

UCH-FC
MAG-*ebe*
M386
c.1



**HETEROGENEIDAD AMBIENTAL Y SU INFLUENCIA EN LA
DISTRIBUCIÓN Y ABUNDANCIA DE LA CLOROFILA *-a* EN EL MAR**

INTERIOR DE CHILOÉ (2004-2005)

Tesis
Entregada a la
Universidad de Chile
En cumplimiento parcial de los requisitos
para optar al grado de

Magíster en Ciencias Biológicas
Con mención en Ecología y Biología Evolutiva

Facultad de Ciencias
Por

VIVIANA PAZ MARTINEZ BURGOS

Directora de Tesis: Vivian Montecino Banderet

FACULTAD DE CIENCIAS
UNIVERSIDAD DE CHILE
INFORME DE APROBACION
TESIS DE MAGISTER

Se informa a la Escuela de Postgrado de la Facultad de Ciencias que la Tesis de Magíster presentada por la candidata.

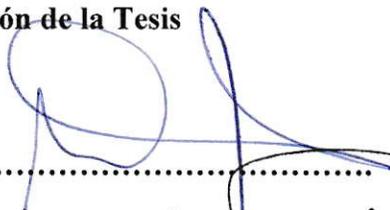
VIVIANA PAZ MARTÍNEZ BURGOS

Ha sido aprobada por la comisión de Evaluación de la tesis como requisito para optar al grado de Magíster en Ciencias con mención en Ecología y Biología Evolutiva, en el examen de Defensa Privada de Tesis rendido el día 28 de Marzo de 2011.

Director de Tesis:

Vivian Montecino Banderet..... 

Comisión de Evaluación de la Tesis

Dr. Mauricio Canals..... 

Dr. Victor H. Marín..... 





DEDICATORIA

A la educación que no se forja en las aulas, si no más bien junto al calor de hogar, de quienes te dan la vida.

Y con especial dedicación a mi fiel compañera, que estuvo desde que comenzó esta aventura, latiendo al mismo CONPAZ, siendo mi máximo y a veces mi único apoyo...

Mi hija JOSEFINA PAZ



RESUMEN BIBLIOGRAFICO



Viviana nació en Osorno, Chile el 09 de Julio del año 1981. De kinder a 8^{avo} básico estudió en la escuela México, de Michoacán. Cursó la enseñanza media en el Liceo Carmela Carvajal de Prat e ingresó el año 2000 a la Universidad de Los Lagos de su ciudad natal a la carrera de Biología Marina titulándose en el año 2005. Durante este año comenzó su vida laboral como investigadora adjunta de diferentes proyectos en el Laboratorio de Ecología e Impactos Ambientales en la Universidad de Valparaíso. En el año 2007 realizó un Diplomado en Manejo Integrado en la Zona Costera en la Universidad de Guadalajara, México. Posteriormente, ingresó al Programa de Magíster en Ciencias Biológicas con mención en Ecología y Biología Evolutiva en la Facultad de Ciencias de la Universidad de Chile en el año 2008, donde se incorporó al laboratorio de Bio-óptica realizando su tesis bajo la dirección de la Prof. Vivian Montecino B. Sus intereses se enfocan en los procesos de ecología aplicada, que proporcionen soluciones a las problemáticas de la sociedad.

AGRADECIMIENTOS



Al programa del CONA CIMAR y proyectos CIMAR-Fiordos 10 y 11 por la entrega de base de datos biológicos y fisico-químicos y al otorgamiento de la Beca CONA año 2010.

A Irayda Salinas, por ser mi amiga y compañera durante el primer año del programa y con quien compartí penas, alegrías, traspasos y buenas nuevas.

A Maria Alejandra Paredes por sus sabios consejos y disposición inmediata, a Carlos Lara por su comprensión y empuje, cuando ya no quería saber nada, además por la facilitación de las imágenes satelitales y estadística espacial, a Vivian Montecino, por su gran paciencia, ser mi guía, consejera técnica y personal. A Victor Marín por su crítica y entrega de mirada holística y a Mauricio Canals por ser facilitador en su conocimiento y buena disposición ante todo.

A Marta Gacitúa y Cefelinda Burgos por su dedicación, a mi único tesoro.

INDICE DE MATERIAS

Lista de Tablas	viii
Lista de Figuras	ix
Resumen	xiii
Abstract	xv
1. INTRODUCCIÓN	1
Hipótesis de Trabajo	7
Objetivos	9
2. MATERIALES Y MÉTODOS	10
2.1 Área de estudio	10
2.2 Obtención de datos	10
2.3 Procesamiento de datos	12
2.4 Análisis de datos	13
2.4.1 Estadística paramétrica.	13
2.4.2 Análisis multivariado no paramétrico.	13
2.4.2.1 Escalamiento no métrico multidimensional (ENMM)	14
2.4.2.2 Análisis de similitud (ANOSIM)	16
2.4.2.3 Análisis de contribución (SIMPER)	17
2.5. Análisis adicionales	18
3. RESULTADOS	19
3.1 Condiciones abióticas del mar interior de Chiloé	19
3.1.1 Factores fisicoquímicos	19
3.1.2 Variabilidad de nutrientes y materia orgánica disuelta	21

3.1.3. Heterogeneidad de los factores físicos, químicos y ópticos.....	27
3.2. Abundancia de Clorofila- <i>a</i> y su asociación a las condiciones abióticas del Mar Interior de Chiloé	34
3.3. Variable (s) predoctora (s) de abundancia de clorofila- <i>a</i>	38
3.4 Abundancia por fracción de tamaños del fitoplancton medida como clorofila- <i>a</i>	42
3.5. Predominancia del microfitoplancton por sector y cruceros.....	45
4. DISCUSIÓN	48
4.1. Heterogeneidad ambiental y Cl- <i>a</i>	48
4.2. Patrones y su posible aplicación.....	56
5. REFERENCIAS	59
6. ANEXO	73

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Valores de estrés y nivel de aceptación de la configuración final arrojada por el escalamiento multidimensional no métrico (ENMM).	16
Tabla 2. Resumen de los análisis estadísticos de la abundancia de clorofila <i>-a</i> . Comparación entre los cuatro cruceros CIMAR-Fiordos 10 y 11 (invierno y primavera 2004-2005) y sectorización norte y sur en el MICH.	37
Tabla 3. Resumen del análisis de regresión múltiple para los sectores norte y sur del MICH durante los cruceros CIMAR-Fiordos 10 y 11 (invierno y primavera 2004-2005).	39
Tabla 4. Resumen de análisis de regresión simple de MODC con <i>Cl-a</i> , de acuerdo a la sectorización norte - sur y los cuatro cruceros CIMAR – Fiordos 10 y 11 (invierno y primavera 2004.2005). * existen diferencias significativas $p < 0,05$	42
Tabla 5. Promedio y desviación estándar de la fracción por tamaños, durante los cruceros CIMAR 10 y 11 (invierno y primavera 2004.2005). * diferencias significativas $p < 0,05$	45

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mapa del mar interior de Chiloé (MICH), con algunos ríos, canales e islas indicando las estaciones oceanográficas y de Cl-a muestreadas en los sectores norte y sur durante el crucero CIMAR 10 y 11 (invierno y primavera 2004-2005). Línea puntuada: división sector norte (estaciones 1-32) y sur (estaciones 33-50).	11
Figura 2. Promedio y desviación estándar de la temperatura (°C) superficial durante los cruceros CIMAR-Fiordos 10 y 11 (invierno y primavera 2004-2005) en el mar interior de Chiloé.	19
Figura 3. Promedio y desviación estándar de la salinidad (psu) (0-10m) durante los cruceros CIMAR-Fiordos 10 y 11 (invierno y primavera 2004-2005) en el Mar interior de Chiloé.	20
Figura 4. Promedio y desviación estándar de la concentración de oxígeno disuelto (mg/L) (0-10m) durante los cruceros CIMAR-Fiordos 10 y 11 (invierno y primavera 2004-2005) en el Mar interior de Chiloé.	21
Figura 5. Promedio y desviación estándar de la concentración de fosfato (PO_4^{-3}) (μM) (0-10m) durante las cruceros CIMAR-Fiordos 10 y 11 (invierno y primavera 2004-2005) en el mar interior de Chiloé.	22
Figura 6. Promedio y desviación estándar de la concentración del silicato ($\text{Si}(\text{OH})_4$) (μM) (0-10m) durante las cruceros CIMAR-Fiordos 10 y 11 (invierno y primavera 2004-2005) en el mar interior de Chiloé.	23

Figura 7 Promedio y desviación estándar de la concentración de nitrato (NO_3^-) (μM) (0-10m) durante los cruceros, del CIMAR-Fiordos 10 y 11 (invierno y primavera 2004-2005) en el mar interior de Chiloé.
.....24

Figura 8. Concentración de nitrato y silicato (puntos) y proporción de NO_3^- : $\text{Si}(\text{OH})_4$ (línea continua), la línea recta discontinua indica la proporción 1:1, en el sector norte durante los cruceros CIMAR-Fiordos 10 y 11 (invierno y primavera 2004-2005) en el MICH.
.....25

Figura 9. Concentración de nitrato y silicato (puntos) y proporción de NO_3^- : $\text{Si}(\text{OH})_4$ (línea continua), la línea recta discontinua indica la proporción 1:1, en el sector sur durante los cruceros CIMAR-Fiordos 10 y 11 (invierno y primavera 2004-2005) en el MICH.
.....26

Figura 10. Promedio y desviación estándar de materia orgánica coloreada (ag_{375}) (0-10m) durante las cruceros CIMAR-Fiordos 10 y 11 (invierno y primavera 2004-2005) en el mar interior de Chiloé.
.....27

Figura 11. Representación de la dispersión de las variables abióticas en el MICH durante los Cruceros CIMAR –Fiordos 10 y 11 (invierno y primavera 2004-2005). Los círculos con línea discontinua representan a las primaveras (azul 2004 y roja 2005), mientras la línea continua los inviernos (verde 2004 y celeste 2005). Resultados de análisis multivariedad de escalamiento no métrico multidimensional (ENMM).
.....28

Figura 12. Heterogeneidad (disimilaridad) medida en porcentaje (%) de las variables abióticas (físicas, químicas y ópticas) según los cruceros CIMAR 10 y 11 (invierno y primavera 2004- 2005) en el MICH. Resultados de análisis SIMPER
.....29

Figura 13. Contribución en porcentaje (%) de las variables heterogéneas (disímiles) que marcan la diferenciación entre los cuatro cruceros analizados (invierno y primavera 2004-2005), la línea recta sobre las barras muestra el porcentaje total explicado por los factores expuestos. Resultados de análisis SIMPER.

.....30

Figura 14. Comparación norte y sur de las variables abióticas en el MICH durante los Cruceros CIMAR –Fiordos 10 y 11 (invierno y primavera 2004-2005). El círculo negro y discontinuo, encierra la variabilidad del sector norte, mientras que el círculo rojo y continuo corresponde a la variabilidad del sector sur, obtenidos a través análisis multivariado de escalamiento no métrico multidimensional (ENMM). EDS: Existen Diferencias Significativas.

.....31

Figura 15. Heterogeneidad (disimilaridad) medida en % de las variables abióticas (físicas, químicas y ópticas) en los sectores norte (barras blancas) y sur (barras grises) del MICH durante los cruceros CIMAR 10 y 11 (invierno y primavera 2004-2005). Resultados de análisis SIMPER

.....32

Figura 16. Contribución en porcentaje (%) de las variables heterogéneas (disímiles) que marcan la diferenciación entre los cuatro cruceros analizados (invierno y primavera 2004-2005), la línea recta sobre las barras muestra el porcentaje total explicado por los factores expuestos. Resultados de análisis SIMPER

.....34

Figura 17. Abundancia de $Cl-a$ (mg/m^3) en el MICH, durante los cruceros CIMAR – Fiordos 10 y 11 (invierno y primavera 2004-2005).

.....36

Figura 18. Abundancia promedio de $Cl-a$ (mg/m^3) (barras blancas: sector sur; barras grises: sector sur) y heterogeneidad ambiental (%) de las variables abióticas (línea negra discontinua: sector norte y línea continua roja: sector sur) en los sectores norte y sur del MICH, durante los cruceros CIMAR–Fiordos 10 y 11 (invierno y primavera 2004-2005).	37
Figura 19. Relación entre los nutrientes ($Si(OH)_4^-$, NO_3^- , PO_4^{-3} y $ag_{375}(a,b,c,d)$) y $Cl-a$ con de acuerdo a la sectorización norte-sur (izquierda) y estación del año (derecha) en que se realizaron los cruceros CIMAR–Fiordos 10 y 11 (invierno y primavera 2004-2005). Escala logarítmica	40
Figura 20. Abundancia promedio de $Cl-a$ (mg/m^3) (color amarillo) y proporción $NO_3^-: Si(OH)_4$ (color rojo) en el MICH, durante los cruceros CIMAR–Fiordos 10 y 11 (invierno y primavera 2004-2005)	41
Figura 21. Abundancia de clorofila- a por porcentaje de fracción de tamaños (fracción grande ($>20 \mu m$, fracción mediana ($20-11 \mu m$) y fracción pequeña ($<11 \mu m$) según la sectorización norte y sur del MICH, durante los cruceros CIMAR–Fiordos 10 y 11 (invierno y primavera 2004-2005).	44
Figura 22. Porcentaje promedio de la fracción de microfitoplancton (Barras) y concentración promedio de nitrato (NO_3^-) y silicato ($Si(OH)_4$) y la proporción $NO_3^-: Si(OH)_4$ en los sectores norte-sur del MICH, durante los cruceros CIMAR–Fiordos 10 y 11 (invierno y primavera 2004-2005).	47

Resumen

Se evaluó la heterogeneidad ambiental (variabilidad, medida como cambios en los valores de un determinado descriptor) determinada por factores abióticos como temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, silicato (Si(OH)_4), nitrato (NO_3^-), fosfato (PO_4) y materia orgánica disuelta coloreada (MODC) en el mar interior de Chiloé (MICH), sobre la base de datos obtenida de los cruceros de los proyectos CIMAR Fiordos 10 y 11 realizados durante invierno y primavera 2004 y 2005 respectivamente, con el fin de conocer la respuesta del fitoplancton en su distribución, abundancia y composición de tamaños (medido como clorofila-*a* (Cl-*a*)) y determinar el (los) factor (es) con mayor poder de predicción. Para ello el MICH fue dividido en dos sectores, un sector norte desde el seno de Reloncaví hasta islas Desertores que se caracteriza por presentar mayor influencia terrestre principalmente por el aporte de agua de ríos de importancia y un sector sur comprendido desde islas Desertores a boca del Guafo con mayor influencia oceánica. La heterogeneidad ambiental fue medida a través de un análisis de ordenación (escalamiento no métrico multidimensional) ANOSIM y SIMPER, y utilizando regresión múltiple para evaluar la relación de abundancia de Cl-*a* con los factores abióticos.

Se registró mayor heterogeneidad ambiental durante ambas primaveras y en el sector norte, comparado con los inviernos y el sector sur. Durante estaciones contrastantes se determinó que a mayor heterogeneidad ambiental mayor abundancia de Cl-*a* y con predominio de la fracción grande del fitoplancton (primavera), mientras que a menor heterogeneidad ambiental menor abundancia de Cl-*a* y dominio de la fracción pequeña

del fitoplancton (invierno). Por otra parte, la heterogeneidad ambiental evaluada por sectores sólo presentó una relación con la *Cl-a* durante la estación de invierno principalmente asociada a la proporción $\text{NO}_3^- : \text{Si}(\text{OH})_4$, que es ≤ 1 en el sector norte y > 1 en el sector sur, mientras que durante ambas primaveras a pesar de las diferencias de la heterogeneidad ambiental y proporción $\text{NO}_3^- : \text{Si}(\text{OH})_4$, ambos sectores se comportaron similares en cuanto a la abundancia de *Cl-a* y en el predominio de la fracción grande del fitoplancton, con influencia de otros factores ambientales como salinidad y temperatura del agua.

Se concluye que la heterogeneidad ambiental es un buen predictor de la abundancia de *Cl-a* y fracciones de tamaños del fitoplancton, las cuales dependen principalmente de la disponibilidad y ubicación de los nutrientes específicamente de NO_3^- y $\text{Si}(\text{OH})_4$ (correlación inversa), pero durante la estación de primavera se añaden factores como salinidad y temperatura que son propios de la estacionalidad, no siendo los nutrientes un factor limitante en el MICH y además la interpretación de la respuesta depende de la escala en que se visualice, mientras menor sea el tamaño de la escala (por sectores) mayor es el entendimiento de los procesos ecológicos.

Si bien es cierto las condiciones ambientales entregadas por el sistema y los procesos internos de los organismos mantienen una dinámica propia, estas interacciones deben ser jerarquizadas por lo que se sugiere que investigaciones futuras cuantifiquen la influencia de factores limitantes remotos (climáticos específicamente radiación solar) en el marco de la dinámica de flujo de materia y energía, a fin de estudiar la auto-organización del fitoplancton en el MICH.

Abstract

The environmental heterogeneity (variability, measured as the changes in the values of a certain descriptor) was determined for abiotic factors such as temperature, salinity, dissolved oxygen, silicate (Si(OH)_4), nitrate (NO_3^-), phosphate (PO_4^{-3}) and coloured dissolved organic matter (CDOM) in the inland sea of Chiloé (MICH), from a data base obtained from the cruises of the projects CIMAR Fiordos 10 and 11 done during winter and spring 2004 and 2005 respectively, in order to recognize the phytoplankton responses in its distribution, abundance and size composition (measured as chlorophyll-*a* (Chl-*a*)), and to determine the factor(s) with higher prediction capacity. For this purpose the MICH was divided in two sectors, a northern one from Seno de Reloncaví to Desertores islands characterized by a higher terrigenous influence due to important rivers runoff and a southern sector from Desertores islands to boca del Guafo with higher oceanic influence. Environmental heterogeneity was measured through an ordination analysis (non-metric multidimensional scaling) ANOSIM and SIMPER, and using multiple regression to evaluate the relationship between Chl-*a* with the abiotic factors. The highest environmental heterogeneity was recorded for both springs and the northern sector, compared with the winters and the southern sector. During contrasting seasons it was determined that at higher environmental heterogeneity, Chl-*a* was higher and with a predominance of the larger phytoplankton fraction (spring), whereas at lower environmental heterogeneity, Chl-*a* abundance was lower and with a predominance of the smaller phytoplankton fraction (winter). Moreover, environmental heterogeneity evaluated by sectors only showed a relationship with Chl-*a* during the winter season principally associated to the $\text{NO}_3^- : \text{Si(OH)}_4$ proportion of ≤ 1 in the northern sector and

>1 in the southern sector, while during both springs despite the differences in environmental heterogeneity and the $\text{NO}_3^- : \text{Si}(\text{OH})_4$ proportion, both sectors behaved similar in terms of Chl-*a* abundance and in the predominance of the larger phytoplankton fraction, with influence of other environmental factors such as salinity and water temperature.

It is concluded that environmental heterogeneity is a good predictor of the abundance of Chl-*a* and the phytoplankton fractions, which are depending on the nutrients availability and localization, specifically of NO_3^- and $\text{Si}(\text{OH})_4$ (inverse correlation), but during the spring season factors such as salinity and temperature are added as characteristic of seasonality, not being nutrients a limiting factor in the MICH and also the interpretation of the answer depends on the scale that is displayed, the smaller the size of the scale (by sector) greater understanding of ecological processes.

While the environmental conditions given by the system and internal processes of organisms maintain their own dynamic, these interactions should be hierarchy for what is suggested that future research will quantify the influence of remote limiting factors (climate specific solar radiation) in the framework of the dynamics of matter and energy flow in order to study the self-organization of phytoplankton in the MICH.

1. Introducción

Los sistemas ecológicos están conformados por componentes cuali y cuantitativamente diferentes, cuyas propiedades varían en el espacio y en el tiempo (Kolasa & Rollo, 1991) y cuyas interacciones los distinguen entre sí (Milne, 1991). En el espacio la heterogeneidad del hábitat es un factor importante para la estructuración de los organismos (MacArthur, 1984) provocando que no se distribuyan de manera uniforme ni al azar, encontrándose con frecuencia una distribución en parches (Legendre, 1993; Legendre & Legendre, 2003), y esta distribución se incrementa con la heterogeneidad ambiental que es la complejidad resultante de las interacciones y de la distribución de los factores ambientales (abióticos y bióticos) (Milne, 1991). La heterogeneidad desde un punto de vista genérico se considera como sinónimo de variabilidad, entendida ésta como cambios en los valores de un determinado descriptor (Kolasa & Rollo, 2001), que al aumentar el número de biotopos ecológicos disponibles, da lugar a una mayor diversidad de especies (Huston, 1994, Rosenzweig, 1995, Tilman, 1999, Steward *y col.*, 2000). Dado que a escala global la diversidad biológica esta positivamente correlacionada con la productividad primaria (Huston, 1994) no es raro encontrar altos valores de la biomasa de los productores primarios asociadas a hábitat con una mayor heterogeneidad (Glenn *y col.*, 2008; Gerstmann *y col.*, 2010). Tempranamente, Birge en 1897, señaló que la heterogeneidad de los componentes abióticos y bióticos de los ecosistemas acuáticos está generada por factores tales como luz, temperatura, oxígeno y la disponibilidad de nutrientes (*fide* Downing, 1991).

Dentro de las comunidades fitoplanctónicas, es común encontrar una alta diversidad de microalgas aún en muestras pequeñas de agua (Huitchinson, 1961; Sommer *y col.*, 1993, Shores *y col.*, 2008), lo cual también ha sido relacionado con el aumento en la variabilidad ambiental (Scheffer *y col.*, 2003) en donde existen variables con mayor grado de influencia en las respuestas de supervivencia y reproducción, conociéndose como factores limitantes (Liebig, 1840 *fide* Odum & Barret, 2006), los cuales ayudan a predecir en distintos escenarios. Por tanto, las propiedades del fitoplancton resultantes de la interacción de los organismos con el medio (Balech & Ferrando, 1964; Platt, 1978, Reynolds, 2006), como abundancia y diversidad de sus ensamblajes están modulados tanto por perturbaciones físicas locales, y los recursos esenciales tales como, la disponibilidad de luz y la concentración de nutrientes (Reynolds, 1984, Li, 2002; Paredes & Montecino, 2011), como con variaciones de los procesos climáticos e interacciones biológicas (Cloern *y col.* 1992; Behrenfeld *y col.* 2006).

La respuesta diferenciada del fitoplancton a las distintas características e interacciones del y con el ambiente, dependerá de las diferencias biológicas, morfológicas o tipos funcionales (Reynolds, 1988; Alvés de Souza *y col.*, 2008). Clásicamente, el fitoplancton está separado en clases de tamaño que son las siguientes: picoplancton (0,2-2 μm), nanofitoplancton (2-20 μm), y microfitoplancton (>20 μm) (Sieburth, 1978; Ciotti *y col.*, 2002). Generalmente, las especies fitoplanctónicas de mayor tamaño tienden a dominar en aguas bien mezcladas y turbulentas y en las zonas marinas costeras, donde las concentraciones de nutrientes son elevadas, ya que utilizan la energía y nutrientes de forma más eficiente que aquellas especies más pequeñas (Margalef, 1978; Brown & Maurer, 1986; Chisholm, 1992; Rodríguez, 2005; Sabetta *y*

col., 2005; Marañón, 2008, 2009). También se conoce que cuando la concentración de nutrientes es alta, el fitoplancton de mayor tamaño obtiene mayores tasas de crecimiento (Parson & Takahashi, 1973; Dugdale, 1967; *fide* Paredes, 2005). Por el contrario, las clases de menor tamaño dominan en aguas estratificadas, con mayor influencia oceánica y alejada de la costa; esto se explica por que el menor tamaño es una ventaja para la incorporación de nutrientes en aguas oligotróficas (Kjørboe, 1993; Montecino & Quiroz, 2000; Sabetta *y col.*, 2005; Paredes & Montecino, 2011). En este contexto, la distribución y abundancia de la composición y estructura de tamaños del fitoplancton es una propiedad intrínseca de la comunidad que depende además de restricciones ecológicas relacionadas con factores tróficos y de la coexistencia entre poblaciones de las comunidades fitoplanctónicas (Sabetta *y col.*, 2005; 2008).

El fitoplancton y su biomasa medida como abundancia de clorofila-*a* (Cl-*a*) es considerado como uno de los principales componentes de los programas de vigilancia ambiental de las grandes masas de agua a nivel mundial (Tello & Rodríguez-Benito, 2009), debido a que es un indicador de eutrofización marina (Jørgensen & Richardson, 1998), y de floraciones algales nocivas (FAN) que pueden generar impactos negativos en la salud humana, ecosistemas y actividad económica tales como pesca artesanal, acuicultura y turismo (Bartsch 1971; Hallegraeff 2003; Anderson *y col.*, 2000; Larkin & Adams, 2007). Por tanto, existen esfuerzos adicionales en la comunidad científica orientado a desarrollar modelos y sistemas de información para predecir estos eventos FAN (Smayda & Reynolds, 2001; Varela *y col.*, 1995; Edelvang *y col.*, 2005). La caracterización espacial de los ecosistemas oceánicos y costeros utiliza además técnicas

de sensoramiento remoto del color del océano a través de las propiedades bio-ópticas de absorción de luz del fitoplancton y de su biomasa medida como *Chl-a* son un indicador útil de la producción primaria y un parámetro clave en las proliferaciones fitoplanctónicas (Barlow *y col.*, 2008).

El mar interior de Chiloé (MICH), ubicado en el sur-oriental del océano Pacífico sur (Fig. 1), es uno de los sistemas más conspicuos del sur de Chile siendo una importante fuente de recursos hidrobiológicos, y es un área altamente utilizada por actividades acuícolas. Esta zona presenta una marcada estacionalidad, reflejadas por las grandes descargas de agua dulce producto de las altas precipitaciones (2000-5000 mm año⁻¹) durante invierno (mayo - agosto) y por los deshielos a principios de primavera (septiembre-octubre) de aguas continentales caracterizadas por ser ricas en silicato y pobres en nitrato, y que además generan gradientes de salinidad. La radiación solar y la temperatura superficial del agua, es más baja durante los meses de invierno (Iriarte *y col.*, 2007; Tello & Rodríguez-Benito, 2009), mostrando esta última una estructura vertical prácticamente homogénea, comparado con los meses de primavera cuando es más heterogéneo (Carrasco & Silva 2009b, Iriarte *y col.*, 2007).

Por otra parte, el MICH se caracteriza por presentar una zona norte con mayor influencia continental, generado por una estrecha conexión al mar con un ancho máximo de 4,6 km en el canal de Chacao, presentando una alta influencia de agua dulce ya que desde el golfo de Ancud desembocan los principales ríos que regulan las condiciones estuarinas adyacentes (Petrohué (caudal 278 m³ · s⁻¹), Puelo (caudal 670 m³ · s⁻¹), Riñihue, y Cochamó) (León, 2005). La zona sur está más expuesta a condiciones oceánicas con

aguas que son ricas en fosfato y nitrato y pobre en silicato (Carrasco & Silva, 2009a) y sin aportes importantes de ríos (Fig. 1). Las temperaturas de la zona sur son significativamente más bajas que en la zona norte con valores entre 11,4–12,7° C durante la época estival (Tello & Rodríguez-Benito, 2009).

En cuanto a la biomasa fitoplanctónica (abundancia de *Chl-a*), el MICH también exhibe una fuerte estacionalidad, con mayores concentraciones en el período correspondiente a primavera-verano y bajas concentraciones en los meses de invierno (mayo-agosto) (Montecino *y col.*, 2009, Lara, *y col.*, 2010; González *y col.*, 2010). Dominando durante primavera el microfitoplancton, mientras que durante invierno domina el nano y pico fitoplancton (Iriarte *y col.*, 2007, Montecino *y col.*, 2009). Análisis espaciales de imágenes satelitales de clorofila superficial muestran que las comunidades de fitoplancton en aguas superficiales del MICH se encuentran distribuidas en parches, mostrando parches más heterogéneos en cuanto a la abundancia de *Chl-a* y de menor tamaño en los meses de primavera-verano, mientras que en los meses invernales se han observado parches más homogéneos y de mayor tamaño del fitoplancton, reflejándose además este patrón de parchosidad en la zona norte donde se han registrado parches de menor tamaño y mayor heterogeneidad a diferencia del sector sur que presenta parches más grandes y más homogéneos, no encontrándose diferencias del tamaño y heterogeneidad del parche en el sector de islas Desertores. Estos patrones se traducen en parches de menor tamaño en época de mayor biomasa de fitoplancton (Lara *y col.*, 2010).

En este estudio, se propone que la distribución espacial del fitoplancton (medido como *Chl-a* total y fraccionada por tamaños) depende de los cambios en la heterogeneidad de

las condiciones ambientales entre los sectores norte y sur del MICH, cuya separación espacial es determinada por las condiciones de los factores físicos-químicos tales como temperatura ($T^{\circ}\text{C}$), salinidad (psu), oxígeno disuelto (OD); nitrato (NO_3^-) fosfato (PO_4^{3-}) y silicato ($\text{Si}(\text{OH})_4$) y por las características ópticas tales como la absorción de la materia orgánica disuelta coloreada (MODC). En primer lugar, se analiza la heterogeneidad ambiental y en segundo lugar se evalúan la(s) variable(s) que favorecen la abundancia, distribución y predominio de una fracción de tamaños del fitoplancton. Finalmente se predice para cual sector hay una mayor probabilidad a proliferaciones algales o recurrencia de blooms del microfitoplanctónicos en el MICH

HIPÓTESIS DE TRABAJO

Hipótesis General

Debido a que la heterogeneidad ambiental temporal y espacial de las condiciones ambientales (variabilidad) determina la distribución, abundancia y composición por tamaños de la biomasa fitoplanctónica es esperable que una mayor heterogeneidad ambiental determine una mayor abundancia del fitoplancton y con predominancia de la fracción fitoplanctónica más grande.

Hipótesis específica 1: Como la abundancia de la biomasa fitoplanctónica (clorofila-*a*) depende de la heterogeneidad (variabilidad) de las condiciones ambientales en el MICH, existiendo una relación positiva entre heterogeneidad espacial y temporal con la clorofila-*a*, es esperable que a mayor heterogeneidad de las condiciones ambientales, se debería encontrar mayor biomasa y a menor heterogeneidad ambiental, menor biomasa.

Predicción 1: En el MICH durante condiciones ambientales de primavera (cuando hay mayor variabilidad en las condiciones ambientales) se hallará una mayor biomasa fitoplanctónica a diferencia de las condiciones ambientales menos heterogéneas de la estación de invierno.

Predicción 2: En el MICH, se encontrará una mayor biomasa fitoplanctónica en el sector norte donde hay comparativamente mayor variabilidad de las condiciones ambientales a diferencia del sector sur donde habrá una menor biomasa fitoplanctónica.

Hipótesis específica 2: Como en la composición por tamaños una mayor heterogeneidad ambiental favorece el predominio de la fracción más grande del fitoplancton ($>20\mu\text{m}$), es esperable que mientras menor sea la heterogeneidad (variabilidad) ambiental, mayor será el predominio de la fracción más pequeña ($<20\mu\text{m}$).

Predicción 1: En el MICH, durante la estación de primavera, cuando hay comparativamente mayor variabilidad de los factores ambientales, predominará la fracción más grande de tamaños ($>20\mu\text{m}$) mientras que durante la estación de invierno la composición por tamaños presentará una mayor proporción de la fracción pequeña ($<20\mu\text{m}$).

Predicción 2: El sector norte del MICH, donde hay comparativamente mayor variabilidad de los factores ambientales predominará la fracción más grande de tamaños ($>20\mu\text{m}$) mientras que en el sector sur la composición por tamaños presentará una mayor proporción de la fracción pequeña ($<20\mu\text{m}$).

Objetivos

General

Evaluar la influencia de la heterogeneidad ambiental sobre la biomasa fitoplanctónica (abundancia de *Chl-a*) y fracciones de tamaño, en el MICH en épocas contrastantes de invierno y primavera.

Específicos

1. Evaluar la heterogeneidad temporal y espacial de las condiciones abióticas, en el área de estudio.
2. Evaluar la relación de la variabilidad temporal y espacial de la biomasa total del fitoplancton (*Chl-a*) de acuerdo con la heterogeneidad ambiental del área de estudio.
3. Determinar la(s) variables ambientales que constituyen el factor (es) predictor(es) de la abundancia de *Chl-a* en el MICH
4. Evaluar la variabilidad temporal y espacial de la abundancia de las fracciones de tamaño del fitoplancton de acuerdo a la heterogeneidad ambiental del área de estudio
5. Identificar los sectores con mayor proporción del microfitoplancton.

2. MATERIALES Y METODOS

2.1 Área de estudio

El estudio se realizó en el MICH, específicamente entre Puerto Montt ($41^{\circ} 30'S$) y Boca del Guafo ($43^{\circ} 49'S$), en la Región de los Lagos, el cual posee una superficie de $9.181,5 \text{ km}^2$ (Fig. 1).

2.2 Obtención de datos

Para el presente estudio se utilizó la base de datos de dos proyectos del programa CIMAR–Fiordos, de los cruceros CIMAR 10-1 (agosto 2004), CIMAR 10-2 (noviembre 2004), CIMAR 11-1 (julio 2005) y CIMAR 11-2 (Noviembre 2005), realizados a bordo del buque oceanográfico Vidal Gormáz en el MICH y organizado por el Comité Oceanográfico Nacional (CONA). En total se muestrearon 50 estaciones en cada crucero ubicadas desde el Seno de Reloncaví hasta el Golfo Corcovado y Boca del Guafo ($41.5-53^{\circ}S$) (Fig. 1).

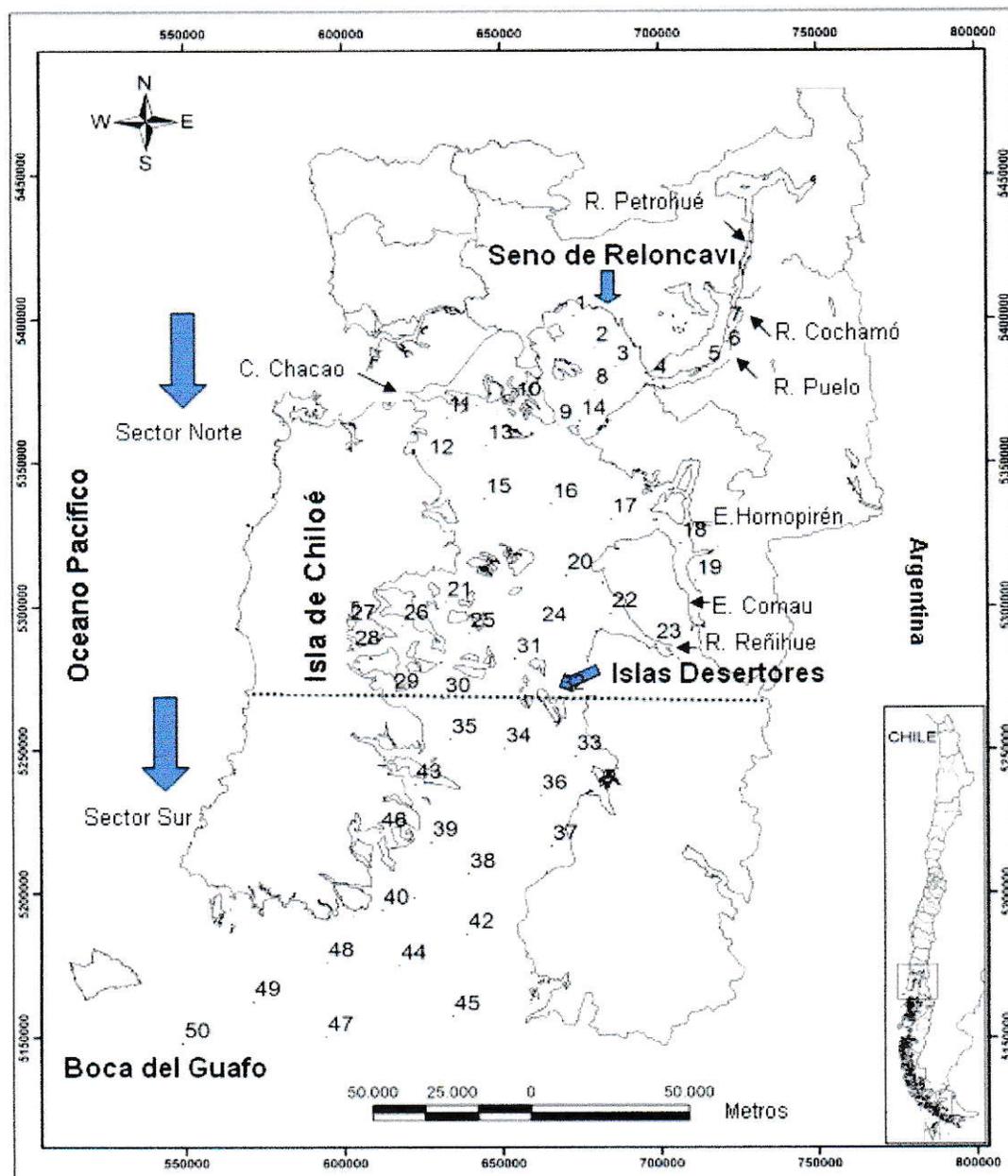


Figura 1. Mapa del mar interior de Chiloé (MICH), con algunos ríos, canales e islas indicando las estaciones oceanográficas y de Cl-a muestreadas en los sectores norte y sur durante el crucero CIMAR 10 y 11 (invierno y primavera 2004-2005). Línea puntuada: división sector norte (estaciones 1-32) y sur (estaciones 33-50).

El análisis se realizó sobre la base de los datos bio-ópticos obtenidos del Laboratorio de Bio-óptica de la Universidad de Chile y datos fisicoquímicos del Laboratorio de Biogeoquímica Marina de la Pontificia Universidad Católica de Valparaíso (PUCV).

En lo que respecta a características bio-ópticas se midió la abundancia de *Chl-a* total y su concentración por fracciones de tamaños, denominándose fracción grande a la compuesta principalmente por microfitoplancton ($>20 \mu\text{m}$), fracción mediana, a la compuesta principalmente por nanofitoplancton grande ($20-11 \mu\text{m}$) y fracción pequeña de fitoplancton, a la compuesta principalmente por nanofitoplancton chico y picofitoplancton ($<11 \mu\text{m}$) (Paredes, 2005). Además se analizaron los resultados de la materia orgánica disuelta coloreada (MODC) por absorción de la luz a 375 nm (a_{g375}).

Respecto de los factores fisicoquímicos proporcionados, por la temperatura, salinidad y oxígeno disuelto fueron registrados con un CTDO Sea-Bird modelo SBE 25, mientras que los nutrientes tales como nitrato, fosfato y silicato fueron obtenidos de muestras discretas de agua y analizados en el laboratorio de la PUCV de acuerdo a las técnicas de Atlas *y col.* (1971). Como el contenido de nitrito (NO_2^-) en la zona es muy bajo respecto al nitrato (NO_3^-), los resultados del análisis de nitrato+nitrito, se expresaron sólo como nitrato.

2.3 Procesamiento de datos

De acuerdo a las características físicas y químicas (Tello & Rodríguez-Benito, 2009; Montecino *y col.*, 2009, Carrasco y Silva 2009a y 2009b) y patrones espaciales de *Chl-a* encontrados en el MICH, este fue dividido en dos macrosectores, y basado en la estructura espacial del fitoplancton, reportada por Lara *y col.*, 2010 y sus características físicas y químicas anteriormente señaladas. El sector norte, abarca desde Puerto Montt

hasta isla Desertores (estaciones 1-32) y un sector sur que se extiende desde Isla Desertores hasta la Boca del Guafo (estaciones 33-50) (Fig.1).

Los factores bióticos y abióticos, anteriormente expuestos fueron integrados con el promedio obtenido desde 0 a 10 metros de profundidad.

2.4 Análisis de datos

2.4.1 Estadística paramétrica.

Se utilizó estadística paramétrica para evaluar diferencias entre los factores abióticos y *Cl-a* entre los sectores norte y sur y las estaciones del año contrastantes. Específicamente Análisis de Varianza de un factor (ANDEVA de una vía), previa normalidad de la variable respuesta, la cual fue sometida a la prueba de bondad de ajuste de Kolmogorov-Smirnov que al no existir, los datos se transformaron utilizando $\log(x+1)$. La homocedastacidad de esta variable fue evaluada mediante una dócima de Bartlett, a través del paquete estadístico STATISTICA 6.0.

Para buscar factores predictivos en la abundancia de *Cl-a* se utilizó una regresión múltiple con variables continuas y el método Stepwise Forward, previa independencia e idéntica distribución de los errores, con el estadígrafo de Durbin-Watson y transformadas a través de Box-Cox, a través del Paquete STATISTICA 6.0.

2.4.2 Análisis multivariado no paramétrico.

Los registros de los factores abióticos fueron transformados utilizando el coeficiente de similitud porcentual (S_{jk}) de Bray-Curtis (Ludwig & Reynolds 1988) para medir la similitud entre pares de elementos (ij, ik), construyó así la matriz de similitud utilizando:

$$S_{jk} = 100 \left\{ 1 - \frac{\sum_{i=1}^n |x_{ij} - x_{ik}|}{\sum_{i=1}^n |x_{ij} + x_{ik}|} \right\}$$

Clasificación:

Esta técnica permite la separación de las muestras de los factores abióticos en el área de estudio, formando grupos similares, según estos factores.

A partir de la matriz de similitud se realizaron pareos sucesivos de los grupos similares hasta que toda la muestra o grupos de la muestra se agruparon en un conjunto mayor, proceso que culminó con la formación de un dendrograma. La estrategia de aglomeración jerárquica de grupos se realizó por sectores y estaciones del año (modo R).

2.4.2.1. Escalamiento no métrico multidimensional (ENMM):

El ENMM, descrito por Kruskal & Wish (1978), constituye un procedimiento de ordenación, que proporciona una representación gráfica de las similitudes o distancias entre objetos, utilizando la menor cantidad de dimensiones posibles (James & McCulloch 1990). El procedimiento seguido es:

- Construcción de la matriz inicial de datos observados de factores abióticos por sector y estación según corresponda.
- Cálculo de la matriz de similitud utilizando el coeficiente de Bray-Curtis y ordenación por rangos de las distancias.

- Organización de los objetos (factores abióticos) en el espacio de ordenación, configuración inicial, con el número de dimensiones escogidas y ordenación por rangos.
- Comparación de los rangos de las distancias entre los objetos en el espacio de ordenación y de los rangos de las distancias obtenidas a partir del coeficiente de Bray-Curtis.

Una medición adecuada del resultado de un mapa obtenido a partir del análisis ENMM es la bondad del ajuste de la regresión, determinada a partir del valor de estrés. El valor de estrés incrementa con la reducción en el número de dimensiones en la configuración final y el incremento en la cantidad de datos, así el estrés queda definido como:

$$Estrés = \sqrt{\frac{\sum_j \sum_k (d_{jk} - \hat{d}_{jk})^2}{\sum_j \sum_k d_{jk}^2}}$$

Donde

d_{jk} = distancia entre los puntos j -ésimo y k -ésimo de la muestra

\hat{d}_{jk} = distancia predicha de la línea de regresión ajustada correspondiente a la

disimilitud δ_{jk} de la matriz de coeficientes de Bray-Curtis

Clarke & Warwick (2001) desarrollaron un criterio para ordenaciones a partir del análisis ENMM de dos dimensiones, que proporciona una relación entre valores de

estrés (Stress) y una adecuada representación final de la información en el mapa, según aparece en la Tabla 1.

Tabla 1. Valores de estrés y nivel de aceptación de la configuración final arrojada por el escalamiento multidimensional no métrico (ENMM).

<i>Estrés</i>	Configuración Final
< 0,05	Excelente
< 0,1	Buena
< 0,2	Regular
>0,3	Mala

2.4.2.2. *Análisis de similitud (ANOSIM):*

Con el fin de determinar diferencias significativas entre los grupos obtenidos del ENMM se realizó un análisis de similitud ANOSIM; (Clarke, 1993). Este método es equivalente a un análisis de varianza multivariado, no paramétrico.

El ANOSIM esencialmente contrasta las diferencias entre réplicas al interior de cada sector y con la diferencia entre réplicas de sectores distintos. El estadístico R es un indicador de la separación entre sitios, variando desde 0 (no diferencias entre sitios) y 1 (completa separación de sitios: las réplicas al interior de los sitios son más similares que cualquier réplica de sitios distintos).

$$R = \frac{(\bar{J}_B - \bar{J}_W)}{\frac{1}{2}M}$$

Donde

r_B = promedio de las similitudes de los rangos de todos los pares de réplicas (estaciones de muestreo de los datos) entre diferentes sectores (norte y sur).

r_W = promedio de todas las similitudes de los rangos de las réplicas intra sectores.

$M = n \times (n-1) / 2$, y n es el total de muestras en consideración.

La hipótesis nula, que no hay diferencias entre sectores, fue examinada usando un procedimiento de randomización. Se realizó un procedimiento de permutaciones aleatorias de los sectores por crucero, generando así una distribución empírica de 5000 pseudovalores de R . El valor de R observado (R_{ob}) fue luego comparado con la distribución nula.

Las hipótesis estadísticas a contrastar fueron:

H_0 : los elementos en la ordenación pertenecen al mismo sector o crucero

H_a : los elementos en la ordenación no pertenecen al mismo sector o crucero

H_0 fue rechazada a un nivel de probabilidad de $p < 0,05$ es decir cuando el 5% o menos, de la distribución empírica de R fue mayor que el valor de R_{ob} .

2.4.2.3 *Análisis de contribución (SIMPER):*

Con el fin de identificar las variables ambientales que contribuyeron a la diferenciación entre sectores y/o cruceros, se realizó el análisis de similitud-distancia (SIMPER, Clarke, 1993). El análisis SIMPER de porcentajes de similitud por variable, determina cuales contribuyen en mayor porcentaje a la disimilitud entre los sectores y/o cruceros.

Tanto las técnicas de ordenación ENMM, como las pruebas de ANOSIM y SIMPER se realizaron con el programa PRIMER 5 (Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research), desarrollado por Plymouth Marine Laboratory, UK.

2.5. Análisis estadísticos adicionales

2.5.1 Salinidad y altura de marea: Se realizaron análisis de ANDEVA de una vía para ver si existían diferencias significativas entre la altura marea en los cuatro cruceros en los sectores norte y sur. Previa comprobación de la normalidad y homocedasticidad. *A posteriori* se realizó un análisis de Tuckey HDS. Para ver si existía alguna relación entre la altura de marea y la salinidad se realizó un análisis de regresión simple de independencia de los errores a través de la dócima de Barlett en el paquete de estadística STATISCA 6.0.

2.5.2. Materia orgánica disuelta coloreada (MODC) y abundancia de Cl-*a*

Para evaluar el origen aloctono o autóctono de la MODC se realizó un análisis de regresión simple, con la abundancia de Cl-*a* previa comprobación de independencia de los errores a través de la dócima de Barlett en el paquete estadística STATISCA 6.0.

2.5.3. Proporción Nitrato: Silicato:

La proporción de nutrientes se estableció mediante del cuociente de la concentración de NO_3^- (μM) y la concentración de $\text{Si}(\text{OH})_4$ (μM) obtenidos en cada una de las estaciones de muestreo y cruceros analizados, valores mayores a 1 muestra mayor concentración de nitrato, mientras que valores menores a 1 muestran mayor concentración de silicato.

2.5.4. Gráficos ArcView:

Con la ayuda de las coordenadas geográficas en UTM, se realizaron los gráficos de ubicación de área de estudio, distribución y abundancia de Cl-*a* y proporción de NO_3^- : $\text{Si}(\text{OH})_4$ en conjunto a la abundancia de Cl-*a* en el software arcview 9.2 con licencia de Franco Maraboli.

3. RESULTADOS

3.1 Condiciones abióticas del mar interior de Chiloé

3.1.1 Factores físicos y químicos

Temperatura: El promedio en la temperatura de superficie se caracterizó por una diferencia estacional, con valores significativamente más bajos durante los inviernos 2004-2005 con valores promedios de 10,54°C– 10,06°C, respectivamente comparado con valores promedios de las primaveras 2004 y 2005 que fluctuaron entre 12,40°C y 12,07°C respectivamente (Anexo Tabla 1).

Los sectores norte y sur del MICH durante ambos inviernos no presentaron diferencias significativas a diferencia de ambas primaveras en donde las temperaturas fueron significativamente mayores en el sector norte (Fig. 2) (Anexo Tabla 2).

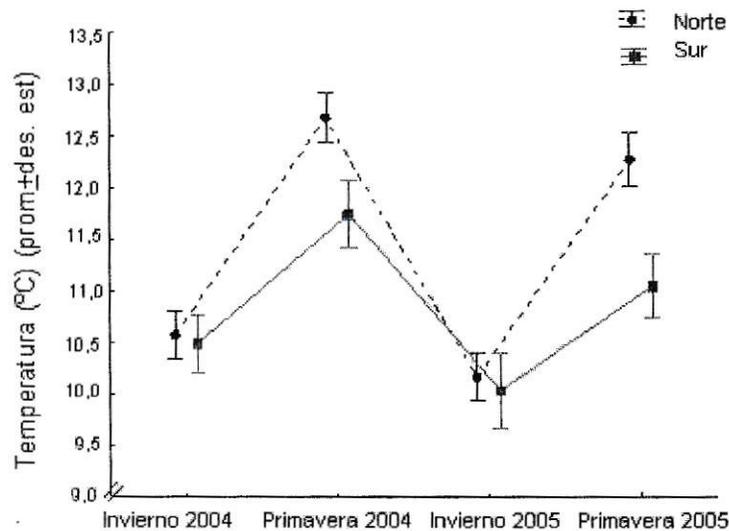


Figura 2. Promedio y desviación estándar de la temperatura (°C) superficial durante los cruceros CIMAR-Fiordos 10 y 11 (invierno y primavera 2004-2005) en el mar interior de Chiloé.

Salinidad: Los valores promedios de la salinidad, no presentaron un patrón estacional invierno-primavera, pero espacialmente el sector norte muestra una disminución de la salinidad entre el invierno 2004 y la primavera del 2005 (Fig. 3 ver Anexo Tabla 3 y Fig. 1). Asimismo, el sector sur del MICH tiende a presentar salinidades levemente más bajas (32,24psu₍₂₀₀₄₎ – 32,12psu₍₂₀₀₅₎) durante los inviernos al compararse con las de primavera (32,58₍₂₀₀₄₎ - 32, 84₍₂₀₀₅₎) (Anexo Tabla 2). Por otra parte, el sector norte presentó intervalos mayores de salinidad, registrando la máxima salinidad durante invierno 2004 con 31,56 psu y la menor salinidad se registró durante primavera del 2005 con 29,09 psu, en cambio las salinidades de primavera 2004 e invierno 2005 fueron similares (Fig. 3)(Anexo Tabla 1 y Anexo Tabla 2).

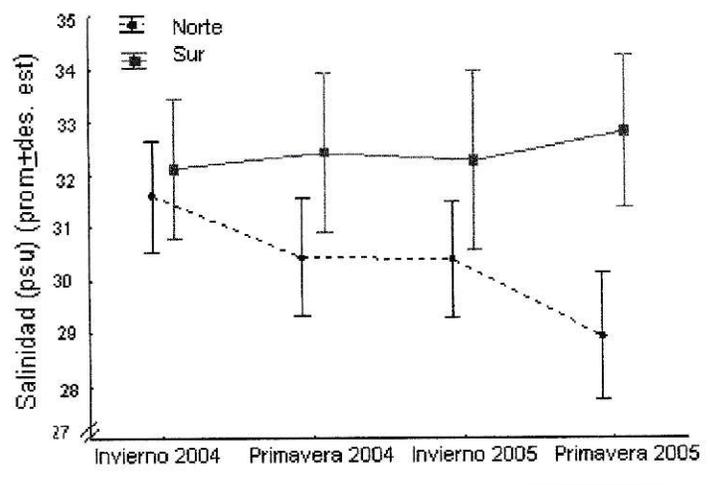


Figura 3. Promedio y desviación estándar de la salinidad (psu) (0-10m) durante los cruces CIMAR-Fiordos 10 y 11 (invierno y primavera 2004-2005) en el Mar interior de Chiloé.

Oxígeno Disuelto: La concentración de oxígeno disuelto no mostró un patrón estacional para ambas zonas. El sector norte presentó concentraciones mínimas durante los

inviernos (6,48 m/L₍₂₀₀₄₎ – 6,03₍₂₀₀₅₎ m/L) mientras que durante las primaveras fueron más elevadas con 7,00 m/L₍₂₀₀₄₎ y 6,65₍₂₀₀₅₎ (Anexo Tabla 1). Por otra parte, el sector sur presentó fluctuaciones en la concentración de oxígeno disuelto similar al sector norte durante los cuatro cruceros analizados (Anexo Tabla 1). En general el sector sur presentó valores significativamente más bajos que el sector norte a excepción de invierno 2005 (Fig. 4) (Anexo Tabla 2).

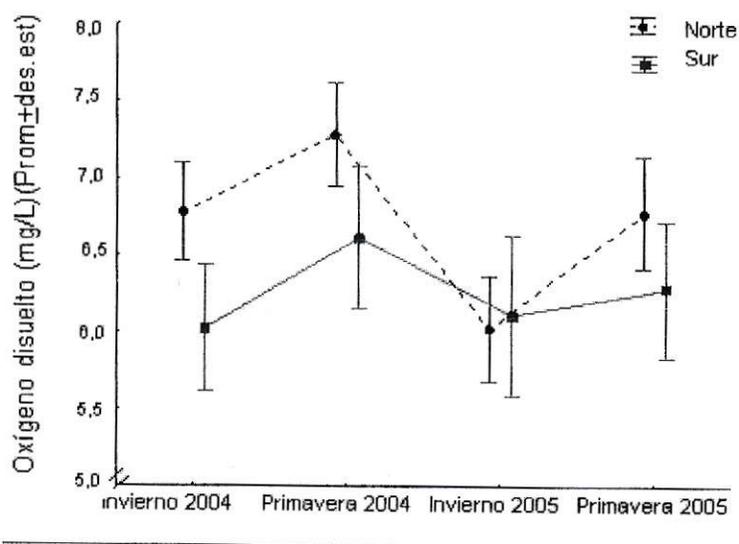


Figura 4. Promedio y desviación estándar de la concentración de oxígeno disuelto (mg/L) (0-10m) durante los cruceros CIMAR-Fiordos 10 y 11 (invierno y primavera 2004-2005) en el Mar interior de Chiloé.

3.1.2 Variabilidad de nutrientes y de la materia orgánica disuelta coloreada

Fosfato: Presentó una tendencia estacional, con valores bajos durante las primaveras (1,0 μM ₍₂₀₀₄₎ – 1,03 μM ₍₂₀₀₅₎) y significativamente más altos durante los invierno, presentando estas diferencias significativas (1,26 μM ₍₂₀₀₄₎ – 1,89 μM ₍₂₀₀₅₎) (Anexo Tabla 2) (Fig. 5).

El sector sur presentó significativamente mayor concentración de fosfato que el sector norte, a excepción del crucero realizado en invierno 2005 (Fig. 5) (Anexo Tabla 1).

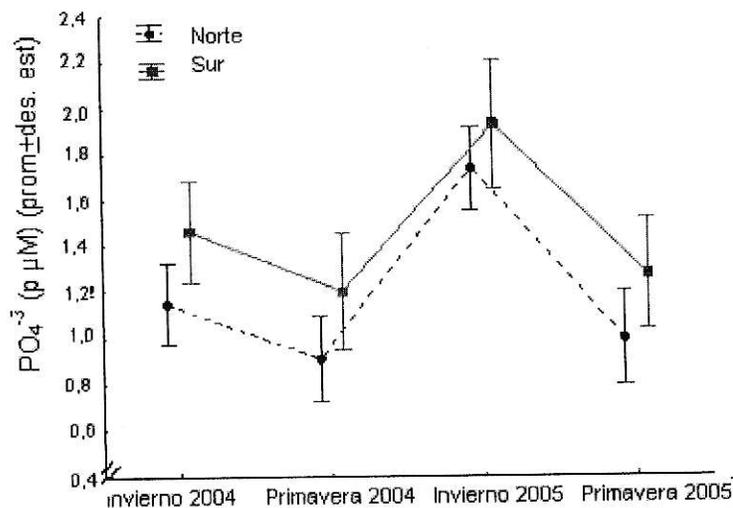


Figura 5. Promedio y desviación estándar de la concentración de fosfato (PO_4^{3-}) (μM) (0-10m) durante las cruces CIMAR-Fiordos 10 y 11 (invierno y primavera 2004-2005) en el mar interior de Chiloé.

Silicato (ácido silícico $\text{Si}(\text{OH})_4$): En general el silicato presentó una tendencia estacional con los valores más altos durante los inviernos ($12,84 \mu\text{M}_{(2004)} - 21,59 \mu\text{M}_{(2005)}$) y los más bajos durante las primaveras ($5,4 \mu\text{M}_{(2004)} - 4,56 \mu\text{M}_{(2005)}$) (Anexo Tabla 2) (Fig. 6). Cabe destacar que el silicato en invierno 2005 fue significativamente mayor al invierno 2004 (ss: 16,31; F: 0,60; p: <0,05), mientras que en las primaveras no hubo diferencias significativas (Anexo Tabla 2). El silicato del sector norte fue a excepción de invierno 2004, significativamente mayor en todos los cruces analizados (Anexo Tabla 1) (Fig. 6).

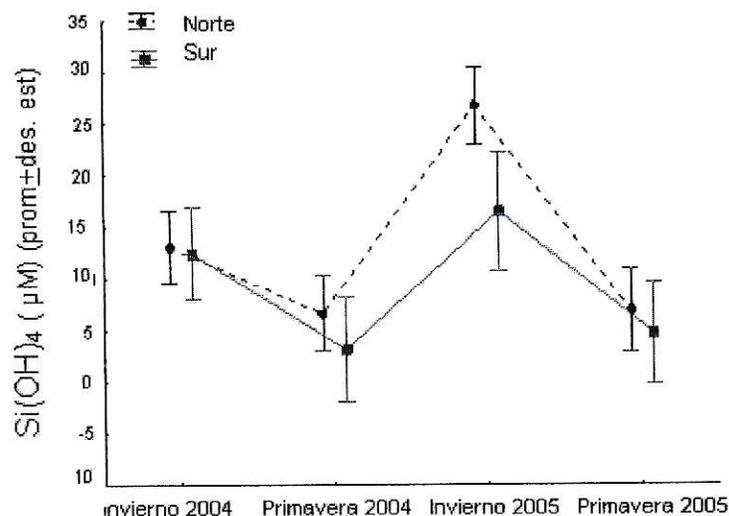


Figura 6. Promedio y desviación estándar de la concentración del silicato ($\text{Si}(\text{OH})_4$) (μM) (0-10m) durante las cruceros CIMAR-Fiordos 10 y 11 (invierno y primavera 2004-2005) en el mar interior de Chiloé.

Nitrato: mostró una dinámica estacional, registrando valores altos durante los inviernos ($12,46\mu\text{M}$ (2004) – $17,56\mu\text{M}$ (2005)) y bajos durante las primavera ($5,1\mu\text{M}$ (2004) – $7,15\mu\text{M}$ (2005)). Cabe señalar que existieron diferencias significativas entre los datos de invierno 2004 e invierno 2005, presentando valores significativamente más altos en este último (Anexo Tabla 2). En general el sector sur presentó valores significativamente más altos en la concentración de nitrato que el sector norte, salvo en invierno 2005 (Anexo Tabla 1) (Fig. 7).

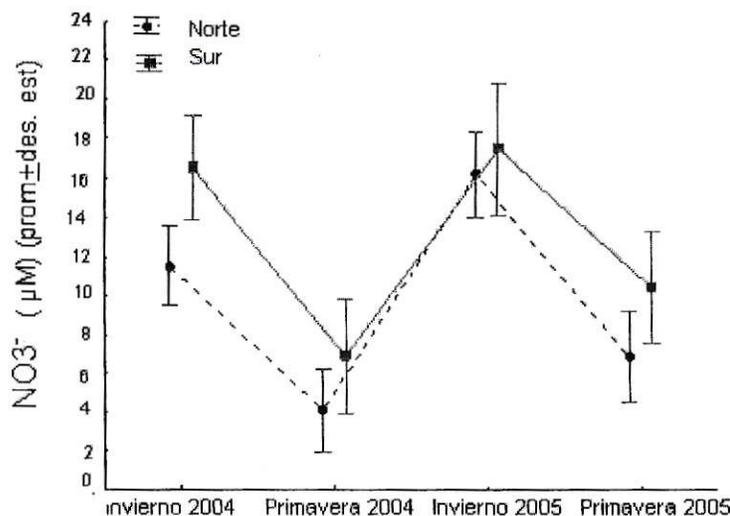


Figura 7. Promedio y desviación estándar de la concentración de nitrato (NO_3^-) (μM) (0-10m) durante las cruceros, del CIMAR-Fiordos 10 y 11 (invierno y primavera 2004-2005) en el mar interior de Chiloé.

Proporción NO_3^- : Si (OH) $_4$: En general para ambas zonas, los inviernos presentaron una proporción NO_3^- : Si (OH) $_4$ más homogénea comparado con ambas primaveras (Fig. 8 y 9). Las estaciones ubicadas en el estuario de Reloncaví (Estaciones 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8), correspondiente al sector norte del MICH, presentaron mayor contribución de silicato que de nitrato, cuya proporción fue inferior a 1, esta situación fue hallada en la mayoría de los cruceros a excepción de primavera 2004, el resto de estaciones ubicadas en esta misma zona (norte), mostró una proporción más homogénea durante los inviernos, las cuales fluctuaron en valores cercanos a 1 (Fig. 8 y 9). El sector sur, que se caracteriza por presentar mayor influencia oceánica, en general, durante los cuatro cruceros analizados la proporción NO_3^- : Si (OH) $_4$ fue superior a 1, salvo excepciones encontradas en ambas primaveras. En primavera, existió una mayor oscilación de las proporciones de

estos nutrientes las cuales fueron considerablemente mayores a 1. Por otra parte durante ambos inviernos la proporción fue estable con valores cercanos a 1 (Fig. 8 y 9).

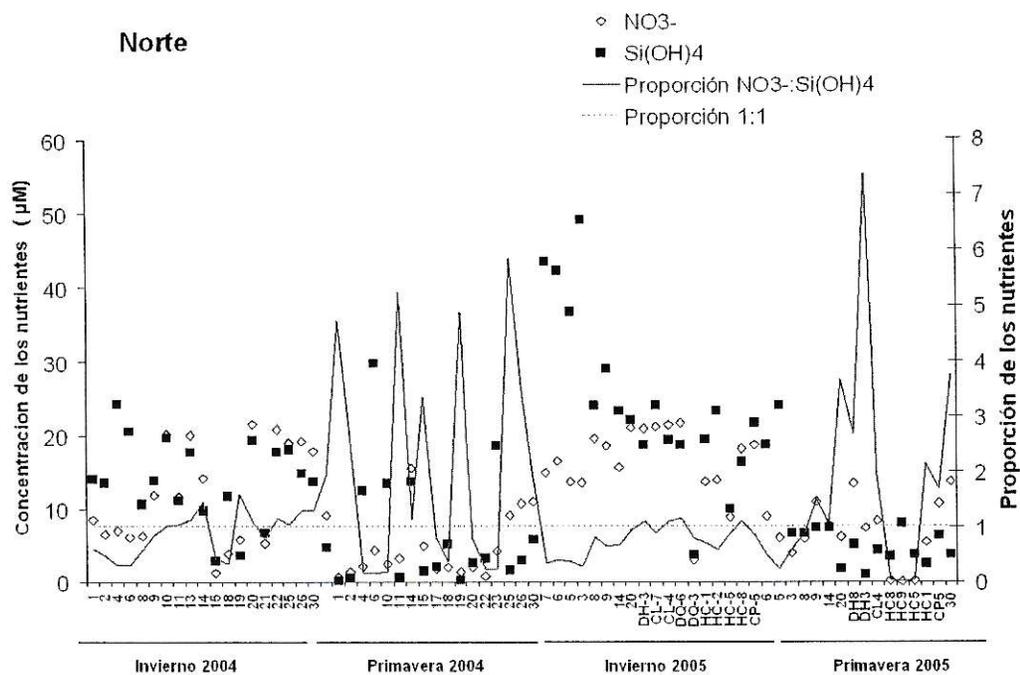


Figura 8. Concentración de nitrato y silicato (puntos) y proporción de $\text{NO}_3^-:\text{Si(OH)}_4$ (línea continua), la línea recta discontinua indica la proporción 1:1, en el sector norte durante los cruces CIMAR –Fiordos 10 y 11 (invierno y primavera 2004-2005) en el MICH.

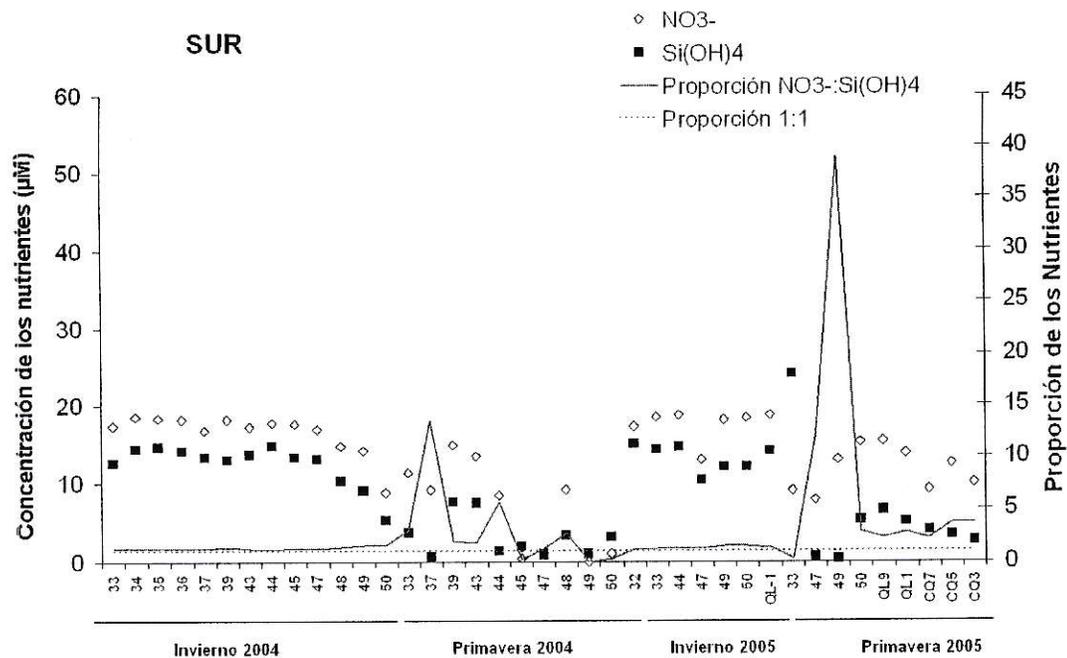


Figura 9. Concentración de nitrato y silicato (puntos) y proporción de NO₃⁻: Si (OH)₄ (línea continua), la línea recta discontinua indica la proporción 1:1, en el sector sur durante los cruces CIMAR –Fiordos 10 y 11 (invierno y primavera 2004-2005) en el MICH.

Absorción de la luz de la materia orgánica disuelta coloreada (MODC) o gilvin ag₃₇₅:

La absorción de la luz de la materia orgánica disuelta coloreada (MODC) no presentó un patrón de estacionalidad para el sector norte mientras que el sector sur mostró valores relativamente menores durante las primaveras (0,126₍₂₀₀₄₎ – 0,183₍₂₀₀₅₎ m⁻¹) comparado con los valores de invierno con 0,550 y 0,310 m⁻¹. Por otra parte, el sector norte registró valores similares durante la primavera 2004 e invierno y primavera 2005 con un intervalo entre de 0,189-0,360 m⁻¹ mientras que presentó valores significativamente más altos durante invierno 2004 con un valor promedio de 1,02 (m⁻¹) (Fig. 10) (Anexo Tabla 1 y Tabla 2).

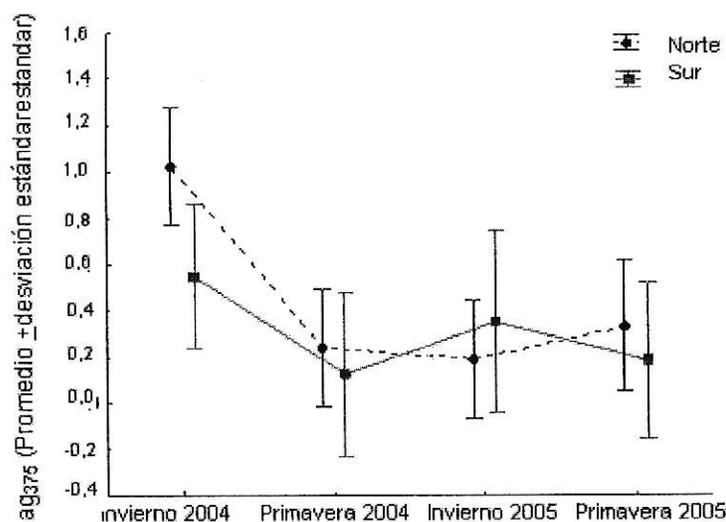


Figura 10. Promedio y desviación estándar de materia orgánica coloreada (ag 375) (0-10m) durante las cruces CIMAR–Fiordos 10 y 11 (invierno y primavera 2004-2005) en el mar interior de Chiloé.

3.1.3. Heterogeneidad de los factores físicos, químicos y ópticos.

Considerando los dos años analizados, se observó una marcada estacionalidad invierno - primavera. Por otra parte, se registraron diferencias significativas entre ambos inviernos de acuerdo a las condiciones abióticas analizadas, aunque no hubo diferencias para ambas primaveras (Anexo Tabla 2). El método de ordenación muestra una buena representación gráfica con bajo valor de *estrés* (0,1), en donde se aprecia la heterogeneidad o dispersión de los datos de acuerdo a la estación del año en la que se realizaron los cruces (Fig. 11). El análisis de SIMPER, muestra que entre ambos inviernos el que presentó la menor heterogeneidad o dispersión de las variables fue durante invierno 2004 con un 11% comparado con invierno 2005 con un 13%, mientras que las primaveras registraron una heterogeneidad superior al 13% en ambos cruces (Fig. 12).

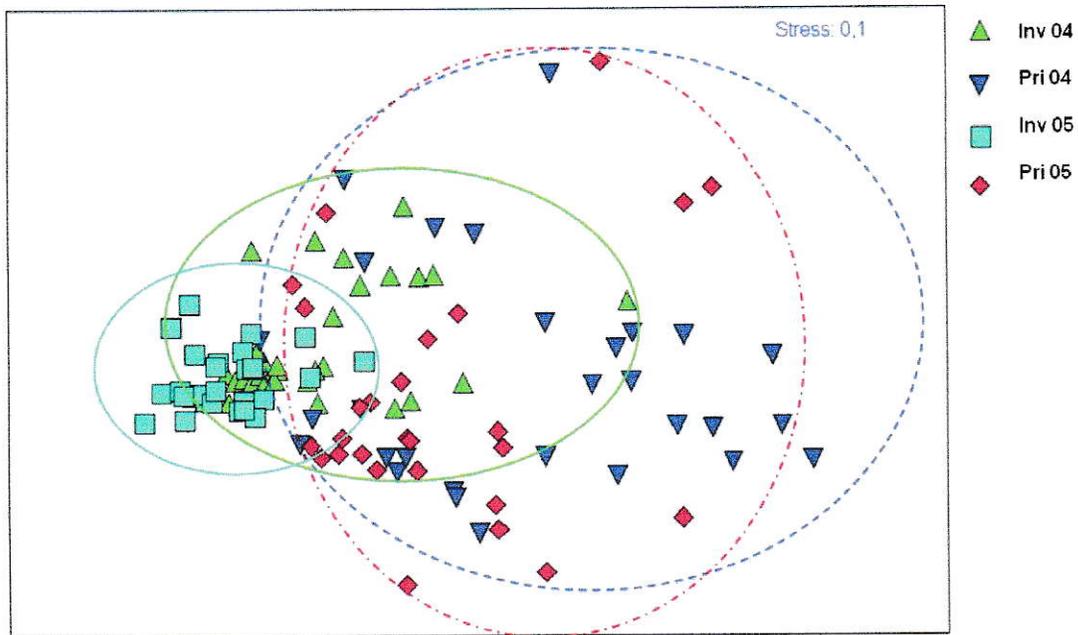


Figura 11. Representación de la dispersión de las variables abióticas en el MICH durante los Cruceros CIMAR fiordos 10 y 11 (invierno y primavera 2004-2005). Los círculos con línea discontinua representan a las primaveras (azul 2004 y roja 2005), mientras la línea continua los inviernos (verde 2004 y celeste 2005). Resultados de análisis multivaridado de escalamiento no métrico multidimensional (ENMM).

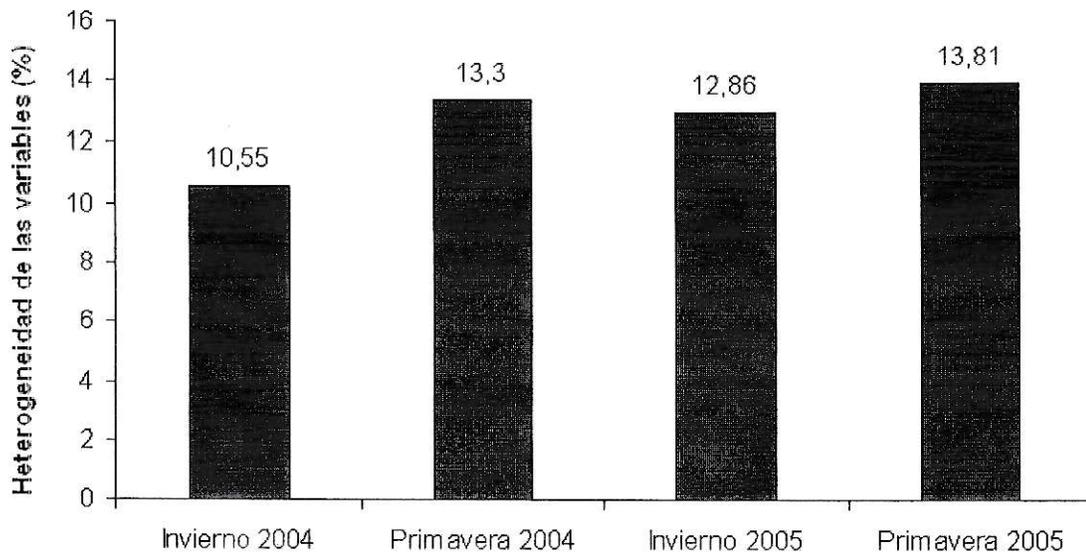


Figura 12. Heterogeneidad (disimilitud) medida en porcentaje (%) de las variables abióticas (físicas, químicas y ópticas) según los cruceros CIMAR 10 y 11 (invierno y primavera 2004- 2005) en el MICH. Resultados de análisis SIMPER

Las variables con mayor contribución a las diferencias encontradas entre ambos inviernos fueron el silicato, presentando una heterogeneidad superior al 53 %, siendo significativamente mayor durante el invierno 2005 comparado con invierno 2004 ($21,59 - 12,84 \mu\text{M}$). El nitrato mostró un 27,3% de diferenciación entre ambos inviernos ($13,46_{\text{inv 2004}} - 17,56_{\text{inv 2005}} \mu\text{M}$) y por último la salinidad con un 7,2% que fue significativamente mayor en invierno 2004 (Fig. 13). La comparación realizada para ambas primaveras indica que el nitrato y silicato contribuyen ambas con un 33,5% en la diferenciación entre ambas primaveras. El silicato es levemente mayor durante la primavera 2004, mientras que el nitrato es levemente mayor en el crucero de primavera 2005, la salinidad aporta con un 17,1%, siendo mayor en primavera 2004 (Fig. 13).

La diferenciación estacional de ambos años analizados, estuvo dada por el silicato y nitrato, siendo sus concentraciones significativamente mayores durante los inviernos. Durante el año 2004 la temperatura también contribuyó sobre las diferencias estacionales con un 7,2%, mientras que durante el año 2005 lo hizo la salinidad con un 8,9% la cual fue levemente mayor durante invierno (Fig. 13).

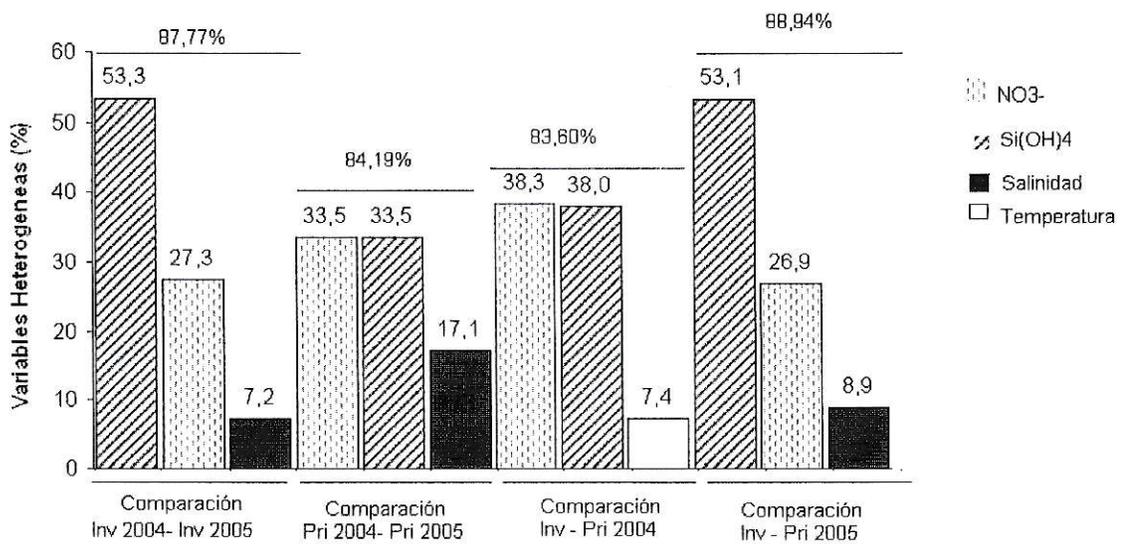


Figura 13. Contribución en porcentaje (%) de las variables heterogéneas (disímiles) que marcan la diferenciación entre los cuatro cruceros analizados (invierno y primavera 2004-2005), la línea recta sobre las barras muestra el porcentaje total explicado por los factores expuestos. Resultados de análisis SIMPER.

El análisis de ordenación, muestra que las condiciones físicas, químicas y ópticas obtenidas en los cuatro cruceros exhiben una buena representación gráfica, la cual no supera un valor de *estrés* de 0,12 (Fig. 14). De acuerdo con estos resultados, el sector norte presenta una heterogeneidad en las condiciones abióticas estadísticamente superior al sector sur del MICH.

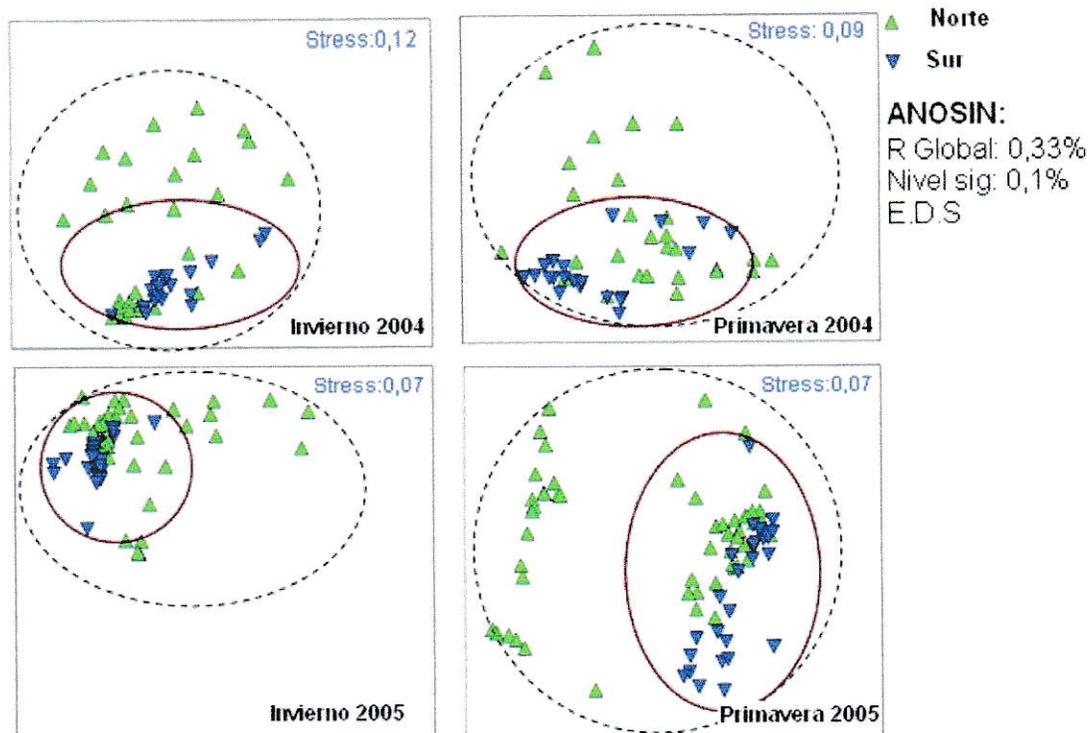


Figura 14. Comparación norte y sur de las variables abióticas en el MICH durante los Cruceros CIMAR fiordos 10 y 11 (invierno y primavera 2004-2005). El círculo negro y discontinuo, encierra la variabilidad del sector norte, mientras que el círculo rojo y continuo corresponde a la variabilidad del sector sur, obtenidos a través análisis multivariado de escalamiento no métrico multidimensional (ENMM). EDS: Existen Diferencias Significativas.

De acuerdo a las diferencias de heterogeneidad en las condiciones abióticas, presentadas en este estudio, durante los inviernos (2004-2005) las zonas norte y sur presentaron una menor heterogeneidad o dispersión (expresada en %) de las condiciones abióticas, comparado con las primaveras, en donde el sector norte duplicó su heterogeneidad (%) en cambio el sector sur alcanzó una heterogeneidad similar a la mostrada por el sector norte durante invierno (Fig. 15).

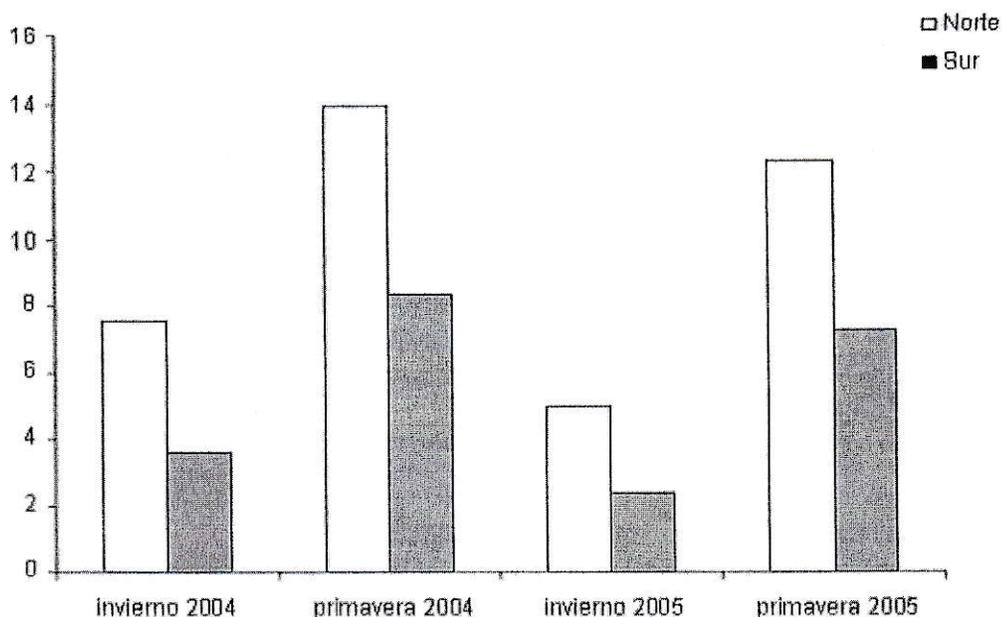


Figura 15. Heterogeneidad (disimilaridad) medida en % de las variables abióticas (físicas, químicas y ópticas) en los sectores norte (barras blancas) y sur (barras grises) del MICH durante los cruceros CIMAR 10 y 11 (invierno y primavera 2004-2005). Resultados de análisis SIMPER

Las variables con mayor contribución a la tendencia de heterogeneidad entre los sectores norte y sur del MICH (0-10m) fueron principalmente los nutrientes específicamente, el nitrato y el silicato (Fig. 16). El nitrato contribuyó con los mayores porcentajes de diferenciación entre las zonas norte y sur por sobre un 30%, en la mayoría de las estaciones analizadas a excepción de invierno 2005 en donde el silicato presentó una contribución que superó el 40% de diferencia entre las zonas, estos resultados son coincidentes con los análisis de estadística paramétrica expresados anteriormente, en donde el nitrato fue significativamente mayor en el sector sur, en la mayoría de los cruceros a excepción de invierno 2005, en donde la concentración fue similar entre

ambos sectores oscilando entre promedios de 17,49 y 17,73 μM (NO_3^-) en el norte y sur respectivamente (Anexo Tabla 1). En cuanto a las concentraciones de silicato, este fue significativamente mayor, en el sector norte, siendo esto más pronunciado durante invierno 2005 en donde las diferencias expresadas fueron 24,27 μM en el norte y 15,77 ($\text{Si}(\text{OH})_4$ μM en el sur, mientras que durante invierno 2004 las concentraciones entre el sector norte y sur no presentaron diferencias (Anexo Tabla 1). En general ambas variables aportaron con más del 50% de la disimilaridad entre las zonas. La menor contribución de disimilaridad fue entregada por la materia orgánica disuelta coloreada (ag_{375}) con un 22% durante invierno 2004 y el fosfato con un porcentaje inferior al 15% durante los cruceros de invierno y primavera 2005 (Fig.16).

En resumen, los nutrientes y materia orgánica contribuyen por sobre el 67% de las diferencias existentes entre los dos macrosectores del MICH. Por tanto las diferencias de biomasa fitoplanctónica no está dada por las variables de temperatura, salinidad, oxígeno disuelto del lugar, sino más bien por la disponibilidad de nutrientes y la materia orgánica que presenta el sector.

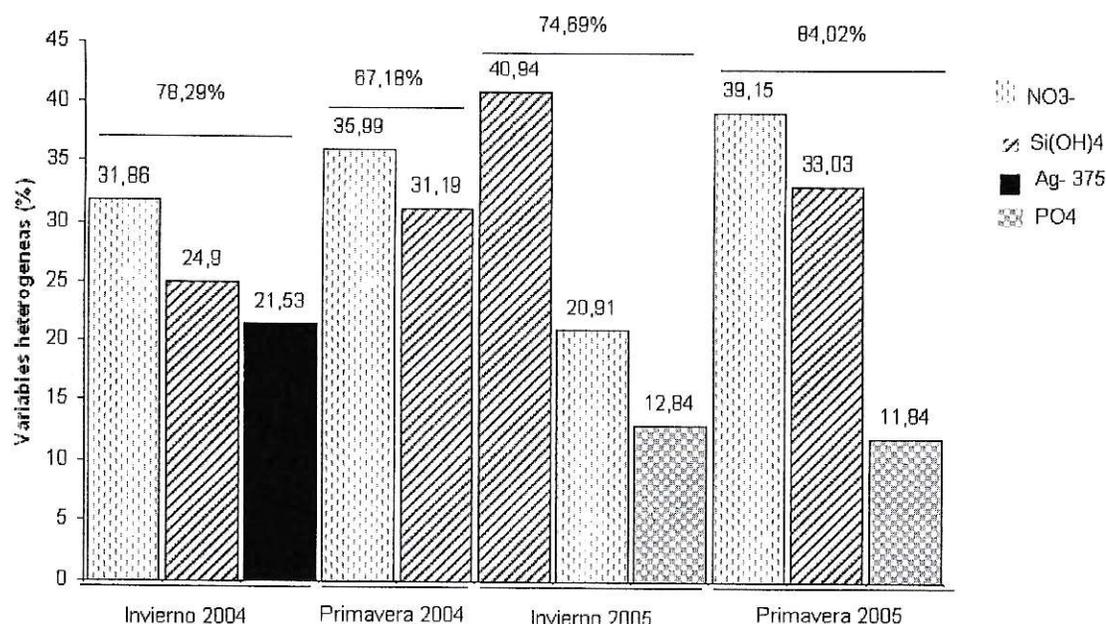


Figura 16. Contribución en porcentaje (%) de las variables heterogéneas (disímiles) que marcan la diferenciación entre los cuatro cruceros analizados (invierno y primavera 2004-2005), la línea recta sobre las barras muestra el porcentaje total explicado por los factores expuestos. Resultados de análisis SIMPER

3.2. Abundancia de Clorofila-*a* y su asociación a las condiciones abióticas del mar interior de Chiloé

Durante el crucero de invierno 2004 la abundancia de Cl-*a*, en el sector norte del MICH presentó un promedio significativamente más alto que el sector sur con un valor promedio de $3,27 \text{ mg/m}^{-3}$. Los puntos de muestreo que presentaron las mayores concentraciones promedio de $7,76$ y $6,16 \text{ mg/m}^{-3}$ fueron aquellas ubicadas en la boca del estuario de Reloncaví (Fig. 17). El sector sur se caracterizó, por presentar abundancia promedio de Cl-*a* más homogéneas y más bajas con un valor promedio de $0,84 \text{ mg/m}^{-3}$ con un rango de $0,25 \text{ mg/m}^{-3}$ en la estación N°39 y $1,65 \text{ mg/m}^{-3}$ en la estación N°33 (límite del sector norte y sur). Durante el crucero de invierno 2005 se encontraron

diferencias significativas en la abundancia de Cl-*a* siendo también mayor en el sector norte con un promedio de 1,67 mg/m⁻³, y el sector sur presentó un promedio de 0,55 mg/m⁻³ (Fig. 18) y las estaciones que presentaron mayor abundancia de Cl-*a* fueron las ubicadas en el sector nor-oriental (Hornopirén-Comau) (Fig. 17), del MICH. Cabe señalar que las diferencias significativas de la Cl-*a* durante los dos inviernos analizados fue además significativamente mayor durante invierno 2004, comparado con el invierno 2005 (Tabla 2).

Durante las primaveras 2004 y 2005, la abundancia de Cl-*a*, no mostró diferencias estadísticamente significativas entre los sectores norte y sur (Tabla 2), siendo el promedio y desviación estándar muy similares en el sector sur con 8,30 mg/m⁻³ (2004) y 2,67 mg/m⁻³ (2005) versus 8,05 mg/m⁻³ (2004) y 2,49 mg/m⁻³ (2005) comparado con el sector norte (Fig. 18). Comparando ambas primaveras, la Cl-*a* presentó diferencias significativas, siendo mayor durante la primavera 2004 (Tabla 2).

La hipótesis de a mayor heterogeneidad ambiental, mayor abundancia de Cl-*a*, se obtuvo entre las estaciones contrastantes (invierno y primavera) y sólo para los sectores norte y sur para la estación de invierno, mientras que durante los cruceros realizados en primavera, la abundancia de Cl-*a* es similar para ambos sectores, a pesar que la heterogeneidad ambiental es siempre mayor en el sector norte, tanto en invierno como en primavera.

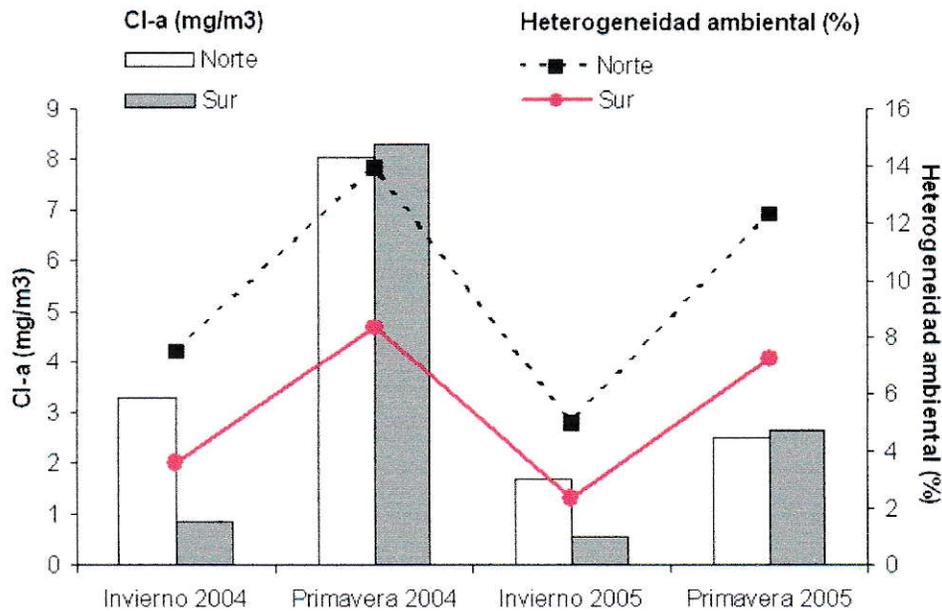


Figura 18. Abundancia promedio de Cl-a (mg/m^3) (barras blancas: sector norte; barras grises: sector sur) y heterogeneidad ambiental (%) de las variables abióticas (línea negra discontinua: sector norte y continua roja: sector sur) en los sectores norte y sur del MICH, durante los cruceros CIMAR –Fiordos 10 y 11 (invierno y primavera 2004-2005).

Tabla 2. Resumen de los análisis estadísticos de la abundancia de clorofila -a. Comparación entre los cuatro cruceros CIMAR–Fiordos 10 y 11 (invierno y primavera 2004-2005) y sectorización norte y sur en el MICH.

	Norte		Sur		F	p	Inv- Pri 2004		Inv- Pri 2005		Inviernos 2004 - 2005		Primaveras 2004 - 2005	
	prom	d.e	prom	d.e			F	p	F	p	F	p	F	p
invierno 2004	3,27	2,27	0,85	0,48	13,87	0,00	39,42	<0,05	8,69	<0,05	4,28	<0,05	34,46	<0,05
primavera 2004	8,05	4,61	8,31	5,52	0,02	0,88								
invierno 2005	1,68	1,57	0,55	0,41	4,41	0,05								
primavera 2005	2,49	1,64	2,68	1,73	0,08	0,78								

3.3 Variable (s) predictor(a) (s) de abundancia de clorofila-*a*

Durante los cruceros de invierno la abundancia de Cl-*a* fue mayor en el sector norte presentando una relación significativa e inversa con el nitrato (Coef. Beta:-69) y Silicato (Coef. Beta: -25%), mientras que el sector sur, con una menor abundancia de Cl-*a* también presentó una relación significativa e inversa con el nitrato pero con un coeficiente beta más bajo (-0,45), además exhibió una relación positiva y significativa con el oxígeno disuelto cuyo Coeficiente Beta: 0,26 (Tabla 3). De acuerdo a la evaluación de heterogeneidad mostrada anteriormente, y que la diferencia entre los sectores norte y sur estaba dada principalmente por el nitrato, silicato y MODC, se establece la relación entre los nutrientes – MODC y la abundancia de Cl-*a* (Fig. 19). Para evaluar por separado el origen del MODC y su relación con la Cl-*a* se realizó un análisis de regresión simple, el cual arrojó que hay una relación positiva y significativa entre el MODC y Cl-*a* en el sector norte del MICH y durante invierno del 2004. Estos resultados indican que el 15,7% de MOCD es explicado por la abundancia de Cl-*a* mientras que el 84,3% restante indicaría que su origen es alóctono, producto de la escorrentía de los ríos u otra fuente externa, mientras que la abundancia de MODC durante invierno 2004, presenta un grado de relación de 37,3% entre ambas variables analizadas (Tabla 4).

Ambas primaveras del sector norte presentaron una relación significativa e inversa con el nitrato (Coef. Beta: -0,40) y una relación significativa y positiva con la salinidad, esto implica que a mayor salinidad mayor es la abundancia de Cl-*a* presentando una

respuesta del 49% de la varianza de la Cl-a (Tabla 3). En el sector sur, durante los cruceros de primavera, a diferencia de lo expuesto anteriormente no existió una relación significativa con algún parámetro de nutrientes, sino más la abundancia de Cl-a se relacionó positivamente con la temperatura (Tabla 3).

En general, la variable que presenta una mayor respuesta a la abundancia de Cl-a es el nitrato (Tabla 3), coincidiendo con los resultados de heterogeneidad de los factores analizados entre los sectores norte y sur, en donde los nutrientes principalmente nitrato y silicato son los que determinan las mayores diferencias entre ambos sectores. La figura 20, muestra la relación entre la abundancia de Cl-a y la proporción de $\text{NO}_3^- : \text{Si}(\text{OH})_4$ indicando que a mayor proporción $\text{NO}_3^- : \text{Si}(\text{OH})_4$ hay menor a abundancia de Cl-a.

Tabla 3. Resumen del análisis de regresión múltiple para los sectores norte y sur del MICH durante los cruceros CIMAR–Fiordos 10 y 11 (invierno y primavera 2004-2005).

Estaciones	Zona	Regresión múltiple			
		Beta	Coficiente Beta	r ² múltiple	p
Invierno	Norte	Nitrato	-0,69	0,66	<0,05
		Silicato	-0,25		
	Sur	Nitrato	-0,45	0,36	<0,05
		Oxígeno disuelto	0,26		
Primavera	Norte	Nitrato	-0,40	0,20	<0,05
		Salinidad	0,49		
	Sur	Temperatura	0,51	0,68	<0,05

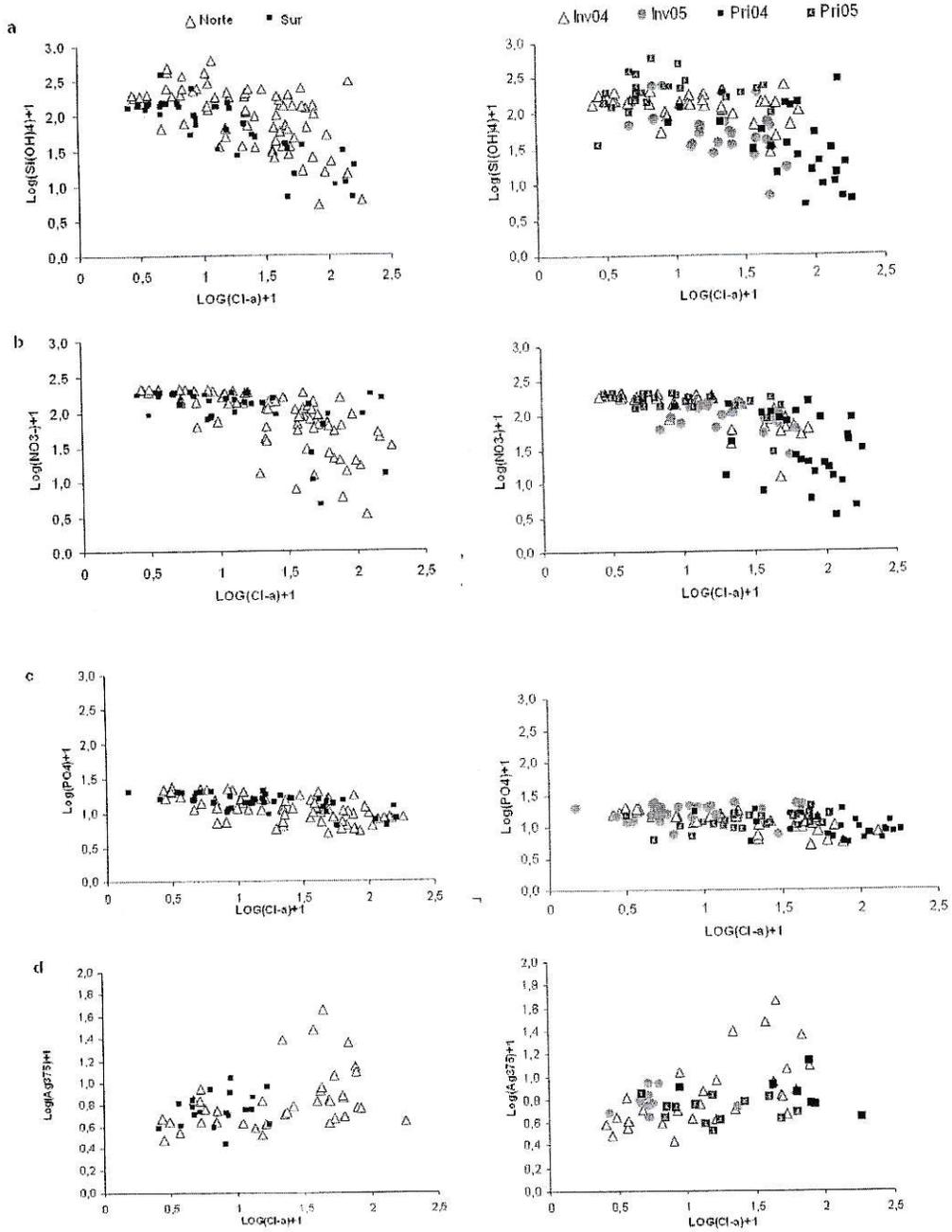


Figura 19. Relación entre los nutrientes ($\text{Si}(\text{OH})_4^-$, NO_3^- , PO_4^{-3} y ag_{375} (a,b,c,d) y Cl-a con de acuerdo a la sectorización norte-sur (izquierda) y estación del año (derecha) en que se realizaron los cruceros CIMAR–Fiordos 10 y 11 (invierno y primavera 2004-2005). Escala logarítmica.

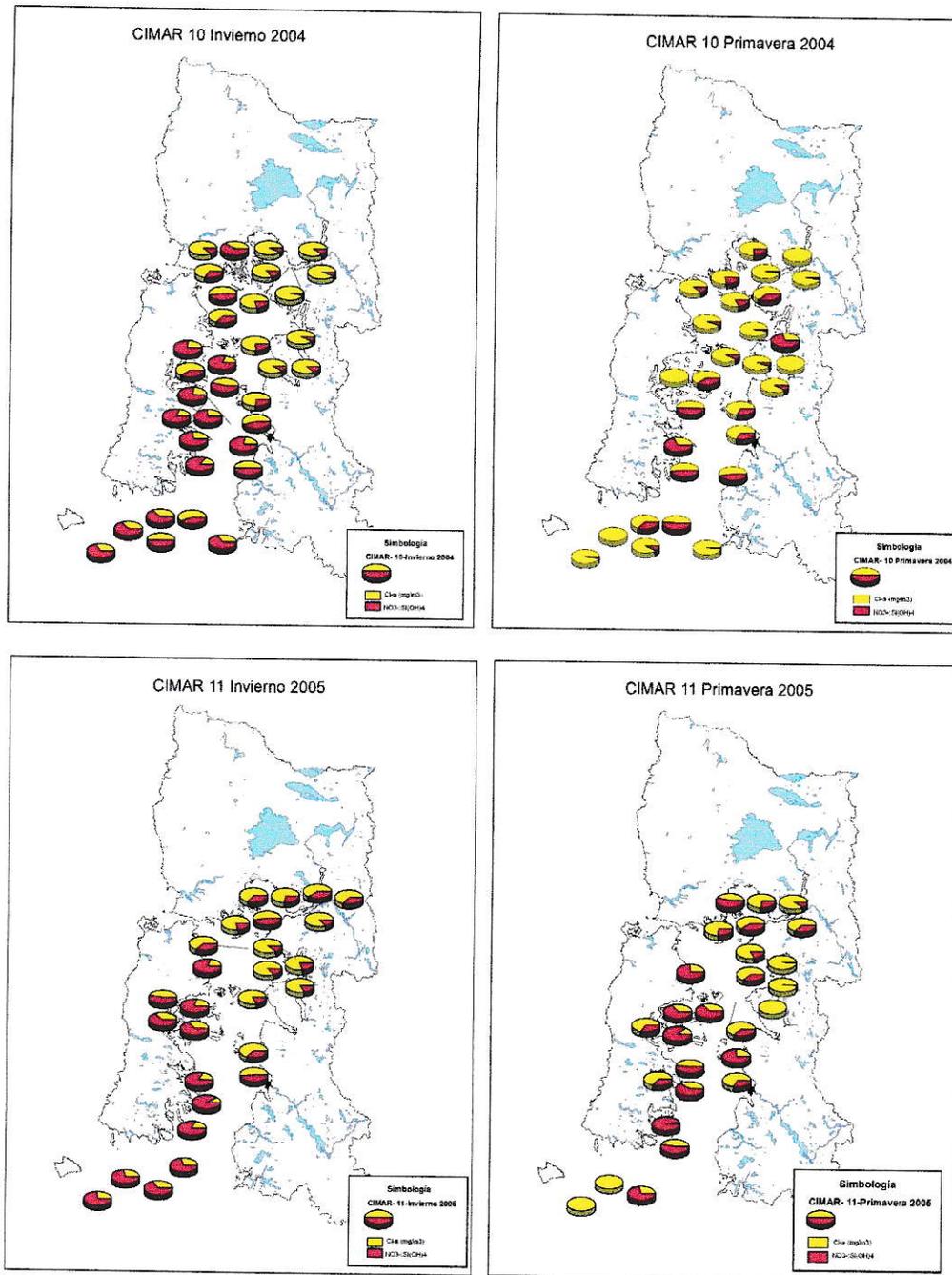


Figura 20. Abundancia promedio de Cl-a (mg/m^3) (color amarillo) y proporción $\text{NO}_3\text{-Si}(\text{OH})_4$ (color rojo) en el MICH, durante los cruceros CIMAR- fiordos 10 y 11 (invierno y primavera 2004-2005)

Tabla 4. Resumen de análisis de regresión simple de MODC con Cl-*a*, de acuerdo a la sectorización norte - sur y los cuatro cruceros CIMAR-Fiordos 10 y 11 (invierno y primavera 2004.2005).* existen diferencias significativas p: <0,05.

Regresión simple				
	Coef. correlación	r ² coef. determinación	F	p
Norte	0,397	0,157	6,74	<0,05*
Sur	0,230	0,053	0,89	>0,05
Invierno 2004	0,611	0,373	15,50	<0,05*
Primavera 2004	0,362	0,131	0,60	>0,05
Invierno 2005	0,093	0,0086	0,05	>0,05
Primavera 2005	0,301	0,091	1,00	>0,05

3.4. Abundancia por fracciones de tamaños del fitoplancton medida como clorofila-

a.

La mayor abundancia de Cl-*a* se registró en la zona norte durante el invierno 2004 (3,27 mg/m³), y la cual fue descrita como un estadio de primavera temprana (Montecino y col., 2009) fue causada por el dominio por sobre el 72% de la fracción grande (<20 µm), del fitoplancton. Este porcentaje fue similar al registrado durante el crucero de primavera del mismo año, registrando la mayor abundancia de los cuatro cruceros. El sector sur presentó una abundancia de Cl-*a* que no superó el máximo los 0,85 mg/m³ como promedio y el dominio por sobre el 50% estuvo por fracción pequeña del fitoplancton, seguida por las fracción de tamaño grande que presentaron un 42,6% del total. Durante el invierno 2005 en este mismo macrosector la fracción pequeña dominó por más del 78% del total, seguida por la fracción mediana con más del 15%. En general durante los inviernos en el sector sur, la mayor proporción en la contribución de Cl-*a* estuvo dada principalmente por la fracción pequeña (Tabla 5 y Fig. 21). Durante la primavera 2004,

tanto para el sector norte como el sur se comportaron de manera similar, existiendo una contribución por sobre el 77% de la fracción grande, seguido por la fracción pequeña que superó el 19%, para ambos sectores. En la primavera 2005 el sector norte, presentó una proporción alta de la fracción grande (56,3%), seguido por la fracción pequeña (27,2%) y por último la fracción mediana con 16,5% del total de CI -a. El sector sur asimismo presentó un dominio de más del 67% de la fracción grande seguido por un 18,9% de la fracción pequeña y un 13,9% de la fracción mediana.

La hipótesis en que a mayor heterogeneidad ambiental, domina la fracción de tamaños más grande, mientras que en ambientes más homogéneos domina la fracción más pequeña sólo fue aceptada entre estaciones del año contrastantes (invierno y primavera), mientras que entre sectores, sector norte presentó un dominio de la fracción grande durante ambos inviernos, en contraste con el sector sur que durante los inviernos presentó una mayor contribución de fracción pequeñas a diferencia de las primaveras en donde dominó la fracción grande, coincidiendo con la heterogeneidad ambiental (Fig. 21) (Tabla. 5).

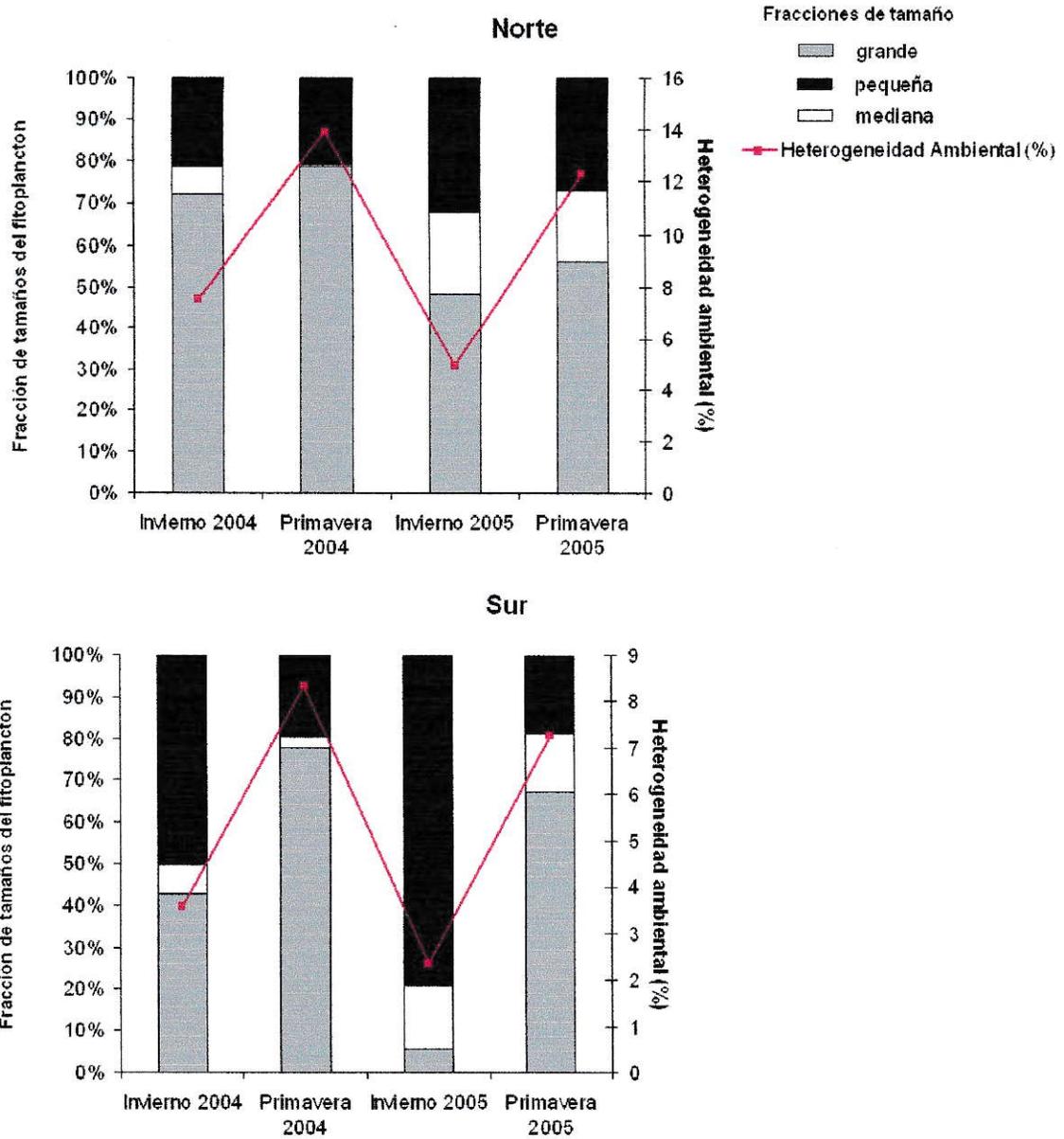


Figura 21. Abundancia de clorofila-*a* por porcentaje de fracción de tamaños (fracción grande (>20 μm), fracción mediana (20-11 μm) y fracción pequeña (<11 μm) según la sectorización norte y sur del MICH, durante los cruceros CIMAR–Fiordos 10 y 11 (invierno y primavera 2004-2005).

Tabla 5. Promedio y desviación estándar de la fracción por tamaños, durante los cruceros CIMAR 10 y 11 (invierno y primavera 2004.2005). * diferencias significativas $p < 0,05$.

	Norte		Sur		ANDEVA	
	prom	d.e	prom	d.e	F	p
Fracción grande (microfitoplancton)						
Invierno 2004	2,674	2,301	0,327	0,302	14,27	<0,05*
Primavera 2004	3,237	2,456	2,679	2,098	0,42	>0,05
Invierno 2005	0,811	0,953	0,030	0,037	5,93	<0,05*
Primavera 2005	1,436	1,102	1,793	1,396	0,57	>0,05
Fracción mediana (nanofitoplancton grande)						
Invierno 2004	0,246	0,471	0,053	0,068	2,28	>0,05
Primavera 2004	0,025	0,049	0,097	0,314	0,98	>0,05
Invierno 2005	0,327	0,380	0,087	0,196	3,15	>0,05
Primavera 2005	0,421	0,589	0,371	0,244	0,04	>0,05
Fracción pequeña (nanofitoplancton chico y picofitoplancton)						
Invierno 2004	0,788	0,932	0,386	0,283	2,43	>0,05
Primavera 2004	0,849	0,439	0,669	0,456	1,19	>0,05
Invierno 2005	0,539	0,438	0,43	0,245	0,44	>0,05
Primavera 2005	0,693	0,515	0,495	0,228	1,33	>0,05

3.5. Predominancia del microfitoplancton por sectores y cruceros

A modo general, los sectores del MICH evaluados, durante los cuatro cruceros, predominó, en el sector norte la fracción de microfitoplancton independiente de la estación del año, mientras que en el sector sur el predominio de esta fracción se limitó a la primavera. La figura 22 muestra que el rango promedio de silicato entre 0-10 m en el sector norte, cuando la fracción de microfitoplancton sobrepasa el 50% va entre 5 -14 μM ($\text{Si}(\text{OH})_4$), a diferencia del sector sur que cuando sucede esta relación el rango de $\text{Si}(\text{OH})_4$ es de 3-4 μM ($\text{Si}(\text{OH})_4$) (Anexo, Tabla 1 y 2). Por otra parte la disponibilidad de nitrato, es siempre menor que el silicato en el sector norte, presentando un rango de

disponibilidad en la superficie del agua, cuando la relación de microfitoplanctón es mayor al 50% entre 3-12 μ M (NO_3^-) al contrario en el sur la abundancia fluctúa entre 8-10 μ M (NO_3^-) (Anexo, Tabla 1 y 2).

Este patrón de abundancia fitoplanctónica cobra mayor importancia durante los inviernos, para el sector norte en donde la abundancia fitoplanctónica es menor, presentando un efecto colateral sobre la disponibilidad de alimento para cultivo de moluscos bivalvos y otros organismos filtradores. En cambio, durante la primavera ambos sectores serían áreas propensas a floraciones algales o de predominio de microfitoplancton.

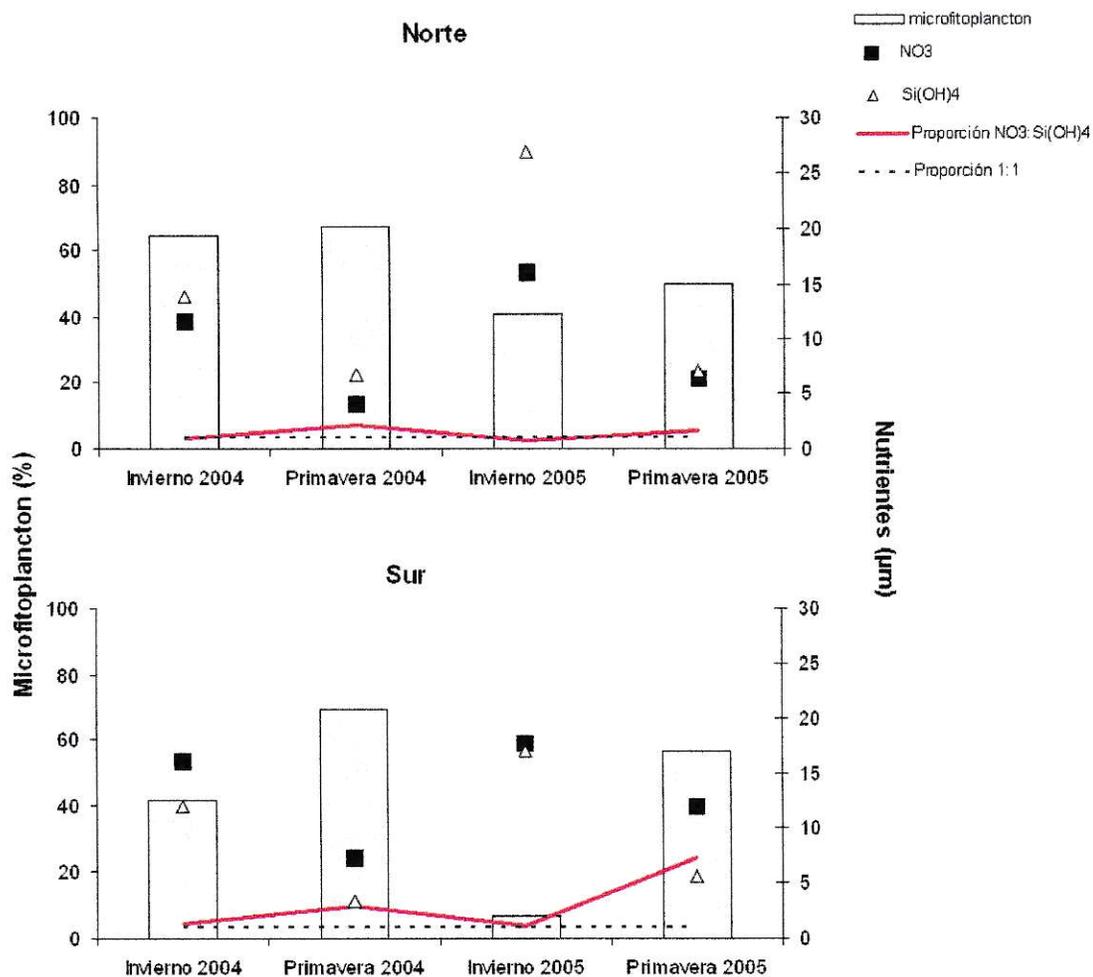


Figura 22. Porcentaje promedio de la fracción de microfitoplancton (Barras) y concentración promedio de nitrato (NO_3^-) y silicato ($\text{Si}(\text{OH})_4$) y la proporción NO_3^- : $\text{Si}(\text{OH})_4$ en los sectores norte-sur del MICH, durante los cruces CIMAR-Fiordos 10 y 11 (invierno y primavera 2004-2005).

4. DISCUSION

4.1. Heterogeneidad ambiental y Cl-a

Las propiedades del fitoplancton resultan de la integración de lo que ocurre en espacios pequeños, donde se manifiesta la interacción de los organismos con el medio acuático, reportándose que el control lo presenta el entorno físico, siendo la dinámica fitoplanctónica menos controlada desde dentro que desde fuera (Margalef, 1978). Para este estudio se utilizaron siete factores físicos, químicos y ópticos y su variación en el espacio y tiempo.

La heterogeneidad ambiental evaluada en el MICH estuvo dada principalmente por las características geográficas de la zona, que encierran a un sector norte protegido, con una leve entrada al océano Pacífico por el canal de Chacao (ancho promedio 3,2km) y una mayor influencia terrestre que se manifiesta principalmente por los aportes de agua dulce de ríos de gran importancia como el Puelo, Petrohué, Cochamo, Riñihue que traen consigo aguas lluvia y el derretimiento de los glaciares. Aunque este tipo de masas de agua se caracterizan por ser pobres en nitrato y fosfato (Silva & Neshyba, 1979; Silva y col, 1997, 1998, Silva & Palma, 2006; Carrasco & Silva, 2009 a, 2009b) provocando que no sólo se produzcan cambios en la temperatura y salinidad, sino también traen consigo altos aportes de silicato, asociados a las mayores entradas de agua dulce durante la estación de primavera que es además la estación del año en donde se registra la mayor heterogeneidad o variabilidad del ambiente (Fig.11), a diferencia del sector sur no presenta aportes de ríos de importancia y donde hay una mayor contribución oceánica, dada por las aguas subantárticas (SAAW) que entran por la Boca del Guafo el cuál tiene un ancho promedio de 34 km. Las SAAW se caracterizan por presentar temperaturas

más homogéneas, siendo ricas en nitrato y fosfato y son pobres en silicatos (Silva & Neshyba, 1979; Silva *y col.*, 1997, 1998, Silva & Palma, 2006; Carrasco & Silva, 2009a, 2009b).

El conjunto de factores abióticos entre ambos sectores confirieron una menor heterogeneidad ambiental en el sector sur mientras que una mayor heterogeneidad ambiental en el sector norte (Fig. 14), generando distintas respuestas en la biomasa fitoplanctónica del MICH dependiendo de la estación del año analizada. Cabe señalar que ambos inviernos y primaveras son abiótica y bióticamente diferentes, pero esto no influyó en los patrones estacionales de la Cl-*a* de los años analizados (2004 y 2005). Esta característica, es propia de sistemas abiertos disipativos que son sistemas no equilibrados, debido a que están en continuo cambio provocado por el flujo de materia y/o energía (Schneider & Sagan, 2005).

La heterogeneidad de los factores abióticos aquí analizadas, y su clara estacionalidad, con ambientes más homogéneos durante los inviernos y más heterogéneos en las primaveras, concuerda con la dinámica de la biomasa fitoplanctónica característica de zonas templadas que presenta un típico incremento de máxima abundancia de Cl-*a* durante primavera y un decrecimiento durante el invierno (Parsons *y col.*, 1977). Las diferencias espaciales encontradas confirman que a mayor heterogeneidad del ambiente hay mayor abundancia fitoplanctónica (Cl-*a*) (Glenn *y col.*, 2008; Gerstmann *y col.*, 2010), y estando la Cl-*a* total dominada por la fracción grande. Se conoce que a medida que la Cl-*a* incrementa, aumenta la contribución de la fracción grande del fitoplancton (Brewin *y col.*, 2010), y ésta presenta la capacidad de poder excluir a la fracción más

pequeña bajo condiciones variables de oferta de nutrientes (Stolte *y col.*, 1994) y de fluctuación en la disponibilidad de luz (Mitrovic *y col.*, 2005). Alvés de Souza *y col.*, (2008) identificaron grupos funcionales del fitoplancton, en el sistema de fiordos del sur de Chile y clasificaron a las diatomeas (componentes del microfitoplancton ($>20 \mu\text{m}$) o fracción grande del fitoplancton) como R-estrategas (Avaria *y col.*, 1999 y 2004) ya que se correlacionan con la disponibilidad de los nutrientes nitrato y silicato. En este estudio, la abundancia de *Cl-a* presentó una correlación significativa e inversa con los nutrientes específicamente nitrato y silicato. En períodos de invierno en donde existió una menor abundancia de la *Cl-a* y menor predominio de la fracción grande, las concentraciones promedio de nitrato ($13,46_{(2004)} - 17,56_{(2005)} \mu\text{M}$) y silicato ($12,84_{(2004)} - 21,59_{(2005)} \mu\text{M}$) fueron más altas comparado con invierno que presenta mayor abundancia y mayor predominio de la fracción grande con valores de $5,06$ y $7,15 \mu\text{M}$ para nitrato y $5,44$ y $4,56 \mu\text{M}$ para silicato en los años 2004 y 2005 respectivamente (Anexo Tabla, 2). Estudios de campo, microcosmos y laboratorio han encontrado que el factor más limitante para el crecimiento de las diatomeas es el silicato (Egge & Aksnes, 1992; Sánchez *y col.*, 2003; Hamm *y col.*, 2003, Choudhury & Pal, 2010; González *y col.*, 2010; Torres *y col.*, 2010) siendo $2 \mu\text{M}$ la mínima concentración necesaria para el desarrollo de sus poblaciones. Al aumentar la concentración de silicato las diatomeas desplazan a las otras especies aumentando su tasa de crecimiento y reproducción hasta agotar este recurso, registrándose las mayores proliferaciones cuando la concentración asciende a $14 \mu\text{M}$ (Egge & Aksnes, 1992). Iriarte *y col.*, (2005) señalan que las diatomeas requieren menores concentraciones de nitrato (que la actividad enzimática de

nitrate reductase and glutamine synthetase decreases as the size of the phytoplankton body increases).

The greatest environmental heterogeneity in the northern sector of the MICH is due to the largest differences in nitrate and silicate concentrations between the northern and southern sectors. For 2004 and 2005 the relationship between environmental heterogeneity, abundance of *Cl-a* and dominance of a size fraction was only observed during the winter season because the highest abundance of *Cl-a* was found in the northern sector, where microphytoplankton exceeded 50%, while the southern sector presented both a lower environmental heterogeneity and a lower abundance of *Cl-a* with dominance of the smallest fraction (< 11 μm or nano and picophytoplankton). This higher abundance of *Cl-a* dominated by the largest fraction of phytoplankton in the northern sector, is similar to those found in studies conducted in the fjord and channels of southern Chile (Iriarte *et al.*, 1993; Uribe, 1992; Alvés de Souza *et al.*, 2008) and differs from the study of González *et al.*, (2010) on seasonal patterns and who has described that during the winter months the smallest size fraction dominates primarily, attributing to this fraction a better adaptation to the regime of low light and low nutrient availability in the study area. In this study, the pattern found responds primarily to the availability of silicate, unlike the southern sector, which presents lower environmental heterogeneity and lower concentration of this nutrient ($\text{Si}(\text{OH})_4$), giving place to the dominance of the smallest fraction of phytoplankton (<20 μm). On the other hand, when evaluating the hypothesis of environmental heterogeneity between the two sectors of the MICH, despite the fact that environmental heterogeneity was greater in the northern sector

existieron diferencias significativas en la abundancia de *Cl-a*, ni de proporción de microfitoplancton (>20um) durante la primavera, siendo esta hipótesis rechazada. Esto quiere decir que las floraciones algales surgen, sin que las diferencias en la heterogeneidad ambiental y de concentración de nutrientes sean suficientes cuando se hace presente uno de los recursos más limitantes del MICH como lo es el aumento de horas luz, el cual es un factor propio de la estacionalidad. Datos de radiación solar registrada en la región (estación de Melinka) de 2004 a 2005 muestran una marcada estacionalidad con valores más bajos en invierno (mayo-julio: $<400 \text{ mmol m}^{-2}\text{s}^{-1}$) valores comparados con la época estival (diciembre-febrero: 800 a $1.000 \text{ mmol m}^{-2}\text{s}^{-1}$) (González y col., 2010).

Durante todo el período de estudio, la proporción $\text{NO}_3^- : \text{Si}(\text{OH})_4$ fue ≤ 1 principalmente en estaciones ubicadas en el estuario y seno de Reloncaví, en comparación con el sector sur en donde el NO_3^- siempre fue >1 . Según Torres y col., (2010) la mayor proporción de $\text{NO}_3^- : \text{Si}$ de las aguas oceánicas, al entrar a un fiordo (seno Ballena) podría ser el factor clave para explicar las proliferaciones de las diatomeas. Por lo tanto esto coincide con la menor contribución de NO_3^- en el sector norte del MICH, que muchas veces se registra bajo los límites de detección de método (es por esta razón que se mide nitrito+nitrato, tomándose como nitrato), esto no quiere decir que no se encuentre la cantidad necesaria para dar origen a proliferaciones de algas, lo que si existe es una mayor habilidad o adaptación de las algas para captar este nutriente. Según Zhu y col., (2010) bajo condiciones hidrodinámica homogéneas en la columna de agua, la estructura en la comunidad del fitoplancton es determinada en la competencia por los nutrientes por la especie dominante, en donde una de estas estrategias es desacoplar la asimilación de

nutrientes de la síntesis de materia orgánica, almacenándolos intracelularmente (De la Hoz, 2004). Considerando a las diatomeas como componente dominante del microfitoplancton, éstas presentan adicionalmente otras ventajas, tales como reproducirse en regiones de alta turbulencia (Montecino *y col.* 2006), presentar una división celular más rápida que otros taxones o tasas de crecimiento más elevada (Smayda, 1997) y tener alta eficiencia de crecimiento con poca luz (Goldman & McGillicuddy, 2003).

Comparado con la primavera, durante los inviernos se registró una menor biomasa fitoplanctónica, sin embargo durante el crucero de invierno 2004, se observó en el sector norte una abundancia significativamente mayor que el sector sur, hallándose un dominio por sobre el 65% de la fracción $>20 \mu\text{m}$ del fitoplancton. De acuerdo a las características bio-ópticas y funcionales del fitoplancton Montecino *y col.* (2009) se refirieron a este evento como un estadio de primavera temprana. Este evento (invierno 2004) puede explicarse por registrar una temperatura promedio significativamente más alta durante este crucero $10,54 \text{ }^\circ\text{C}$ en comparación con el invierno 2005 ($10,06 \text{ }^\circ\text{C}$) estando la temperatura superficial del agua relacionada con una mayor radiación solar (Fritz *y col.*, 1980), considerando que el MICH, se caracteriza por presentar una cobertura nubosa que tiende a ser dominante durante todo el año (Delgado & Marín, 2006), alomejor una pequeña diferencia en el aumento de radiación solar, podría explicar este fenómeno. Por otra parte el valor de concentración de materia orgánica disuelta coloreada (MODC) fue significativamente más alta en el invierno 2004 entre los sectores y cruceros analizados, atribuible a un 62% a aportes de origen alóctono (Tabla 4), resultado característico de sistemas estuarinos (Hopkinson *y col.*, 1998; Pizarro *y col.*, 2005; Maranger *y col.*, 2005;

González y col., 2010). Esto resulta de los aportes por escorrentía, uso intensivo en actividad de cultivos marinos por alimentos no consumidos y/o excretas de los peces en cautiverio (Carrasco & Silva 2009a) y detritus. Por el contrario el origen autóctono se relaciona a procesos de herbivoría, favorecidas por las rápidas tasas de crecimiento y sedimentación de los autótrofos (Smetacek 1985), que proporcionan mayor disponibilidad de sustrato para la actividad bacteriana (Maranger y col., 2005).

Durante todo el período de estudio, la heterogeneidad ambiental generada principalmente por la variabilidad de los nutrientes nitrato, silicato y fosfato, (Fig. 13) entre los dos macrosectores y estaciones del año (invierno-primavera), presentando correlaciones negativas la abundancia de *Cl-a* y los nutrientes principalmente nitrato, pero durante la estación de primavera se añadieron otros factores tal como salinidad (norte) y temperatura del agua (sur) (Tabla 3). A nivel mundial las proliferaciones algales ocurren en épocas estivales (meses de verano) y se atribuye la mayor abundancia de *Cl-a* a fuertes gradientes de temperatura y salinidad, mayor disponibilidad de nutrientes (producto de surgencias en verano) (Lara, 1992; Cloern, 2001, De la Hoz, 2004; Ramírez & Pizarro, 2005; Montecino y col. 2006, Valenzuela & Avaria, 2009; Kumar & Ruma, 2010) y una mayor mezcla del agua producto del viento (>turbulencia) (Margalef, 1978, González y col., 2010). Dentro de este estudio la menor salinidad fue la reportada durante la primavera coincidiendo con González y col., (2010) en donde con salinidades bajas se registra la mayor abundancia de *Cl-a* (>microfitoplancton) y baja concentración de nitrato y fosfato expresadas durante primavera.

Se concluye que la heterogeneidad ambiental, para el MICH, muestra una respuesta significativa en estaciones contrastantes en donde a mayor heterogeneidad ambiental hay mayor abundancia de *Cl-a*, y predominio de la fracción grande del fitoplancton. Por otro lado al evaluar la heterogeneidad ambiental por sectores (norte y sur) durante la estación de invierno, la heterogeneidad ambiental en conjunto con la concentración y distribución de los nutrientes nitrato y silicato son los que determinan las mayores y menores abundancias de *Cl-a* lo que esta en directa relación con la composición por tamaños, mientras que entre los sectores norte y sur durante la estación de primavera, a pesar de las diferencias de concentración de nutrientes nitrato y silicato, esto no fue determinante debido a que no existió diferencias significativas en la abundancia de *Cl-a* y en ambos sectores dominó la fracción grande de fitoplancton, añadiéndose otros factores ambientales (salinidad y temperatura) propios de la estacionalidad. No siendo la concentración de nutrientes una limitante para las proliferaciones algales del MICH y que la respuesta depende de la escala en que se visualiza la problemática, presentándose un mayor entendimiento a escalas más pequeñas (sectores en el MICH).

Si bien es cierto las condiciones ambientales entregadas por el sistema y los procesos internos de los organismos mantienen una dinámica propia, estas interacciones deben ser jerarquizadas por lo que se sugiere que investigaciones futuras cuantifiquen la influencia de factores limitantes remotos (climáticos específicamente radiación solar) en el marco de la dinámica de flujo de materia y energía, a fin de estudiar la auto-organización del fitoplancton en el MICH

4.2. Patrones y su posible aplicación.

La identificación de sectores en el MICH donde predominan determinadas fracciones fitoplanctónicas es además relevante para la actividad económica del MICH por el desarrollo de cultivos marinos. Dentro de un total de 3300 centros de acuicultura inscritos en el Registro Nacional de Acuicultura, 2179 se encuentran en la X región de Los Lagos, siendo sobre el 66% de los centros de cultivo a nivel nacional, desarrollándose principalmente en el archipiélago de Chiloé. Las principalmente especies cultivadas son salmónidos (50%), moluscos bivalvos (33,8 %) y algas (15,3%) (Anuario estadístico, Sernapesca 2009). Los moluscos, y en particular los bivalvos, son actualmente el tercer grupo más importante de los organismos marinos en términos de producción acuícola (Uriarte y col., 2008). El sistema de cultivo es de tipo extensivo, debido a que esta especie se alimenta del primer eslabón de la cadena trófica (Uriarte y col., 2008). Por la tanto, las floraciones algales son beneficiosas para la acuicultura de especies filtradoras (Ej. mitílidos, ostras, almejas, larvas) y pesquerías de extracción, sin embargo, la proliferación de ciertas especies llamadas ‘Floraciones de Algas Nocivas’ (FAN) producen efectos negativos sobre la salud humana, poblaciones de especies marinas, y actividades económicas de la acuicultura y turismo (Lembeye, 2006). En Chile, se han reportado tres tipos toxinas en los mariscos (VPM, VDM, VAM) que se encuentran dentro de la fracción grande del fitoplancton (*Alexandrium catenella*, *Dinophysis acuta*, *Dinophysis acuminata*, *Protoceratium reticulatum*, *Protoperidium crassipes* y *Pseudo-nitzschia australis*) (Stead y col., 2005). Cabe señalar que especie de *A. catenella* en las aguas interiores de la región estaría asociada a la presencia de bancos de quistes, registrando su presencia sólo en el sector sur del MICH (Isla Desertores-

Boca Guafo) (Molinet, 2003). El aumento del rango de distribución de esta especie desde los fiordos patagónicos, se debe a procesos de circulación de las aguas interiores originada principalmente por vientos (Molinet, 2003).

Algunas proliferaciones algales, pueden causar efectos dañinos y a veces mortales en algunos peces en cultivo, debido a la presencia de espinas o estructuras silíceas de algunas microalgas que afectan las branquias (Lembeye, 2006). Los eventos FAN puede producir una alta demanda biológica de oxígeno durante la noche, bajando bruscamente los niveles de oxígeno en la columna de agua, y se sabe que los salmónidos necesitan una concentración mínima de oxígeno de 5 mg/L por tanto una menor concentración puede provocar problemas respiratorios e incluso la muerte, por tanto puede causar un impacto económico negativo en la región.

De acuerdo a los análisis realizados en este estudio basados en las condiciones de heterogeneidad abiótica y biótica, los cultivos de moluscos bivalvos (filtradores), deberían situarse principalmente en el sector norte del MICH durante todo el año, por la mayor disponibilidad de alimento principalmente durante la estación de invierno. Y esto a pesar que ambos sectores (norte y sur) durante meses estivales aumentan las probabilidad de proliferaciones algales, el sector norte (seno de Reloncaví- islas Desertores) presenta una menor probabilidad de encuentro a las tres variedades de toxinas presentes en las microalgas, debido a la distribución marcada de los quistes de *A. catenella* (Molinet y col., 2003; Albornoz y col. 2005; Fernández y col., 2005). Esto sumado a que el sector norte, presenta una costa interior protegida, con aguas no contaminadas, lo cual las hace aptas para ser utilizadas en la instalación de centros de cultivos marinos (Carrasco & Silva 2009a). Sin embargo el MICH posee una alta

densidad de cultivos que ejerce una fuerte presión ambiental, tanto por el espacio en el borde costero como por la introducción de desechos ricos en materia orgánica (Rudolph y col., 2006)

Para evaluar esta segregación espacial debería generarse un modelo de simulación que contemple mejorar las actividades acuícola dentro de la región y el país, la producción, la calidad de los recursos cómo también la calidad del medio ambiente, debido a sus características óptimas para el cultivo (costa interior protegida, recirculación de con aguas frescas oligotróficas).

5. REFERENCIAS

- Alvés de Souza, C., González, M.T. & Iriarte, J.L.** 2008. Functional groups in marine phytoplankton assemblages dominated by diatoms in fjords of southern Chile. *Journal of Plankton Research* 30(11): 1233-1243.
- Albornoz, V., Sfeir, A. & Seguel, M.** 2005. Distribución espacial y temporal de la abundancia de quistes de *Alexandrium catenella* en sedimentos de la región sur-austral de Chile. Congreso latinoamericano de ciencias del mar, exposición tipo póster.
- Anderson, D., Hoagland, M., Kaoru, P. & White, A.W.** 2000. Estimated annual economic impacts from harmful algal blooms HABs in the United States. Technical Report WHOI-2000-11. Woods Hole Oceanographic Institute, Woods Hole.
- Atlas, E., Hager, S., Gordon, L. & Park, P.** 1971. A practical manual for use of the Technicon Autoanalyzer in seawater nutrient analyses. O.S.U. Dept. of oceanography. Technical Report, 215 pp.
- Avaria, S., Muñoz, P. & Castillo, P.** 1999. Distribución del microfitoplancton marino en la zona del Estrecho de Magallanes-Cabo de Hornos en la primavera de 1998. Libro de Resúmenes. Taller sobre los resultados del Crucero CIMAR-Fiordo 3. Valparaíso, 68–72 pp.
- Avaria, S., Cáceres, C., & Muñoz, P.** 2004 Distribución del microfitoplancton marino entre el golfo Corcovado y el estero Elefantes en la primavera de 1998 y en el verano de 1999 (Crucero CIMAR-4 Fjoridos). *Ciencia y Tecnología del Mar.*, 27, 17–47.
- Balench, E & Ferrando, H.** 1964. Fitoplancton marino 1ª Edición editorial universitaria de Buenos Aires 477pp

Barlow, R., Kyewalyanga, M., Sessions, H., Van den Berg, M. & Morris, T. 2008. Phytoplankton pigments, functional types, and absorption properties in the Delagoa and Natal Bights of the Agulhas ecosystem. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 80:201–211

Behrenfeld, J., O'Malley, R., Siegel, D., McClain, C., Sarmiento, J., Feldman, G., Milligan, A., Falkowski, P., Letelier, R & Boss, E. 2006. Climate-driven trends in contemporary ocean productivity. *Nature* 444: 752-755

Bartsch J.1971. Eutrophication: Causes, consequences, correctives. Proceedings of a Symposium. 1969. *Nat. Acad. Sci. Publ.* 1700. Washington BOOK REVIEWS 161: 154-155

Brewin, R.J., Sathyendranath, S., Hirata, T., Lavender, S., Barciela, R., Hardman-Mountford, N.J.2010. A three-component model of phytoplankton size class for the Atlantic Ocean *Ecological Modelling* 221: 1472–1483

Brown, J.H & Maurer, B.A. 1986. Body size, ecological dominance and Cope's rule. *Nature*. 324: 248-250.

Carrasco, C., & Silva, N. 2007. “Distribución de temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y nutrientes entre Puerto Montt y boca del Guafo (CIMAR 12 fiordos)” presentado en el Seminario “Informes Preliminares Crucero CIMAR 12 fiordos” organizado por el Comité Oceanográfico Nacional. Valparaíso

Carrasco, C & Silva, N 2009a Comparación de las características oceanográficas físicas y químicas presentes en la zona Puerto Montt a boca del Guafo durante los años 1995 y 2004. Cruceros CIMAR 1 y 10 fiordos. En revisión

Carrasco, C. & Silva, N. 2009b Características oceanográficas físicas y químicas presentes en la zona estero Reloncaví 41° 30'S a la boca del Guafo 43°49'S durante los años 2005 y 2006. En revisión

Clarke, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*. 18:117-143.

Clarke, K.R & Warwick, R.M. 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 172 pp. PRIMER-E, Plymouth, UK.

Chisholm, S.W. 1992. Phytoplankton size. En *Primary productivity and biogeochemical cycles in the sea*. Falkowsky, P.G. y A.D. Woodhead eds. Plenum Press, New York.

Choudhury, A.K & Pal, K. 2010. Phytoplankton and nutrient dynamics of shallow coastal stations at Bay of Bengal, Eastern Indian coast. *Aquatic Ecology* 44:55–71

Ciotti, A.M, Lewis M.R & Cullen, J.J. 2002. Assessment of relations between dominant cell size in natural phytoplankton communities and spectral shape of the absorption coefficient. *Limnology and oceanography* 47(2):404-417

Cloern, J.E. 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*. 210: 223–253.

Cloern T., Alpine, A., Cole, B & Heller, T. 1992. Seasonal changes in the spatial distribution of phytoplankton in small, temperate-zone lakes. *Journal of Plankton Research* 14 7: 1017-1024.

De La Hoz M.V. 2004. Dinámica del fitoplancton de la Ciénaga grande de santa María caribe colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* 33: 159-179

Delgado, L. & Marín, V.H. 2006 Determinación de zonas de alta concentración de clorofila-s en la región norte de los fiordos y canales australes (crucero cimar 9 fiordos) por medio de sensoramiento remoto. *Ciencia y Tecnología del Mar*, 29 (2): 87-94

Downing, J. 1991. Biological Heterogeneity in Aquatic Ecosystems. pp 160-180. *En Ecological Heterogeneity*. J. Kolasa y S. T. A. Pickett eds. Springer-Verlag.

Edelvang K., Kaas, H., Erichsen, A.C., Alvarez-Berastegui, D., Bundgaard, K., Viskum Jørgensen, P. 2005 Numerical modelling of phytoplankton biomass in coastal waters. *Journal of Marine Systems* 57 13– 29

EGGE, J. K. & Aksnes D. L. 1992. Silicate as regulating nutrient in phytoplankton Competition. *Marine Ecology Progress Serie*. 83: 281-289,

Fernández, P., Leal, P., Alvés de Souza, C., Pizarro, G. & Varela, D. 2005. Distribución y abundancia de quistes modernos de dinoflagelados en aguas interiores de la zona sur-austral de Chile (43°08' S y 54°55' S) con énfasis en *Alexandrium catenella* (Whedon & Kofoid) Balech. Congreso Latinoamérica de ciencias del Mar, exposición de tipo Póster.

Fritz, J.J., Meredith, D.D & Mieddleton, A.C. 1980. Non-steady-state bula temperatura determination for stabilization ponds. *Water research*, 14: 413-420.

Gerstmann, C., Miranda, M., & Condal, A. 2010. Description of space-time variability of the potential productivity of *Acacia caven* espinales based on MODIS images and the Enhanced Vegetation Index (EVI). *Ciencia de Investigación Agraria* 37(1):63-73.

Glenn, E., Huete, A., Nagler, P. & Nelson, S. 2008. Relationship between remotely-sensed vegetation indices, canopy attributes and plant physiological processes: What vegetation indices can and cannot tell us about the landscape. *Sensor* 8: 2136-2160.

Goldman, J.C. & McGillicuddy, D.J. 2003 Effect of large marine diatoms growing at low light on episodic new production. *Limnology and Oceanography* 48:1176–1182

González, H.E., Calderón, M.J., Castro, L., Clement, A., Cuevas, L.A., Daneri, G., Iriarte, J.L., Lizárraga, L., Martínez, R., Menschel, E., Silva, N., Carrasco, C., Valenzuela, C., Vargas, C. A., Molinet, C. 2010. Primary production and plankton dynamics in the Reloncaví Fjord and the Interior Sea of Chiloé, Northern Patagonia, Chile. *Marine Ecology Progress Series*, 402 : 13–30.

Hamm, C.E., Merkel, R., Springer, O., Jurkojc, P., Maier, C., Prechtel, K., Smetacek, V., 2003. Architecture and material properties of diatom shells provide effective mechanical protection. *Nature* 421:841–843

Hopkinson, C., Buffam, I., Hobbie, J., Vallino, J., Perdue, M., Eversmeyer M., Prah, F., Covert, J., Hodson, R., Moran, M., Smith, E., Baross, B., Crump, B., Findlay, F. & Foreman, K. 1998. Terrestrial inputs of organic matter to coastal ecosystems: An intercomparison of chemical characteristics and bioavailability. *Biogeochemistry* 43: 211–234

Hutchinson, G.E. 1961. The paradox of the plankton. *The American Naturalist* 95:137–145.

Huston, M.A. 1994. Biological diversity. The coexistence of species of changing landscapes. Cambridge University. 685pp.

Iriarte, J.L., Uribe, J.C., & Valladares, C. 1993. Biomass of size-fractionated phytoplankton during the spring-summer season in southern Chile. - *Botánica Marina*. 36: 443-450.

Iriarte, J.L., Quiñones, R.A. & González, R.R. 2005. Relationship between biomass and enzymatic activity of a blue-forming dinoflagellate *Dynophyceae* in southern Chile 41°S: a field approach. *Journal of Plankton Research* 27: 159-66.

Iriarte, J., González, H.E., Liu., K.K., Rivas, C. & Valenzuela, C. 2007. Spatial and temporal variability of chlorophyll and primary productivity in surface waters of southern Chile 41.5-43° S. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 74: 471-480.

James, F.C., & McCulloch, C.E. 1990. Multivariate analysis in ecology and systematic: panacea or Pandora's box?. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematic*. 21: 129-166.

Jørgensen, B.B. & Richardson, K. 1998. Eutrophication in coastal marine ecosystems. *Limnology and Oceanography* 43: 1018-1019

Kiørbe, T. 1993. Turbulence, phytoplankton cell size, and the structure of pelagic food webs. *Advances in Marine Biology*, 29.

Kolasa, J. y Rollo C.D. 1991. Introduction: the Heterogeneity of Heterogeneity: a Glossary. Pp. 1-23. En: *Ecological Heterogeneity* . J. Kolasa y S. T. A. Pickett eds. Springer-Verlag.

Kruskal, J. & Wish, M. 1978. *Multidimensional Scaling*. Sage University Paper series on Quantitative Applications in the Social Sciences, number 07-011. Sage Publications, Newbury Park, CA.

Kumar, A. & Ruma A.E. 2010. Phytoplankton and nutrient dynamics of shallow coastal stations at Bay of Bengal, Eastern Indian coast. *Aquatic Ecology* 44:55–71

Lara, M. 1992. ¿Por qué las especies coexisten? El caso del plancton. *Hidrobiología*. 2: 43-52.

Lara, C., Miranda, M., Montecino, V. & Iriarte, J.L. 2010. Chlorophyll-*a* MODIS mesoscale variability in the Inner Sea of Chiloé, Patagonia, Chile (41-43°S): Patches and Gradients?. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* Vol. 45 (2): 217-225.

Larkin, S.L. & Adams, C.M. 2007. Harmful algal blooms and coastal business: economic consequences in Florida. *Society & Natural Resources* 20 9, 849–859

León, J. 2005. Influencia del caudal del río Puelo, sobre la salinidad y la concentración de oxígeno disuelto en el estuario de Reloncaví, Llanquihue, Chile. Tesis de magíster Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias. Valdivia, Chile. 80pp.

Legendre, P. 1993. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm?. *Ecology* 746 1659-1673pp.

Legendre, P & Legendre, P. 2003. *Numerical Ecology*. Elsevier Science B. V.

Lembeye, G. 2006. Florecimientos algales nocivos en aguas australes. Avances en el conocimiento oceanográfico de las aguas interiores chilenas, Puerto Montt a cabo de Hornos. N. Silva & S. Palma (eds.). Comité Oceanográfico Nacional - Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Valparaíso, 99-103pp

Li, W. 2002. Macroecological patterns of phytoplankton in the northwestern North Atlantic Ocean. *Nature* 419: 154-157.

Ludwig, J.A & Reynolds, J.F 1988. Statistical ecology: a primer on methods and computing, 337 pp. John Wiley & Sons, USA.

MacArthur R. H. 1984. Geographical Ecology: Patterns in the distribution of Species. Princeton University. 253pp.

Maranger, R.J, Pace, M.L, Del Giorgio, PA, Caraco, N.F. & Cole J.J. 2005. Longitudinal spatial patterns of bacterial production and respiration in a large river-estuary: implications for ecosystem carbon consumption. *Ecosystems* 8:318–330

Marañón, E. 2009 Phytoplankton size structure. In: *Encyclopedia of Ocean Sciences*, 2nd Edition (J.H. Steele, K.K. Turekian and S. A. Thorpe, Editors). Oxford, Academic Press.

Marañón, E. 2008 Inter-specific scaling of phytoplankton production and cell size in the field. *Journal of Plankton Research*, 30: 157-163.

Margalef R 1978 Life-forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. *Oceanol Acta* 1:493–509

Milne, B.T. 1991. Heterogeneity as a multiscale characteristics of landscape studies. Pp. 69- 84. En J. Kolasa y S. T. A. Pickett (eds.). *Ecological Heterogeneity*. Springer-Verlag. Nueva York

Mitrovic, S.M., Howden, C.G. & Bowling, L.C. 2005. Unusual allometry between in situ growth of freshwater phytoplankton under static and fluctuating light environments: possible implications for dominance. *J. Plankton Res.*, 25, 517–526.

Molinet, C., Lafon, A., Lembeye, G. & Moreno C. 2003. Patrones de distribución temporal y espacial de floraciones de *Alexandrium catenella* (Whedon & Kofoid) Balech 1988, en aguas interiores de la Patagonia noroccidental de Chile. *Revista Chilena de Historia. Natural.* 76: 681-698

Montecino, V. & Quiroz, D. 2000. Specific primary production phytoplankton size structure in the upwelling area off Chile 30°S. *Aquatic Sciences* 62:364-380

Montecino, V., Paredes, M.A., Manley, M., Astoreca, R., Uribe, P., Alarcón, G., Pizarro, G. & Vargas, C. 2006. Gradientes de productividad primaria, clorofila-a y composición por tamaños del fitoplancton en canales occidentales de Aysén en noviembre 2002. *Ciencia y Tecnología del. Mar* 29 (2): 65-85

Montecino, V., Uribe, P., Soto, D., González, H., Riveros, J., Alarcón, G., Giglio, S., Martínez, V. & Paredes, M.A. 2009. Bio-óptica y diversidad de tamaños del fitoplancton del mar interior de Chile: variabilidad espacial en invierno-primavera 2004 y 2005. *Ciencia Tecnología del Mar*, 32 2: 79-99

Odum, E.P & Barrett, G.W. 2006. *Fundamentos de ecología.* Cengage Learning Editores. 598 pp.

Paredes, M.A. 2005. Alteraciones ambientales moduladoras de la diversidad alométrica del fitoplancton en fiordos y canales australes. Tesis. Magíster en Ciencias Biológica. Facultad de Ciencias. Universidad de Chile. 97pp.

Paredes, M.A & Montecino, V. 2011. Size diversity as an expression of phytoplankton community structure and the identification of its patterns on the scale of fjords and channels. *Continental Shelf Research*, doi:10.1016/j.csr.2010.07.012

- Parsons, T.R., Takahashi, M. & Hargrave, B.** 1977. Biological Oceanographic Processes. 2^a ed. Pergamon press.
- Pizarro, G., Montecino, V., Paredes, M.A., Alarcón, G., Uribe, P. & Guzman, L.** 2005. Bio-óptica y estructura de tamaños del fitoplancton asociadas con producción biológica en la región de Aysén: agosto y noviembre 2003. Ciencia y Tecnología del Mar 28 (2): 27-42
- Platt, T.** 1978. Spectral analysis of spatial structure in phytoplankton populations, in Spatial Patterns in Plankton Communities, J. H. Steele, ed., Plenum Press, NY, 73-84.
- Ramírez, B. & Pizarro, E.** 2005. Distribución de clorofila a y feopigmentos en los canales australes chilenos comprendidos entre Puerto Montt y laguna san Rafael, Chile. Ciencia y Tecnología del Mar. 28 (1):45-62
- Reynolds, C. S** 1984. The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge University Press 384pp.
- Reynolds, C. S.** 1988. Functional morphology and the adaptive strategies of freshwater phytoplankton. In Sandgren, C. D. (ed.), Growth and Reproductive Strategies of Freshwater Phytoplankton. Cambridge University Press, pp. 388–433.
- Reynolds, C.S.** 2006. Ecology of Phytoplankton. Ed. Cambridge 507pp
- Rodríguez, J.** 2005. La estructura de tamaños del plancton: un tópico interdisciplinar y Margalefiano. Ecosistemas 14 1: 40-51
- Rosenzweig, M.L.** 1995. Species diversity in space and time. Cambridge University. 436pp.

Rudolph, A., Moscoso, J., Aguirre, G. & Ahumada, R. 2006. Calidad de los sedimentos en el mar interior de Chiloé (41,5° a 43° latitud sur) en función de pruebas de toxicidad. Silva & S. Palma (eds.). Comité Oceanográfico Nacional - Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Valparaíso, 99-103pp

Sabetta, L., Basset, A. & Spezie, G. 2008 Marine phytoplankton size-frequency distributions: Spatial patterns and decoding mechanisms. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 80: 181–192

Sabetta, L., Fioccaa, A., Margherita, L., Vignesa, F., Basseta, A., Mangonib, O., Carradab, G.C., Ruggieric, N., Lan, C. 2005. Body size abundance distributions of nano- and micro-phytoplankton guilds in coastal marine ecosystems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 63: 645-663

Sánchez, G., Morales, E. & Quillot, E. 2003. Response of the diatom *Actinocyclus normanii* Hustedt to variations in initial cellular density, salinity, silicate, and phosphate concentrations in laboratory conditions. *Boletín de Investigaciones Marinas* 32(1):169-181.

Scheffer, M., Rinaldi, S., Huisman, J. & Weissing, F.J. 2003. Why plankton communities have no equilibrium: solutions to the paradox. *Hydrobiologia* 491: 9–18, 2003.

Schneider, E.D & Sagan, D. 2005. *Into the Cool: Energy Flow, Thermodynamics, and Life.* Hawkwood Institute 378 pp.

Sernapesca .2009 Anuario estadístico de pesca. Región de Los Lagos. Servicio Nacional de Pesca, Valparaíso.

Sieburth, J.M. 1978. Pelagic ecosystem structure: Heterotrophic compartments of the plankton and their relationship to plankton size fractions. *Limnology and Oceanography* 23 (6): 1256-1263

Silva, N., Neshyba, S. 1979 On the southernmost extension of the Perú-Chile Undercurrent. *Deep Sea Research* 26:1387–1393

Silva, N., Palma, S. 2006. Avances en el conocimiento oceanográfico de las aguas interiores chilenas, Puerto Montt a Cabo de Hornos. Comité Oceanográfico Nacional– Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Valparaíso, 162pp.

Silva, N., Calvete, C. & Sievers, H.A. 1997. Características oceanográficas físicas y químicas de canales australes chilenos entre Puerto Montt y Laguna San Rafael (Crucero CIMAR Fiordo 1). *Ciencia y Tecnología del Mar* 20:23–106

Silva, N., Calvete, C. & Sievers H.A. 1998. Masas de agua y circulación general para algunos canales australes entre Puerto Montt y Laguna San Rafael, Chile (Crucero CIMAR-Fiordo 1). *Ciencia y Tecnología del Mar* 21:17–48

Smayda, T.J. & Reynolds, C.S. 2001. Community assembly in marine phytoplankton: application of recent models to harmful dinoflagellate blooms. *Journal of Plankton Research* 23 5 447-461

Smetacek, V. 1995. Diatoms and the ocean carbon cycle. *Protist* 150:25–32

Shoresh, N., Hegreness, M & Kishony, R. 2008. Evolution exacerbates the paradox of the plankton. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 26: (105). 12365–12369

Sommer, U., Padisak, J., Reynolds, C. S. & P. Juhasz-Nagy 1993. Hutchinson's heritage: the diversity-disturbance relationship in phytoplankton. *Hydrobiologia* 249: 1-7, 1993.

Stead, R.A., Varela, D., Seguel, M. & Navarrete, F. 2005 Cepario nacional de microalgas tóxicas: un apoyo para el avance en el conocimiento de los florecimientos de algas nocivas. Congreso latinoamericano de ciencias del mar, exposición tipo poster.

Stolte, W., McCollin, T. & Noordeloos, A.M. 1994. Effect of nitrogen source on the size distribution within marine phytoplankton populations. *Journal Experimental Marine Biology Ecology*. 184, 83–97.

Stewart, A., John, E.A & Hutchings, M.J. 2000. The world is heterogeneous: ecological consequences of living in a patchy environment. Pp. 1-8. En J. M. Hutchings, E. A. John y A. J. A. Stewart eds. *The Ecological Consequences of Environmental Heterogeneity*. Blackwell Science. Londres.

Tello A. & Rodríguez-Benito, C. 2009. Characterization of mesoscale spatio-temporal patterns and variability of remotely sensed Chl a and SST in the Interior Sea of Chiloe 41.4-43.5° S. *International Journal of Remote Sensing* 306: 1521-1536

Tilman, D. 1999. The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. *Ecology*. 80(5). 1455–1474

Torres, R., Frangopulos, M., Hamame, M., Montecino, V., Maureira, C., Pizarro, G., Reid, B., Valle-Levinson, A., Blanco, J.L. 2010. Nitrate to silicate ratio variability and the composition of micro-phytoplankton bloom sin the inner-fjord of Seno Ballena (Strait of Magellan, 54°1S). *Continental Shelf Research* (2010), doi:10.1016/j.csr.2010.07.014.

Uriarte, I., Lovatelli, A., Farías, A., Astorga, M., Molinet, C., Medina, M., Avendaño, M., Lodeiros, C., Velasco, L.A., Rupp, G., Cáceres-Martínez, J. & Mendo, J. 2008. Cultivo y manejo de moluscos bivalvos en América Latina: Resultados y conclusiones del primer taller – ACUIBIVA 2007. Taller Técnico Regional de la FAO. 20–24 de agosto de 2007, Puerto Montt, Chile. FAO Actas de Pesca y Acuicultura. No. 12. Roma, FAO. pp. 1–23.

Uribe, J.C. 1992 Fitoplancton en los fiordos magallánicos. In Gallardo, V. A., Ferreti, O. and Moyano, H. I. (eds), Oceanografía en Antártica. Centro EULA/Universidad de Concepción, Concepción 467–478 pp.

Valenzuela, M. & Avaria, S. 2009. Distribución del microfitoplancton marino entre el seno Reloncaví y Boca del Guafo en invierno y primavera de 2005 (crucero CIMAR 11 fiordos). *Ciencia y Tecnología del Mar*, 32 (2): 43-77

Varela, RA., Cruzado, A., Gabaldón, JE. 1995. Modelling primary production in the North Sea using the European regional seas ecosystem model. *Netherlands Journal of Sea Research* 33 3/4, 337– 361.– 361

Zhu, W., Wan, L & Zhao, L. 2010. Effect of nutrient level on phytoplankton community structure in different water bodies. *Journal of Environmental Sciences*, 22(1):32–39

6. ANEXO

Anexo Tabla 1. Resumen de los análisis estadísticos de las condiciones físicas, químicas y ópticas entre los sectores norte y sur del MICH durante los cruceros de invierno (2004 y 2005) y primavera (2004 – 2005). * indica diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$).

	Invierno 2004		Primavera 2004		Invierno 2005		Primavera 2005	
	Norte	Sur	Norte	Sur	Norte	Sur	Norte	Sur
	$\bar{x} \pm s$							
Temperatura(°c)	10,45 ± 0,69	10,56 ± 0,17	12,9 ± 0,61	11,78 ± 0,71*	10,09 ± 0,34	10,01 ± 0,17	12,58 ± 1	11,17 ± 0,37 *
Salinidad(psu)	31,56 ± 1,50	32,24 ± 1,43	30,25 ± 3,61	32,58 ± 0,54*	30,31 ± 3,94	32,13 ± 0,54 *	29,09 ± 4,28	32,84 ± 0,36 *
Oxígeno (mL/L)	6,73 ± 0,79	6,12 ± 0,28 *	7,40 ± 0,70	6,30 ± 0,83*	6,02 ± 0,81	6,05 ± 0,35	6,85 ± 0,58	6,29 ± 0,56 *
Silicato (µM)	14,92 ± 5,87	12,536 ± 3,78	7,21 ± 9,63	3,92 ± 2,39*	24,27 ± 12,62	15,77 ± 6,17 *	5,15 ± 4,39	3,52 ± 4,62*
Fosfato (µM)	1,17 ± 0,41	1,44 ± 0,29 *	0,88 ± 0,33	1,36 ± 0,33*	1,86 ± 0,54	1,96 ± 0,15	0,88 ± 0,58	1,31 ± 0,31*
Nitrato (µM)	12,12 ± 6,67	16,41 ± 3,01 *	3,45 ± 3,71	8,41 ± 4,76*	17,49 ± 5,03	17,73 ± 1,64	5,41 ± 4,79	10,28 ± 3,38*
ag (375)	1,02±1,15	0,55±0,28*	0,23± 0,40	0,12 ± 0,26 *	0,189±0,29	0,31±0,38	0,362±0,28	0,18±0,257

Anexo Tabla 2. Resumen de los análisis estadísticos de las condiciones físicas, químicas sin sectorizar durante las cruceros de invierno (2004 y 2005) y primavera (2004 – 2005) en el MICH

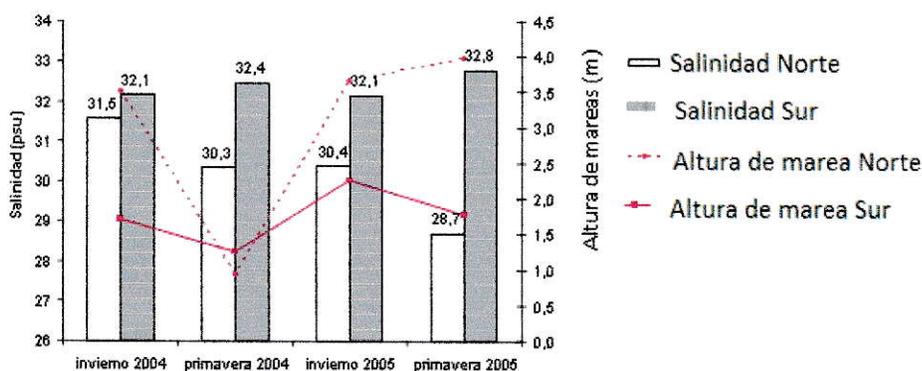
	Invierno 2004	Invierno 2005	f	p	Primavera	Primavera	f	p	Invierno - Primavera 2004		Invierno - Primavera 2005	
					2004	2005			f	p	f	p
	$\bar{x} \pm s$	$\bar{x} \pm s$			$\bar{x} \pm s$	$\bar{x} \pm s$						
Temperatura(°c)	10,54 ± 0,23	10,06± 0,29	39,4	<0,05	12,4 ± 0,77	12,07± 1,07	1,77	>0,05	172,18	<0,05	87,99	<0,05
Salinidad(psu)	31,79 ± 1,36	30,88± 3,37	4,74	<0,05	31,12± 2,59	30,42± 3,87	0,78	>0,05	1,76	>0,05	0,51	>0,05
Oxígeno (mL/L)	6,48 ± 0,74	6,03 ± 0,69	4,52	<0,05	7,05± 0,861	6,65 ± 0,63	6,86	<0,05	7,62	<0,05	15,39	<0,05
Silicato (µM)	12,84 ± 4,92	21,59±11,6	18,57	<0,05	5,44 ± 6,77	4,56 ± 4,51	0,60	>0,05	25,03	<0,05	120,13	<0,05
Fosfato (µM)	1,26 ± 0,41	1,89 ± 0,45	23,99	<0,05	1,01 ± 0,40	1,03 ± 0,54	3,86	>0,05	6,13	<0,05	43,52	<0,05
Nitrato (µM)	13,46 ± 5,9	17,56± 4,25	5,42	<0,05	5,06±4,94	7,15 ±4,91	3,86	>0,05	36,53	<0,05	81,54	<0,05
ag₍₃₇₅₎	0,83 ± 0,93	0,23 ± 0,38	0,84	>0,05	0,22± 0,32	0,27±0,27	0,71	>0,05	1,2	<0,05	0,73	>0,05

Mareas: Se analizó el efecto de la situación altura de marea durante los cruceros y se encontró que los monitoreos efectuados en el sector norte fueron realizados con un rango promedio de altura de marea de 0,9 – 4,0 m, siendo la marea más baja durante primavera 2004 y la más alta durante primavera 2005 (AnexoTabla 3 y Anexo Fig. 1). Dentro de los cuatro cruceros realizados en esta zona, el único que presentó diferencias estadísticamente significativas fue el realizado durante primavera del 2004. Por otra parte, la altura de marea hallada en el sector sur, fue significativamente más baja que la encontrada en el sector norte. El sector sur presentó un rango promedio de altura de marea 1,3 - 2,3 m, registrándose la altura de marea más baja durante primavera 2004 y la más alta en invierno 2005, no existiendo diferencias significativas entre los cuatro cruceros (Anexo Tabla 3).

Este análisis busca evaluar la influencia de la condición de la mareas sobre las mediciones de salinidad en cada lugar dada por el aportes de los ríos que desembocan en el área de estudio. De acuerdo al promedio sectorizado, de ambas variables, no existe una relación o una dependencia de estas variables a nivel de macro escala, la cual es corroborada a través de una regresión simple que muestra que la variabilidad de la salinidad es explicada con un 3,4% por la altura de marea, no siendo esta proporción significativa. (Anexo Tabla 3 y Anexo Fig. 2)

Anexo Tabla 3. Promedio y desviación estándar de la altura de marea (m) en los sectores norte y sur durante los Cruceros CIMAR-Fiordos 10 y 11. Resultados de ANDEVA de una vía p: 0,05.

	Norte		Sur		ANDEVA	
	prom. ± d.e		prom. ± d.e		F	p
Invierno 2004	3,56 ± 1,60		1,60 ± 0,97		32,13	<0,05*
Primavera 2004	3,43 ± 1,69		1,54 ± 0,63		26,11	<0,05*
Invierno 2005	3,65 ± 1,42		2,10 ± 0,67		41,34	<0,05*
Primavera 2005	4,18 ± 1,76		1,02 ± 0,64		26,21	<0,05*
	ANDEVA		Tuckey			
	F	p	Variables contrastantes		Diferencia	p-value
Norte (2004-2005)	40,24	<0,05*	Pri04	Pri05	-0,745	0,405
Sur (2004-2005)	10,22	<0,05*	Inv05	Pri05	1,089	0,047



Anexo Figura 1. Valores promedio de salinidad y altura de marea (m) en los sectores norte y sur, durante los cruces CIMAR-Fiordos 10 y 11 (invierno y primavera 2004-2005) en el mar interior de Chiloé.

La salinidad fue más alta en el sector norte durante los inviernos, no existiendo una relación entre disminución de la salinidad con la altura de marea (m) registrado al momento del cruce entre 2004 y 2005 (Fig. 3), este comportamiento se explicaría sobre la base del patrón estacional como por ejemplo, mayores aportes de agua dulce del

río Puelo (el más caudaloso de la zona) el cuál proporciona una entrada de agua $644 \pm 155 \text{ m}^3$, de agua dulce (DGA, www.dga.cl de 2000 a 2007 *fide* González y col., 2010), alcanzando su caudal más alto desde junio- julio (invierno) y de octubre a noviembre (primavera) y su nivel más bajo desde febrero hasta abril (a partir del verano hasta el otoño) (González. y col., 2010). Durante los cruceros de invierno el caudal tuvo un promedio diario de alrededor de $350 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (2004) y $800 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (2005) mientras que para los cruceros de primavera éste fue de alrededor de $600 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (2004) y $1200 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (2005) (Montecino y col., 2006; 2009).