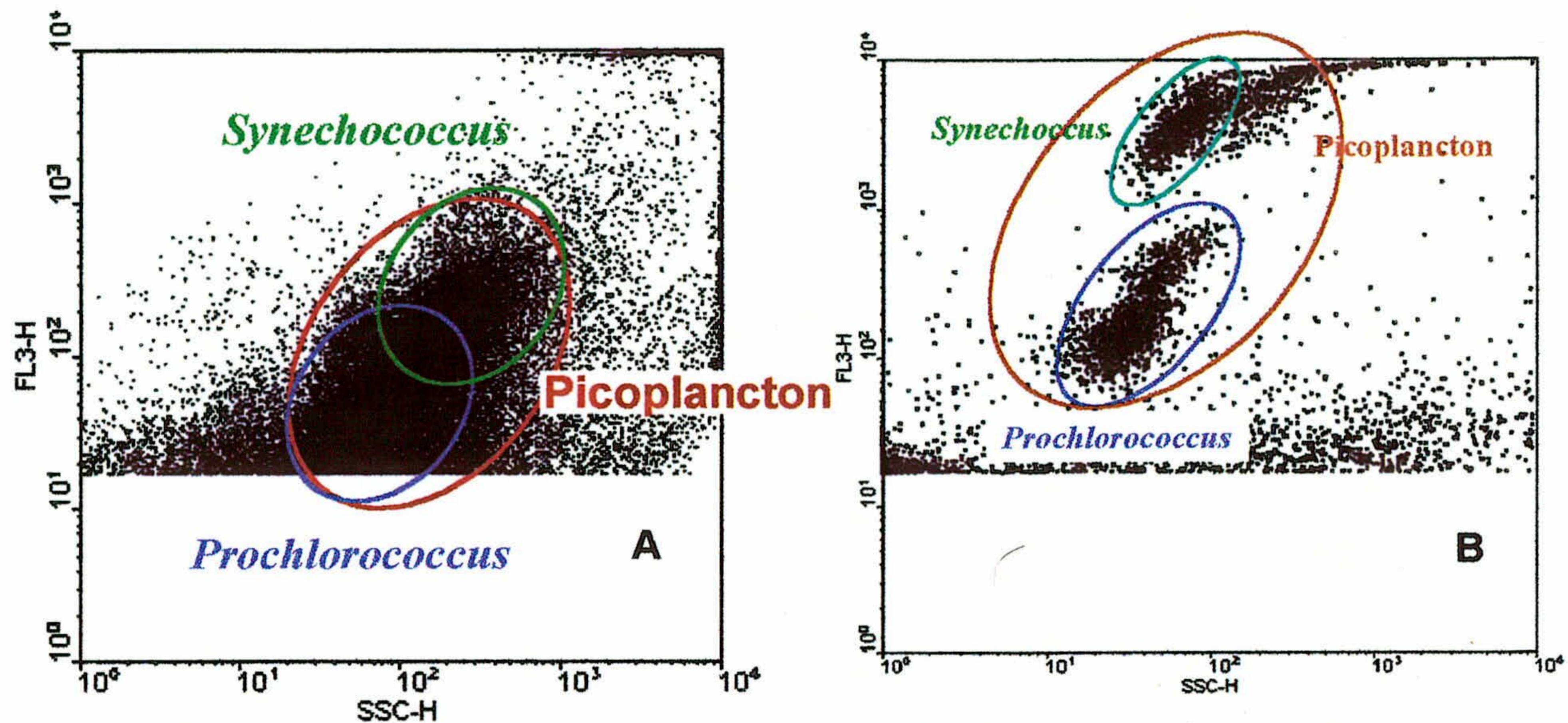


Figura 52. Ejemplo de un citograma tomado con los ajustes típicos del análisis del picoplancton para la muestra de 8/9/99 en la laguna Honda (A). Se puede apreciar una única nube de puntos en la región que ocupan las dos nubes de puntos del picoplancton procariota en sistemas marinos (B) (*Synechococcus* y *Prochlorococcus*, en una muestra de verano de 2000 de aguas de Azores a 75m de profundidad).

Estos resultados están de acuerdo con los datos aportados por Weisse (1993) en su revisión sobre el picoplancton autotrófico de sistemas marinos y dulceacuícolas donde se señala la tendencia a encontrar máximos de picoplancton eucariota en periodos de bajas temperaturas, mientras que en verano la tendencia es hacia la dominancia del picoplancton procariota. Por las propiedades ópticas, baja señal de fluorescencia roja e intermedia de dispersión lateral de luz, la población descrita como "pico2" correspondería a este tipo de células.

"Pico3"

Este grupo presenta tres proliferaciones claras a lo largo del periodo de estudio. Una en verano de 1999, con valores en torno a 3×10^3 cels/ml, otra de mayor extensión temporal en otoño (con valores en torno a las 4000 cels/ml) y finalmente un máximo de menor enjundia a principios de verano del 2000.

En la laguna Nueva este grupo presentó un patrón de variación temporal muy diferente, con periodos de prácticamente ausencia, y con dos máximos muy nítidos: uno a finales de verano de 1999 y otro a comienzos de verano de 2000. En ambos casos no se superan las 2500 cels/ml.

“Ultra1”

Dentro de los grupos que hemos denominado “ultra” este es el de menor tamaño y presento abundancias celulares extremadamente altas, especialmente en la laguna Honda. En esta laguna se apreciaron dos máximos, uno en invierno y otro en primavera, con densidades celulares de $1,1 \times 10^5$ y $1,2 \times 10^5$ cels/ml respectivamente. De manera similar a lo descrito hasta ahora las abundancias de la Honda fueron superiores, un orden de magnitud, a las de la laguna Nueva. En esta última sólo apareció un pico de manera clara a fines de la primavera con aproximadamente 2×10^4 cels/ml.

“Ultra2”

El primer grupo con ficoeritrina, y con un tamaño ligeramente superior al “ultra1” presentó patrones muy similares en ambas lagunas, con un único pico situado a principios del verano de 2000. No obstante fue prácticamente un orden de magnitud mayor en la laguna Honda que en la Nueva, $2,5 \times 10^4$ y 4×10^3 cels/ml respectivamente.

“Ultra3”

Este grupo caracterizado por su pequeño tamaño y su fluorescencia naranja, presentó una distribución estacional muy diferente entre lagunas. En la laguna Honda las máximas abundancias se registraron en verano de 1999 con valores en torno a $1,2 \times 10^4$ cels/ml mientras que en la laguna Nueva los valores máximos se observaron a finales de la primavera de 2000, alcanzandose las $4,5 \times 10^3$ cels/ml. En general los valores encontrados para este grupo en la Honda son inferiores al “ultra2”, pero no así en la Nueva.

“Nano1” y “Nano2”

Estos grupos corresponden a los de mayor tamaño celular registrados cuantitativamente con esta técnica. Su distribución a lo largo del tiempo es muy diferente en ambas lagunas. El “nano1” en la laguna Honda alcanzó sus máximas densidades a fines de la primavera con valores cercanos a las 3×10^3 cels/ml, mientras que en la laguna Nueva las máximas abundancias se registraron a mediados de otoño y no superaron las 6×10^2 cels/ml.

En cambio, el "nano2", que corresponde a las células de mayor tamaño, fue el único grupo celular que alcanzó las máximas densidades en la laguna Nueva.

En esta laguna el "nano2" fue paulatinamente creciendo desde el verano hasta la primavera, cuando alcanzó los máximos valores (aprox. 9×10^2 cels/ml). En la laguna Honda se apreció un único máximo a finales del verano de 1999, manteniéndose con valores muy bajos durante el resto del periodo estacional.

7.4 Agregación de poblaciones y comparación con la dinámica de la clorofila total y fraccionada

Clásicamente, la descripción del patrón de distribución o de dinámica de las distintas fracciones de tamaños que componen el fitoplancton es realizada mediante el análisis de la clorofila fraccionada. Son varios los problemas asociados con la efectividad del fraccionamiento del fitoplancton, jugando un papel fundamental la calidad y estructura del filtro (Nalewajko & Garside, 1983), tamaño de éste y cantidad de muestra filtrada (Uehlinger & Bloesch, 1989) así como la presión de filtración ejercida (Murphy & Haugen, 1985). No obstante, representa una aproximación válida y un complemento valioso para estas primeras estimaciones de abundancia celular mediante CMF.

El análisis con citometría de flujo constituye una herramienta mucho más flexible que permite agrupar las poblaciones según los criterios que se crean convenientes. Estas agregaciones, si se realizan atendiendo al comportamiento de las nubes de punto tras sucesivas filtraciones (véase material y métodos), pueden rendir resultados interesantes en la comparación directa con la clorofila fraccionada, dado que podemos abrir una ventana a esas "cajas negras" que son los fraccionamientos. No se debe olvidar que con la citometría de flujo se proporcionan datos de fluorescencia roja (de clorofila) de todas y cada una de las células de una muestra.

Si bien con valores absolutos muy diferentes, la variación estacional del contenido en clorofila en ambas lagunas fue similar (Figura 53 y 54), las máximas concentraciones se registraron durante los meses de invierno con

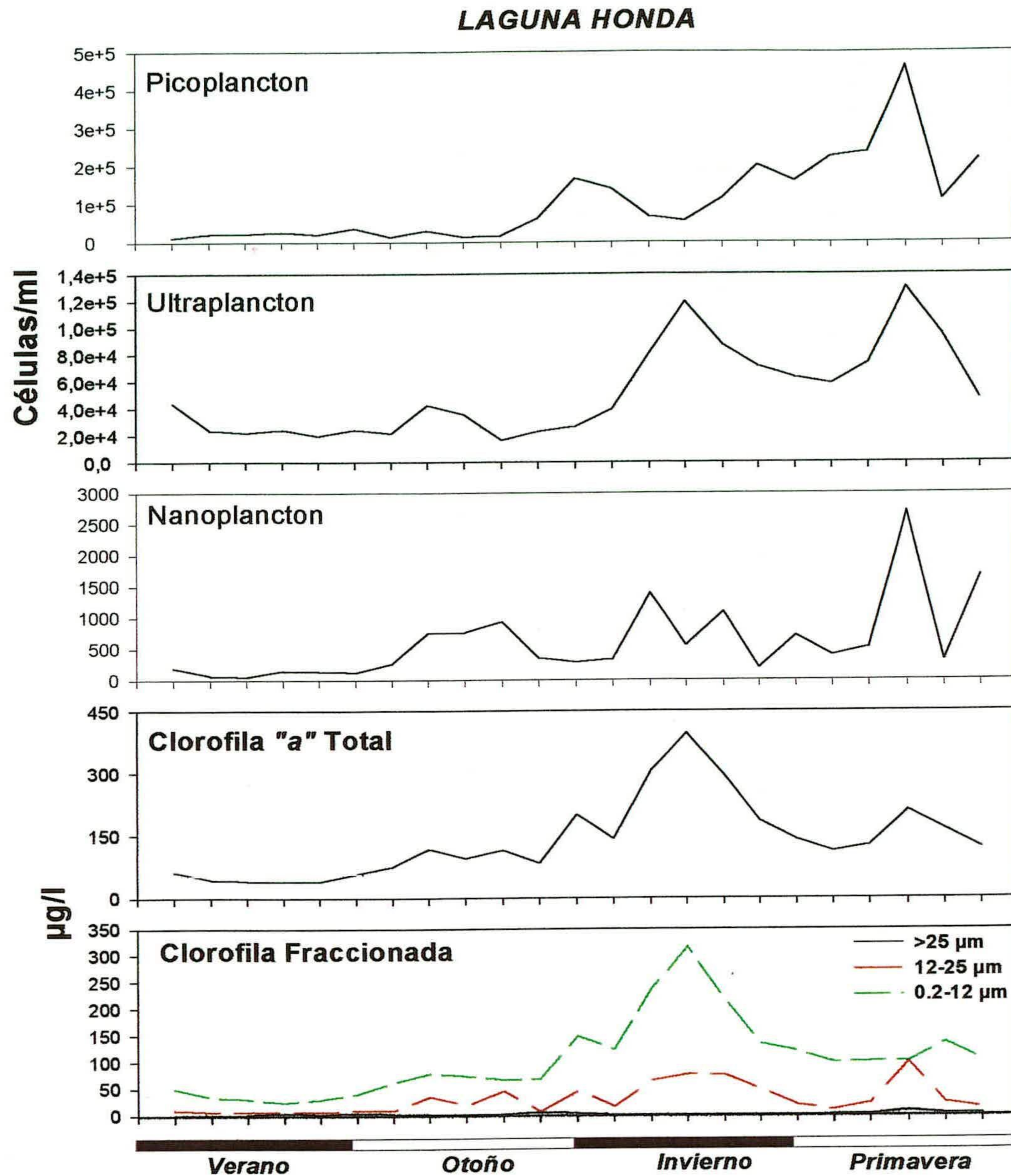


Figura 53. Variación temporal de los valores promedio del picoplancton, ultraplanton, nanoplanton, clorofila total y fraccionada de la laguna Honda durante el período de estudio.

valores de 126 µg/l en la laguna Nueva y de 396 µg/l en la laguna Honda, valores que, como comentáramos en el capítulo I, reflejan un elevado grado de eutrofia en estos sistemas.

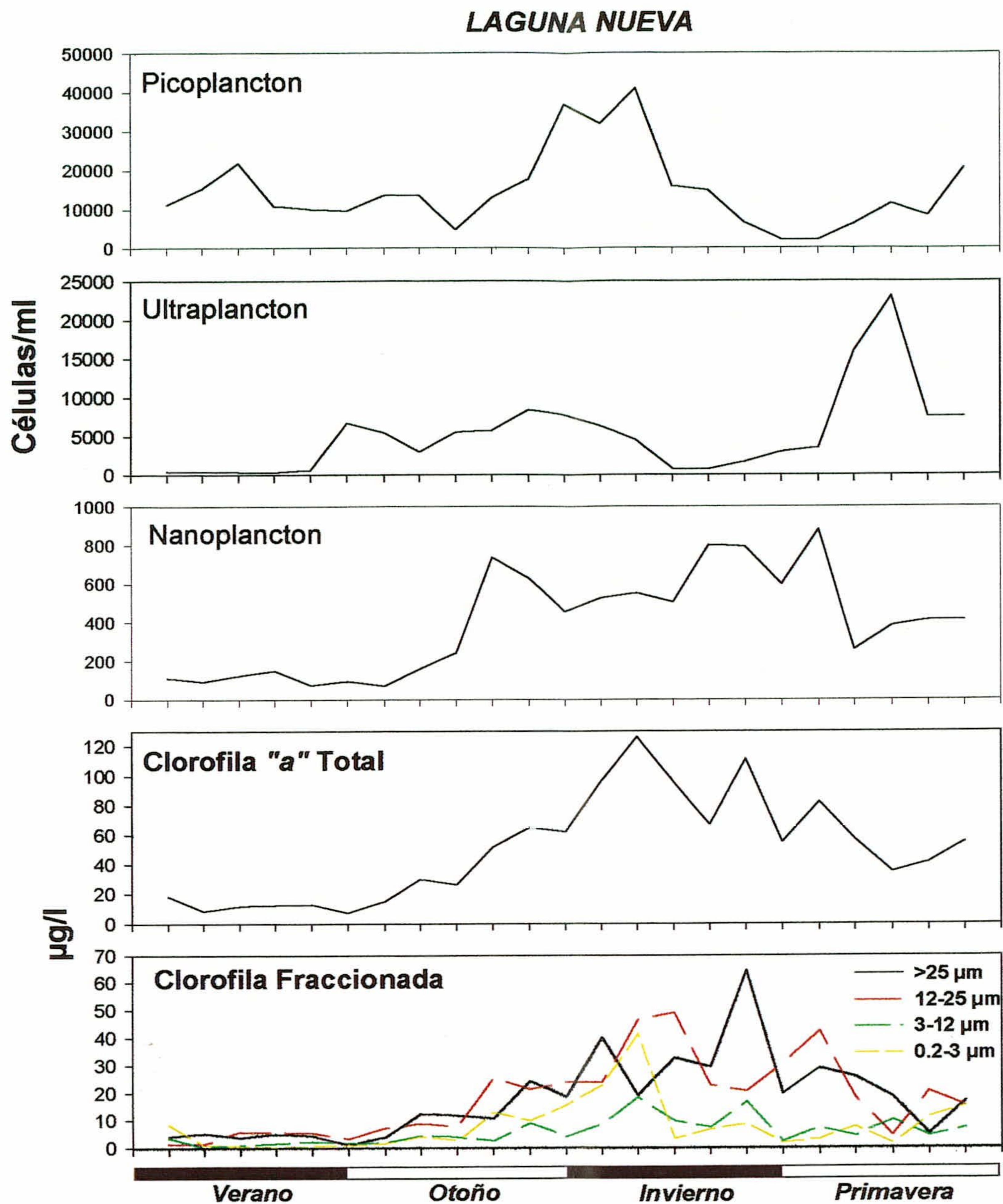


Figura 54. Variación temporal de los valores promedio del picoplancton, ultraplanton, nanoplanton, clorofila total y fraccionada de la laguna Nueva durante el período de estudio

En cambio, la contribución de los diferentes grupos a la biomasa total del sistema fue muy diferente. En este sentido, el patrón en la laguna Nueva es bastante claro y se puede apreciar que es la población denominada nanoplanton (Figura 54) la que explica la evolución de las concentraciones de clorofila a lo largo del período de estudio con valores de correlación de $r = 0,79$ $p < 0,05$. En la laguna Honda, por el contrario, es el fitoplanton de menor tamaño (fundamentalmente el ultraplanton) el que explica el patrón de variación de clorofila del sistema ($r = 0,78$).

El análisis más detallado de las distintas fracciones (de clorofila y de citometría de flujo) pone de manifiesto la gran complejidad de ambos sistemas, llamando nuestra atención el caso particular de la laguna Honda, sistema hipereutrófico dominado por las fracciones pequeñas. En la Figura 53 se puede apreciar como la contribución de la clorofila fraccionada comprendida en el rango 0.2-12 μm explica más del 75% de la clorofila total, en promedio, y se correlaciona aceptablemente con el patrón de variación del ultrapláncton ($r=0.72$). Sin embargo, llama la atención el descenso de la concentración de clorofila en el bloom ultraplánctónico primaveral. La explicación habría que buscarla en el cambio que se produce en las propiedades ópticas de lo que hemos llamado ultrapláncton entre uno y otro periodo (Figura 55). Se aprecia un incremento importante en la señal de fluorescencia roja en la población de invierno, lo cual hace pensar en posibles mecanismos de fotoaclimatación en estas poblaciones.

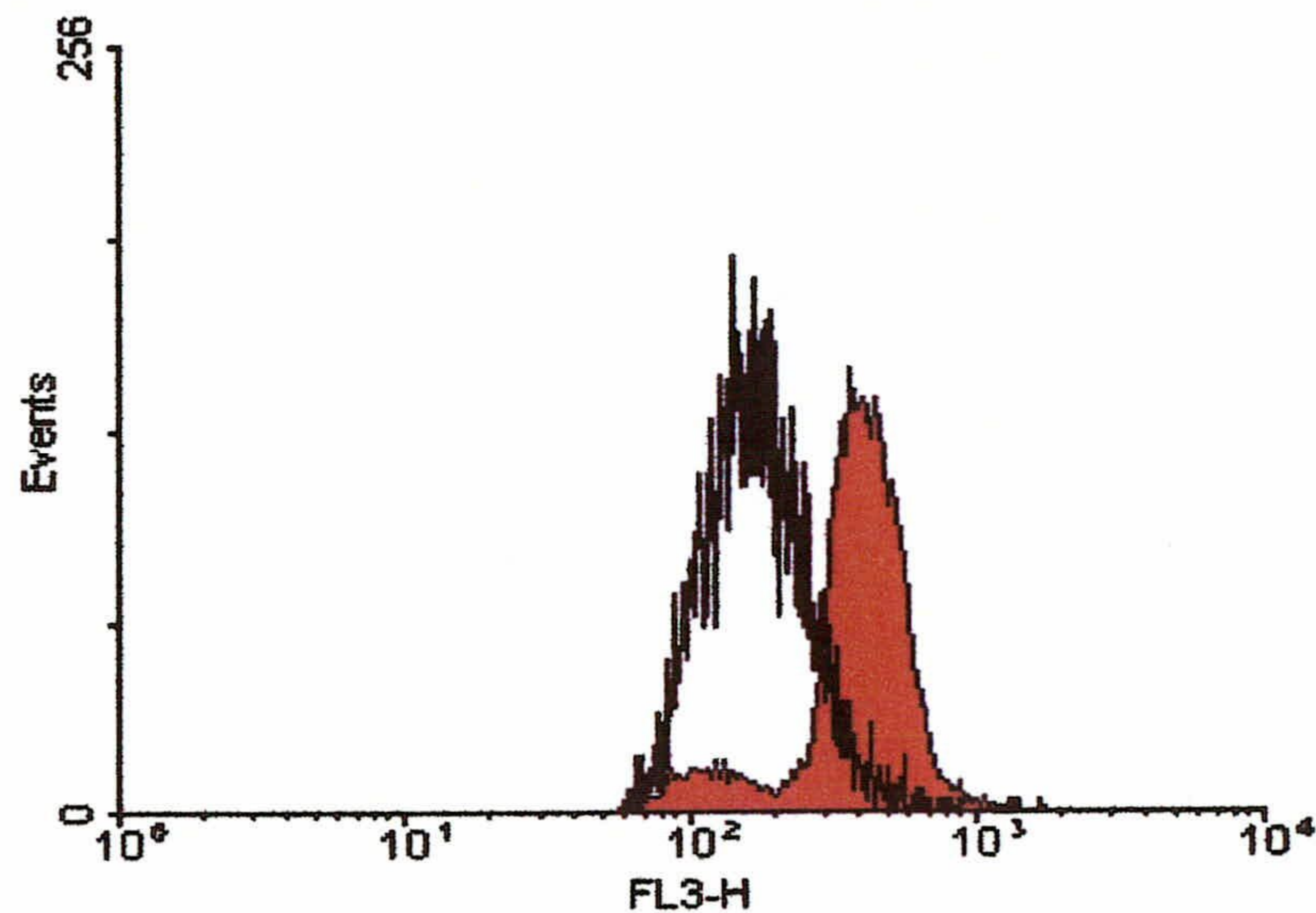


Figura 55. Distribución de frecuencia de la señal de fluorescencia roja (clorofila para el ultrapláncton de la laguna Honda durante el pico de invierno (fondo rojo) y el pico de primavera (silueta negra) del período de estudio.

Comportamientos similares han sido descritos en poblaciones distribuidas a lo largo del gradiente lumínico que se establece en la columna de agua (Li et al., 1993; Bautista and Jiménez-Gómez., 1996)

En la Laguna Nueva (véase Figura 54) el nanopláncton presenta una alta correlación con la fracción de 12-25 μm ($r=0.75$) pero no con el perfil dibujado por la clorofila >25 , lo cual es razonable dadas las limitaciones técnicas del instrumento usado, con una ventana efectiva de medidas comprendida en el rango 0.5-20 μm . Además de estos factores, un fraccionamiento selectivo depende de otras variables como la forma y

flexibilidad de las células, densidad celular (Li, 1986) o irregularidades en el tamaño de poro del filtro (Stockner *et al.* 1989). De hecho, en la laguna Honda ha sido imposible separar las fracciones 0.2-3 y 3-12 μm en los momentos de máxima concentración de clorofila debido a problemas metodológicos, por lo cual se ha optado presentar conjuntamente esas fracciones en este caso.

7.5 Análisis comparado de la dinámica de las especies más representativas y los grupos identificados por citometría de flujo.

Sin duda uno de los problemas más comunes en el análisis de las poblaciones fitoplanctónicas mediante la técnica de citometría de flujo es la de intentar deducir la composición taxonómica de las comunidades estudiadas a partir de los resultados de estos análisis. Es bien sabido que los instrumentos comerciales, estándar, no ofrecen demasiadas posibilidades en este sentido y sólo permiten diferenciar categorías ataxonómicas, funcionales, distinguibles por sus características ópticas (rugosidad, tamaño, densidad, composición pigmentaria, etc.). Equipos especiales, hechos a medida, tales como el Europa o el Cytobuoy (Dubelaar *et al.*, 1989), permitirían en todo caso una mayor discriminación de estos grupos funcionales, pero sin la presencia de un "sorter" capaz de aislar las poblaciones descritas seríamos incapaces de identificar de manera inequívoca la composición específica de tales grupos.

No obstante todo lo expuesto, en el presente estudio se ha dispuesto de una buena oportunidad de correlacionar los análisis hechos por citometría de flujo y por la técnica tradicional de microscopía óptica de una importante colección de muestras procedentes de las dos lagunas costeras objeto de estudio del presente trabajo (ver capítulo I).

En la Figura 56 se muestran los patrones de variación de los grupos taxonómicos que contribuyen de manera más significativa al patrón de variación estacional de la comunidad fitoplanctónica en ambas lagunas.

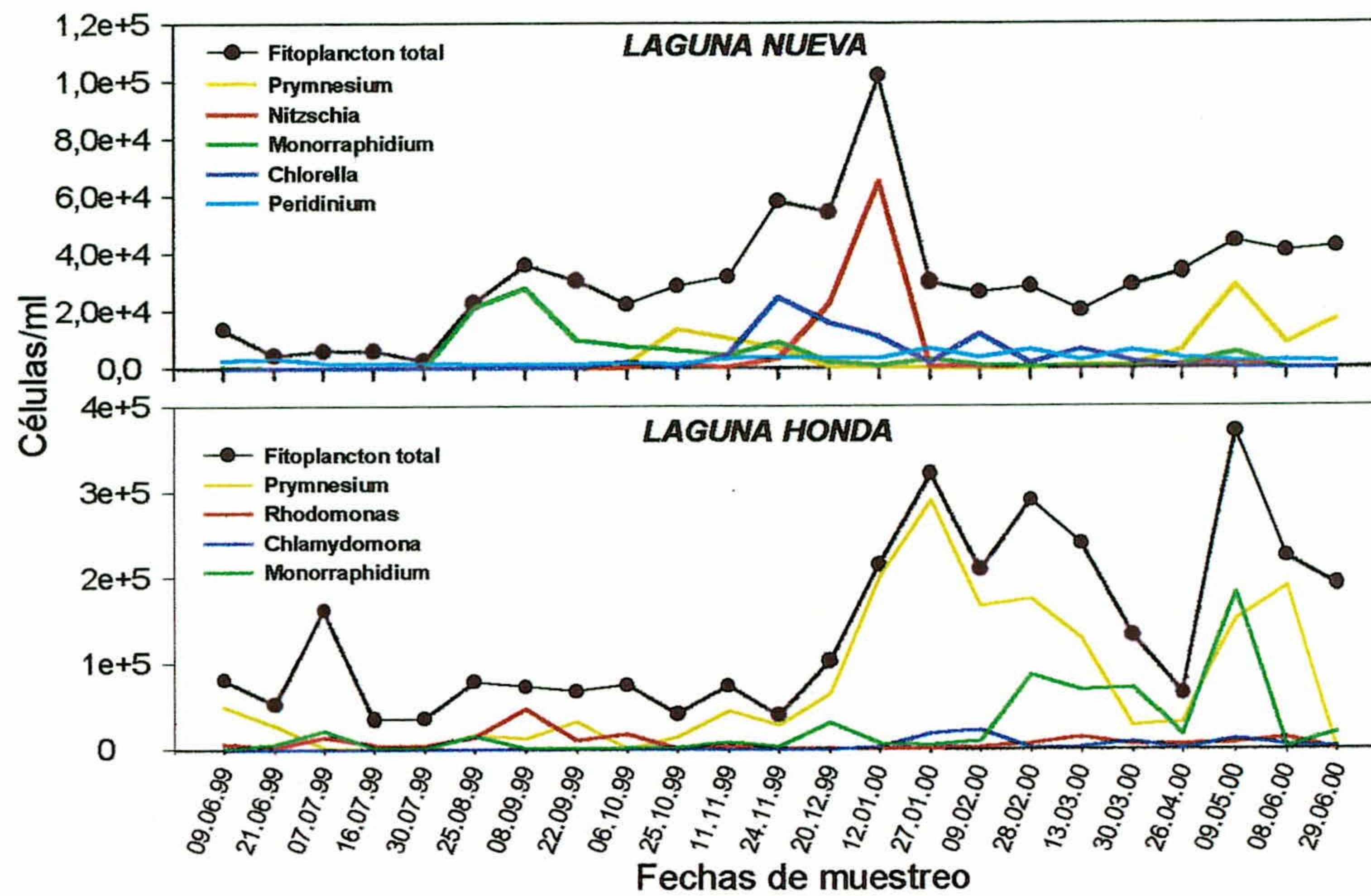


Figura 56. Variación temporal del fitoplancton total y los principales géneros en las lagunas de la Albufera de Adra durante el período de estudio.

En la laguna Nueva se aprecia que sólo en situaciones puntuales hay una dominancia importante de uno o dos grupos. Tal es el caso de *Monorraphidium* a finales de verano, *Nitzschia* a finales de enero y *Prymnesium* en mayo. En cualquier caso, y tal como se explica en el capítulo I de la presente memoria, la diversidad es más alta que en la laguna Honda. A priori, este hecho no favorece la comparación directa con los análisis de citometría de flujo.

En la Figura 57 se aprecia que a pesar de la excelente correlación de la serie de valores correspondientes a la suma total de especies contadas con microscopía y el total de células analizadas con citometría de flujo (Figura 57A; $r=0.78$, $p < 0,05$) es difícil adscribir los grupos de esta última técnica con las especies más dominantes.

No obstante parece evidente que el grupo identificado como “ultra1” se correlaciona con la especie *Prymnesium parvum* (Figura 57B) y que el “pico2” está compuesto de varias especies, de contribución variable a lo largo del ciclo, y que entre ellas están *Monorraphidium sp.*, *Chlorella sp.* y *Nitzschia sp.* (Figura 57C).

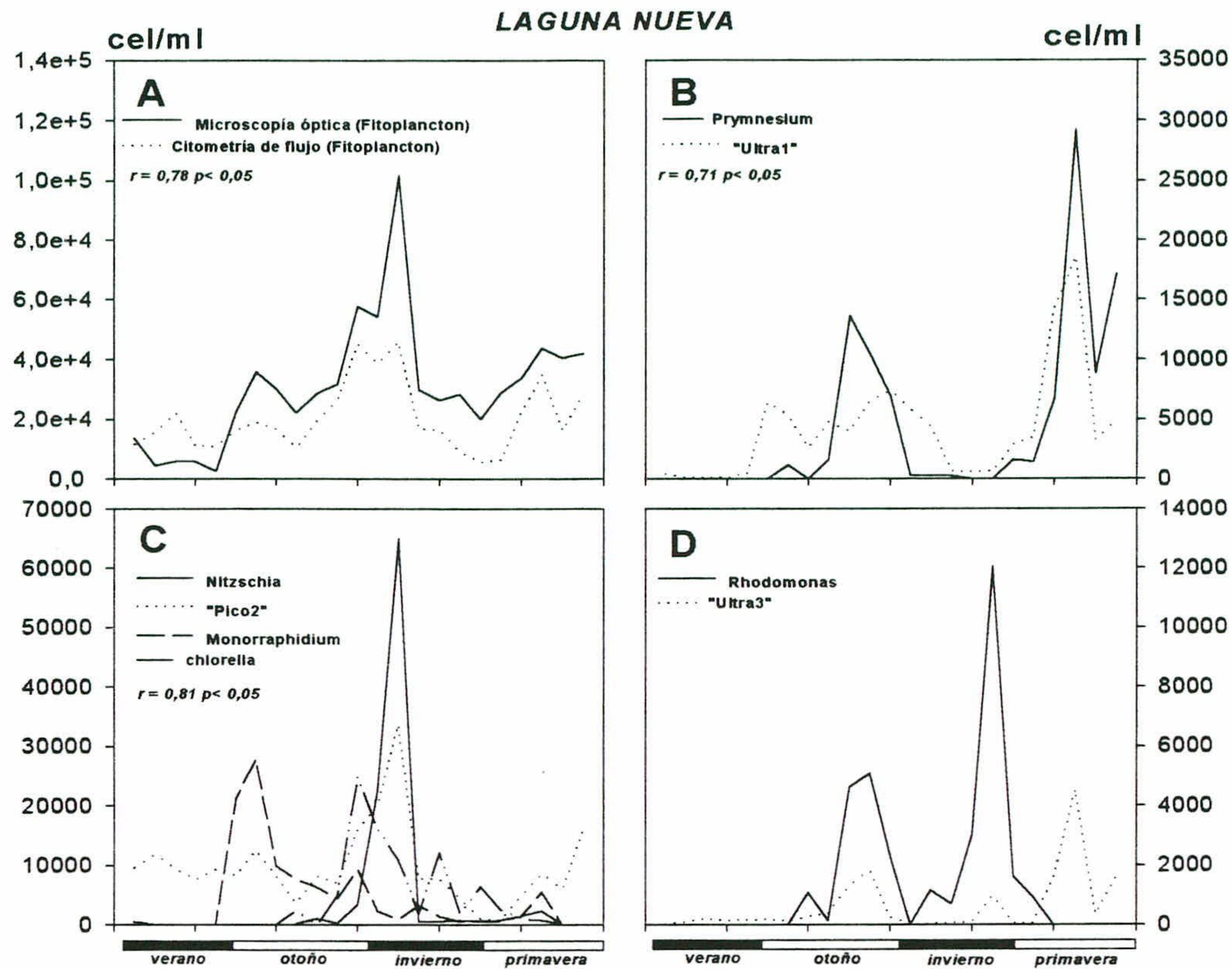


Figura 57. Comparación del total y de las principales especies fitoplanctónicas medidas por citometría de flujo y por microscopía óptica en la laguna Nueva durante el período de estudio.

Se puede apreciar que uno de los grupos más fáciles de asociar con un grupo taxonómico, como es el que hemos llamado "ultra3", no presenta una buena correlación con el patrón de variación de las cryptomonadales identificadas por microscopía (Figura 57D). La presencia de fluorescencia naranja, debida a la ficoeritrina, y su alta señal de dispersión de luz (tamaño) suelen identificarlas inequívocamente.

Finalmente, el patrón de variación de la especie de mayor tamaño descrita (*Peridinium* sp) queda bien explicado por el grupo denominado "nano2" (Figura 58), con alto valor de correlación ($r=0.76$, $n=23$), si bien con unas abundancias absolutas mucho más bajas. Debido probablemente a los límites metodológicos de la técnica de citometría de flujo para células mayores de 20 μm .

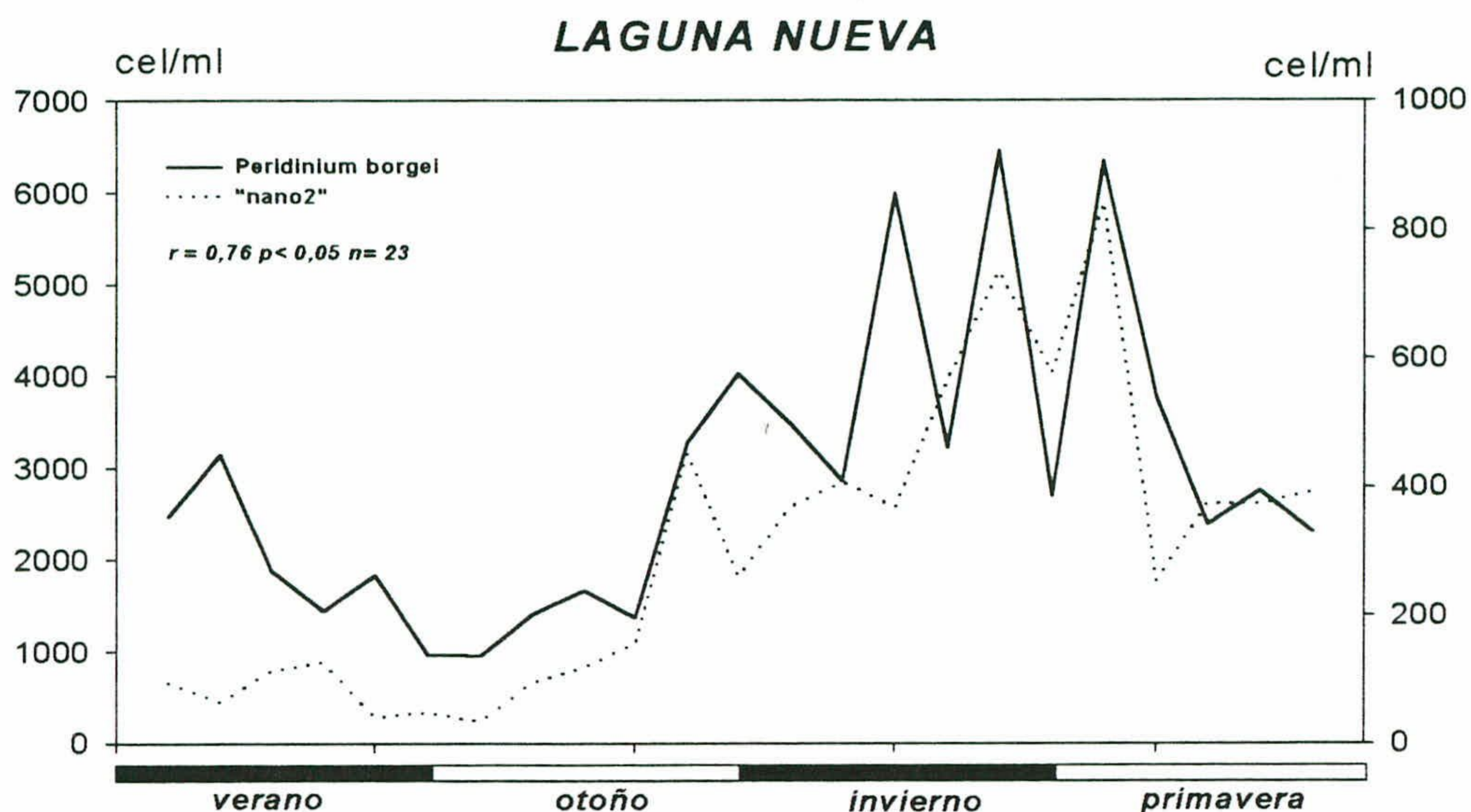


Figura 58. Variación temporal de *Peridinium borgei* (determinado por microscopía óptica) y "nano2" (determinado por citometría de flujo) en la laguna Nueva durante el período de estudio.

En la laguna Honda la situación es algo diferente (Figura 59). La dominancia de unas pocas especies durante prácticamente todo el ciclo estacional queda bien reflejada por los grupos, nubes de puntos, registrados por CMF. *Prymnesium parvum* es sin lugar a dudas la especie dominante en la dinámica estacional del fitoplancton de esta laguna (véase capítulo I) y se correlaciona en buena medida con el grupo "ultra1" (Figura 59B), al igual que ocurría en la laguna Nueva. Pero no sólo esta especie queda bien identificada en los citogramas sino que las siguientes en importancia, *Rhodomonas* y *Monorraphidium*, pueden ser perfectamente adscritas a los grupos denominados "ultra3" y "pico2" (Figuras 59C y D).

En este caso los recuentos de las cryptofitas sí han estado muy bien correlacionados con las abundancias de células poseedoras de fluorescencia naranja en el análisis con CMF.

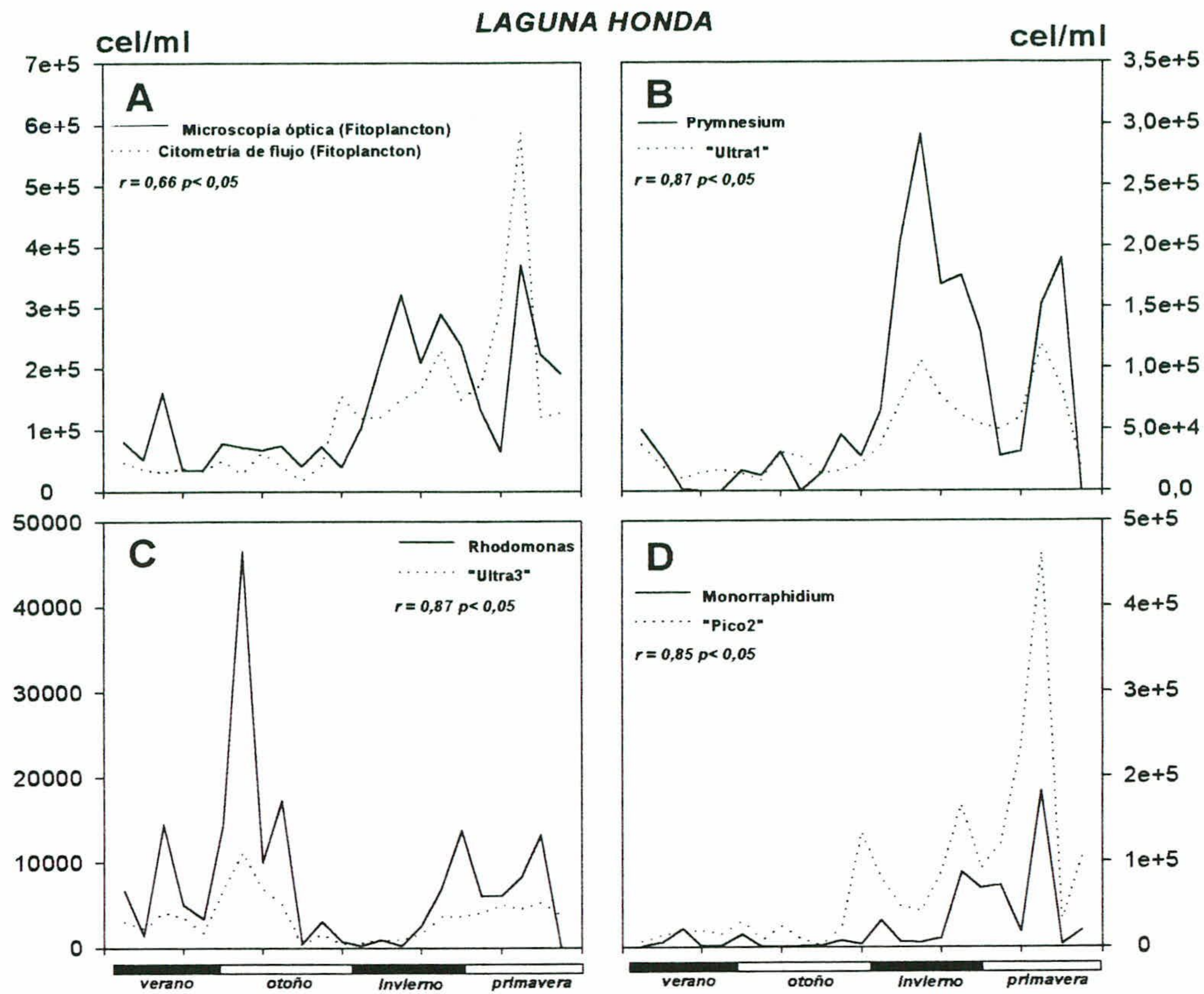


Figura 59. Comparación del total y de las principales especies fitoplanctónicas medidas por citometría de flujo y por microscopía óptica en la laguna Honda durante el período de estudio

Como vemos, cada técnica tiene sus ventajas e inconvenientes y debemos proseguir en el intento de obtener el máximo beneficio de su explicación conjunta.

En definitiva hemos podido comprobar que no es descabellado asignar grupos celulares de características ópticas concretas con especies fitoplanctónicas dominantes en sistemas acuáticos epicontinentales tales como los estudiados.

La robustez estadística de la técnica de CMF, su carácter cuantitativo y la rapidez del análisis le confieren una gran potencialidad de uso si la complementamos con análisis paralelos mediante técnicas directas como la microscopía óptica.

CAPITULO III

VARIABILIDAD ESTACIONAL DE LA ESTRUCTURA DE TAMAÑOS DE LAS LAGUNAS DE LA ALBUFERA DE ADRA

INTRODUCCION

8. INTRODUCCION

En el momento actual de desarrollo de la limnología y oceanografía, y de la realidad cada vez más evidente de la escala global de numerosos problemas ambientales, se hace más necesaria que nunca una ecología de carácter *predictivo*, más aplicada, que sacrifica detalle en la descripción de procesos para ganar generalidad, proponiendo modelos sencillos y útiles en la comprensión de la estructura y diversidad de ecosistemas acuáticos.

Este proceder va generalmente asociado al análisis de variables agregadas como biomasa, productividad, flujo de nutrientes, etc, frente a la consideración más naturalista de los ecosistemas como conjunto de entidades biológicas a nivel de especies, poblaciones o comunidades. Conceptualmente, esta cuestión podría generalizarse en último término en la dicotomía entre los estudios con un enfoque termodinámico y los que tienen un enfoque más evolucionista.

Los dos puntos de vista, aparentemente enfrentados, pueden encontrar sin embargo un camino que permita el avance simultáneo de ambos. Los métodos de estudio de la estructura y función de las comunidades acuáticas han evolucionado recientemente con el desarrollo de enfoques y técnicas que permiten el análisis simultáneo de variables integradas y/o discretas del ecosistema.

En tal sentido, el análisis de la *estructura de tamaños* del plancton se ha convertido en un instrumento útil en el estudio de comunidades pelágicas tanto marinas (Rodríguez y Mullin, 1986; Rodríguez et al., 1987; Witek y Krajewska-Soltys, 1989; Jiménez et al., 1989), como de agua dulce (Sprules et al., 1983; Sprules y Knoechel, 1984; Sprules y Munawar, 1986; Echevarría et al., 1990; Rodríguez et al., 1990; Gasol et al., 1991; Gilabert, 2001, a y b).

El enfoque basado en la *estructura de tamaños* del plancton como vía de estudio de las comunidades pelágicas surge en el campo de la oceanografía biológica y es consecuencia de la aplicación de un contador y clasificador de partículas en suspensión, el Coulter Counter® (Sheldon et al., 1972) que dieron lugar la conocida hipótesis del *espectro plano* que predicen la constancia de la biomasa cuando los organismos se

agrupan en clases logarítmicas de tamaño, así como de la clarificación de relaciones entre ecología, fisiología y alometría (Peters, 1983; Calder, 1984). Los modelos teóricos de Platt y Denman (1977, 1978), que reposan sobre la dependencia de las tasas de crecimiento y metabolismo del tamaño individual, tratan de explicar las propuestas de Sheldon, estando planteados para la consideración de sistemas estables, lo que permite asumir ciertas premisas como la continuidad en el flujo de energía, o la ausencia de pérdidas distintas a la respiración, etc.

Este modelo alométrico propuesto por Platt y Denman (op. cit), que relaciona la abundancia de los organismos (biomasa) con el tamaño de los mismos, predice que la biomasa de los organismos pelágicos (escala log) debe decrecer linealmente con el incremento del tamaño individual (escala log) con una pendiente de -0.22. La predicción del modelo se vio confirmada posteriormente por los trabajos de Platt et al. (1984) y Rodríguez y Mullin (1986) al presentar las primeras evidencias empíricas. Estos autores obtienen para las aguas del Giro Central del Pacífico Norte, uno de los pocos sistemas cercanos al estado estacionario -condición asumida por Platt y Denman en el modelo teórico-, una pendiente del espectro de biomasa normalizada de -0.16, que no difiere estadísticamente del -0.22 predicho teóricamente.

Se presenta así la estructura de tamaños de los organismos como un criterio de estudio válido que unifica conceptos y simplifica la comprensión de la dinámica del ecosistema a la vez que permite plantearse nuevos interrogantes más difícilmente observables desde el punto de vista clásico de la estructura taxonómica de la comunidad.

El sistema pelágico constituye un marco ideal para el desarrollo de una teoría como ésta, por ser el espacio un recurso tridimensional no limitante, así como por la simplicidad relativa de sus formas biológicas. Estas ideas han sido recogidas por varios grupos de trabajo, poniendo nuevamente el énfasis en la potencial utilidad de lo que ya podemos llamar como el análisis de *espectros de biomasa*, en particular con vistas al desarrollo de una teoría predictiva de la dinámica de ecosistemas perturbados.

En definitiva, un *espectro de biomasa* no es más que una forma de caracterizar la estructura del ecosistema agrupando los organismos en clases de tamaño, sin tener en cuenta criterios taxonómicos, con lo que se genera una distribución de la biomasa total en

clases de tamaño. La variabilidad de los parámetros que definen el espectro de biomasa sintetizan una gran cantidad de información sobre la estructura y dinámica de la comunidad estudiada. En un plano más general, el interés de este tipo de modelos radica en que su simplicidad y potencial desarrollo de cara al análisis de la dinámica de ecosistemas pelágicos, permiten a su vez avanzar hacia una ecología de carácter predictivo (Peters, 1986).

Sin embargo, los estudios en sistemas fluctuantes - como los sistemas de agua dulce - exigen revisar las asunciones de estos modelos teóricos, concebidos para sistemas cercanos al equilibrio. Existen consideraciones adicionales que se deben tener en cuenta: En primer lugar, debe operarse con una mayor precaución metodológica, dado que la probabilidad de encontrar partículas no vivas (detritus, material particulado inorgánico, etc.) es muy superior. Así métodos basados en el contador de partículas (Sheldon et al., 1972) o la filtración y pesado del material planctónico (Rodríguez y Mullin, 1986) no deben usarse para la descripción de espectros de biomasa.

En segundo lugar, los ecosistemas limnéticos exhiben escalas de variabilidad temporal y espacial más marcadas que los sistemas marinos por lo que hay que prestar una mayor atención a la hora de identificar dicha variabilidad, la cual se pone de manifiesto en lo que se ha denominado estructura *secundaria* del espectro (Kerr, 1974; Quiñones,...) como consecuencia de las respuestas *ecológicas* de los diferentes compartimentos funcionales que conforman el espectro de tamaños planctónico ante las perturbaciones ambientales. En sistemas lacustres, en donde la diversidad es baja (en comparación con sistemas marinos), los aspectos adaptativos, evolutivos pueden tener relevancia en la configuración de los espectros de tamaños (Rodríguez, 1994).

Por último, y retomando la idea expuesta al principio de este capítulo, una combinación de enfoques basados en la estructura de especies y de tamaños como la que aquí se ha apuntado, permite obtener una visión más amplia del funcionamiento de estos ecosistemas acuáticos tan especiales.

8.1 OBJETIVO

El objetivo general de este capítulo es el análisis de los patrones de variabilidad de la estructura de tamaños de las comunidades planctónicas de las lagunas de la Albufera de Adra, dos lagunas costeras con marcadas diferencias tróficas.

MATERIAL Y METODOS

9. MATERIAL Y METODOS

Para el estudio de la estructura de tamaños de las diferentes fracciones de la comunidad planctónica se analizaron un total de 8 muestras integradas de los meses de verano, otoño, invierno y primavera de cada laguna.

9.1 Estimación de biovolúmenes mediante análisis de imagen

El equipo de análisis semiautomático de imagen utilizado (Figura 60) constaba de una video cámara (JVC TK-870E) conectada a un microscopio invertido (NIKON TM2), que permitía visualizar la imagen en un monitor color de alta resolución (SONY TRINITON COLOR VIDEO MONITOR PVM-1371 QM). Sobre esta imagen se midieron la longitud (eje más largo) y la anchura (eje más corto) de las células utilizando una tableta gráfica ("Bit Pad Two", SUMMAGRAPHICS) provista de ratón y conectada a un ordenador personal (OLIVETTI M-280) dotado de coprocesador matemático.

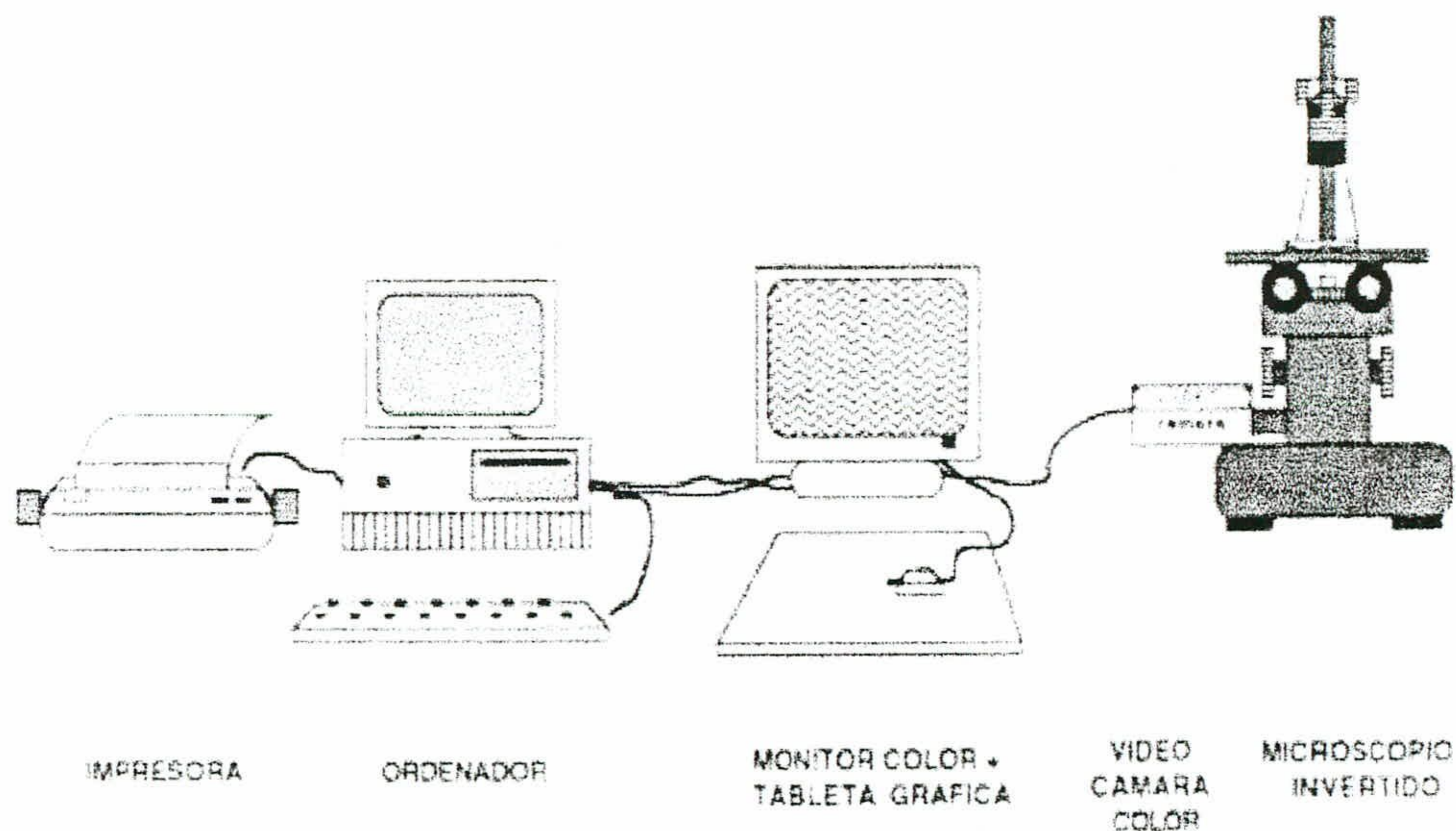


Figura 60. Esquema del Sistema de Análisis de Imagen

El programa de análisis de Imagen VIDS IV, de AMS (Analytical Measuring Systems), se ha utilizado para calcular los volúmenes a partir de las medidas efectuadas asumiendo que el tercer eje de las células equivale a la anchura de las mismas. Este modo (4 puntos) fue usado para el cálculo del volumen celular distinguiéndose entre dos formas geométricas **a-** células elipsoidales y **b-** células cilíndricas. En cada caso se aplicaban las siguientes expresiones:

$$\text{a) } V_e = \frac{4}{3} \pi * r^2 R = \frac{4}{3} \pi * \left(\frac{a}{2}\right)^2 \left(\frac{L}{2}\right) = 0,52a^2 L$$

En donde: V_e =Volumen elipsoidal; R =radio mayor; r =radio menor; a =anchura y L =longitud

$$\text{b) } V_c = \pi * r^2 h = \pi * \left(\frac{a}{2}\right)^2 h = 0,785a^2 h$$

En donde: V_c =Volumen cilíndrico; r =radio; h =altura y a =anchura

El procesado de las muestras de fitoplancton se iniciaba con la sedimentación de 3 ml de muestra en placas de 2,5 mm de diámetro. Volumen más que suficiente dadas las altísimas densidades celulares en todas las muestras analizadas. Los recuentos y medidas del tamaño celular se realizaron a diferentes aumentos (40x, 20x, 10x y 4x), procesando un mínimo de 200 células por muestra que se agruparon en las clases clorofíceas, crisofíceas, criptofíceas, diatomeas, cianofíceas, euglenofíceas, dinofíceas y otros. Las colonias se consideraron y midieron como una sola partícula. Las abundancias fueron calculadas siguiendo la misma metodología descrita en el capítulo I de la presente memoria.

En el caso de los organismos zooplanctónicos, tanto rotíferos como copépodos, la medición del volumen se realizó siguiendo el criterio adoptado por Echevarría (1991) y García, (1991) que excluía los apéndices de la medida del tamaño corporal. Los rotíferos fueron analizados a dos aumentos (10x y 4x) y se distinguieron a nivel específico. En cambio los copépodos (ciclopoides) y sus estadios de desarrollo (nauplio y copepoditos) fueron analizados solamente con el aumento de 4x. A diferencia del fitoplancton las abundancias aquí consideradas fueron las realizadas para este grupo en el capítulo I.

El biovolumen de bacterias y nanoflagelados se midió a partir de imágenes obtenidas mediante el sistema de análisis digital Image Pro, obteniéndose una distribución promediada en clases de tamaños para ambas poblaciones en las dos lagunas.

La determinación del biovolumen de los grupos fitoplanctónicos identificados por citometría de flujo se llevó a cabo aplicando la calibración desarrollada por Jiménez-Gómez (1995):

$$Bv = 10^{-1.46+0.0053*SSC}$$

Donde Bv = Biovolumen en μm^3 ; SSC = Dispersión lateral de luz.

Las microalgas que formaban colonias filamentosas muy delgadas y alargadas fueron medidas en el modo "lineal". Este modo es indispensable para medir filamentos que por su tamaño quedan fuera del campo de visión de menor aumento, en nuestro caso se midieron principalmente cianofitas del género *Borzia* y *Oscillatoria*. Estas medidas de longitud de cada colonia eran multiplicadas por un tamaño medio de anchura deducido para cada especie y por los debidos coeficientes que nos permitían obtener el volumen cilíndrico (véase expresión de Vc).

9.2 Construcción de espectros de tamaño

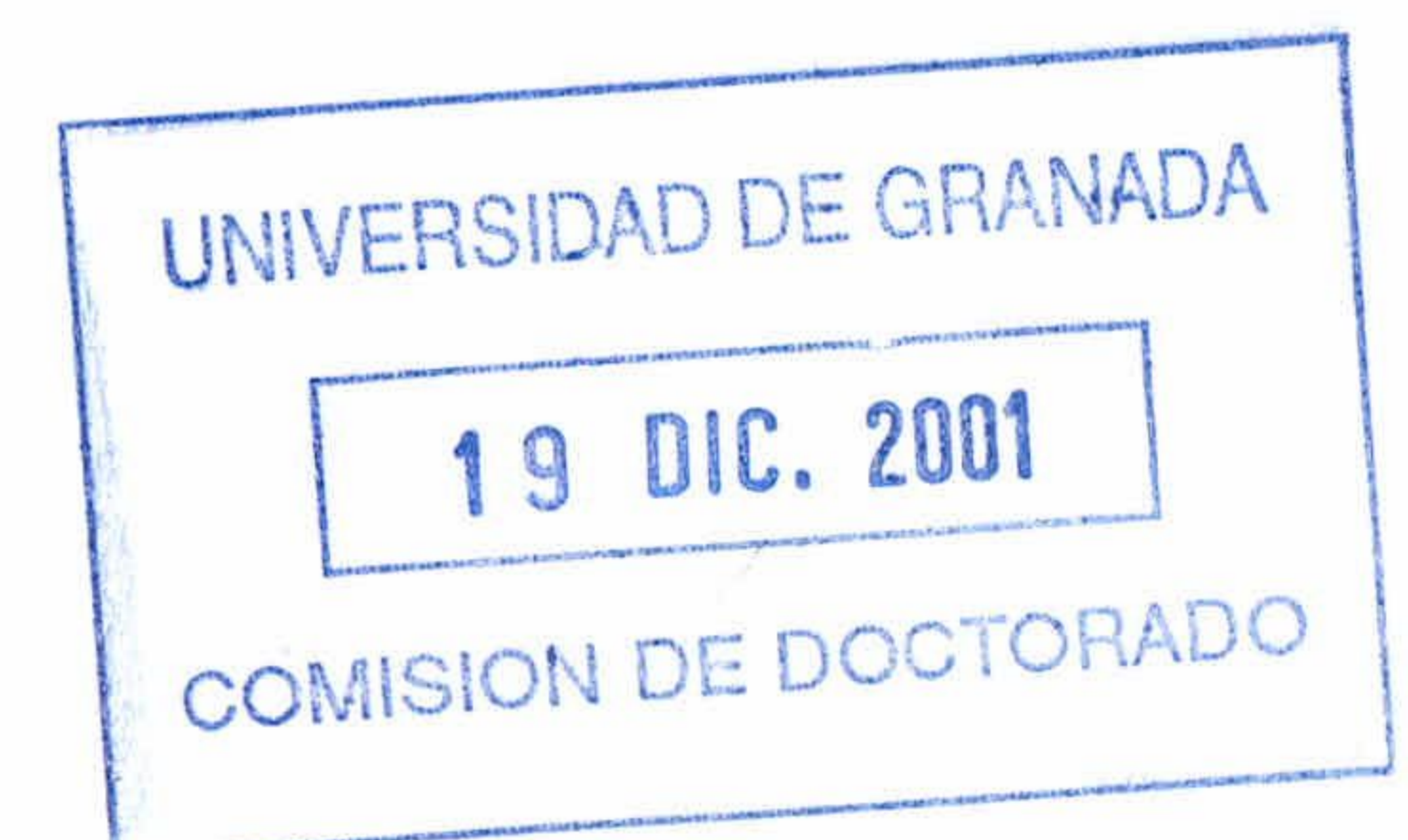
Las medidas de volúmenes de cada espécimen eran registradas en 10 clases separadas, siguiendo un criterio taxonómico de grandes grupos, y exportados a una hoja de cálculo en la que se calcula la distribución de frecuencias de los organismos en clases de tamaños según una escala logarítmica de base 2. Una detallada información sobre los "macros" y subrutinas empleados en tal programa se pueden encontrar en Echevarría, (1991).

Para calcular una buena aproximación al espectro de biovolumen o biomasa multiplicamos la densidad de cada clase de tamaño por el valor nominal de

dicha clase (expresado en μm^3):

$$Bv = \sum n_i * v_i$$

Donde n_i es el número de individuos de la clase i y v_i el volumen nominal de organismos de la clase i .



La distribución de cualquier variable (en este caso biomasa o biovolumen) en clases de tamaño de diferentes rangos debe ser normalizada para compensar la amplitud creciente de dichos rangos. De esta manera Platt and Denman (1977, 1978) proponen una función de "biomasa normalizada" (biomasa de una clase, dividida por la amplitud de dicha clase) $\beta(v)$:

$$\beta(v_i) = b(v_i)/\Delta v_i$$

donde $b(v_i)$ es la biomasa por clases de tamaño (peso o masa) y $\Delta v_i = v_{i+1} - v_i$ (rango o amplitud de clases de tamaño i). Esto es que se asume que todos los individuos dentro de una clase de tamaño son de tamaño similar por lo tanto el espectro de biomasa normalizada se aproxima al espectro de densidad. Así pues, se puede calcular la biomasa comprendida entre dos límites de tamaño de partícula cualesquiera por integración del espectro de densidad (Rodríguez *et al.*, 1990; Echevarría *et al.*, 1990, Gilabert *et al.*, 1990).

Este procedimiento puede ser considerado como estándar a la hora de analizar espectros de biomasa (Rodríguez y Mullin (1986); Sprules y Munawar (1986) y Blanco *et al.*, 1994).

Así, uniendo los valores de densidad de los distintos fragmentos del espectro, obtenidos con las distintas técnicas de laboratorio ; esto es citometría de flujo (Fitoplancton < 20 μm), Microscopía de epifluorescencia (Bacterias y NFH) y Microscopía óptica (Fitoplancton > 20 μm y zooplancton) descritas anteriormente, se elabora el espectro de tamaños que corresponde al rango completo de organismos planctónicos para cada muestra integrada de cada estación del año.

Desde el punto de vista metodológico, un espectro de tamaño típico obtenido en este estudio comprende tres regiones que se solapan entre si (Figura 61). La primera de ellas, que va desde $3.9 \times 10^{-3} \mu\text{m}^3$ (0.2 μm DEE) hasta $128 \mu\text{m}^3$ (6 μm de DEE), y es el resultado de la aplicación de la microscopía de epifluorescencia para observar las poblaciones de bacterias y nanoflagelados heterotróficos. La segunda de ellas corresponde al análisis por citometría de flujo de las poblaciones fotoautótrofas, cuyos límites inferior y superior están comprendidos entre $0.5 \mu\text{m}^3$ ($\sim 1 \mu\text{m}$ de DEE) y $\sim 2000 \mu\text{m}^3$ ($\sim 15 \mu\text{m}$ de DEE) respectivamente. La tercera región "metodológica" de espectro está integrada por el fitoplancton mayor de 6 μm y el zooplancton y se extiende

desde $128 \mu\text{m}^3$ ($\sim 6 \mu\text{m}$ de DEE) como límite inferior hasta $\sim 6.7 \times 10^7 \mu\text{m}^3$ ($\sim 504 \mu\text{m}$ de DEE) como límite superior.

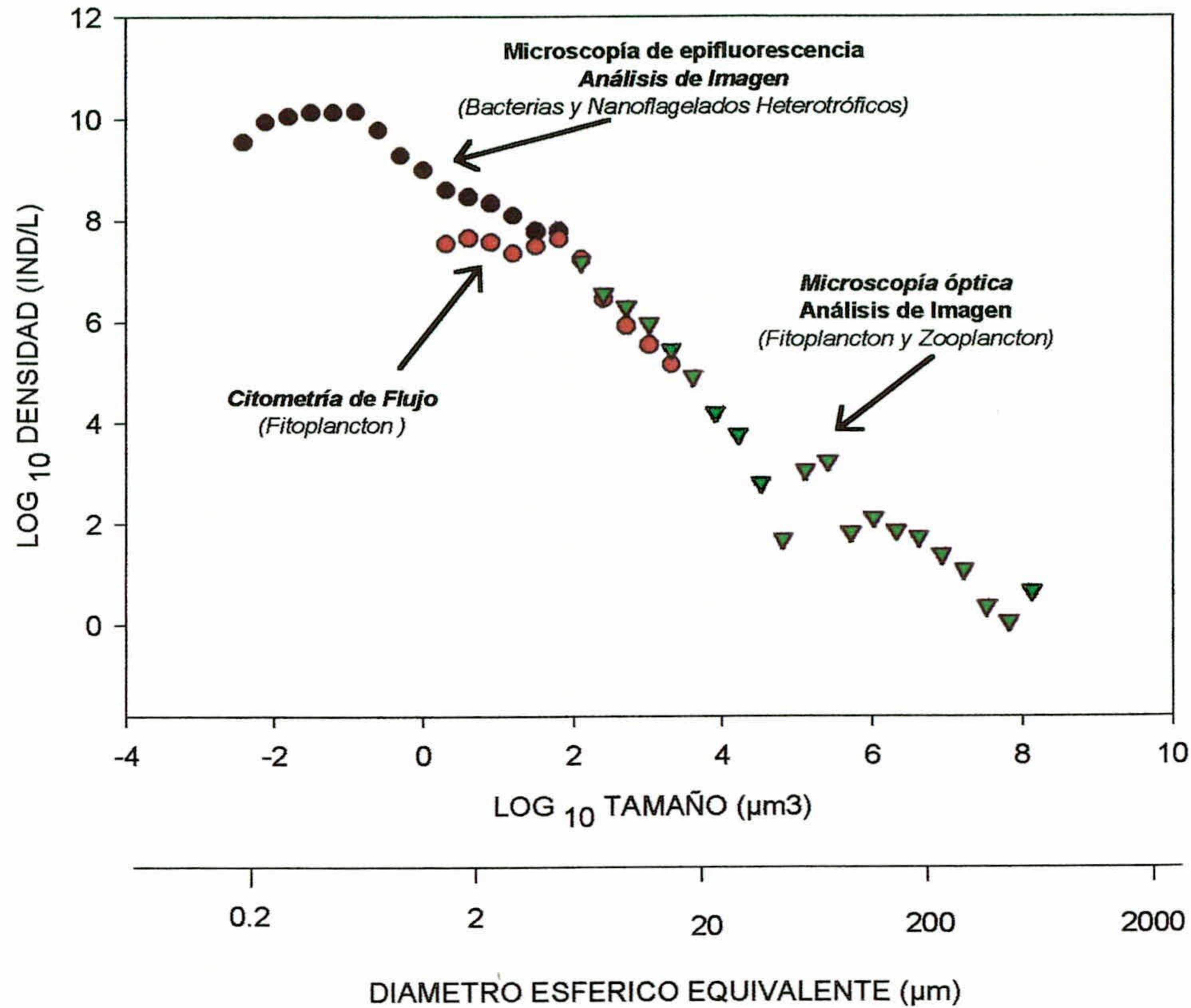


Figura 61. Espectro de tamaños Típico (laguna Honda Invierno) en el que se representan las densidades de células por tamaño, según las metodologías empleadas en su elaboración.

Estos rangos vienen condicionados por circunstancias metodológicas, como son el diseño de la cámara de flujo y altura del haz de luz del láser para el caso de la CMF, y la pérdida de fiabilidad estadística con los volúmenes de muestra analizados para las células de mayor tamaño (p.ej. Blanco *et al.*, 1994).

Finalmente, hay que considerar las posibles fuentes de error en las medidas. Una de ellas deriva del propio uso del análisis de imagen, que simplifica la variedad natural de formas del fitoplancton a elementos simples como esferas o cilindros.. Una medida de volumen más ajustada se obtendría descomponiendo la forma de cada organismo en figuras geométricas sencillas (Edler, 1979). El inconveniente de este procedimiento es que incrementaría considerablemente el tiempo de procesado. En segundo lugar habría que considerar que cada organismo es asignado a una clase de tamaño con un valor nominal determinado, pero que, en realidad, abarca un rango de tamaños.

Pero como lo que se persigue es la construcción del espectro en una escala de tamaños que se doblan, la imprecisión no afecta prácticamente al resultado.

RESULTADOS Y DISCUSION

10. RESULTADOS Y DISCUSION

10.1 Espectros globales del Plancton

Los espectros medios de densidad para el rango completo de tamaños (desde bacterias a zooplancton) de las lagunas Honda y Nueva de la Albufera de Adra, se muestran en la Figura 62 y pueden ser resumidos por los siguientes modelos lineales:

$$\text{Log}N(v) = 8.79 - 1.05 \log V (r^2 = 0.97) \text{ laguna Honda}$$

$$\text{Log}N(v) = 8.48 - 1.08 \log V (r^2 = 0.94) \text{ laguna Nueva}$$

Siendo

$N(v)$: densidad de individuos por litro de agua

V : volumen individual en μm^3 .

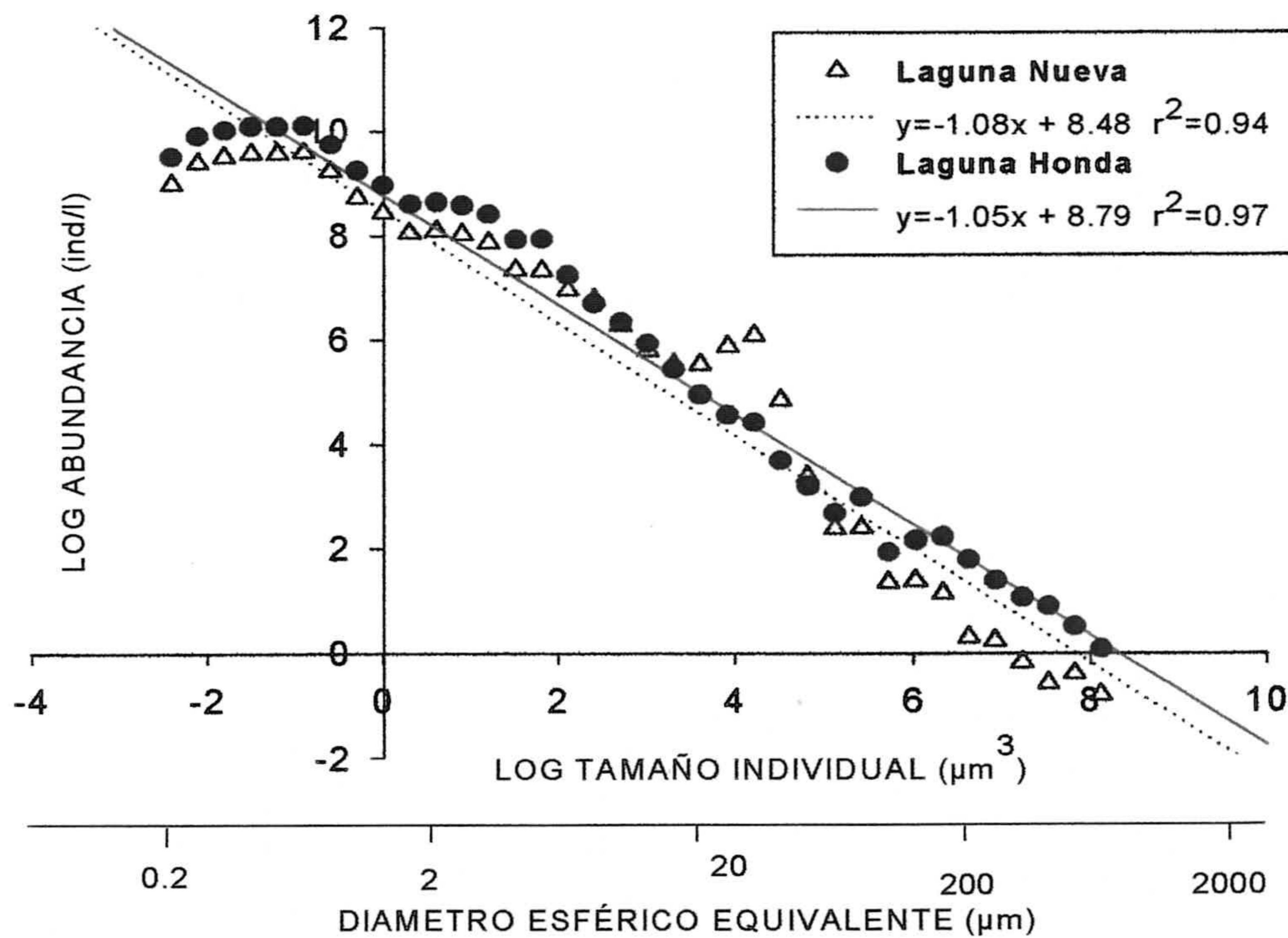


Figura 62. Espectros de densidad promedio global para las lagunas Honda y Nueva.

En estos espectros, en donde la forma general del modelo es $(y(x) = a - bx)$, se aprecia claramente que los valores de las pendientes (b) son muy similares entre sí, al

igual que el término independiente de la regresión (a). De hecho, al aplicar un test de paralelismo del programa ANOVA del Statistica® 6.0, los valores particulares en la pendiente de ambas lagunas, (-1.05 Honda y -1.08 Nueva) no son estadísticamente diferentes de “-1” ($F = 0.006$; $p = 0.94$ para la L. Honda y $F = 0.035$; $p = 0.85$ para la L. Nueva), indicando que la densidad de organismos planctónicos (ind.l^{-1}) y el tamaño individual guardan una relación inversa. Esta idea puede ser expresada matemáticamente de la siguiente manera:

Si b es $\cong -1$, el modelo lineal anterior, expresado en forma potencial, queda como:

$$N(V) \cong aV^{-1.0} \approx \frac{1}{V}$$

Este modelo estaría de acuerdo con las predicciones del propuesto por Sheldon et al., (1972, 1977) para sistemas oceánicos, en el que se postula una constancia de la biomasa en clases logarítmicas de tamaño.

Es bien sabido que Si $N(v) = aV^{-b}$ y $B(v) = N(v) * V$

se puede obtener un espectro de biomasa sumando una unidad (cancelación alométrica) a la pendiente del espectro de densidad, obteniendo así una relación entre biomasa y tamaño individual que podemos expresar de la siguiente manera:

$$B(v) = aV^{(-b+1)} = aV^{-b'}$$

$B(v)$ es el biovolumen en $\mu\text{m}^3.\text{l}^{-1}$,

$N(v)$ la densidad en ind.l^{-1}

V el volumen individual expresado en μm^3

Que particularizando para cada una de las lagunas:

$$B(v) = 6.17 * 10^8 * V^{(-1.05+1)} = 6.17 * 10^8 * V^{-0.05} \text{ laguna Honda}$$

$$B(v) = 3.02 * 10^8 * V^{(-1.08+1)} = 3.02 * 10^8 * V^{-0.08} \text{ laguna Nueva}$$

donde $b' \cong 0$, o lo que es lo mismo, la biomasa (expresada como biovolumen) es aproximadamente constante e independiente del tamaño individual.

Por el contrario, el modelo teórico de Platt y Denman (1977,1978) establece la existencia de una relación alométrica entre la abundancia y el tamaño individual, en la que la biomasa de los organismos pelágicos (escala logarítmica) decrece linealmente con el incremento del tamaño individual con una pendiente diferente de 0 (en particular estos autores proponen un valor de $b = -0,22$). Rodríguez y Mullin (1986) demostraron que el modelo teórico de Platt y Denman se ajusta sorprendentemente bien al rango de tamaños de nanoplancton a macrozooplancton del Giro Central del Pacífico Norte y obtienen un modelo log-lineal con una pendiente de -0.16 , no significativamente diferente del -0.22 anticipado por el modelo, siendo uno de los mejores ejemplos de un sistema oceánico oligotrófico. Asimismo, en aguas costeras mediterráneas, diversos trabajos sobre la estructura de tamaños de la comunidad fitoplanctónica proporcionan modelos similares a las predicciones teóricas de Platt y Denman (Jiménez, 1987; Rodríguez et al., 1987).

En sistemas acuáticos epicontinentales, Peters (1983) y Sprules et al., (1983) encuentran distribuciones de tamaños que, al igual que ocurre en nuestro estudio, apuntarían hacia el conocido espectro plano de Sheldon et al.(1972).

Posteriormente, Sprules and Munawar (1986) estudian la dependencia entre biomasa y tamaño en lagos de muy diferente grado trófico. Estos autores encuentran que la pendiente para el espectro de "biomasa normalizada" varía de -0.90 a -1.10 en 6 lagos de diferente grado trófico, de manera que este parámetro pasa de más negativo a menos negativo cuando los ecosistemas se ordenan en una escala de aumento en el grado trófico (ecosistemas más eutróficos presentarían pendientes menos negativas). Sprules and Munawar (op.cit.) concluyen que en sistemas eutróficos los nutrientes que entran a una elevada tasa son reciclados rápidamente a través del rápido crecimiento del nanoplancton para producir y mantener una elevada abundancia de zooplancton. Por el contrario, en ecosistemas oligotróficos en donde la entrada de nutrientes presenta una baja tasa serían ciclados más lentamente por el nanoplancton para producir bajas abundancias de zooplancton, resultando en una pendiente del espectro más negativa.

En nuestro caso, a pesar del diferente grado trófico, los valores promedios de las pendientes de ambas lagunas son prácticamente iguales (-1.05 y -1.08 para la laguna Honda y Nueva respectivamente) y de -1.07 , de manera conjunta, por lo que estarían dentro del rango propuesto por Sprules y Munawar (1986). En relación con otros sistemas de agua dulce y de diferentes características tróficas nuestros valores son un

poco más negativos que los encontrados por Gilabert, (2001) en el Mar Menor (-0.88) sistema de características oligotróficas; o por Echevarría y Rodríguez (1994) en un reservorio eutrófico (-0.99). En la laguna de alta montaña oligotrófica de La Caldera, Rodríguez et al (1990) obtuvieron valores de pendiente de -0.97.

En general podemos decir que la pendiente global del espectro de tamaño y biomasa es un carácter calificable de general y constante para los sistemas acuáticos, sean estos continentales o marinos, cuando el rango de tamaño cubre un amplio "espectro" de la comunidad planctónica.

En sistemas con un fuerte control físico, como en lagos de alta montaña, lagunas hipersalinas (García et al. 1995) o las aguas antárticas (Ruíz et al (in press), el espectro de tamaños puede mostrar discontinuidades y alejarse claramente de la linealidad (Echevarría et al., 1990; Rodríguez, et al 1990).

Entrando más a fondo en esta controversia sobre la existencia o no de una relación alométrica entre biomasa y tamaño, merecen destacarse los resultados de Duarte et al., (1987), quienes realizan una recopilación bibliográfica acerca de la densidad máxima alcanzable en cultivos de organismos acuáticos de diferentes tamaños. Estos autores ponen de manifiesto una relación inversa entre ambas variables transformadas logarítmicamente, lo que supone una pendiente (b) de -1 en el espectro de tamaños. El hecho de que la densidad máxima en estas poblaciones aisladas sea inversamente proporcional al tamaño individual sugiere que el límite superior a la abundancia de organismos acuáticos estaría impuesto por consideraciones geométricas y no metabólicas (Duarte et al., (1987); ver Rodríguez, 1999).

Un espectro global, que abarcase un amplio rango de tamaños (desde bacterias hasta zooplancton, p.ej.) y con un alto grado de heterogeneidad integrada (espacial y/o temporal), presentaría en teoría una pendiente de -1 (Blanco *et al* 1994). En nuestro caso, dada la gran heterogeneidad de los datos integrados y la amplitud de rangos de tamaños analizada, no es de extrañar la coincidencia en el valor de la pendiente del espectro, con las propuestas teóricas antes citadas.

Borgmann (1987) extrae el mensaje fundamental del enfoque de espectros de tamaños, sugiriendo que los diferentes modelos teóricos propuestos para la estructura de tamaños de los ecosistemas pelágicos (Sheldon et al., 1972, 1977; Kerr, 1974; Platt y Denman, 1977, 1978; Silvert y Platt, 1980; Borgmann, 1982; Platt, 1985) son

básicamente similares. Conceptualmente estarían basados sobre el equilibrio de masa y flujo continuo de energía desde las partículas pequeñas a las grandes en la cadena alimenticia pelágica. Básicamente, todos estos modelos teóricos sugieren que la abundancia de la biomasa total de los organismos parece ser casi constante o decrece muy ligeramente desde los tamaños más pequeños a los más grandes.

10.2 Variación estacional del espectro global

En la Figura 63 se representa la estructura de tamaños del plancton en las cuatro estaciones del año para las lagunas Honda y Nueva.

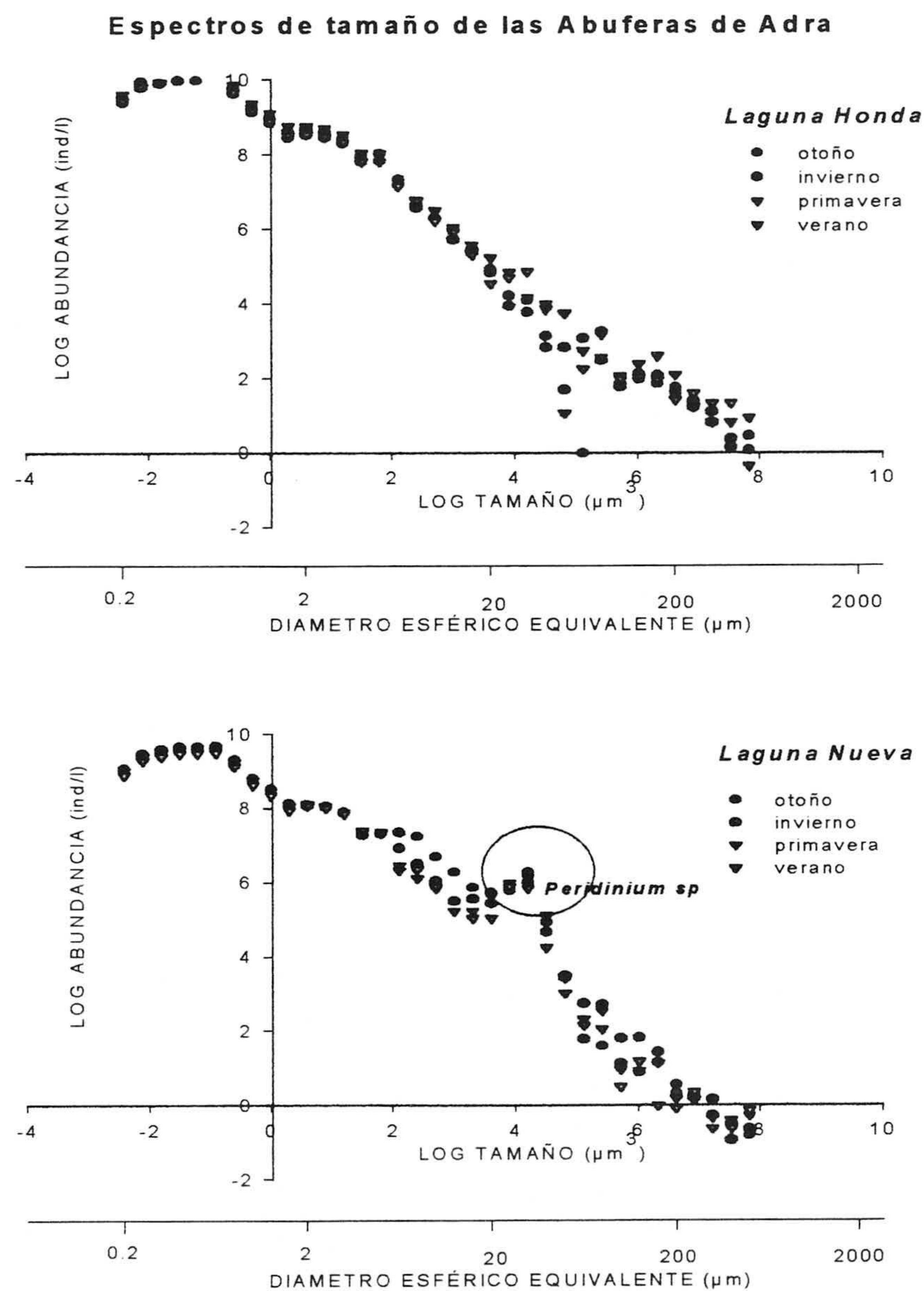


Figura 63. Estructura de los espectros de biomasa en las diferentes estaciones del año para las lagunas de la Albufera de Adra.

La homogeneidad en las cuatro situaciones es la característica más patente, poniéndose de manifiesto la estabilidad que presenta la estructura de tamaños en ambas lagunas a lo largo del ciclo estacional.

A pesar de todo, se detectan pequeñas variaciones en los coeficientes del modelo lineal, de forma que durante la primavera, en la laguna Honda, se registra la pendiente menos negativa (-1.05) con un valor de corte en el eje de las ordenadas de 8.91 que se relaciona con la biomasa total de la comunidad. Durante el verano y el invierno las pendientes fueron similares a la de primavera con valores de -1.07 y -1.08 respectivamente, pero con valores de intersección inferiores (8,69 verano y 8.77 invierno). Por otro lado en otoño la pendiente fue más negativa (-1.10) y los valores de intersección fueron los más bajos 8.32. (Recuérdese que una pendiente más negativa indica una menor importancia relativa de los organismos de mayor tamaño).

En cambio en la laguna Nueva la situación fue un poco diferente, observándose durante el invierno y la primavera las pendientes menos negativas con valores de -1.07 y -1.08 respectivamente, mientras que en otoño y en verano las pendientes fueron de -1.10. Cabe destacar que la diferencia más conspicua en relación a la laguna Honda radica en la mayor biomasa de dinoflagelados del género *Peridinium sp* que ya fueron descritos en el capítulo I de la presente memoria. En cualquier caso, en ambas lagunas la variación de estos coeficientes es escasa, no pudiéndose considerar que las diferencias entre uno y otro momento sean significativas. Lo que refleja, de nuevo, la alta estabilidad de la estructura de tamaños de la comunidad.

10.3 Escalas Secundarias

10.3.1 Espectros de Fitoplancton-Zooplancton

La constancia en los valores de la pendiente en espectros que incluyen la totalidad de la comunidad planctónica he derivado en el estudio de segmentos más reducidos del rango de tamaños en busca de elementos de variabilidad que puedan relacionarse con las características ecológicas de los sistemas estudiados.

En este sentido, Dickie et al., (1987) y Boudreau and Dickie (1989) proponen la existencia de dos escalas en la estructuración de los sistemas en base al tamaño corporal, una sobre la base de procesos *fisiológicos* o escala *primaria* que quedaría reflejada en la pendiente ligeramente negativa, pero centrada en -1 para los espectros

globales de biomasa normalizados (o en nuestro caso su equivalente numérico, la densidad) (Platt y Denmann, 1977, 1978) y otra sobre la base de procesos ecológicos (escala *secundaria* o *ecológica*). En esta escala las pendientes son diferentes a la pendiente del espectro global, y presentan una alta variabilidad que hay que explicarla en base a factores ecológicos de escala más o menos local o regional (Dickie et al., 1987; Rodríguez et al., 1990; Gasol et al., 1991; Gilabert, 1992; Echevarría y Rodríguez 1994; García., et al 1995; Gilabert, 2001, Rodríguez et al., 2001).

Como ejemplo de la variabilidad de la estructura de tamaños a escala secundaria, las Figura 64 describen la estructura de tamaños de grupos taxonómicos dentro del espectro global.

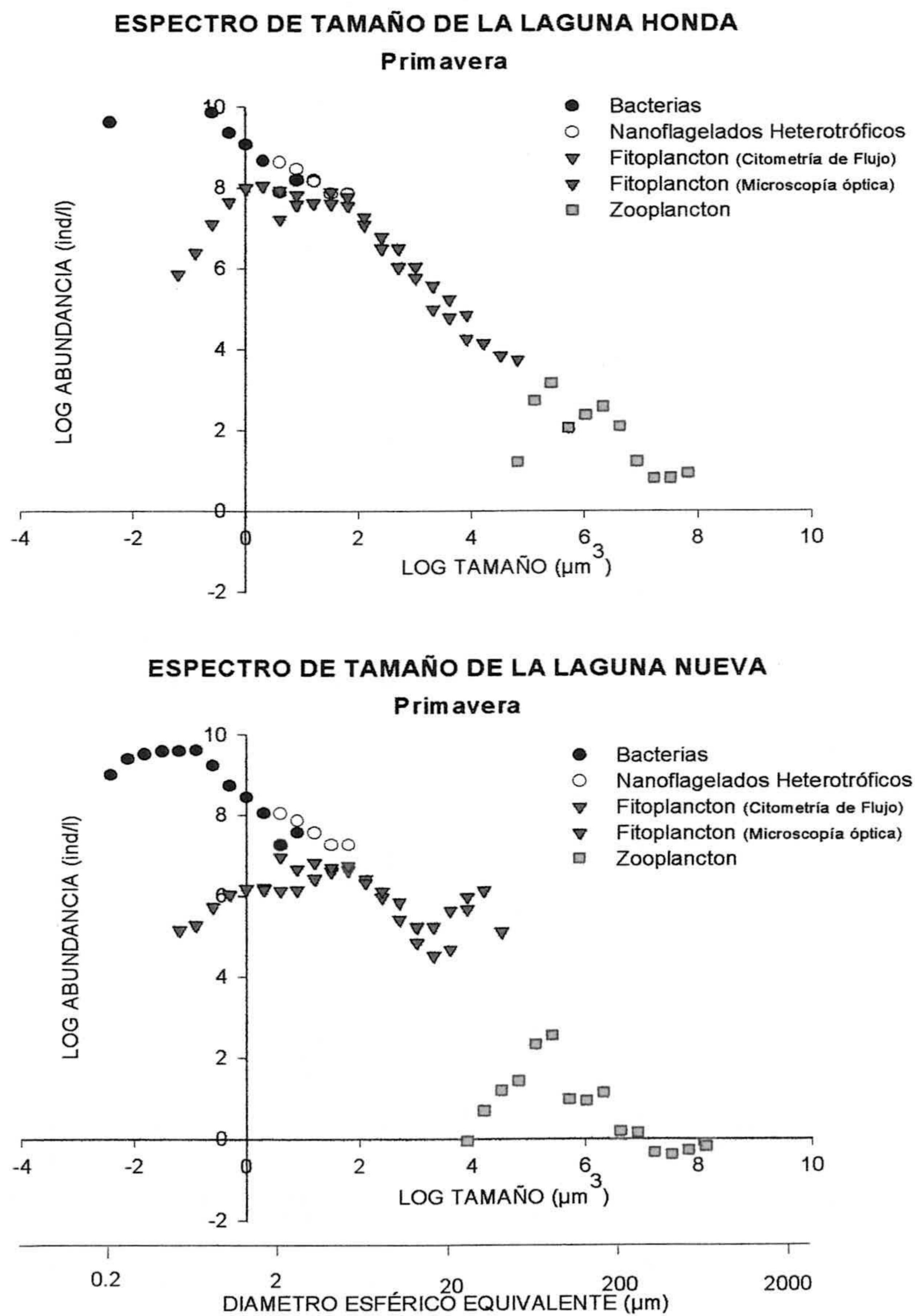


Figura 64. Espectro de tamaño en donde se desglosan todos los componentes de la comunidad estudiados durante la primavera en la laguna Honda y Nueva de la Albufera de adra.

Existe relación entre el grado de eutrofia del sistema y la estructura de la red trófica que se manifiesta especialmente en la estructura del espectro de tamaño en el rango que cubren el fitoplancton y zooplancton (ver Figura 65).

De acuerdo con esto, en lagos poco productivos la comunidad fitoplanctónica podría estar dominada por nanoplancton y no por algas “no comestibles”. Ilmavirta (1974) indica que en varios lagos oligotróficos el fitoplancton está dominado por organismos < 15 μm . Parecería que la dominancia del nanoplancton es consecuencia del carácter nutritivo del sistema, o en otras palabras, de la existencia de un control “Bottom-upwards” (McQueen et al., 1986). Echevarría et al., 1990 destacan, la fuerte influencia de este tipo de mecanismo de control causa la exclusiva dominancia en la comunidad de organismos nanoplanctónicos y genera características discontinuas en el sistema oligotrófico, de la laguna de la Caldera.

Sprules y Knoechel (1984) resumen los modelos de variación en espectros de biomasa planctónica para 37 lagos de Ontario (the LEWG lakes) con características químicas y morfométricas diferentes. Ellos encuentran cuatro grupos relativamente diferentes, que van desde grupos dominados por fitoplancton hasta los dominados por zooplancton. La distribución encontrada en ambas lagunas (Honda y Nueva) de la Albufera de Adra corresponde claramente con el grupo caracterizado por la dominancia de biomasa fitoplanctónica correspondiente a la fracción nanoplanctónica. Tomando el subrango de “Fitoplancton – Zooplancton” (Figura 65) encontramos que las pendientes de las laguna Honda y Nueva son más negativas que las pendientes del espectro global y muestran la alta variabilidad sugerida. A su vez reflejan la dominancia de organismos pequeños o microfiltradores como lo son los rotíferos en el subrango que abarca el zooplancton en este tipo de sistemas.

Esto parece estar de acuerdo con la comentada hipótesis de Spules y Munawar (1986) que predice que en ecosistemas altamente productivos una determinada biomasa de productores primarios se renueva más rápidamente y permite el sostenimiento de una elevada biomasa de animales, dando lugar a un espectro de pendiente menos negativa (como es el caso de la laguna Honda, más hipereutrófica). En la laguna Nueva, menos hipereutrófica, el espectro muestra una pendiente más negativa, debido a que este sistema sostiene una menor biomasa algal y por consiguiente una menor biomasa de consumidores.

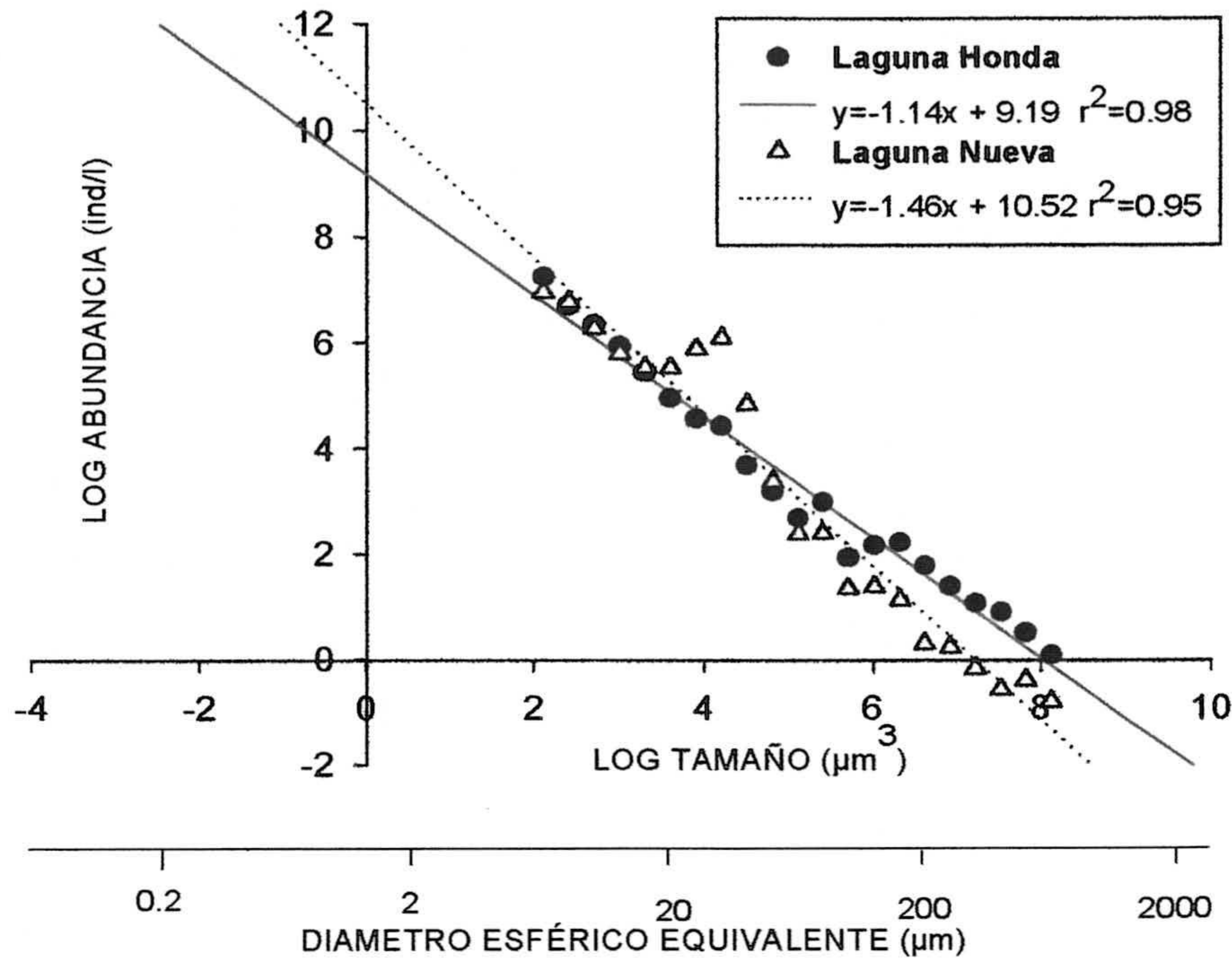


Figura 65. Espectros de densidad promedios para la fracción fitoplanctónica y zooplanctónica (escala secundaria) de las lagunas de la Albufera de Adra

Por otro lado, cabe destacar que, a pesar de la escasa o nula diferencia que se observó en las pendientes del espectro global de ambas lagunas, los espectros realizados en base a la "escala secundaria" muestran una diferencia significativa entre las pendientes de los espectros de ambas lagunas (Honda y Nueva).

Aunque las diferencias tróficas entre ambas lagunas no son conspicuas (ver capítulo I), la comparación en los valores de las pendientes de los espectros de biomasa, se ajustan a lo esperable entre dos sistemas de distinta productividad.

10.3.2 Escala secundaria en el espectro de tamaños del fitoplancton

En las Figuras 66 y 67 se observan, en un grado más detallado, la distribución de tamaños de los organismos fotoautótrofos. En términos generales tanto en la laguna Honda como en la Nueva, el espectro de tamaño se aleja claramente de la linealidad que caracterizó al espectro global.

La laguna Honda presenta un espectro bimodal, con la excepción de los meses de otoño, cuando se aprecia un comportamiento unimodal (Figura 66). En general, dominaron células de pequeño tamaño, difíciles de identificar taxonómicamente y con

tamaños comprendidos entre 0.5 a 2 μm de DEE (volumen individual de 0.0625 a 4 μm^3). El segundo pico del espectro se debió a la presencia de *Prymnesium parvum*, especie con un tamaño comprendido entre 3 y 8 μm de DEE (volumen individual de 16 a 256 μm^3) que fue dominante en términos de biomasa durante prácticamente todo el año. No obstante, durante el periodo estival aparecen otros grupos (criptofíceas, clorofíceas y cianofíceas) que contribuyen significativamente a la generación de este pico en la estructura del espectro. Como elementos de mayor tamaño en el espectro del fitoplancton aparecen los dinoflagelados, que en el caso de esta laguna fueron escasos.

En cambio, la laguna Nueva presentó una distribución trimodal de la abundancia, que a diferencia de la laguna Honda, se mantuvo a lo largo de las cuatro estaciones (Figura 67) y que refleja de manera clara la mayor heterogeneidad en la composición de especies de la comunidad fitoplanctónica, hecho éste ya constatado por sus altos valores de diversidad específica comentados en el capítulo I de la presente memoria.

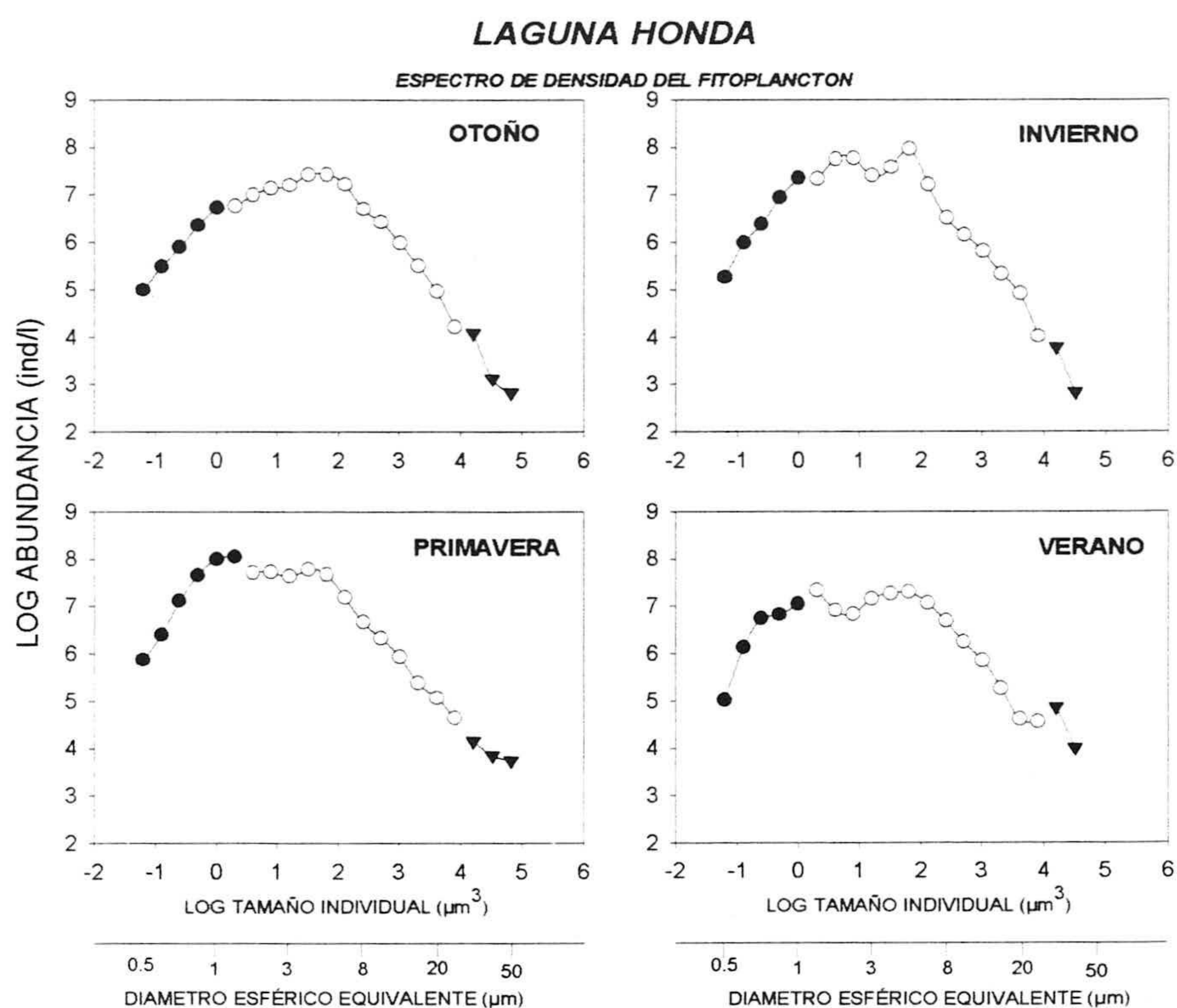


Figura 66. Espectro de biomasa de la comunidad fitoplanctónica de la laguna Honda. En donde ● (Citometría de flujo); ○ (promedio de Citometría de flujo y Microscopía óptica) y ▼ (Microscopía óptica).

Al igual que en la laguna Honda, el primer pico está compuesto por células de $\sim 1 \mu\text{m}$ de DEE (entre 0.5 y 1 μm^3 , en volumen), siendo el segundo pico compuesto por un

conjunto de especies entre las que destacan *Chlorella sp*, *Prymnesium parvum*, y *Nitzschia sp* (ésta última principalmente en invierno).

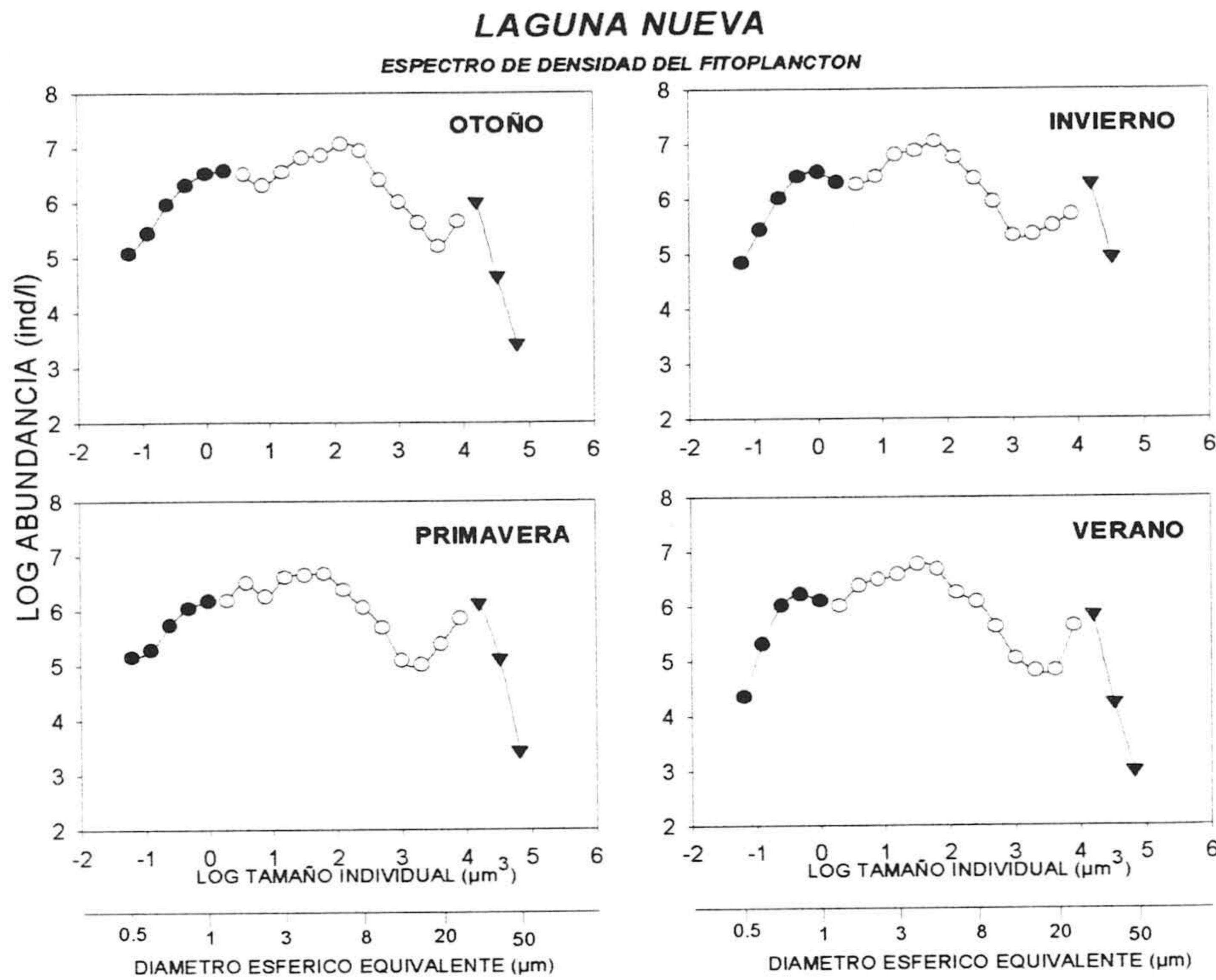


Figura 67. Espectro de biomasa de la comunidad fitoplanctónica de la laguna Nueva. En donde ● (Citometría de flujo); ○ (promedio de Citometría de flujo y Microscopía óptica) y ▼ (Microscopía óptica).

Finalmente, el último máximo en el espectro de biomasa está formado por dinoflagelados, entre los que destacaba *Peridinium borgei*.

Es bien conocido que la concentración de nutrientes interviene de manera decisiva en la distribución de poblaciones de células pequeñas, y de que la predominancia de éstas en aguas oligotróficas están explicadas por su mayor afinidad por nutrientes (Smith y Kalff, 1982). En las Albuferas de Adra, de características cuasi hipereutróficas, se apreció una dominancia numérica del pico-nanoplancton que sugiere la intervención de otros factores como moduladores de la estructura de tamaños de estos ecosistemas.

La importancia relativa de la abundancia y biomasa del picoplancton en sistemas de agua dulce es limitada y contradictoria (Sommaruga y Robarts, 1997). Estos autores encuentran que, en 42 lagos japoneses, incluyendo 9 hipereutróficos, la biomasa de picoplancton (estimada como clorofila en la fracción $<2\mu\text{m}$) aumenta con el grado de eutrofia, pero esta tendencia no se continúa en lagos hipereutróficos, que tienen valores muy altos o muy bajos.

Es conocido que la luz juega un papel importante en la distribución de poblaciones algales de pequeño tamaño. Este tipo de células presentan una mayor eficiencia a bajos niveles de luz (Platt et al., 1983), que serían los esperables en gran parte de la columna de agua de estas lagunas hipereutróficas. Un ambiente similar sería posible encontrarlo en los máximos profundos de clorofila oceánicos, en los cuales se han observado una predominancia de células picoplanctónicas (p.ej. Rodríguez et al., 1998).

10.3.3 Escala secundaria en el espectro de tamaños del zooplancton

En cuanto a la distribución del tamaño en el subrango integrado por el zooplancton, en la laguna Honda se percibe claramente la incidencia de la composición taxonómica sobre la distribución de la abundancia y tamaño (Figura 68). Siendo una comunidad relativamente pobre en especies, la proliferación (crecimiento poblacional), de las especies se manifiesta en la aparición de picos en el espectro, tomando especial relevancia la estructura de tamaños de cada población en la forma del espectro de la comunidad. Por ejemplo, *Keratella trópica* marca el primer pico del espectro de tamaños del zooplancton en esta laguna.

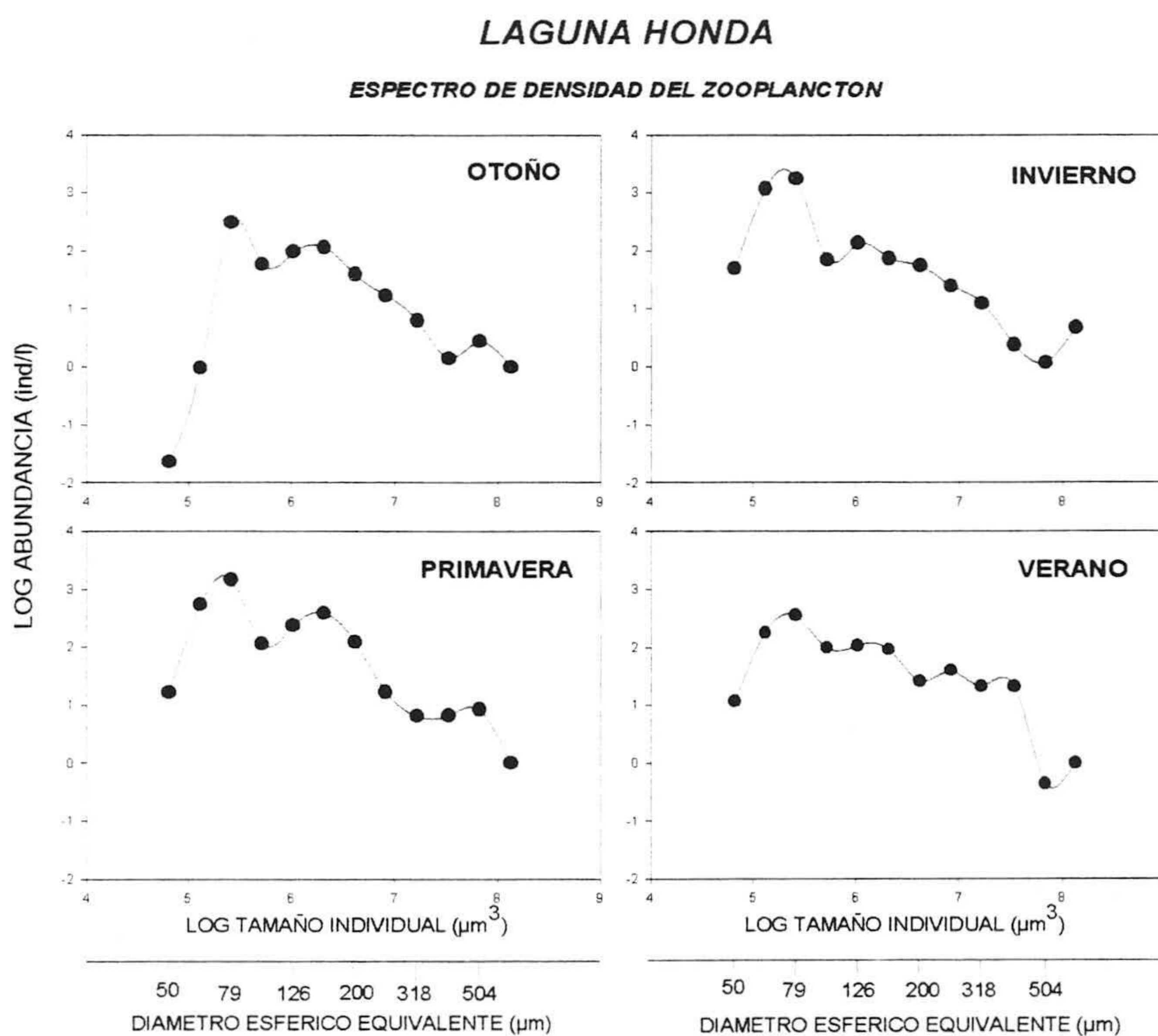


Figura 68. Espectro de biomasa de la comunidad zooplanctónica de la laguna Honda

En relación con lo anterior, el sistema de mayor riqueza específica (laguna Nueva) muestra un espectro más continuo donde la estructura de tamaños de cada población se ve enmascarada por el solapamiento entre el mayor número de poblaciones uniespecíficas (Figura 69).

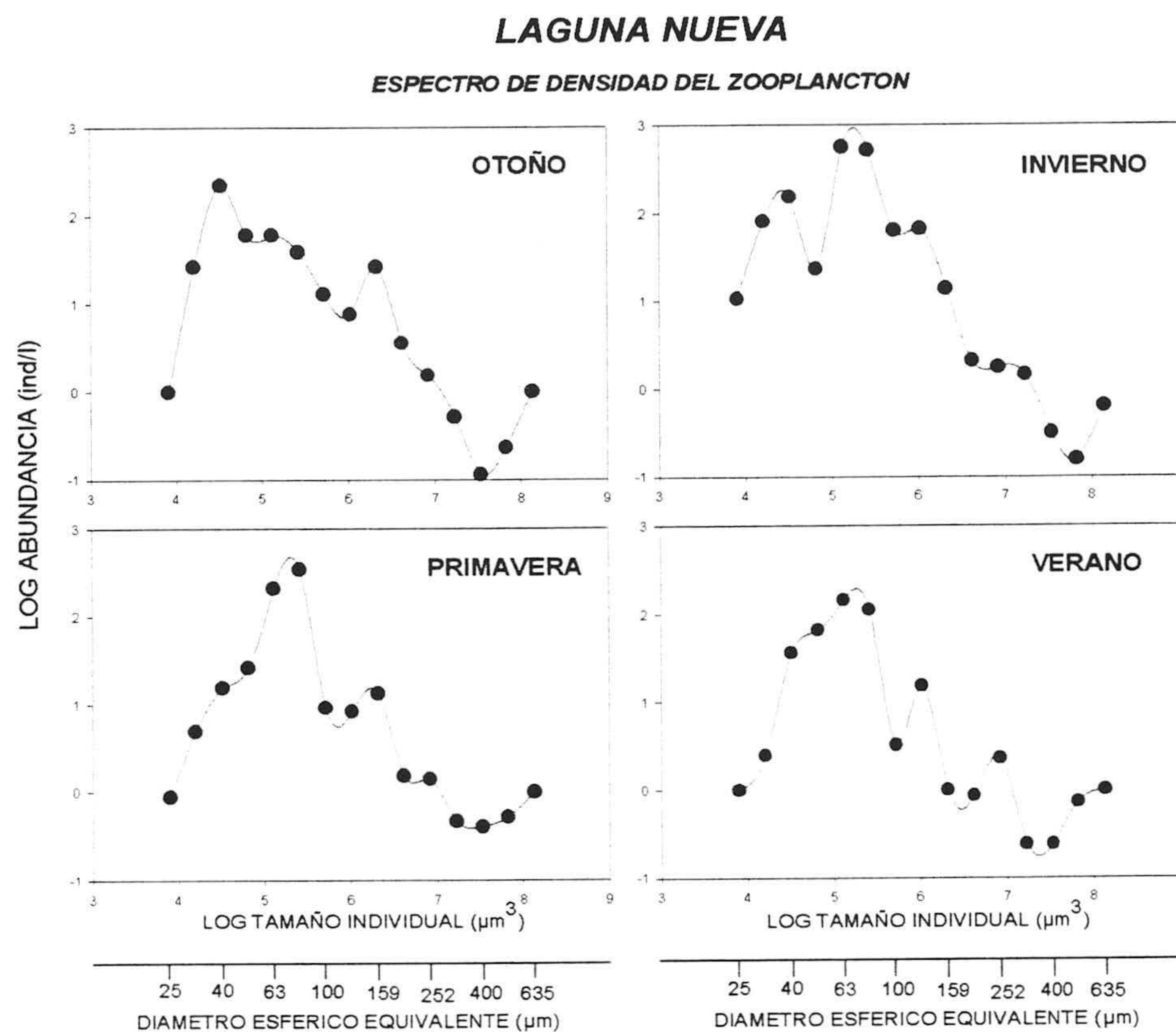


Figura 69. Espectro de densidad de la comunidad zooplanctónica de la laguna Nueva.

10.4 Integración en clases de tamaño

La categorización clásica de Sieburth et al., (1978) en picoplancton (0.2-2.0 μm), nanoplancton (2.0-20 μm), microplancton (20-200 μm) y mesoplancton (200-2000 μm) constituye un punto de referencia interesante a la hora de analizar la distribución de biomasa en dichas categorías de tamaño dada su amplia utilización en la literatura científica.

Con la aproximación de espectros de tamaños usada en el presente trabajo, el cálculo del biovolumen en cada categoría es fácilmente deducible mediante la siguiente expresión:

$$B(v)(w1 - w2) = \sum_{w1}^{w2} N(v) * V$$

donde:

w_1 y w_2 son los límites del rango de tamaños considerado

$N(v)$ abundancia de organismos en el mismo rango

V volumen representativo del rango considerado.

Además nuestros métodos nos permiten discriminar dentro de cada categoría la importancia relativa de autótrofos y heterótrofos.

Esto es lo que se representa en las Figuras 70 y 71, en donde se observa que en la laguna Honda (Figura 70) existe una dominancia (en términos de biomasa) de la fracción de heterótrofos tanto en el picoplancton como en el nanoplancton. En el primer caso se explicaría por la contribución del bacterioplancton, muy importante en esta laguna (véase capítulo I), mientras que en la fracción nanoplanctónica (2-20 μm) la presencia de nanoflagelados heterotróficos equilibra la gran cantidad de biomasa fototrófica.

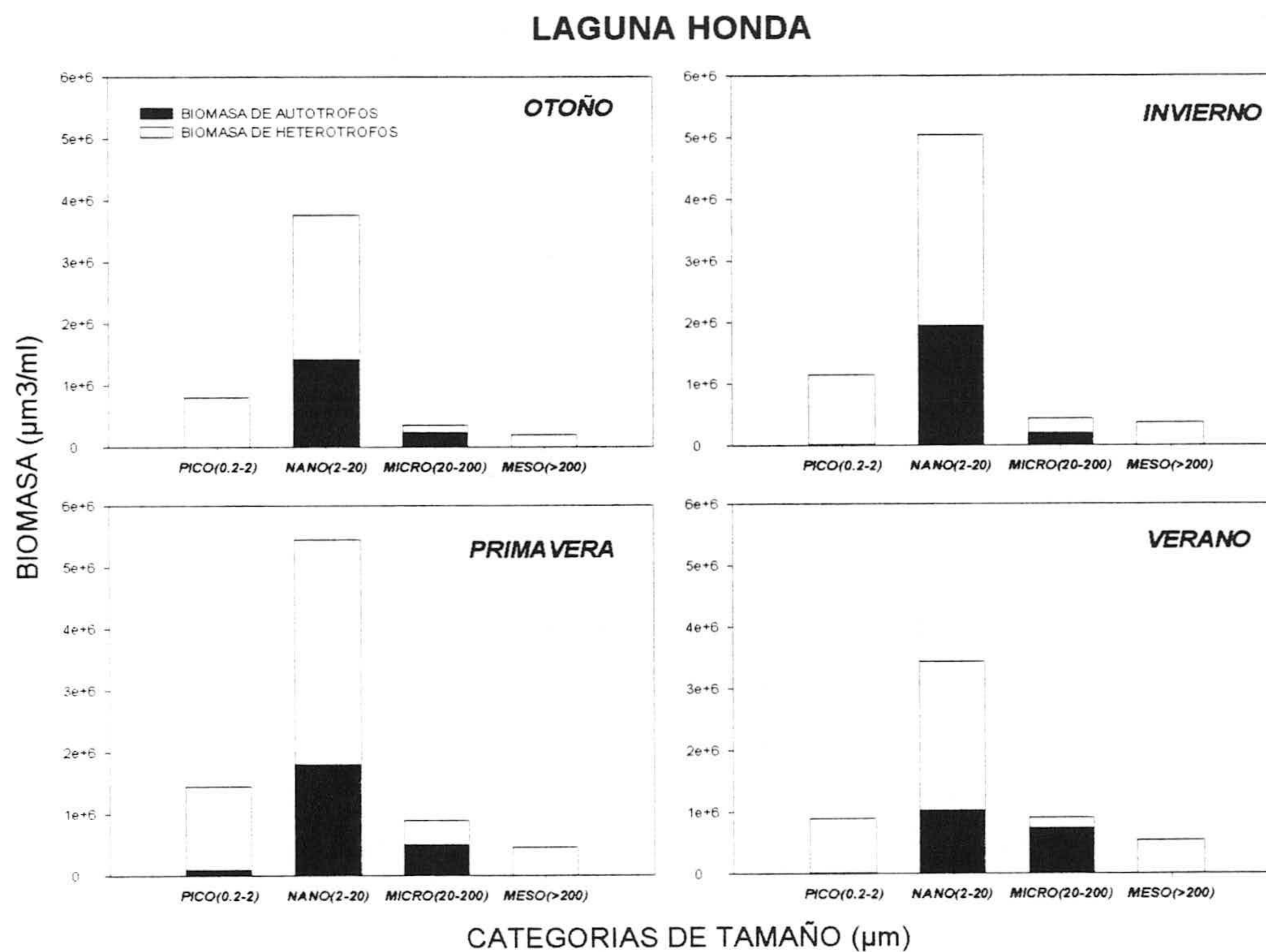


Figura 70. Representación de la distribución de la biomasa autótrofa y heterótrofa en las diferentes categorías de tamaño para la laguna Honda

En cambio, en la laguna Nueva la situación cambia drásticamente (Figura 71). Los valores de biomasa pasan a estar mejor representados por la fracción microplanctónica, en donde destaca la presencia de *Peridinium sp* como la especie de dinoflagelado que mejor contribuye a dichos valores de biomasa en este sistema.

Por último, hemos comparado la relación entre valores de clorofila *a* ($\mu\text{g/l}$) y el biovolumen celular ($\mu\text{m}^3/\text{l}$) como índice para estimar la cantidad de clorofila por unidad de volumen celular con la finalidad de observar si hay diferencias en la composición pigmentaria de los diferentes grupos taxonómicos de las lagunas de la Albufera de Adra.

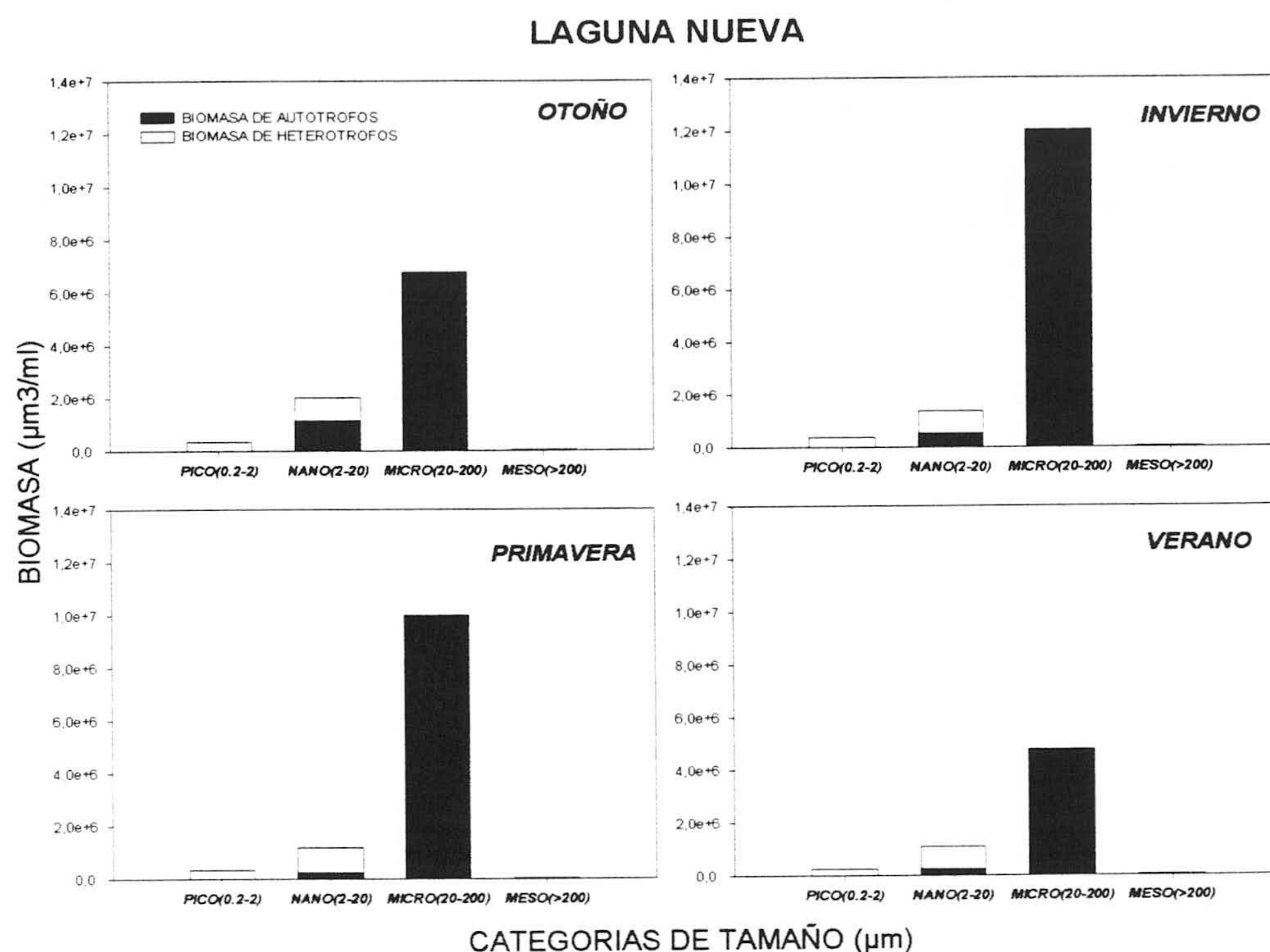


Figura 71. Representación de la distribución de la biomasa autótrofa y heterótrofa en las diferentes categorías de tamaño para la laguna Nueva.

En la tabla XIV se aprecian los valores obtenidos para ambas lagunas en las diferentes épocas del año.

Tabla XIV.- Valores del índice chl "a" / B(v) para las lagunas Honda y Nueva.

| <i>fg chl "a" / μm^3 de Vol.cel.</i> | LAGUNA HONDA | LAGUNA NUEVA |
|--|--------------|--------------|
| Otoño | 166,30 | 21,70 |
| Invierno | 263,94 | 28,04 |
| Primavera | 134,23 | 16,34 |
| Verano | 89,78 | 14,17 |

En donde se observa que la laguna Honda ($164 \text{ fg Chl} \cdot \mu\text{m}^{-3}$ de volumen celular) presenta valores promedio un orden de magnitud más elevados que en la laguna Nueva ($20 \text{ fg Chl} \cdot \mu\text{m}^{-3}$ de volumen celular), lo que refleja una respuesta adaptativa del fitoplancton (fotoadaptación) a las bajas condiciones lumínicas registradas especialmente en la laguna Honda (ver capítulo I). El rango de valores encontrados en

las lagunas Honda y Nueva va entre 14 y 263 con un valor medio de 92 fg Chl . μm^{-3} de volumen celular, estos datos son muy superiores a los datos publicados por Nicholis and Dillon (1978) que registro valores entre 1 y 100 con una valor medio de 8 fg Chl . μm^{-3} de volumen celular. Jiménez et al, 1987 a pesar de encontrar valores dentro del rango observado por Nicholis and Dillon (op.cit) sugieren que los altos valores obtenidos de contenido pigmentario en un bloom algal en las costas mediterráneas son debidos a clorofila detrítica así como a fragmentos de células, desechos fecales etc, que estarían sobreestimando dichos valores.

Por último cabe destacar que muchas veces los valores anómalos obtenidos para el índice celular por clorofila son debidos a las metodologías utilizadas como puede ser por ejemplo, el uso de filtros para el fraccionamiento de la clorofila que puede llevar a errores a la hora de aplicar dichos índices. En tal sentido la metodología empleada aquí (ver materiales y método) permitió la construcción de un espectro continuo que puede "integrar" para los intervalos de tamaño que consideremos oportuno. Por otro lado el control a través de la microscopía del biovolumen y abundancia numérica evita las interferencias de material detrítico a la hora de aplicar dichos índices.

SINTESIS

11. SINTESIS

A escala global, la eutrofización de los ecosistemas acuáticos y sus consecuencias sobre el deterioro de la calidad de las aguas se revela como uno de los problemas ambientales más importantes, por lo que se ha centrado los mayores esfuerzos humanos (investigadores) y económicos en el análisis de sus causas, la reducción de sus efectos y, eventualmente, la restauración de ecosistemas degradados.

Un análisis de la situación muestra que la solución del problema, lejos de ser una realidad, muestra múltiples debilidades que se manifiestan en el, en ocasiones (escaso) éxito de las medidas de control adoptadas, de gestión propuestas y/o de recuperación emprendidas, de las que la literatura limnológica está plagada. Estas inconsistencias / debilidades se refieren, básicamente, a un inadecuado diagnóstico y evaluación de la situación de partida como consecuencia, a su vez, de una falta de rigor (entre otras cosas) de la falta de conocimiento profundo del funcionamiento del sistema objeto de análisis y de la selección de parámetros, así como de la escala de resolución empleada en la obtención de los datos y la detección rigurosa de los niveles de nutrientes; indicadores de calidad y estado trófico del sistema.

Las Albuferas de Adra constituyen la zona húmeda natural de mayor importancia en el litoral almeriense, localizadas en el extremo oriental del delta del río Adra. Constituyen un complejo palustre que comprende actualmente dos "grandes" lagunas: la Laguna Honda y la Laguna Nueva de disposición paralela a la línea de costa. El principal valor ecológico de éstos ecosistemas acuáticos (que los ha llevado a ser declarados Reserva Natural) es el variado y numeroso censo de especies de aves y especies piscícolas presentes en el espacio, catalogadas todas ellas como en peligro de extinción.

Actualmente la influencia antropogénica sobre estos ambientes reductos (áreas muy restringidas de lagunas y marjales en ciertos puntos de la costa) se ha incrementado de forma exponencial y los problemas a los que se ven sometidos son otros y, seguramente, más graves: extraordinaria velocidad del proceso de ocupación del espacio litoral por el turismo; concentración de industrias que requieren grandes cantidades de agua dulce; construcción de embalses río arriba que restringen y modifican el régimen de caudal y de aporte de sedimentos en las zonas deltaicas etc.

Esto les hace ser ecosistemas muy fluctuantes con cierto (elevado) grado de impredecibilidad (Miracle, 1987).

Estudios limnológicos realizados anteriormente en las lagunas de la Albufera de Adra han permitido confirmar el carácter eutrófico (y hasta hipereutrófico) de estos sistemas, subrayando, un ritmo creciente de eutrofización en los últimos años, posiblemente como consecuencia de las intensas prácticas agrícolas de la zona.

Sobre la base de estos antecedentes así como del conocimiento existente de estas lagunas, y la alta fluctuabilidad a la que están sometidos estos sistemas actualmente se lleva a cabo el proyecto "Control de la eutrofización en las lagunas de las Albuferas de Adra. Diagnóstico, evaluación y propuesta de recuperación" que, incluido en el proyecto UE-LIFE B4-3200/98/458 "Conservación de las Albuferas de Adra", está siendo financiado por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía.

Desde el punto de vista térmico, la morfometría de ambos sistemas y su posición geográfica explican que ambas lagunas presenten un patrón de distribución espacio-temporal muy similar que permite caracterizarlos como monomícticos fríos. Durante el período de estratificación térmica los valores de estabilidad en la columna de agua y de la frecuencia de Brunt-Väisälä son, como era de esperar extraordinariamente bajos y la mezcla inducida por el viento juega un papel determinante durante buena parte del ciclo anual.

En la laguna Honda, la transparencia del agua, expresada como la profundidad de visión del disco de Secchi, presenta valores promedio relativamente bajos y las curvas de extinción de la luz a lo largo del perfil vertical de la masa de agua, muestran una pronunciada pendiente, lo que indica una reducción brusca de la radiación con la profundidad. En la laguna Nueva, por el contrario, los valores promedio de profundidad de visión del disco de Secchi son mucho más altos, y la penetración de la radiación solar llega durante buena parte del año, hasta el fondo. Los valores del coeficiente de extinción vertical de la luz (K) reflejan, así mismo, esta circunstancia y las diferencias entre lagunas. El material particulado clorofílico se destaca como la variable más significativa para explicar este escenario (clima) de radiación.

Ambas lagunas presentan aguas fuertemente mineralizadas y de elevada reserva alcalina (en las que los bicarbonatos constituyen la especie química dominante de

carbono inorgánico). Atendiendo a su conductividad pueden ser consideradas, dentro de la categoría de aguas muy duras y francamente mineralizadas.

La distribución de los valores promedio de Bicarbonato: Cloruros: Sulfatos permite definir las como aguas Sulfatocloruradas en las que el orden de abundancia de dichas iones se aproximan a la del agua marina.

Los valores de la concentración de Oxígeno disuelto medidos en superficie, para ambas lagunas, son bastante elevados. Suponen niveles próximos a la saturación y, en algunos momentos, de sobresaturación. La distribución en el perfil vertical muestra diferencias notables entre ambas lagunas y aunque es difícil establecer un patrón definido, en la laguna Honda parecen evidenciarse curvas clinogradas de distribución con períodos de anoxia funcional en las capas profundas durante los meses estivales mientras que en la laguna Nueva predominan curvas ortogradas durante buena parte del ciclo anual.

Los valores promedio anuales de la mayoría de las variables incluidas en los índices de estado trófico permiten considerar y confirmar una vez más, a la laguna Honda como un sistema Hipereutrófico y a la laguna Nueva como eutrófica. La evolución de estas variables ilustran un deterioro continuado de la calidad de las aguas en los últimos quince años.

La composición y estructura de las comunidades de autótrofos y heterótrofos se ajustan en líneas generales a lo esperable en este tipo de sistemas. Las variaciones en la composición relativa en cada uno de estos grupos así como en la sustitución estacional de especies de fitoplancton reflejan las diferencias que en las condiciones y recursos, antes comentadas, se han cuantificado entre lagunas.

Un análisis de componentes principales realizado sobre ambas lagunas sugiere que la estacionalidad climatológica y ligada a ellas procesos de concentración / dilución de sales puede ser definida como el primer eje de ordenación de variables y de muestras. El ciclo estacional del desarrollo de fitoplancton y procesos hidrodinámicos (en especial en la laguna Nueva) pueden ser considerados como segundo eje de ordenación y finalmente un eje de biomasa que discrimina entre biomasa heterótrofa y fotosintética, parece tener en la laguna Honda un valor significativo como componente III.

El reconocimiento de la elevada complejidad taxonómica del plancton en general, tanto en ecosistemas continentales como oceánicos, ha llevado a la necesidad de explorar alternativas basadas en criterios de agregación que permitan reducir la complejidad de las comunidades. En tal sentido, el tamaño individual, aparece como uno de los criterios de agrupación más útiles. Tanto la objetividad del criterio así como la existencia de técnicas diversas que permiten una descripción objetiva, repetitiva y rápida de la comunidad a llevado a considerarlo como un enfoque alternativo de simplificación en el análisis de las comunidades pelágicas.

Hasta donde sabemos, no se ha realizado hasta el momento el estudio de la estructura de tamaños de la comunidad planctónica de un sistema de albufera como es el propuesto en este estudio. Mediante la combinación de técnicas actuales de análisis de imagen y citometría de flujo se pretende caracterizar la estructura de tamaños y la composición funcional del plancton en este sistema, prestando especial atención a las escalas de variabilidad temporal a lo largo de un ciclo anual.

La caracterización del tamaño de las poblaciones analizadas por citometría de flujo a través del filtrado directo por diferentes mallas reflejo claramente que la estructura de la comunidad fitoplanctónica de la laguna Honda esta dominada por poblaciones de tamaño más pequeño que en la laguna Nueva. En cambio, en ambas lagunas, las nubes de puntos correspondientes a las poblaciones de mayor fluorescencia y dispersión de luz presentan drásticas reducciones después del filtrado.

A lo largo del período de estudio se han apreciado diferencias muy significativas en la dinámica estacional de las poblaciones fitoplanctónicas de las dos lagunas que componen esta Albufera. El análisis con citometría de flujo ha permitido una rápida caracterización de las mismas y ha puesto de manifiesto no solo la existencia de proliferaciones algales que se desarrollan y desaparecen en cortos períodos de tiempos sino también la segregación en el tiempo de estos episodios para los “mismos” grupos en una y otra laguna.

Es de destacar el distinto grado de abundancia que alcanzan las poblaciones fitoplanctónicas identificadas por citometría de flujo, siendo prácticamente un orden de magnitud mayor en la laguna Honda que en la laguna Nueva. Comparado con sistemas costeros marinos, los máximos de la laguna Nueva están en un nivel similar a los valores más bajos encontrados en el Mar de Alborán. En cambio en la laguna

Honda encontraríamos valores comparables durante prácticamente todo el año. El máximo de abundancia registrado en la en esta laguna es del mismo orden que los valores encontrados en la bibliografía para sistemas de agua dulce meso-eutróficos como el lago Constance y oligo-mesotróficos como los grandes lagos o en sistemas oceánicos oligotróficos

La contribución de los diferentes grupos a la biomasa total del sistema (expresada como clorofila a) fue muy diferente. En este sentido, el patrón en la laguna Nueva es bastante claro y se puede apreciar que es la población denominada nanoplancton la que explica la evolución de las concentraciones de clorofila a lo largo del período de estudio. En la laguna Honda, por el contrario, es el fitoplancton de menor tamaño (fundamentalmente el ultraplancton) el que explica el patrón de variación de clorofila del sistema.

El análisis más detallado de las distintas fracciones (de clorofila y de citometría de flujo) pone de manifiesto la gran complejidad de ambos sistemas, llamando nuestra atención el caso particular de la laguna Honda, sistema hipereutrófico dominado por las fracciones pequeñas. La contribución de la clorofila fraccionada comprendida en el rango 0.2-12 μm explica más del 75% de la clorofila total, en promedio, y se correlaciona aceptablemente con el patrón de variación del ultraplancton ($r=0.72$). En la Laguna Nueva el nanoplancton presenta una alta correlación con la fracción de 12-25 μm ($r=0.75$) pero no con el perfil dibujado por la clorofila >25 , lo cual es razonable dadas las limitaciones técnicas del instrumento usado, con una ventana efectiva de medidas comprendida en el rango 0.5-20 μm .

A pesar de la excelente correlación de la serie de valores correspondientes a la suma total de especies contadas con microscopía y el total de células analizadas con citometría de flujo ($r=0.78$) es difícil adscribir los grupos de esta última técnica con las especies más dominantes. No obstante parece evidente que el grupo identificado como "Ultra3" se correlaciona muy bien con la especie *Prymnesium parvum* en ambas lagunas y que el "Pico2" en la laguna Nueva está compuesto de varias especies, de contribución variable a lo largo del ciclo, como lo son *Monoraphidium sp.*, *Chlorella sp.* y *Nitzschia sp.* Además, en la laguna Honda quedan bien relacionadas con la citometría de flujo especies como, *Rhodomonas sp* y *Monoraphidium sp*, que pueden ser adscritas a los grupos denominados "Ultra1" y "Ultra3" de forma concluyente.

En definitiva hemos podido comprobar que no es descabellado asignar grupos celulares de características ópticas concretas con especies fitoplanctónicas dominantes en sistemas acuáticos epicontinentales tales como los estudiados. La robustez estadística de la técnica de CMF, su carácter cuantitativo y la rapidez del análisis le confieren una gran potencialidad de uso si la complementamos con análisis paralelos mediante técnicas directas como la microscopía óptica.

Por otro lado, el estudio de los espectros de tamaño de las comunidades planctónicas de las Albuferas han revelado que, la escala primaria o fisiológica de espectros de tamaños y biomasa es un carácter calificable de general para los sistemas acuáticos, sean estos continentales o marinos, cuando el rango de tamaños cubre una parte sustancial de la comunidad planctónica.

La escala secundaria o ecológica, consecuencia de considerar grupos definidos por su composición taxonómica o por una categoría dimensional, sí pone de manifiesto las diferencias entre ecosistemas y exhibe escalas interpretables de variación temporal

Los espectros de tamaño del fitoplancton y del zooplancton reflejan la dependencia de la estructura de tamaño específica a la hora de explicarlos.

Las lagunas Honda y Nueva presentaron diferencias sustanciales a la hora de comparar la importancia relativa de la biomasa de autótrofos y heterótrofos dentro de cada categoría de tamaño considerada. De ello se desprende que en la laguna Honda la fracción nanoplanctónica es la dominante mientras que en la laguna Nueva es la fracción correspondiente al microplancton.

Cabe destacar que los altos valores obtenidos de contenido pigmentario en las células algales de las lagunas de la Albufera de Adra reflejan claramente las condiciones extremas de luz (principalmente la Honda) a la que se encuentran sometidas.

CONCLUSIONES

12. CONCLUSIONES

1- Desde el punto de vista térmico, la morfometría de ambos sistemas y su posición geográfica explican que ambas lagunas presenten un patrón de distribución espacio-temporal muy similar que permite caracterizarlos como monomícticos fríos. Durante el período de estratificación térmica los valores de estabilidad en la columna de agua y de la frecuencia de Brunt-Väisälä son, como era de esperar extraordinariamente bajos y la mezcla inducida por el viento juega un papel determinante durante buena parte del ciclo anual.

2- En la laguna Honda, la transparencia del agua, expresada como la profundidad de visión del disco de Secchi, presenta valores promedio relativamente bajos y las curvas de extinción de la luz a lo largo del perfil vertical de la masa de agua, muestran una pronunciada pendiente, lo que indica una reducción brusca de la radiación con la profundidad. En la laguna Nueva, por el contrario, los valores promedio de profundidad de visión del disco de Secchi son mucho más altos, y la penetración de la radiación solar llega durante buena parte del año, hasta el fondo. Los valores del coeficiente de extinción vertical de la luz (K) reflejan, así mismo, esta circunstancia y las diferencias entre lagunas. El material particulado clorofílico se destaca como la variable más significativa para explicar este escenario (clima) de radiación.

3- Ambas lagunas presentan aguas fuertemente mineralizadas y de elevada reserva alcalina (en las que los bicarbonatos constituyen la especie química dominante de carbono inorgánico). Atendiendo a su conductividad pueden ser consideradas, dentro de la categoría de **aguas muy duras y francamente mineralizadas**.

4- La distribución de los valores promedio de Bicarbonato: Cloruros: Sulfatos permite definir las como aguas **Sulfatocloruradas** en las que el orden de abundancia de dichos iones se aproximan a la del agua marina.

5- Los valores de la concentración de Oxígeno disuelto medidos en superficie, para ambas lagunas, son bastante elevados. Suponen niveles próximos a la saturación y, en algunos momentos, de sobresaturación. La distribución en el perfil vertical muestra diferencias notables entre ambas lagunas y aunque es difícil establecer un patrón definido, en la laguna Honda parecen evidenciarse curvas clinogradas de distribución con períodos de anóxia funcional en las capas profundas durante los meses estivales

mientras que en la laguna Nueva predominan curvas ortogradas durante buena parte del ciclo anual.

6- Los valores promedio anuales de la mayoría de las variables incluidas en los índices de estado trófico permiten considerar a la laguna Honda como un sistema Hipereutrófico y a la laguna Nueva como eutrófica. La evolución de estas variables ilustran un deterioro continuado de la calidad de las aguas en los últimos quince años.

7- La composición y estructura de las comunidades de autótrofos y heterótrofos se ajustan en líneas generales a lo esperable en este tipo de sistemas. Las variaciones en la composición relativa en cada uno de estos grupos así como en la sustitución estacional de especies de fitoplancton reflejan las diferencias que en las condiciones y recursos, antes comentadas, se han cuantificado entre lagunas.

8- Un análisis de componentes principales realizado sobre ambas lagunas sugiere que la estacionalidad climatológica y ligada a ellas procesos de concentración / dilución de sales puede ser definida como el primer eje de ordenación de variables y de muestras. El ciclo estacional del desarrollo de fitoplancton y procesos hidrodinámicos (en especial en la laguna Nueva) pueden ser considerados como segundo eje de ordenación y finalmente un eje de biomasa que discrimina entre biomasa heterótrofa y fotosintética, parece tener en la laguna Honda un valor significativo como componente III.

9- El análisis de la estructura de tamaños del fitoplancton de las lagunas de la Albufera de Adra mediante las técnicas de fraccionamiento y citometría de flujo puso de manifiesto la existencia de claras diferencias entre las mismas. Estas diferencias se sustanciaron a nivel del picoplancton fotosintético, siendo mucho más abundante, en términos relativos, en la Laguna Honda. Por el contrario, los componentes fitoplanctónicos de mayor tamaño, controlados por la técnica descrita, fueron relativamente mucho más importantes en la Laguna Nueva.

10- A lo largo del período de estudio se apreciaron múltiples proliferaciones fitoplanctónicas de comportamiento independiente en una y otra laguna. En cualquier caso los picos de abundancia encontrados en la laguna Honda fueron prácticamente un orden de magnitud superiores a los de la Laguna Nueva, con la excepción del nanoplancton de mayor tamaño.

11- En términos de biomasa total fotosintética, los grupos nanoplanctónicas fueron los principales contribuyentes en el caso de la laguna Nueva, mientras que los ultraplánctónicos lo hicieron en la Honda.

12- Se ha encontrado una alta correlación entre recuentos realizados con microscopía óptica y con citometría de flujo para los grupos más abundantes. Sin embargo, la adscripción fina a categorías taxonómicas requiere, en todo caso, un control continuo mediante técnicas de análisis por métodos directos.

13- Nuestros resultados sobre los espectros de tamaño, confirman una vez más que, la escala primaria o fisiológica de espectros de tamaños y biomasa es un carácter calificable de general para los sistemas acuáticos, sean estos continentales o marinos, cuando el rango de tamaños cubre una parte sustancial de la comunidad planctónica. Así como que la escala secundaria o ecológica, consecuencia de considerar grupos definidos por su composición taxonómica o por una categoría dimensional, sí pone de manifiesto las diferencias entre ecosistemas y exhibe escalas interpretables de variación temporal

14- Los espectros de tamaño del fitoplancton y del zooplancton reflejan la dependencia de la estructura de tamaño específica a la hora de explicarlos.

15- Las lagunas Honda y Nueva presentaron diferencias sustanciales al comparar la importancia relativa de la biomasa de autótrofos y heterótrofos dentro de cada categoría de tamaño considerada. De ello se desprende que en la laguna Honda la fracción nanoplanctónica tanto autótrofa como heterótrofa es la dominante mientras que en la laguna Nueva es la fracción correspondiente al microplancton.

16- Cabe destacar que los altos valores obtenidos de contenido pigmentario en las células algales de las lagunas de la Albufera de Adra reflejan claramente las condiciones extremas de luz (principalmente en la laguna Honda) a la que se encuentran sometidas.

BIBLIOGRAFIA

13. BIBLIOGRAFÍA

Agustí, S., C.M. Duarte and J. Kalff. 1987. Algal cell size and the maximum biomass and density of phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.* 32 (4):983-986.

Alonso, M. 1985. *Las lagunas de la España peninsular: Taxonomía, ecología y distribución de los Cladóceros*. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona.

APHA. 1989. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. APHA/AWWWA/WPCF. Washington: 1268

Bautista, B. and F. Jiménez-Gómez. 1996. Ultraplankton photoacclimation through flow cytometry and pigment análisis of mediterranean costal waters. In: Underwater Light and Algal Photobiology, F. L. Figueroa, C. Jiménez, J. J. Pérez-Lloréns and F. X. Niell, editors. *Sci. Mar.*, 60 (1). Pp.233-241.

Blancher, C. E. II. 1984. Zooplankton-trophic state relationships in some north and central Florida lakes. *Hydrobiología* 109: 251 - 263.

Blanco, J. M., F. Echevarría y C. M. García. 1994. Dealing with size-spectra:some conceptual and mathematical problems. In: J. Rodríguez and W.W.Li (ed.):*The Size Structure and Metabolism of the Pelagic Ecosystem*. *Scientia Marina*, 58 (1-2):17-29.

Borgmann, U. 1982. Particle-size-conversion efficiency and total animal production in pelagic ecosystems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 39, 668-674.

Borgmann, U. 1987. Models on the shape of, and biomass flow up, the biomass size spectrum. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 44,136-140.

Boudreau, P. R. and Dickie, L.M .1989. Biologiccal models of fisheries production based on physiological and ecological scalings of body size. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 46, 614-623

Brock, T. D. 1983. Membranes filtration: a user`s guide and reference manual. *Science Tech.*, Madison, WI, 381 pp.

- Burkill, P. H., G. A. Tarran and E. S. Edwards. 1990. Flow cytometric análisis of protozoan grazing (abstract). NATO *Advanced Science Institutes on individual Cell and Particle Analysis in Oceanography*, Acquafredda di Maratea, Italy.
- Campbell, L., H. A. Nolla and D. Vaultot. 1994. The importance of *Prochlorococcus* to community structure in the central North Pacific Ocean. *Limnol. Oceanogr.* 39:954-961.
- Canfield, D. E., Jr. E. Philips and Duarte. C. M. 1989. Factors influencing the abundance of blue-green algae in Florida lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46: 1232-1237.
- Caron., D. A., Dic, F. R and D. R. S. Lean. 1985. Chroococcoid cyanobacteria in Lake Ontario: vertical and seasonal distributions during 1982. *J. Phycol.*, 21: 171-175.
- Carrillo, P., Cruz-Pizarro, L., Morales, R. y Sánchez-Castillo, P. 1987. Cambios estacionales en las comunidades de fitoplancton y de zooplancton de la Albufera de Adra. *Limnética*, 3, (2): 243-254.
- Carrillo, P., Sánchez-Castillo, P., Cruz-Pizarro, L. y Morales, R. 1996. Cambios cíclicos y tendencias a largo plazo en la salinización de ecosistemas fluctuantes (Albuferas de Adra). Evidencias de eutrofización y contaminación. *Limnética*, 12 (1): 59-65.
- Carlson, R. E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.* 22(2): 361-369.
- Catalán, J. 1969. *Química del agua*. Blume. Madrid. 356 pp.
- Chisholm, S. W., E. V. Armbrust and R. J. Olson. 1986. The individual cell in phytoplankton ecology: cell cycles and flow cytometry. In T. Platt and W.K.W. Li (eds.): *Photosynthetic Picoplankton. Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Science*, 214: 343-369.
- Chisholm, S. W., R. J. Olson and C. M. Yentsch. 1988. Flow cytometry in oceanography. *Eos. Wash.* 69:562.
- Christaki, U., S. Jacquet, J. R. Dolan, D. Vaultot et F. Rassoulzadegan. 1999. Growth and grazing on *Prochlorococcus* and *Synechococcus* by two marine ciliates. *Limnol. Oceanogr.* 44:52-61.

- Comín, F. A y Ferrer, X. 1978. Desarrollo masivo del fitoflagelado *Prymnesium parvum* Carter (Haptophyceae) en una laguna costera del Delta del Ebro. *Oecologia aquatica*, 3: 207-210.
- Corzo, A., F. Jiménez-Gómez, F. J. L. Gordillo, R. García-Ruíz and F.X.Niell. 1999. *Synechococcus* and *Prochlorococcus*-like populations detected by flow cytometry in a eutrophic reservoir in summer. (Short communication). *Journal of Plankton Research*. Vol. 21. nº 8 pp. 1575-1581.
- Cruz-Pizarro, L., M. Argaiz., I. Garzón y J. López. 1992. *Batimetría de las lagunas de la Albufera de Adra*. Informe técnico. Instituto del Agua-Universidad de Granada.
- Cruz-Pizarro, L., V. Amores y J. de la Rosa. 1996. Informe Final. *Contrato UGR-Delegación Conserjería de Medio Ambiente de Almería*
- Cucci., T. L., S. E. Shumway, R. C. Newell, R. Selvin, R. R. L. Guillard and C. M. Yentsch. 1985. Flow cytometry: a new method for characterization of differential ingestión, digestión and egestion by suspensión feeders. *Marine Ecology Progress Series* 24: 201-204.
- Dafauce, C. 1975. *La Albufera de Valencia. Un estudio piloto*. Icona. Monografías, 4. Ministerio de Agricultura. Madrid. 127 pp.
- De Vicente, I. 1999. *Control de la Eutrofización en las Albuferas de Adra. Papel del sedimento en el ciclo del fósforo*. Proyecto Fin de carrera. Universidad de Granada. 87 pp.
- Del Río, M, T., 1986. *El ecosistema acuático de las Albuferas de Adra (Almería). Estudio pormenorizado de sus componentes*. Tesis Doctoral. Universidad de Granada.
- Dickie, L. M., Kerr,S. R. and Boudreau, P. R. 1987. Size dependent processes underlying regularities in ecosystem structure. *Ecol. Monogr.*, 57.233-250.
- Dillon, P. J. and F. H. Rigler. 1974. The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes. *Limnol.Oceanogr.* 19(5):767-773.
- Duarte, C. M., S. Agustí and H. Peters. 1987. An upper limit to the abundance of aquatic organisms. *Oecologia* 74: 272-276.

Dubelaar., G. B. J., A. C. Groenewegen, W. Stokdijk, G. J Van Den Engh and J. W. M. Visser. 1989. Optical plankton analyser: A flow cytometer for plankton análisis, II: Specifications. In: C.M.Yentsch and P.K.Horan (ed.): *Cytometry in Aquatic Sciences*. *Cytometry*, 10:529-539.

Echevarría, F., P. Carrillo, F. Jiménez, P. Sánchez-Castillo, L. Cruz-Pizarro and J. Rodríguez. 1990. The size-abundance distribution and taxonomic composition of plankton in an oligotrophic , high mountain lake (La Caldera, sierra Nevada,Spain). *J.Plankton Res.* 12: 415-422

Echevarría, F. 1991. *Variabilidad Espacio-Temporal de la Estructura de Tamaños del Plancton en dos Sistemas Acuáticos Epicontinentales*. Tesis Doctoral, Universidad de Málaga. Málaga.

Echevarría, F., J. Rodríguez y L. Cruz-Pizarro. 1993. Análisis comparado de la estructura de tamaños del plancton en dos sistemas acuáticos epicontinentales de muy distinta naturaleza. Actas VI Congreso Español de *Limnología*. 229-236

Echevarría, F. and J. Rodríguez. 1994. The size structure of plankton during a Dep. Bloom in a stratified reservoir. *Hydrobiología*. 284: 113-124.

Edler, L. 1979. Recommendations on methods for marine biological studies in the Baltic Sea. *The Baltic Marine Biologists*. 5:1-37.

El Amrani-Paaza, N., García-López, S., Benavente, J. y Cruz-Sanjulián, J. J. 1992. Nuevos datos sobre la calidad química de las aguas del delta del río Adra (Almería). V *Simposio de Hidrogeología*, Alicante. Vol XVI, pp. 49-60.

El Amrani-Paaza, N., Benavente, J. y Cruz-Sanjulián. J. J. 1994. Aplicación del Análisis de Componentes Principales al estudio de las características físico-químicas de las aguas del delta del río Adra (Almería, España). *Boletín Geológico y Minero*, 3, pp. 478-484.

El Amrani-Paaza, N., Benavente, J. et Cruz-Sanjulián. J. J., 1995. Modélisation hydrogéochimique de l'aquifère du delta du río Adra (Andalousie, Espagne). *Hydrogéologie*, 3, pp 47-58.

El Amrani-Paaza, N., Benavente, J. and Cruz-Sanjulián. J. J. 1996. Análisis and geochemical modeling of hydrochemical evolution of water in "Las Albuferas" (Adra, Spain), In Cruz-Sanjulián. J. J. y Benavente, J. "Wetlands: A Multiapproach Perspective". Water Research Institute, University of Granada (Spain). Pp. 69-79.

El Amrani-Paaza, N., 1997. *Caracterización y modelización hidroquímica en el acuífero del delta del Río Adra*. Tesis Doctoral. Universidad de Granada.

Fahnenstiel., G. L., Sicko-Goad, L., Scavia.D. and Stoermer. E. F. 1986. Importance of picoplankton in Lake Superior. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 235-240.

Gannon, J. E and Stemberger, R. 1978. Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicator of water quality. *Trans. am. microsc. Soc.* 97: 16 - 35.

García, C. M. 1991. *Estudio de un medio acuático Fluctuante: La laguna Atalasohalina de Fuente de Piedra (Málaga)*. Tesis Doctoral. Universidad de Málaga. 300 p.

García, C. M., F. Jiménez-Gomez, J. Rodríguez, B. Bautista, M. Estrada, J. García Braun, J. M. Gasol, F. G. Figueiras, F. Guerrero, F. Jiménez, W. K. W. Li, J. M. López Díaz, G. Santiago and M. Varela. 1994. The size structure and funcional composition of ultraplankton and nanoplankton at a frontal station in the Alboran Sea. In: J.Rodríguez and W.K.W. Li (ed.): *The Size Structure and Metabolism of the Pelagic Ecosystem. Scientia Marina*, 58 (1-2): 43-52.

García, C. M., Echevarría, F and Niell, F.X. 1995. Size structure of plankton in a temporary, saline inland lake. *Journal of Plankton Research* 17: 1803-1817

Gasol, J. M., Guerrero, R. and Pedrós-Alió, C. 1991. Seasonal variation in the size structure and prokariotic dominance in sulfurous Lake Cisó. *Limnol. Oceanogr.* 36 (5): 860-872.

Gibson, C.E & Smith, R.V. 1982. Freshwater plankton. In Carr & Whitton de.: *The biology of Cyanobacteria*. Berkeley & Los Angeles: University of California Press.

- Gilabert, J., Rodríguez, J. and Jiménez-Montes, F. 1990. The planktonic size-abundance spectrum in an oligotrophic hypersaline coastal lagoon, Mar Menor, Murcia, Spain. En: Barnes, M. Y Gibson, R.N (eds.). *Trophic relationships in the marine environment. Proc. 24 th E.M.B.S.* Aberdeen university Press. Aberdeen. 18-27.
- Gilabert, J. 1992. *Análisis del Ecosistema Planctónico del Mar Menor. Ciclo Anual, Distribución de tamaños y Red trófica.* Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- Gilabert, J. 2001. Seasonal plankton dynamics in a Mediterranean hypersaline coastal lagoon: the Mar menor: *J. Plankton Res.* 23, 207-217.
- Gilabert, J. 2001. Short-term variability of the planktonic size structure in a Mediterranean coastal lagoon. *J.Plankton. Res.* 23, 219-226.
- Guo, M., Harrison, P. J and Taylor, F. J. R. 1996. Fish Kills related to *Prymnesium parvum* N. Carter (Haptophyta) in the People's Republic of China. *J. Appl. Phycol.* Vol. 8, nº.2, pp 111-117.
- Harper, D. 1992. *Eutrophication of Freshwaters.* Principles, problems and restoration. Chapman & Hall, 2-6 Boundary Row, London SE1 8HN. 322 p.
- Healey, F. P. 1982. Phosphate. In Carr & Whitton ed.: *The biology of Cyanobacteria.* Berkeley & Los Angeles: University of California Press.
- Hofstraat, J. W., W. J. M. Van Zeijl, M. E. J. De Vreeze, J. C. H. Peeters, L. Peperzak, F. Colijn and T. W. M. Rademaker. 1994. Phytoplankton monitoring by flow cytometry. *Journal of Plankton Research* 16 (9): 1197-1224.
- Hutchinson, G. E. 1967. A treatise on Limnology. Vol II. Introduction to lake biology and the limnoplankton. *N. York. John Wiley & Sons.* 1115 pp.
- Idso, S. B. 1973. On the concept of lake stability. *Limnol. Oceanogr.* 18: 681-683.
- I.G.M.E., 1977. *Estudio hidrogeológico de la cuenca Sur-Almería.* Informe técnico IX. Adra.

Ilmavirta, I. 1974. Electronic particle counting applied in phytoplankton studies in three southern Finnish lakes. *Ann. Bot. Fenn.*, 11, 105-111.

Jeffrey, S. W and G. F. Humphrey. 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a,b,c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochem. Physiol. Pflanzen* 167: 191-194

Jiménez-Montes, J. 1987. *Aplicación del análisis de espectros de biomasa al estudio de fluctuaciones en ecosistemas perturbados.* Tesis Doctoral. Universidad de Málaga. 140 pp.

Jiménez, F., Rodríguez, J, Bautista, B and Rodríguez, V. 1987. Relations between chlorophyll, phytoplankton cell abundance and biovolume during a winter bloom in Mediterranean coastal waters. *J.Exp.Mar.Biol.Ecol.* pp 161-173.

Jiménez, F., Rodríguez, J., Jiménez-Gómez, F. and Bautista, B. 1989. Bottlenecks in the propagation of a fluctuation up the planktonic size spectrum in Mediterranean coastal waters. En: Ros, J.D. (ed.). *Topics in marine biology. Scient. Mar.* 53(2-3). Barcelona. 269-275.

Jiménez-Gómez, F., V. Rodríguez and B. Bautista. 1994. Trophic interactions in the microbial food web at a coastal station in the Alboran Sea (Western Mediterranean) in winter. (II). Size selective flagellate feeding on bacteria and its implication on the microbial loop size-structure. In: J. Rodríguez and W.W.Li (ed.): *The Size Structure and Metabolism of the Pelagic Ecosystem. Scientia Marina*, 58 (1-2):153-159.

Jiménez-Gómez, F. L. Zabala, M. Sebastian and J. Rodríguez. 1999. Picoplankton distribution in different hydrographic structures in the Azores region.. Congreso: : 34th EMBS. Azores. Portugal. Septiembre 1999. (Poster).

Jones, J. R. and Bachmann, R. W. 1976. Prediction of phosphorus and chlorophyll levels in lakes. *Journal of the Water Pollution Control Federation.*, 48, 2176-82.

Jones, J. C. 1979. A guide to methods for estimating microbial numbers and biomass in freshwater. *FBA Scientific Publication* N° 39.

Kerr, S. R. 1974. Theory of size distribution in ecological communities. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 31. 1859-1862.

Koski, M., Rosenberg, M., Viitasalo, M., Tanskanen, S and Sjolund, U. 1999. Is Prymnesium- Patelliferum Toxic for Copepods- Grazing, Egg-Production, and Egestion of the Calanoid Copepod Eurytemora-Affinis in Mixtures of Good and Bad Food. *ICES Journal of Marine Science*. Vol 56, Iss 5, pp131-139.

Krambeck, H. J., Milstein, A., and Zoran, M. 1992. Physical aspects of the ecosystem structure of dual purpose reservoirs in the Israeli costal area; Preliminary results of a solar driven data acquisition system. *Limnologica* 22: 129-135.

Li, W. K. W. 1986. Experimental approaches to field measurements: Methods and interpretation. In T. Platt & W.K.W, Li (eds.) *Photosynthetic picoplankton*. *Can. Bull. Fish. Aquat. Sci.* 241: 251-286 pp.

Li, W. K. W., Zohary, T., Yacobi, Y. Z. and A. M. Wood. 1993. Ultraplancton in the eastern Mediterranean Sea: towards deriving phytoplankton biomass from flow cytometric measurements of abundance, fluorescence and light scatter. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 102. pp. 79-87.

López, P. 1983. *Aguas salinas epicontinentales próximas a la costa mediterránea española. Estudio del medio*. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona.

López, P. 1986. Composición del sedimento en sistemas acuáticos del litoral Mediterráneo Español. *Limnética* 2: 11-18.

Margalef, R. 1974. *Ecología*. Omega. Barcelona. 951 pp.

Margalef, R. 1983. *Limnología*. Barcelona. Ediciones Omega S.A. 1010 pp.

Margalef Mir, R., 1981. *Distribución de los macrófitos de las aguas dulces y salobres del E. Y NE. de España y dependencia de la composición química del medio*. Fundación Juan March. Madrid.

- Marie, D., C. P. D. Brussaard, R. Thyrhaug, G. Bratbak and D. Vaultot. 1999. Enumeration of marine viruses in culture and natural samples by flow cytometry. *Appl. Environ. Microbiol.* 65:45-52.
- Marie, D., N. Simon, L. Guillou, F. Partensky and D. Vaultot. 2000. DNA/RNA analysis of phytoplankton by flow cytometry. In : Current protocols in cytometry. J. P. Robinson et al.(Eds.), John Wiley & Sons, Inc., NY, p. 11.12.1-11.12-14.
- Martínez-Vidal, J. L. y H. Castro (eds.). 1990. *Las Albuferas de Adra. Estudio Integral*. Instituto de Estudios Almerienses.
- Matsumura-Tundisi, T. and Tundisi, J. G. 1976. Plankton studies in a lacustrine environment.I. Preliminary data on zooplankton ecology of Broa reservoir. *Oecología*. 25: 265 - 270.
- Matsumura-Tundisi, T., Rietzler, A. C. and Tundisi, J. G. 1989. Biomass (dry weight and carbon content) of plankton Crustacea from Broa reservoir (S.Carlos, SP-Brazil) and its fluctuation across one year. *Hidrobiologia*. 179: 229 - 236.
- Matsumura-Tundisi, T., Leitao, S. N., Aguenta, L. S. and Miyahara, J. 1990. Eutrofização da represa de Barra Bonita: Estrutura e organização da comunidade de Rotifera. *Rev. Brasil. Biol.* 50 (4): 923 -935.
- McQueen, D. J., Post, J. R. and Mills, E. L. 1986. Trophic relationship in freshwater pelagic ecosystems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 1571-1581
- McQueen, D. J and Lean, D. R. S. 1987. Influence of water temperature and nitrogen to phosphorus ratios on the dominance of blue-green algae in lake St. George. Ontario. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44: 598-604.
- Miracle, R. M. 1987. Ecosistemas valencianos: Las zonas húmedas litorales. En: *El medio ambiente en la comunidad valenciana* (Generalitat Valenciana ed.): 76-81. Valencia.
- Miracle, R. M., J. M. Soria, E. Vicente y S. Romo. 1987. Relaciones entre la luz, los pigmentos fotosintéticos y el fitoplancton en la Albufera de Valencia, laguna litoral hipertrófica. *Limnetica* 3:25-34

- Morales, G. 1986.** *Contribución al conocimiento hidrológico del delta del río Adra.* Tesis de licenciatura, Universidad de Granada, Mem. Inédita. 210 p.
- Mullin, J. B. and J. P. Riley. 1955.** The colorimetric determination of silicate with special reference to sea and natural waters. *Anal. Chim. Acta.* 12: 162-176.
- Murphy, J and J. P. Riley. 1962.** A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta.* 27: 31-36.
- Murphy, L. S and E. M. Haugen. 1985.** The distribution and abundance of phototrophic ultraplankton in the North Atlantic. *Limnol. Oceanogr.* 30: 47-58.
- Nalewajko, C and C. Garside. 1983.** Methodological problems the simultaneous assessment of photosynthetic and nutrient uptake in phytoplankton as functions of light intensity and cell size. *Limnol. Oceanogr.* 28: 591-597.
- Naumann, E. 1919.** Några synpunkter angående planktons ekologi. Med. Sarskilde hansyn till fytoplankton. *Svensk Botaniske Tidskrift*, 13, 129-58.
- Nicholis, K.H. and P.V. Dillon. 1978.** An evaluation of phosphorus-chlorophyll-phytoplankton relationships for lakes. *Int. Rev. Gesamten Hydrobiol.*, Vol. 63, pp141-154.
- OCDE. 1982.** Eutrophisation des eaux. Méthodes de surveillance d'évaluation et de lutte. Paris.
- Olson, R. J., E. R. Zettler and O. K. Anderson. 1989.** Discrimination of eukaryotic phytoplankton cell types from light scatter and autofluorescence properties measured by flow cytometry. In: C.M. Yentsch and P.K. Horan (ed.): *Cytometry in Aquatic Sciences.* *Cytometry*, 10: 636-643.
- Olson, R. J., E. R. Zettler, S. W. Chisholm and J. A. Dusenberry. 1991.** Advances in oceanography through flow cytometry. In: S. Demers (ed.): *Particle Analysis in Oceanography.* *NATO Advanced Science Institutes Series, G* 27: 351-399. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.

- Oltra, R y M. R. Miracle. 1984. Comunidades zooplanctónicas de la Albufera de Valencia. *Limnética* 1: 51-61.
- Oltra, R and M. R. Miracle. 1992. Seasonal succession of zooplankton populations in hypertrophic lagoon Albufera of Valencia (Spain). *Arch. Hidrobiol.* 124:187-204.
- Orcutt, J. D. and Pace, M. L. 1984. Seasonal dynamics of rotifer and crustacean zooplankton populations in a eutrophic monomictic lake with a note on rotifer sampling technique. *Hydrobiologia.* 119: 73 -80.
- Paau, A. S., J. Oro and J. R. Cowles. 1978. Application of microfluorometry to the study of algal cells and isolated chloroplasts. *J. Exp.Bot.* 29: 1011-1020.
- Paerl, H. W. 1988. Growth and reproductive strategies of freshwater blue-green algae (Cyanobacteria). In C.D. Sandgren ed.: *Growth and reproductives strategies of freshwater phytoplankton*. Cambridge: University Press.
- Partensky, F., J. Blanchot and D. Vaultot. 1999. Differential distribution and ecology of *Prochlorococcus* and *Synechococcus*: a review. Dans : Marine Cyanobacteria, L. Charpy & A. W. D. Larkum (Eds.). *Bull. Inst. Océanogr., Monaco*, n° spécial 19, pp. 431-449.
- Pearsall, W. H. 1921. The development of vegetation in the English Lakes, considered in relation to the general evolution in glacial lakes and rock basins. *Proceeding of the Royal Society of London*, Series B, 92, 259-84.
- Pearsall, W. H. 1932. Phytoplankton in the English Lake. II. The compositions of the phytoplankton in relation to dissolved substances. *Journal of Ecology*, 30, 241-62.
- Peeter, J. C. H., G. B. J. Dubelaar, J. Ringelberg and J. W. M. Visser. 1989. Optical plankton analyser: a flow cytometer for plankton analysis. In: C.M. Yentsch and P. K. Horan (eds.): *Cytometry in Aquatic Sciences. Cytometry*, 10: 522-528.
- Peters, R. H. 1983. *The ecological implications of body size*. Cambridge University Press. Cambridge.

- Peters, R. H. 1986.** The rol of prediction in limnology. *Limnol. Oceanogr.* 31 (5): 1143-1159.
- Planas, M. D. 1973.** Composición, ciclo y productividad del fitoplancton del lago de Banyoles. *Oecologia Aquatica* 1: 3-106.
- Platt, T and K. Denman. 1977.** *Organization in the pelagic ecosystem.* Helgol. Wiss. Meeresunters., 30: 575-581.
- Platt, T and K. Denman. 1978.** *The structure of pelagic marine ecosystem.* Raap. P.-v. Reun. Cons. Perm. Int. Expl. Mer. 173: 60-65.
- Platt, T., Subba Rao, D. V. and Irwin, B. 1983.** Photosynthesis of picoplankton in the oligotrophic ocean. *Nature.* 300: 702-704.
- Platt, T., Lewis, M. and Geider, R. 1984.** Thermodynamics of the Pelagic Ecosistem: Elementary closure conditions for biological production in the open ocean. En: Fasham, M.J.R. (ed.). *Flows of energy and materials in marine ecosystems.* Plenum Press. NATO conference series. IV. Marine Sciences; v.13. New York. 49-84.
- Platt, T. 1985.** Structure of the marine ecosystem: its allometric basis. In Ulanowicz, R.E. and Platt, T. (eds), *Ecosystem Theory for Biological Oceanography.* *Can. Bull. Fish. Aquat. Sci.*, 213:55-64.
- Platt, T. 1989.** Flow cytometry in Oceanography. In: C.M. Yentsch and P.K. Horan (ed.): *Cytometry in Aquatic Sciences.* *Cytometry*, 10: 500.
- Porter, K and S. Feig. 1980.** The use of DAPI for identifying and counting aquatic microbiota. *Limnol. Oceanogr.* 25: 943-948
- Pulido, A., Benavente, J. y Morales, G., 1988.** Hidrogeología del delta del Río Adra. *Estudios geológicos*, 44: 429-443.
- Quiñones, R. A. 1994.** A cooment on the use of of allometry in the study of pelagic ecosystem proceses. In: J. Rodríguez and W.K.W. Li (eds.): *The Size Structure and Metabolism of the Pelagic Ecosystem.* *Scientia Marina*, 58 (1-2): 11-16.

Rodríguez, J. and M. M. Mullin. 1986. *Relation between biomass and body weight of plankton in a steady-state oceanic ecosystem. Limnol. Oceanogr.*, 31: 361-370.

Rodríguez, J., Jiménez, F., Bautista, B. and Rodríguez, V. 1987. Planktonic biomass spectra dynamics during a winter production pulse in Mediterranean coastal waters. *J. Plankton Res.* 9 (6): 1183-1194.

Rodríguez, J. 1994. Somme comments on the size-based structural analysis of the pelagic ecosystem: In: J.Rodríguez and W.K.W. Li (eds.): *The Size Structure and Metabolism of the Pelagic Ecosystem. Scientia Marina*, 58 (1-2): 1-10.

Rodríguez, J., F. Echevarría and F. Jiménez-Gómez. 1990. Physiological and ecological scalings of body size in an oligotrophic , high mountain lake (La Caldera, sierra Nevada, Spain). *J.Plankton Res.* 12: 593-599

Rodríguez, J., Blanco, J.M., Jiménez-Gómez, F., Echevarría, F., Gil, J., Rodríguez, V., Bautista, B. and F. Guerrero. 1998. Patterns in the size structure of the phytoplankton community in the deep fluorescence maximum of the Alboran Sea (Southwestern Mediterranean). *Deep-Sea Res.* 1.;45. pp1539-1577.

Rodríguez, J. 1999. *Ecología. Pirámide.* Madrid. 411 pp.

Rodríguez, J., Tintoré, J., Allen. J. T., Blanco J. M., Gomis, D., Reul, A., Ruiz, J., Rodríguez, V., Echevarría, F and Jiménez-Gómez, F. 2001. Mesoscale vertical motion and the size structure of phytoplankton in the ocean. *Nature*, Vol. 410. 360-363.

Rojo, C and J. Rodríguez. 1994. Seasonal variability of phytoplankton size structure in a hypertrophic lake. *J.Plankton Res.* 16 (4): 317-335

Reynolds, C.S and Walsby A.E. 1975. Waters-blooms. *Biol. Rev.* 50: 437-481

Sánchez-Castillo, P., 1984. *Estudio limnológico de dos ecosistemas hídricos de la provincia de Almería.* Excma. Diputación Provincial de Almería.

Sánchez-Castillo, P., 1987. Influencia de la salinidad sobre las poblaciones algales de tres lagunas litorales (Albufera de Adra, Almería). *Limnética* 3: 47-53.

- Sánchez-Castillo, P., Carrillo, P., Cruz-Martínez, J. M. y Cruz-Pizarro, L. 1987.** *Plancton de las lagunas de la Albufera de Adra: ciclo anual.* Instituto de Estudios Almerienses, Excma. Diputación Provincial de Almería.
- Schindler, D. W. 1975.** Whole-lake eutrophication experiments with phosphorus, nitrogen and carbon. *Int. Vereinigung Theor. Limnol. Verh.* 19: 3221-3231.
- Serra, M., Miracle, M.R y Vicente .E. 1984.** Interrelaciones entre los principales parámetros limnológicos de la Albufera de Valencia. *Limnética* 1: 9-19.
- Serra, M., 1986.** La eutrofización de los lagos. Algunos ejemplos españoles. *Anales del Centro de Alzira (UNED).* 4: 293-317.
- Servais, P., G. Billen and M. C. Hascoël. 1987.** Determination of the biodegradable fraction of dissolved organic matter in waters. *Water Res.* 21 (4): 445-450
- Shannon, C. E and Weaver W. 1963.** *The mathematical theory of communication.* Univ. Illinois Press, Urbana; 177 p.
- Shapiro, J., Lundquist. B and Carlson R. E. 1975.** Involving the public in limnology. An approach to communication. *Int. Vereinigung Theor. Limnol. Verh.* 19: 866- 874.
- Sheldon, R, W., A. Prakash and H. Sutcliffe JR. 1972.** The size distribution of particles in the ocean. *Limnol. Oceanogr.*, 17 (3): 327-340.
- Sheldon, R. W., Sutcliffe, W. H. and Paranjape, M. A. 1977.** Structure of pelagic food chain and relationships between plankton and fish production. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 34:234-2353.
- Shinn , J. A. 1941.** A practical handbook of seawater analysis. *Fish. Res. Bd.Can. Bull.* 167 p.
- Sicko-Goad, L. and E.F. Stoermer. 1984.** The need for uniform terminology concerning phytoplankton size fractions and examples of picoplankton from the Laurentian Great Lakes. *J. Great Lakes Res.*, 10: 90-93.

- Sieburth, J. McN., Smetacek, V. and Lenz, J. 1978.** Pelagic ecosystem structure: heterotrophic compartments of the plankton and their relationship to plankton size fractions. *Limnol. Oceanogr.* 23 (6): 1256-1263.
- Silvert, W. and T. Platt. 1980.** Dynamic energy-flow model of the particle size distribution in pelagic ecosystems. In Kerfoot, W. C. (ed.), *Evolution and Ecology of Zooplankton Communities*. University Press of New England, Hanover, NH and London, pp. 754-763.
- Simon, N., L. Campbell, E. Ornofsdottir, R. Groben, L. Guillou, D. Vaultot, M. Lange and L. Medlin. 2000.** Oligonucleotide probes for the identification of three algal groups by dot blot and fluorescent whole-cell hybridization. *J. Euk. Microbiol.* (sous presse).
- Smith, E. H. and J. Kalff. 1982.** Phosphorus vs Nitrogen limitation in the marine environment. *Limnol. Oceanogr.* 29: 1149-1160.
- Smith, V. H. 1983.** Low nitrogen to phosphorus favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science* 221: 669-671.
- Sommaruga, R y D. Robarts. 1997.** The significance of autotrophic and heterotrophic picoplankton in hypertrophic ecosystems. *FEMS Microbiology Ecology* 24: 187-200.
- Sommer, U., Gliwicz, Z. M., Lampert, W and Duncan, A. 1986.** The P.E.G.- model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Arch. Hydrobiol.* 106 (4): 433-471
- Soria, J. M., M. R. Miracle y Vicente. E. 1987.** Aporte de nutrientes y eutrofización de la Albufera de Valencia. *Limnética* 3: 227-242.
- Soria, J. M. 1997.** *Estudio limnológico de los ecosistemas acuáticos del "Parc Natural de L'Albufera" de Valencia.*- Tesis doctoral. Universitat de Valencia. 289 pp.
- Sprules, W. G., Casselman, J. M. y Shuter, B. J. 1983.** Size distribution of pelagic particles in lakes. *Can.J.Fish. Aquat. Sci.* 40: 1761-1769.

- Sprules W. G y Knoechel, R. 1984.** Lake ecosystem dynamics based on functional representaton of trophic components. En: Mayers, D.G y Strickler, J.R. (eds.). *Trophic interactions within aquatic ecosystems*. Westview Press. Boulder, CO. 383-403.
- Sprules, W.G y Munawar, M. 1986.** Plankton size spectra in relation to ecosystem productivity, size, and perturbation. *Can.J.Fish. Aquat. Sci.* 43: 1789-1794.
- Stockner, J. G., Klut, M. E., and W. P. Cochland. 1989.** Leaky filters: A warning to aquatic ecologists. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 16-23.
- Sutcliffe, D. W and Jones, J. G. (Eds.). 1992.** Eutrophication: Research and Application to Water Supply, *Freshwater Biological Association*.
- Teiling, E. 1916.** En Kaledonik fytoplankton formation. *Svensk Botanisk Tidskrift*, 10, 506-19.
- Thienemann, A. 1918.** Untersuchungen ubre die Beziehungen zwischen dem sauerst offgehalt der Wassers und der Zusammenensetzung der Fauna in norddeutschen See. *Archiv für Hydrobiologie*, 12, 1-65.
- Trask, B. J., G. J. Van Den ENGH and J. H. B. W. Elgershuisen. 1982.** Analysis of phytoplankton by flow cytometry. *Cytometry*. 2:258-264.
- Uehlinger, U. and J. Bloesch. 1989.** Primary production of different phytoplankton size classes in an oligomesotrophic swiss lake. *Arch. Hydrobiol.* 116 (1): 1-21-
- Vaulot, D. and D. Marie. 1999.** Diel variability of photosynthetic picoplankton in the equatorial Pacific. *J. Geophys. Res.* 104:3297-3310.
- Vicente, E and Miracle. M. R. 1988.** Estructura y función de los procariotas en dos ecosistemas lagunares costeros: la Albufera de Valencia y el Estany de Cullera. *Actas del Congreso de Biología Ambiental (II Congreso Mundial Vasco)* 1: 79-107.
- Vicente, E and Miracle. M. R. 1992.** The coastal lagoon Albufera de Valencia: An ecosystem under stress. *Limnética* 8: 87-100.

- Weber, C. A. 1907. Aufbau und Vegetation der Moore Norddeutschlands. *Botanische Jahrbuecher fuer Systematik Pflanzengeschichte und Pflanzengeographie. (Suppl.)* 40, 19-34.
- Weisse, T. 1988. Dynamics of autotrophic picoplankton in lake Contance. *Journal of Plankton Research*. Vol. 10 n° .6 pp. 1179-1188.
- West, W. and West, G. S. 1909. The British freshwater phytoplankton with special reference to the desmid plankton and the distribution of British desmids. *Proceeding of the Royal Society of London*, 81, 165-206.
- Witek, Z. y Krajewska-Soltys, A. 1989. Some examples of the epipelagic plankton size structure in high latitude oceans. *J. Plankton. Res.* : 1143-1155.
- Wortley, J. S. and Phillips, G. L. 1987. Fish mortalities and Pymnesium in the Norfolk Broads, in *Proceeding of the 18 th Study Course of the Institute of Fisheries Management, Cambridge* (ed. J.S. Wortley), pp. 152-62.
- Yentsch, C. M., P. K. Horan, K. Muirhead, Q. Dortch, E. Haugen, L. Legendre, L. S. Murphy, M. J. Perry, D. A. Phinney, S. A. Pomponi, R. W. Spinrad, M. Wood, C. S. Yentsch and B. J. Zahuranec. 1983. Flow cytometry and cell sorting: a technique for analysis and sorting of aquatic particles. *Limnol. and Oceanogr.* 28 (6): 1275-1280.
- Yentsch, C. M., T. L. Cucci, D. A. Phinney and J. A. Topinka. 1986. Real-time characterization of individual marine particles at sea: flow cytometry. In: J. Bowman, C.M. Yentsch and W.T. Peterson (ed.): *Tidal Mixing and Plankton Dynamics. Lecture Notes on Coastal and Estuarine Studies*, 17: 414-448. SpringerVerlang, Berlin Heidelberg.
- Yentsch, C. M. and J. W. Campbell. 1991. Phytoplankton growth: perspectives gained by flow cytometry. *Journal of Plankton Research* 13 Supplement: 83-108.