Biblioteca Digital
F C E N - U B A

BIBLIOTECA CENTRAL LUIS F LELOIR
BIBLIOTECA CENTRAL LELOIR
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES UBA

Tesis de Posgrado

Patrón espacial y temporal de las áreas de asociaciones ícticas demersales costeras (34°S- 41°S) y su relación con los factores ambientales

Jaureguizar, Andrés Javier

2003

Tesis presentada para obtener el grado de Doctor en Ciencias Biológicas de la Universidad de Buenos Aires

Este documento forma parte de la colección de tesis doctorales y de maestría de la Biblioteca Central Dr. Luis Federico Leloir, disponible en digital.bl.fcen.uba.ar. Su utilización debe ser acompañada por la cita bibliográfica con reconocimiento de la fuente.

This document is part of the doctoral theses collection of the Central Library Dr. Luis Federico Leloir, available in digital.bl.fcen.uba.ar. It should be used accompanied by the corresponding citation acknowledging the source.

Cita tipo APA:
Jaureguizar, Andrés Javier. (2003). Patrón espacial y temporal de las áreas de asociaciones ícticas demersales costeras (34°S- 41°S) y su relación con los factores ambientales. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires.
http://digital.bl.fcen.uba.ar/Download/Tesis/Tesis_3684_Jaureguizar.pdf

Cita tipo Chicago:
Jaureguizar, Andrés Javier. "Patrón espacial y temporal de las áreas de asociaciones ícticas demersales costeras (34°S- 41°S) y su relación con los factores ambientales". Tesis de Doctor. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. 2003.
http://digital.bl.fcen.uba.ar/Download/Tesis/Tesis_3684_Jaureguizar.pdf

EXACTAS UBA
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

UBA
Universidad de Buenos Aires

Dirección: Biblioteca Central Dr. Luis F. Leloir, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires. Intendente Güiraldes 2160 - C1428EGA - Tel. (++54 +11) 4789-9293

Contacto: digital@bl.fcen.uba.ar

TESIS DOCTORAL

Patrón espacial y temporal de las áreas de asociaciones ícticas demersales costeras (34° S - 41° S) y su relación con los factores ambientales

Andrés J. Jaureguizar

Director: Dr. Roberto Menni

Codirector: Dr. Carlos A. Lasta

Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero

Buenos Aires

2003

A mis padres, mi hermana y abuelos

Contenido General

Resumen 5

Capitulo I Introducción

Sección 1 Consideraciones teóricas e importancia de las áreas de asociaciones Ícticas..... 11

Sección 2 Caracterización ambiental, biológica y de la actividad pesquera del ecosistema costero 21

1.2.1 Caracterización ambiental
Situación geográfica..... 21
Climatología..... 22
Hidrológica..... 24
Distribución de los campos de temperatura y salinidad 27

1.2.2 Caracterización de la comunidad íctica (Características generales de la distribución de las especies dominantes)..... 32

1.2.3 La actividad pesquera, características de las flotas que operan sobre el recurso costero)..... 44

Capitulo II Metodología

2.1 Datos y muestreo..... 54
2.2 Análisis de la información
Patrón espacial y temporal de las áreas de asociaciones ícticas, y su relación con las variables ambientales 56
Indicadores agregados de la comunidad 59

Capitulo III Análisis espacial y temporal de la comunidad íctica del ecosistema costero, su influencia ambiental e indicadores agregados de la comunidad

Sección 1 Análisis espacial de la comunidad íctica e influencia ambiental.

3.1.1 El ecosistema costero en el año 1981..... 62
3.1.2 El ecosistema costero en el año 1983..... 66
3.1.3 El ecosistema costero en el año 1994..... 70
3.1.4 El ecosistema costero en el año 1995..... 74
3.1.5 El ecosistema costero en el año 1998..... 78
3.1.6 El ecosistema costero en el año 1999..... 82
3.1.3 Figuras y tablas del análisis espacial..... 86

Sección 2: Análisis temporal de la comunidad íctica e influencia ambiental.

3.2.1 Análisis temporal de la comunidad íctica del ecosistema costero entre 1981 y 1999. Factores ambientales considerados: Profundidad, temperatura, salinidad y temperatura de las aguas de superficie y fondo, descarga del Río de la Plata y del Río Negro **123**

3.2.2 Análisis temporal de la comunidad íctica del ecosistema costero entre 1994 y 1999. Factores ambientales considerados: Profundidad, temperatura, salinidad y temperatura de las aguas de superficie y fondo, descarga del Río de La Plata y del Río Negro, y el esfuerzo de pesca para cada estrato de flota que opera sobre el recurso (Rada o Ría, Costero, de Altura) **129**

3.2.3 Figuras y tablas del análisis temporal **131**

Sección 3 Indicadores agregados del estatus de la comunidad

3.3.1 Curvas de dominancia-k y de comparación Abundancia-Biomasa **146**
3.3.2 Espectro de talla integrada de la comunidad **148**
3.3.3 Figuras y tablas de los indicadores agregados del estatus de la comunidad **151**

Sección 4 Resumen Capitulo III

3.4.1 Análisis espacial de la comunidad íctica e influencia ambiental..... **166**
3.4.2 Análisis temporal de la comunidad íctica e influencia ambiental..... **170**
3.4.3 Indicadores agregados del estatus de la comunidad **172**
3.4.4 Figuras y tablas **174**

Capitulo IV Discusión y Conclusiones
Discusión **187**
Conclusiones **218**

Capitulo V Referencias Bibliográfica **229**

Agradecimientos

En el presente trabajo examinamos los cambios espaciales y temporales en la composición de las áreas de asociaciones de peces en el ecosistema costero del Atlántico Sur occidental (34°-41°) durante la primavera de los años 1981, 1983, 1994, 1995, 1998 y 1999). Para cada área identificamos las especies más comunes y las que discriminan a cada área de la adyacente durante de cada año. Dentro de cada área identificamos las especies residentes (comunes todos los años), y facultativas (contribuyen menos del 90% de similitud dentro de cualquier periodo de tiempo). Asimismo, identificamos que parámetros controlan la estructuración de la comunidad íctica costera espacial y temporalmente. Para determinar de que manera los factores ambientales influyeron en la comunidad íctica, fueron analizados los indicadores agregados del estatus del ecosistema: curvas de dominancia- *k*, curvas "ABC", y espectro de tallas de la comunidad integrada.

Los análisis (DCCA), realizados sobre la abundancia de las especies ($t \cdot mn^{-2}$), indican que todos los años hay áreas de asociaciones, consistentemente distinguibles una de otras, tanto por características ambientales como por la combinación de especies que las estructuran. Las áreas de asociaciones ícticas correspondieron a la región Interna, Central y Externa del estuario del Río de la Plata, y a la región Interna, Central y Externa de la plataforma costera. Las diferencias en la composición de las áreas fueron primariamente debidas a cambios en la composición de especies, más que a cambios en sus abundancias relativas.

Los cambios espaciales en las asociaciones están primariamente relacionados con las características físicas de las masas de agua, y en cada ambiente diferentes factores, como la

salinidad en el estuario o la temperatura en la plataforma, son más relevantes en la estructuración espacial de la comunidad de peces. Las áreas de asociaciones muestran un marcado grado de consistencia temporal en sus límites, con cierta variación temporal en cuanto a su extensión y localización.

El análisis temporal indica que la pesca es uno de los factores más influyentes en la variación temporal de la comunidad íctica de las áreas de asociaciones ícticas. Diferencias significativas en la composición de especies fueron observadas entre la mayoría de los años analizados, principalmente asociadas a cambios en las abundancias relativas de las especies más que a cambios en su composición. La mayoría de los cambios en biomasa de las especies implicó una disminución, que fue particularmente evidente en las especies de condrictios.

El porcentaje de contribución a la disimilitud temporal de las áreas por las especies residentes (comunes en todos los años) y especies facultativas, indica que las especies facultativas contribuyeron más que las especies residentes a la dinámica temporal de la ictiofauna. Esta estabilidad en la composición de especies residentes, provee un grado de predictibilidad que da a las áreas de asociaciones alguna utilidad como una aproximación para el manejo basado en ecosistemas.

Los indicadores agregados de la comunidad (curvas de dominancia-k, curvas "ABC", y espectro integrado de tallas) sugieren que durante los últimos 18 años, la estructura de la comunidad tiende progresivamente a estar dominada por pocas especies y pequeños individuos, y con mayor nivel de perturbación.

In the present work we examined the spatial and temporal changes of the fish assemblage areas composition at the costal ecosystem of the western South Atlantic (34°-41°S) during six springs (1981, 83, 94, 95, 98 and 1999). For each assemblage area we identified the most common species and those species that discriminate it from adjacent assemblages areas within years. Within each area we also identified resident (common in all years) and facultative (contributing to less than 90% of similarity within any year) species. We also identified what parameters control the main structuring of the fish community on the spatial and temporal patterns. To determine how the environmental factors influenced the fish community structure, we analyzed the aggregate indicators of ecosystem status: dominance curves, ABC curves, and integrated community size spectrum.

The analysis (DCCA), carried out on the species abundance ($t * nm^{-2}$), indicated that there are fish assemblage areas consistently distinguishable between them during all years, by their environmental characteristics and species combination that structuring the areas. The fish assemblage areas correspond to Inner, Central and Middle region of the Rio de la Plata estuary, and Inner, Central and Middle region of the coastal shelf. The differences in the area composition were primarily due to changes on species composition more than changes on their relative abundance.

The spatial changes in the assemblage areas were primarily related with water masses physical characteristics. Different factors, as the salinity in the estuary and the temperature in the shelf, were more relevant on the spatial structuring of fish community in

each environment. The assemblage areas showed a remarked degree of temporal persistence of their boundaries, with some temporal variation in their extension and localization.

The temporal analysis indicates the fishery as one of the factors more influent on the temporal variations of fish community of the fish assemblage areas. Significant differences on the species composition were observed between most of the analyzed years, mainly associated to changes on the relative abundances more than changes on species composition. Most of the changes on species biomass implied decreasing of biomass, this being particularly evident on chondrichthyes species.

The percentage of contribution to the temporal dissimilarity of the areas by resident or facultative species indicated that facultative species contributed more to the temporal dynamics of species composition within assemblages than resident species. This relative stability of resident species composition provides a degree of predictability that may confer some utility to these areas as reasonable proxies for ecosystem management areas.

The aggregate indicators of ecosystem status during the last 18 years, suggested that the community structure progressively trends to be dominated by less species and smaller individual, with higher perturbation level.

Capitulo I

Introducción

Capitulo I

Sección 1

Consideraciones teóricas e importancia

de las áreas de asociaciones ícticas

Consideraciones teóricas e importancia de las áreas de asociaciones ícticas

A través del mundo los ecosistemas costeros, y los estuariales en particular, están entre los más modificados y amenazados de los ambientes acuáticos, y soportan numerosas pesquerías importantes. Casi todos han sido modificados por la acción humana de alguna manera. La pesca es solo una actividad dentro del diverso de industrias y modificaciones ambientales que tienen una amplia variedad de impacto sobre los peces en estuarios y áreas adyacentes. Estos impactos son causados tanto por alteración en la forma, ideología, y el funcionamiento de los sistemas por instalación de puertos, como por la degradación severa producida por el impacto de la industria o la agricultura (Blaber et al. 2000).

Dichos ecosistemas son regiones donde animales marinos y diadromos están en intensivo contacto con la contaminación antropogenica y otros factores de degradación ambiental. La importancia biológica de los estuarios esta relacionada específicamente con su función de áreas de cría y desove para una variedad de organismos marinos. Típicamente, los ambientes costeros y estuariales cumplen el rol de áreas de reproducción y de cría de larvas y juveniles de muchas especies marinas (McHugh 1966, Arnold 1981, Blaber & Blaber 1980, Miller et al. 1984). Debido principalmente a la conjunción de la alta productividad con estructuras oceanográficas adecuadas para el desarrollo de las actividades reproductivas (Cushing 1975, Sinclair 1988, Nakata 1989, Lasta 1995), proporcionan un alto grado de protección de los predadores y proveen abundante disponibilidad de alimento (Joseph 1973, Lasta & Ciechomski 1988). En los estuarios,

esto alcanza a ciertas especies que viven en zonas adyacentes, incluyendo algunas de importancia comercial y recreacional, con lo que la conservación de estas zonas puede facilitar la rápida recolonización de sistemas adyacentes (Whitfield 1999).

Asimismo, las pesquerías son una parte integral de las actividades humanas en las zonas costeras. Las actividades humanas dependendiente de dichos ecosistemas pueden cambiar en respuestas a cambios ambientales inducidos por cambios en la pesca y otras actividades. En corto plazo, dicho impacto puede ser considerado como la consecuencia normal de una alta variabilidad de la actividad. Sin embargo, las actividades humanas se adaptan a cambios de largo plazo en la composición de la pesquería, ya sea interrumpiéndola o cambiando el esfuerzo a otras especies, y dichos cambios pueden producir impactos adversos en el ecosistema. Además, cambios en la percepción, valores del mercado, preferencias, patrón de uso, y la acumulación de conocimientos o experiencia, pueden causar cambios en la manera en que los humanos interactúan con el ambiente a largo plazo. Asimismo, las interrelaciones complejas entre la fauna estuarial y el mar abierto, hacen que el efecto de la pesca en estuarios pueda tener impacto sobre las pesquerías offshore. Por ejemplo, la destrucción del área de desove de una especie, típicamente una pequeña fracción de su rango, puede traducirse en un impacto mayor sobre las asociaciones de especies y sobre las interacciones tróficas en el área de alimentación de peces reclutas de la pesquería. Los efectos de la pesca sobre una escala ecosistémica, pueden tener impactos profundos sobre los componentes de ecosistemas lejanos en espacio y tiempo.

La importancia biológica y social de dichos ecosistemas crea interacciones múltiples y refuerza la necesidad de una aproximación integrada para su manejo, que sea consistente con los principios básicos y con los objetivos sociales de los mismos, y que permitan mantener la salud y sustentabilidad de dichos ecosistemas.

Las decisiones concernientes a las prácticas pesqueras derivan primariamente del contexto social, económico, político y cultural, y solamente secundariamente del contexto ecológico que soportan las pesquerías. Recientemente ha habido un considerable interés en el manejo de las pesquerías basado en los ecosistemas, como es evidenciado por varios simposios (ICES/SCOR 1999, EPAP, NMFS 1999) y trabajos (Christiensen et al. 1996, Jennings & Kaiser 1998, Jennings et al 2001), basados en que las actividades humanas deberían ser manejadas para mantener dentro de límites aceptables:

- La diversidad de tipos de ecosistemas
- La diversidad de especies
- La variabilidad genética de las especies
- La productividad de las especies impactadas directamente
- La productividad de las especies dependientes ecológicamente del ecosistema
- La estructura y función de los ecosistemas

Asimismo, deberían salvaguardarse las estructuras físicas y químicas en las que residen las comunidades biológicas, conservar componentes suficientes (ecosistemas, especies, poblaciones) como para mantener la resiliencia natural de los ecosistemas, conservar cada componente del ecosistema para que éste pueda jugar su rol histórico en la cadena alimenticia, y conservar las propiedades químicas y físicas de los ecosistemas (Gislason et al. 2000).

Los beneficios de la adopción de investigaciones y manejo pesquero basados en los ecosistemas, hacen más sustentable la pesquería y los ecosistemas marinos y mejoran la economía de las comunidades costeras. Es probable que el manejo de las pesquerías basado en

los ecosistemas contribuya a incrementar la abundancia de las especies que han sido sobrepescadas. Esto puede, sin embargo, requerir capturas reducidas de especies de importancia crítica para los ecosistemas. Asimismo, se espera que el manejo de las pesquerías basado en los ecosistemas contribuya a la estabilidad de los empleos y de la actividad económica en la industria pesquera, y a la protección de la biodiversidad marina de la que dependen las pesquerías.

El manejo basado en los ecosistemas de la pesquería es un concepto relativamente nuevo, y hay considerable distancia entre el conocimiento y la práctica. Según el Ecosystem Principles Advisory Panel (EPAP, NMFS 1999), para llevar a cabo un manejo de la pesquería basado en los ecosistemas, las investigaciones deberían mejorar el entendimiento de la dinámica a gran escala temporal de los ecosistemas marinos, y la forma en que ellos responden a los cambios inducidos por el ambiente o a los producidos particularmente por la pesca. El panel definió diferentes acciones tendientes al desarrollo de un Plan Ecosistémico Pesquero (PEP), consistentes en:

- Delinear la extensión del ecosistema, incluyendo la caracterización de su dinámica biológica, física y química, y delimitar el área para uso alternativo.
- Desarrollar índices de salud de los ecosistemas como blancos para el manejo.
- Desarrollar un modelo conceptual de cadena trófica
- Describir las necesidades de hábitat de los diferentes estadios de vía de todas las plantas y animales que representan la cadena alimenticia significante del ecosistema, y como ellos son considerados en las mediciones de conservación y manejo.
- Calcular la remoción total, incluyendo mortalidad accidental, y mostrar como se relaciona con las biomasas desembarcadas, producción, el rendimiento optimo, la mortalidad natural y la estructura trófica.

- Evaluar cómo caracterizar la incertidumbre y que tipo de buffer es incluido en las acciones de manejo y conservación
- Describir la disponibilidad de datos a gran escala temporal y como pueden ser usados
- Evaluar los elementos ecológicos, humanos e institucionales de los ecosistemas que la pesquería afecta más significativamente.

El primer paso en el uso de una aproximación ecosistémica del manejo pesquero debería ser identificar y limitar los ecosistemas. Hidrografía, batimetría, productividad y estructura trófica deberían ser consideradas, así también cómo el clima influencia la oceanografía física, química y biológica de los ecosistemas, y cómo es afectada la estructura y dinámica de la cadena alimenticia. Este paso coincide con la propuesta de utilizar Grandes Ecosistemas Marinos (Large Marine Ecosystems) (LME, Sherman & Alexander 1986) como unidades de conservación y manejo de los recursos. Están siendo desarrolladas herramientas para construir modelos y evaluar las relaciones entre varios elementos de un ecosistema (ejemplo ECOPATH, Pauly & Christiansen 1991). Asimismo, hay claras evidencias de zonación e indicadores de diferentes estrategias de vida sobre escalas muchos mas pequeñas que las definidas por Sherman & Alexander (1986) para los Grandes Ecosistemas Marinos (LME) que son regiones marinas, con un área igual o mayor a 200000 Km^2 y con único régimen hidrográfico, topografía submarina, productividad y poblaciones dependientes troficamente.

El uso de una variedad de especies indicadoras de la comunidad, más que especies únicas, provee medidas más detalladas de las respuestas bióticas a cambios ambientales (Noss 1990). Limites casi discretos entre asociaciones de peces, usualmente aparecen en conexión con cambios

bruscos en los parámetros físicos, e inversamente, cambios graduales en asociaciones de especies reflejan cambios graduales en las condiciones ambientales. En este sentido, las asociaciones de especies pueden ser consideradas como indicadores apropiadas de la heterogeneidad de hábitat (Noss 1990, Kremen 1992, Mónaco et al. 1992, Bulger et al. 1993).

Las áreas geográficas caracterizadas por una composición biológica relativamente homogénea y persistente, son denominadas "áreas de asociaciones de especies" (Menni & Gostonyi 1982, Tyler et al. 1982) y corresponderían a las unidades para la conservación y manejo de los recursos marinos en la aproximación ecosistémica para el manejo pesquero. Las especies dominantes (más abundantes) de los grupos con consistente composición específica muestran distribución regular de su biomasa, y son naturalmente blanco de una pesquería en dichas áreas (Menni & Lopez 1984). La definición de la escala espacial y temporal de dichas áreas, es particularmente importante en regiones donde varias especies son capturadas en forma conjunta y ninguna de estas por si misma es importante para el total de la captura, aunque en suma contribuyen substancialmente a la misma. Asimismo, dicha áreas pueden indicar el lugar donde varias combinaciones de especies pueden ser capturadas por la pesca, y donde la pesca puede afectar a las especies no blanco (Mahon et al. 1998).

La presencia de consistentes diferencias entre la composición de especies de varios sitios es un factor que debería ser considerado en los planes de manejo para aguas costeras (Hyndes et al. 1999). La relativa estabilidad temporal en la composición de especies residentes de las áreas de asociaciones, provee un cierto grado de previsibilidad en su composición, que puede ser útil para un manejo de las áreas de asociaciones ícticas en una aproximación basada en ecosistemas (Zwanenburg & Jaureguizar enviado).

Tanto los factores reguladores bióticos (predación y competencia) y abióticos (fisicoquímicos y antropogénicos) jueguen un rol significativo en la estructuración de la comunidad. Estos factores no son independientes, interactúan directa o indirectamente con los peces que habitan en el ambiente. Por ejemplo, la descarga ribereña influye directamente sobre la temperatura, salinidad, turbidez, y la concentración de oxigeno, e indirectamente afecta la diversidad de hábitat, productividad, reclutamiento íctico, la disponibilidad de alimento y la competencia (Whitfield 1999). Los factores pueden cambiar su importancia relativa en diferentes hábitats para la misma comunidad, indicando diferentes estrategias y patrones de utilización de hábitat. Varios estudios han sido conducidos para determinar los factores que controlan la distribución de especies en ecosistemas costeros (Blaber & Blaber 1980, Horne & Campana 1989, Blaber et al. 1989, Peterson & Ross 1991, Thiel et al. 1995, Blaber et al. 1995, Maes et al. 1998, Wagner & Austin H.M. 1999, Díaz de Astarloa et al. 1999). Sin embargo, pocos están dirigidos a los determinantes de las áreas de asociaciones de peces (Loneragan et al. 1987, Bianchi 1992, Ornellas & Coutinho 1998, Díaz de Astarloa et al. 1999, Jaureguizar et al 2003a, en prensa, Zwanenburg & Jaureguizar enviado).

Otro paso en el uso de una aproximación ecosistémica para el manejo pesquero, es el desarrollo de índices de salud de dichos ecosistemas como blancos para el manejo (EPAP, NMFS 1999). Los ecosistemas pueden exhibir múltiples estados funcionales. Algunos de estos estados son ciertamente más deseables que otros, pero todos son viables. Link (2002) y Rice (2003) proponen el término "Indicators of Ecosystem Status" para describir la condición de un ecosistema de una manera menos subjetiva que con "salud de ecosistema". En la evaluación del estatus del ecosistema y sus variaciones, estamos interesados en los estados de los sistemas biológicos, los procesos responsables para la ocurrencia de dichos estados y los cambios en los

estados y procesos. Los ecólogos han desarrollado o adoptado cuatro clases principales de medidas de las comunidades / ecosistemas para tales objetivos: índices de diversidad e índices de similitud, métodos de ordenación, y mediciones agregadas de las propiedades de la comunidad. Dentro de los indicadores agregados del "ecosystem status", el espectro de talla y las curvas de *dominancia-k* emergen como los más prometedores (Rice 2000, 2003).

El espectro integrado de talla se refiere a la relación del número de individuos agregados para los intervalos de talla a través del rango de tallas capturado de la comunidad. Los factores que alteran la abundancia de los organismos de clases de tallas diferentes pueden afectar la pendiente del espectro de talla de manera informativa. La pesca causa probablemente que la distribución de talla de la biota dentro de un ecosistema difiera de su distribución predecida, desde que esta remueve selectivamente los peces más grandes y puede afectar sus predadores y presas (Jennings & Kaiser 1998, Jennings et al 2001). El espectro de talla ha sido usado para ver el efecto de la pesca sobre las comunidades de peces demersales dentro y entre ecosistemas (Bianchi et al 2000, Zwanenburg 2000), con una base teórica para relacionar la presión pesquera y el espectro de talla de la comunidad (Gislason & Rice 1998).

Las curvas *dominancia-k* presentan las abundancias acumuladas de las especies en una comunidad ranqueadas por sus abundancias (Lambshead et al. 1983). La lógica del uso de curvas de *dominancia-k* para evaluar efectos ecosistémicos de perturbaciones es que el estrés ambiental causa un subconjunto de especies que toleran la perturbación para prosperar, mientras que muchas otras especies intolerantes se convierten en más raras. Tales cambios en la composición de especies podrían hacer curvas de *dominancia-k* de comunidades perturbadas más elevadas sobre la derecha que las curvas de comunidades no perturbadas (Rice 2000, 2003). Una extensión de esta idea es la superposición de las curvas de *dominancia-k* para datos de abundancia y

biomasa, es decir el método de comparación Abundancia-Biomasa (ABC) sugerida por Warwick (1986) y Warwick et al. (1987). El método ABC, como fue originalmente descrito por Warwick (1986) para comunidades de macrobentos, involucra el ploteo de curvas de dominancia-k separadas (Lambshead et al., 1983) para las abundancias y biomasa de especies sobre un mismo grafico, y comparar las formas de dichas curvas. El propósito de estas curvas es extraer información sobre el patrón de dominancia dentro de una comunidad o ecosistema, que indica su estado de perturbación (no perturbado, perturbado y altamente perturbado). Los distintos estados pueden ser reconocidas en una comunidad sin referencia para control en tiempo o espacio, y las dos curvas actúan como un control interno una de otra (Clarke & Warwick 2001)

En respuesta a la Convención de Biodiversidad Biológica y otros acuerdos internacionales, muchos países comenzaron a tomar en consideración el impacto de las actividades humanas, incluyendo la pesca, sobre todos los componentes del ecosistema. Como fue comentado anteriormente, uno de los requisitos fundamentales es la definición de límites temporales o geográficos prácticos para conservar o mantener los componentes, especialmente por encima del nivel específico. En este contexto, entendemos que el esfuerzo de identificar áreas de grupos de especies recurrentes y su status, contribuye al mejoramiento de la definición de unidades operacionales para estudios ecológicos, y permite fundamentar proposiciones de manejo pesquero en el Ecosistema Costero del Atlántico Sur entre los 34° y 41°.

Capitulo I

Sección 2

Caracterización ambiental, biológica y pesquera del ecosistema costero

Caracterización ambiental

Situación geográfica

La Plataforma Continental Argentina (34 - 55° S) es una amplia y somera plataforma cubierta por aguas de origen subantártico que ingresan a la plataforma en el sector Surpatagónico entre la costa y las Islas Malvinas (Lusquiños & Valdez 1971, Guerrero & Piola 1997). Esta aguas son modificadas por descargas continentales, el ciclo térmico atmosférico y los vientos predominantes (Guerrero & Piola 1997). Considerando las corrientes marinas, clima, geomorfología y biología, la Plataforma Continental Argentina puede ser dividida entre los 41-43° S (Hoflich 1984, Piola & Rivas 1997, Lonardi & Edwing 1971, Balech 1964), la cual corresponde con el límite entre la región Pampeana y Patagónica sobre el continente (Figura 1.2.1.1).

Entre los 34° y los 43° S, la línea de costa de la Plataforma Continental Argentina Norte (PCAN) se extiende sobre 2000 km. Dada su extensión y bajas profundidades hacen que sus aguas sean altamente sensibles a las condiciones atmosféricas. La batimetría, junto a grandes descargas de agua continental, y las celdas de alta salinidad generadas localmente, hacen de la región un sistema ecológico y oceanográfico complejo. La PCAN es extremadamente amplia, con un ancho promedio entre 170 y 300 km desde la línea de costa hasta el quiebre de la plataforma en la isobata de 200 metros. Entre los 38° 30'S y los 38° S (Necochea - Mar del Plata) un marcado gradiente batimétrico conocido como el escalón de Cabo Corrientes (40 y 70 m) separa un área costera somera de 20 km de ancho de una amplia meseta con profundidades mayores a

los 80 m. Cerca de la costa la profundidad disminuye gradualmente dentro de la cuenca del Río de la Plata hacia el noroeste (ver Urien & Ewing 1974, Parker et al.,1997) (Figura 1.2.1.1).

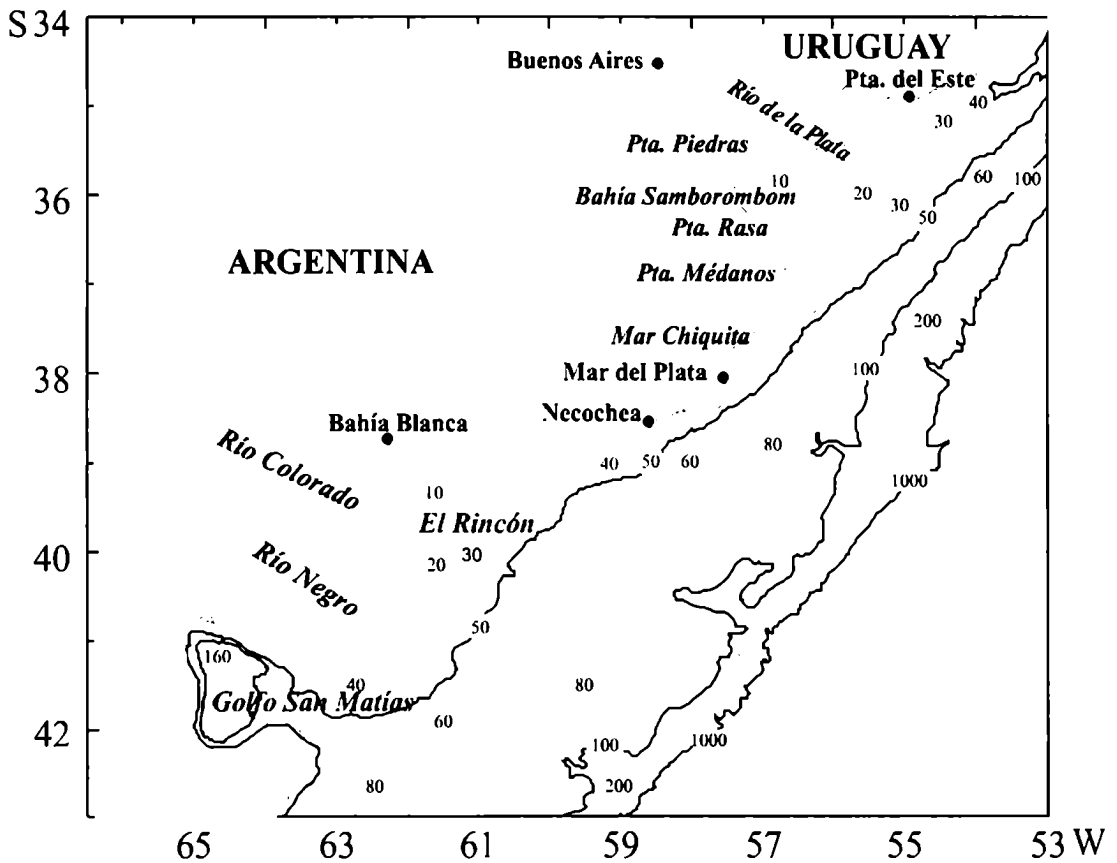


Figura 1.2.1.1: Plataforma Continental Argentina Norte (PCAN) (Tomado de Lucas et al. enviado).

Climatología

La circulación atmosférica sobre el sudeste de América del Sur es el resultado del acoplamiento de los sistemas de alta presión del Pacifico Sur y Atlántico Sur. Al sur de los 42 ° S, intensos vientos del oeste soplan a lo largo del año y el clima es seco y frío. A diferencia del área

Sur, en la franja entre 35° a 41° S, correspondientes a la PCAN, los vientos son variables, con predominancia de vientos del oeste en los meses de otoño e invierno, mientras que vientos del este son predominantes durante el verano, y hay abundantes lluvias (Hoflich 1984, Hoffmann et al. 1977, Piola & Rivas 1997). Lucas et al. (enviado) describe un clima templado para el área norte de la plataforma costera, con temperaturas máximas en Enero y mínimas en Julio, con diferencias entre 10 – 11° C entre las temperaturas promedios estacionales de dichos meses (Figura 1.2.1.2). Asimismo, denota una tendencia general de vientos hacia el mar (N, NW, continentales) a lo largo de la línea de costa que caracterizan el periodo otoño-invierno, aunque muestra una tendencia de sur-norte desde un área dominada por vientos continentales (Golfo de San Matías y El Rincón), a un área donde los vientos continentales y marítimos están cercanos a un balance (Río de la Plata), a través de un área con algunas calmas son evidentes (Mar del Plata). En primavera y verano los vientos marítimos tienden a dominar a lo largo de la costa, aunque estos muestran mayor variabilidad en toda el área con excepción del Río de la Plata, que esta caracterizada por vientos del noreste y del este.

La temperatura de superficie del mar (TSM) sobre la PCAN despliega un pronunciado ciclo estacional típico de áreas templadas. La TSM presenta gran variación en la dispersión, probablemente debido a la variación interanual y a la respuesta diferencial a la profundidad. Al norte de los 38° S la temperatura de superficie alcanza su máximo en Marzo (23° C, día 65) y su mínimo en Agosto (11° C, día 217). Al sur de los 38° S la temperatura de superficie del mar exhibe un ciclo más amortiguado, con 18° C en el verano y un mínimo de 9° C en el invierno (Figura 1.2.1.2, Lucas et al. enviado)

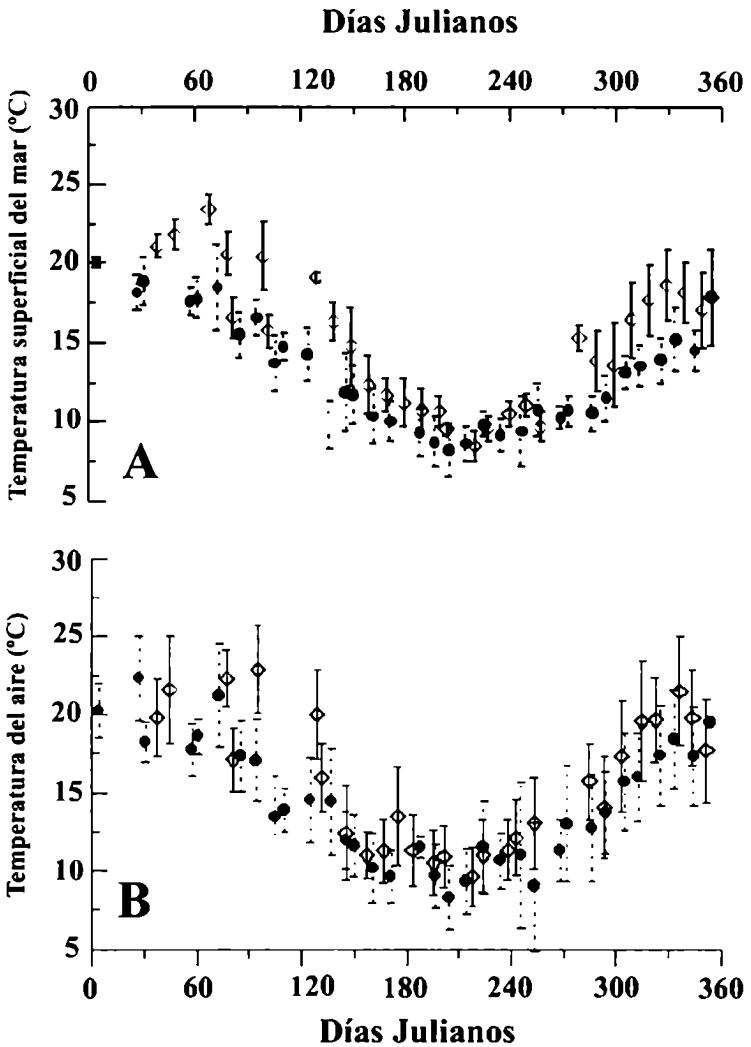


Figura 1.2.1.2. A) Ciclo anual de temperatura media del mar en superficie (SST), B) ciclo anual de temperatura media del aire. La serie fue promediada en intervalos de 10 días. Datos al norte de los 38° S (rombo blanco, línea punteada) y al sur de los 38° S (círculo negro y línea sólida). Tomado de Lucas et al. (enviado).

Hidrología

Tres grandes ríos descargan en la Plataforma Costera Argentina Norte: el Río de la Plata, El Río Negro y el Río Colorado (Figura 1.2.1.1 y 1.2.1.3). El Río de la Plata drena la segunda cuenca hidrica de America del Sur, que se extiende por Argentina, Bolivia, Brasil, Paraguay y Uruguay, cubriendo unos 3.100.000 km^2. La descarga total del Rio de la Plata, que es la 5ta a nivel mundial en volumen, puede ser calculada como resultado de la decarga de los tributarios principales, los ríos Paraná y Uruguay, habiéndose estimado valores medios, dependiendo de la extensión de la serie utilizada, de 20.000 m^3s^{-1} (CARP, 1989) 25.000 m^3s^{-1} (Urien, 1967) y 22.000 m^3s^{-1} (Framiñan & Brown 1996). El río Paraná tiene una descarga media anual de 18.000 m^3s^{-1}, con un caudal maximo durante otoño y minimo en primavera. El río Uruguay posee un regimen muy variable, y descarga una media anual de 5.000 m^3s^{-1}, con máximo en verano y mínimo en otoño. Como consecuencia del defasaje de los picos de caudal de los tributarios, el Rio de la Plata presente una débil estacionalidad en su descarga, con máxima descarga en los meses de invierno (de mayo a julio) y mínimo en el verano (de diciembre a marzo) con una diferencia del 22% (Guerrero et al. 1997). Además, las variaciones interanuales del patron de descarga son muy pronunciadas. El área estuarial generado por esta descarga continental tiene una superficie de 35.000 km^2, que constituye un área poca profunda y de extensa superficie para el intercambio de propiedades entre las aguas estuariales y aguas de plataforma (Guerrero et al. 1997a, 1997a, Framiñan et al. 1999, Mianzan et al. 2001). Guerrero et al. (1997a) describe un patron estacional de distribución bi modal de agua sobre la plataforma, que está acoplado con la variacion estacional del campo de vientos. En los meses de verano, el predominio de vientos hacia la costa fuerza una señal de baja salinidad hacia el sur, y a lo largo de la costa argentina hasta los 37° S. En otoño e invierno, un balance neto entre vientos de la costa y del oceano

fuerzan las aguas estuarinas hacia el norte y este, extendiéndose a lo largo de la costa uruguaya. Estas aguas ocasionalmente se extienden a lo largo de la costa sur de Brasil, hasta los 23°S, (Piola et al. 2000).

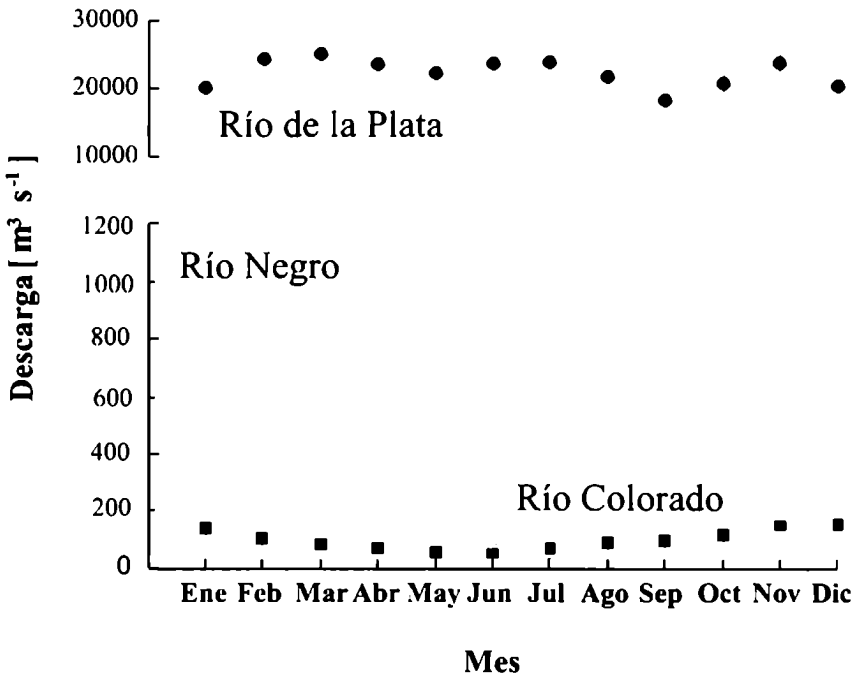


Figura 1.2.1.3: Descarga de los principales ríos que desembocan en la Plataforma Continental Argentina Norte.

La descarga combinada de los ríos Colorado y Negro, aproximadamente 1000 m^3s^{-1}, genera el sistema estuarino de la cuenca de El Rincon (Consejo Federal de Inversiones 1981, Guerrero & Piola 1997, Guerrero 1998). Ambos ríos exhiben una pequeña estacionalidad y extrema variación en el volumen de descarga (Figura 1.2.1.3). Debido a la mezcla por marea y viento, el sistema estuarino generado por los dos ríos tiene un regimen verticalmente homogéneo,

que se extiende hacia el norte paralelo a la costa hasta los 39° S, donde intersecta la costa al este de Bahía Blanca (Guerrero 1998).

Las aguas de la PCAN están estructuradas verticalmente por la temperatura y en el estuario del Río de la Plata por la salinidad. La insolación produce el desarrollo de una intensa termoclina estacional durante la primavera tardia y verano (Balech 1949, Guerrero & Piola 1997, ver Lucas et al. enviado). En verano, las temperaturas de superficie sobre la plataforma alcanzan 18 – 20 °C, mientras que las temperaturas de fondo son relativamente constantes 7-9 °C (Guerrero & Piola 1997). La termoclina ocurre a profundidades entre 25 y 35 m, controlada por la mezcla inducida por el viento. Guerrero & Piola (1997) diferencian una zona costera homogena, no estratificada (<30-35m), de una zona de plataforma estratificada estacionalmente (>30-35m). La termoclina estacional se rompe a principios o mediados de otoño (Abril-Mayo) permitiendo la mezcla de toda la columna de agua (Guerrero & Piola 1997). La estratificación en el sistema del Rio de la Plata es controlada por la salinidad. Las aguas estuarinas fluyen hacia el océano sobre las aguas de plataforma más densas penetrando en el estuario. La haloclina es más intensa en el area interna del estuario, donde el gradiente vertical puede alcanzar 15 psu m^{-1} (Guerrero et al. 1997a). La interacción de la haloclina con el fondo genera una cuña salina casi permanente, que tiene un impacto importante sobre sedimentos suspendidos y la biologia del estuario (Mianzan et al. 2001).

Distribución de los campos de temperatura y salinidad

Distribución horizontal de la salinidad

Guerrero & Piola (1997) y Lucas et al. (enviado), definieron tres masas de agua principales sobre la Plataforma Continental Argentina Norte: **1)** aguas costeras de baja salinidad

(S<33.4; reflejan la fuerte influencia de los Ríos de la Plata, Negro y Colorado), subdividida en: a) un área con un mínimo relativo en salinidad (30<S<33.3) que caracteriza el sistema estuarial del El Rincón, y b) un área con un mínimo en salinidad (0.0<S<33.0) producido por la descarga del Río de la Plata, **2)** aguas costeras de alta salinidad (33.8<S<34.0, aguas que reflejan la influencia de las aguas de alta salinidad generada en el Golfo de San Matías); **3)** aguas de plataforma media (33.4<S<33.7, aguas subantárticas modificadas) que ocupa el área central de la plataforma. Estos regímenes muestran gran variación estacional en cuanto a su extensión y localización (Figura 1.2.1.4). Las aguas de plataforma media se extienden dentro de la Plataforma Costera Argentina Norte desde el sur y fluyen en dirección norte-noreste. Al norte, las capas superficiales se mezclan con aguas del estuario del Río de la Plata, mientras que las capas de agua profunda se entienden hasta la intersección con las aguas subtropicales de plataforma, definiendo un frente subsuperficial. Esta convergencia generalmente ocurre cerca de los 33° S, y las aguas de plataforma de origen subtropical raramente o nunca penetran hacia el sur (Piola et al. 2000).

Las aguas del Golfo de San Matias (GSM) y de su boca exhiben, durante todo el año, un máximo en salinidad, con valores mayores a 33.9 ups. En otoño e invierno, la señal de alta salinidad (33.9-34.1) se extiende hacia el noreste desde la boca del golfo. En los meses de primavera y verano, las aguas del Golfo de San Matias (33.9-34.0) se extienden desde la boca del golfo con tendencia hacia el este (Figura 1.2.1.4). La costa entre los 39°S y los 41° S es bordeada al oeste por las aguas de baja salinidad del sistema estuarial de El Rincon. Estas aguas (<30.0-33.3) se extienden de la boca del Rio Negro (descarga media annual de 800 m^3s^{-1}) hasta Bahía Blanca a los 39°S. El Rio Colorado (39°50') contribuye con una descarga anula promedio de 160 m^3s^{-1} al sistema estuarino. La señal estuarial en otoño e invierno, se extiende a lo largo de la costa

por 300 km entre Río Negro y Bahía Blanca. En primavera y verano dicha señal se extiende 400 km a lo largo de la costa, primero al norte de Bahía Blanca, y luego hacia el este a lo largo de la costa. Esta extensión con dirección este a lo largo de la costa luego de Bahía Blanca no es evidente durante los meses de otoño e invierno. El régimen estuarial de El Rincón varia su área entre 10.000 km^2 (otoño-invierno) a 15.000 km^2 (primavera –verano) (Lucas et al. enviado).

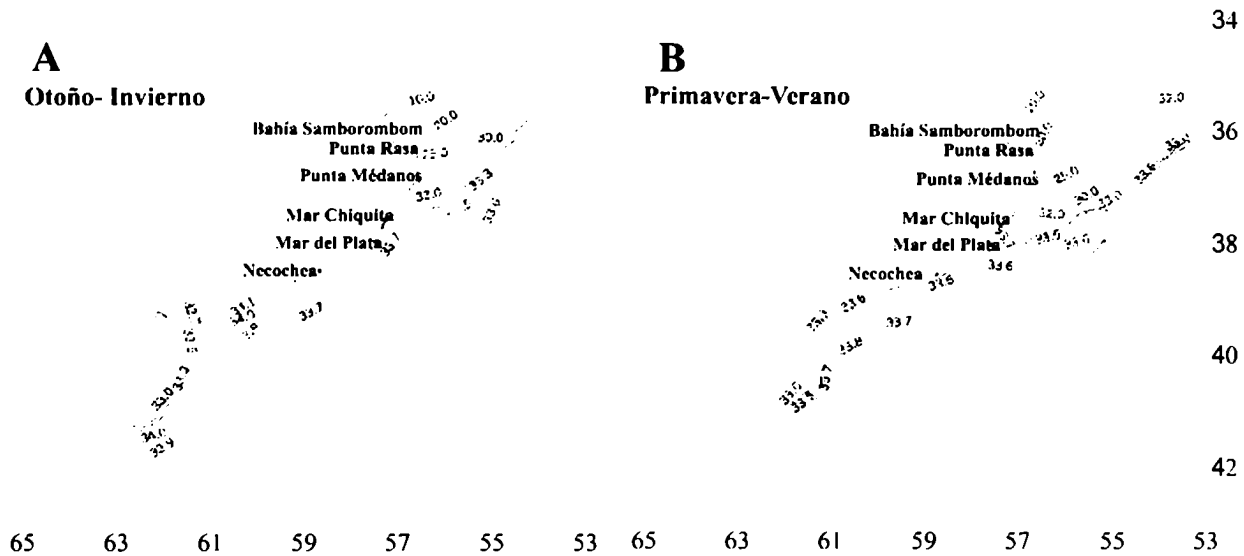


Figura 1.2.1.4: Distribución horizontal de la salinidad de superficie en la Plataforma Costera Argentina Norte para otoñó invierno (a) y primavera-verano (b). Tomado de Lucas et al. (enviado)

Al norte, el Río de la Plata genera una amplia área (35.000 km^2) de aguas de baja salinidad (0-33.0 ups). En otoño e invierno la isohalina de 30, límite de la influencia riverina con las aguas marinas, se extiende desde Punta Médanos hacia el noreste a lo largo de la costa uruguaya. En la primavera y verano, la isohalina de 30 intercepta la costa 50 km al sur de Punta Medanos y corre hacia el este por 150 km, e intercepta la costa uruguaya en Punta del Este

(Figura 1.2.1.4). Las aguas de la plataforma continental (33.5-33.7 ups) se extienden dentro de PCAN desde el sudoeste ocupando la porción central de la plataforma e interceptando la línea de costa entre los 38° 30' y 37° 30'S. Estas aguas están limitadas al este por las aguas del talud, caracterizada por máximos relativos de salinidad (33.7-34.1), y al norte por aguas de baja salinidad del Río de la Plata (Figura 1.2.1.4) (Lucas et al. enviado). La localización y extensión de la intersección de las aguas de plataforma continental con la línea de costa varía estacionalmente. En otoño e invierno, las APC se extienden más de 250 km a lo largo de la costa con su límite oeste entre Necochea y Mar del Plata. El límite nordeste de estas aguas se ubica al sur de Punta Médanos. En primavera-verano, las aguas se extienden 300 km a o largo de la costa, el límite oeste de esta se mueve 115 km al oeste, mientras que el limite noreste se traslada 50 km hacia el sur y al oeste. La intersección de las aguas de plataforma y la línea de costa está bajo una oscilación estacional a lo largo de la costa hacia el oeste-sudoeste durante primavera-verano, y hacia el este-noreste durante otoño-invierno (Lucas et al. enviado).

Distribución horizontal de temperatura

La distribución de la temperatura de fondo media durante el periodo Noviembre-Marzo muestra un frente térmico a lo largo de la costa, que se encuentra centrado sobre 10-11° C al sur del los 38° S, entre 11-13° entre los 38 y 37° S, y 15 –16° C al norte de los 35° S. El frente térmico está asociado con el gradiente de salinidad horizontal máximo que separa el agua del Gofo de San Matías del régimen APC, asociado a la isobata de 50 m y la zonación definida por la estabilidad vertical de la columna de agua. Este frente divide una zona costera más cálida de las aguas de plataforma abierta (Figura 5, Lucas et al. enviado).

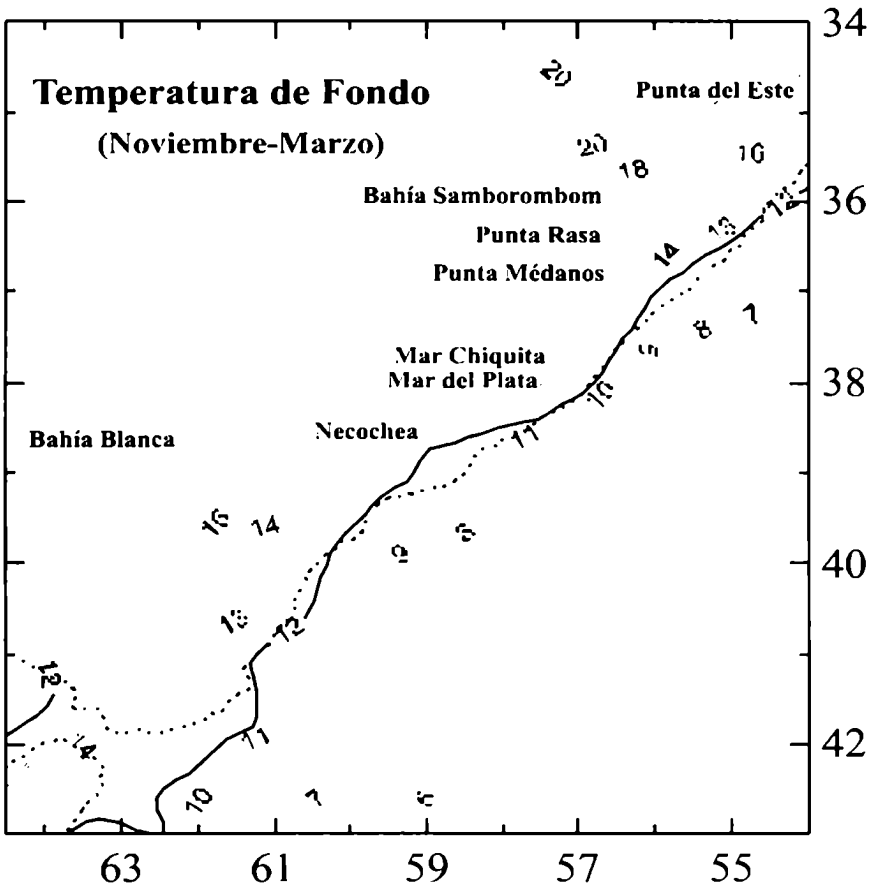


Figura 1.2.1.5: Distribución horizontal de la temperatura de fondo (Tomado de Lucas et al. enviado)

Caracterización de la comunidad íctica

El principal patrón de distribución y ecología de los peces marinos en el Atlántico Sudoccidental está claramente relacionado con dos provincias biogeográficas. Una **Provincia Magallánica** con un distrito **Surchileno** en el Pacífico y un distrito **Patagónico** en el Atlántico, y una **Provincia Argentina** con una sección norte, el **Distrito Sudbrasileño**, y una sección sur, el **Distrito Bonaerense** (Balech 1964, Menni 1983, Balech et al. enviado). La definición de las provincias está principalmente asociada a las bajas temperaturas (subantárticas) de las aguas en la **Provincia Magallánica**, y temperaturas más elevadas (subtropicales) características de la **Provincia Argentina** (Menni & Stehmann 2000, Balech et al. enviado) (Figura 1.2.2.1).

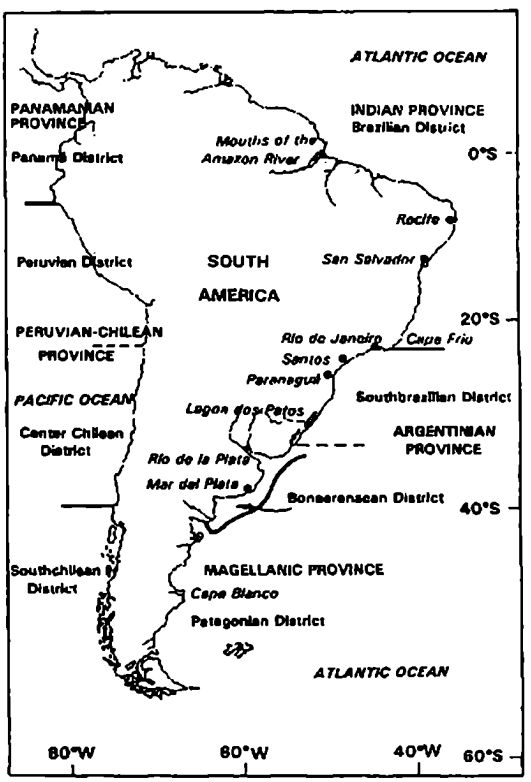


Figura 1.2.2.1. Zona zoogeográficas a lo largo de la costa de América el Sur (Tomado de Menni & Stehmann 2000)

López (1963, 1964) indican que la **Provincia Magallánica** abarca en el Atlántico Sudoccidental casi la totalidad de la plataforma patagónica, se abre de la costa aproximadamente a los 42° S y continúa hacia el norte aproximadamente hasta los 34° S, por la parte externa de la costa bonaerense, limitando al este con la corriente de Brasil.

La **Provincia Argentina** se extiende desde los 23° S (Río de Janeiro) a los 41° S (norte del Golfo San Matías), con una separación entre los dos distritos, no muy precisa, hacia los 34° S, el **Distrito Sudbrasileño** y el **Distrito Bonaerense** (Menni 1981). La **Provincia Argentina** tiene pocas especies endémicas en las aguas bonaerenses, y muchas de las especies de este distrito habitan también aguas subtropicales brasileñas (Menni 1981, 1983, Balech et al. enviado). Balech (1954) propuso dos sectores para el **Distrito Bonaerense**, el **Sector Rionegrino** al sur y el **Sector Uruguayo** al norte, con un límite impreciso entre ambos a los 39° S. Este límite estaría determinado por la dominancia en el **Sector Uruguayo**, durante mas de 6 meses al año, de las aguas con temperaturas superiores a los 14° C (este autor la denominó "deriva cálida costera"), mientras que en la sección sur (**Sector Rionegrino**) predominan las aguas frías.

La delimitación del **Distrito Bonaerense** es difícil, ya que las especies señaladas como indicadoras zoogeográficas del mismo, *Micropogonias furnieri* y *Cynoscion guatucupa* se encuentran en el sur de Brasil, muchas de las especies de este distrito proceden o tienen su centro de dispersión en las aguas subtropicales brasileñas (Menni 1981). Las principales especies del **Distrito Bonaerense**, independientemente de su valor zoogeográfico, son *Engraulis anchoita*, *Scomber japonicus*, *Austroatherina incisa*, *Parona signata*, y *Mugil* sp. en las aguas de superficie, y *Cynoscion guatucupa*, *Micropogonias furnieri*, *Umbrina canosai*, *Galeorhinus galeus*, *Sparus pagrus*, *Paralonchurus brasiliensis* y *Squatina guggenheim* en las aguas de fondo (Menni 1981, 1983).

La fauna del **Distrito Bonaerense**, que corresponde al área de este trabajo, está caracterizada por su acentuada heterogeneidad, producto de la mezcla de elementos subtropicales y subantárticos. Asimismo, la disimilitud de la ictiofauna entre el **Distrito Bonaerense** y la **Provincia Magallánica** es muy consistente (Menni & Gosztonyi 1982,

Menni & López 1984, Prenski & Sánchez 1988). Dentro de la fauna del **Distrito Bonaerense** han sido establecidas diferentes asociaciones de especies, de nivel más bajo, basadas en la abundancia, biomasa y presencia de las especies (Menni & Gosztonyi 1982, Menni & López 1984, Anganuzzi 1983, Prenski & Sánchez 1988, Lasta et al. 1998, Díaz de Astarloa et al. 1999, Jaureguizar et al 2003a, en prensa, García et al 2003).

La ictiofauna en el sector norte del **Distrito Bonaerense** se encuentra influenciada por la desembocadura del Río de la Plata (36° S, 56° O). El estuario generado por esta descarga continental tiene una superficie de 38.000 km^2 (Mianzan et al. 2001), cuyo límite con las aguas de plataforma depende de la dinámica de las aguas estuariales (Guerrero et al. 1997).

Al norte de los 38° S, y a través del estuario del Río de la Plata (36° S, 56° O), se observa un gradiente en la comunidad íctica desde una comunidad dominada por especies dulceacuícolas, a una comunidad de especies marinas asociadas a aguas profundas y frías sobre el talud continental (Ringuelet 1961, Cousseau 1985, Boschi 1988, Anganuzzi 1983, Prenski & Sánchez 1988, Lasta et al. 1998, Díaz de Astarloa et al. 1999, Mianzan et al. 2001, Garcia et al. 2003, Jaureguizar et al. 2003a, en prensa).

La ictiofauna dulceacuícola del Río de la Pata está compuesta aproximadamente por 120 especies, y está caracterizada por la dominancia de Cypriniformes y Siluriformes. Estas especies forman parte de la fauna íctica Paranoplatense, y muestran gran afinidad con la fauna de peces del Río Paraná y en menor medida con la del Río Uruguay (Cousseau 1985). Las especies que contribuyen mayormente a la similitud de la ictiofauna dulceacuícola del Río de la Plata son *Paraloricaria vetula, Pimelodus albicans, Leporinus obtusidens, Pterodoras granulosus, Luciopimelodus pati, Prochilodus lineatus, Parapimelodus valenciennesi, Pimelodus maculatus, Ageneiosus valenciennesi,* y *Rhinodoras dorbignyi* (Garcia et al. 2003). Los peces pelágicos son principalmente Atheriniformes (e.g., *Odonthestes bonariensis*

argentinensis), y se han registrado la presencia de algunas especies introducidas como *Hypophthalmichthys molitrix*, *Acipenser* sp., y *Cyprinus carpio* que es comúnmente observada en esta área (Mianzan et al. 2001).

Las especies dulceacuícolas disminuyen bruscamente hacia el área mixohalina, donde representan alrededor del 7 % del total de especies (Cousseau 1985). Algunas especies de bagres como *P. valenciennes, L. pati*, *P. albicans*, y *P. Maculatus,* así como también *Leporinus fasciatus*, *Prochilodus platensis* y una especie de Loricaridae, alcanzan la zona de transición con las aguas mixohalinas de baja salinidad cerca al frente salino de fondo (Jaureguizar et al. 2003), y otras especies como el bagre marino (*Netuma barbus*) que entra en estuarios y ríos para su reproducción (Sverliej et al. 1998), aparecen en aguas costeras de mayor salinidad (Cousseau 1985, Jaureguizar et al. 2003).

La zona borde entre la comunidad íctica dulceacuícola y la comunidad íctica mixohalina es cercana a la localización del frente salino de fondo definido por Guerrero et al. (1997) (Jaureguizar et al. 2003a). Esta zona representa el límite para la intrusión de las especies dulceacuícolas *L. pati, L. fasciatus,* y *P. valenciennesi* al área mixohalina y de la incursión de algunas especies marinas (*M. furnieri, Macrodon ancylodon)* hacia la cabecera del estuario, que utilizan la intrusión de aguas marinas a lo largo del fondo, que forma la "cuña salina" definida por Guerrero et al. (1997) (Jaureguizar et al. 2003a). La disminución de las especies marinas a lo largo del gradiente ambiental hacia la cabecera del estuario está correlacionada con al disminución de la intrusión de agua salada (Cousseau 1985, Boschi 1988, Jaureguizar et al. 2003a)

La ictiofauna de las aguas mixohalinas está dominada por especies eurihalinas de origen marino (Cousseau 1985, Boschi 1988, Rico 2000, Jaureguizar et al 2003a, en prensa), compuesta por aproximadamente 59 especies. Las especies eurihalinas marinas representan el

80% del total de especies, y habitan permanente (65%) o estacionalmente (35%) esta área (Jaureguizar et al 2003a). Las familias representadas con mayor número de especies son Sciaenidae (7 especies) y Rajidae (6 especies), seguida por Paralichthyidae, Carangidae, y Clupeidae (Jaureguizar et al. 2003a, en prensa). En términos de biomasa, la ictiofauna mixohalina esta dominada por *M. furnieri*, seguida por *C. guatucupa*, *Mustelus schmitti*, *Brevoortia aurea*, y *M. ancylodon;* y las abundancias cambian estacionalmente, siendo *M. furnieri* más abundante durante invierno y verano, *C. guatucupa* durante el otoño, y *M. schmitti* durante la primavera (Jaureguizar et al. en prensa).

El área mixohalina presenta un gradiente en su composición específica a lo largo de su eje longitudinal. *M. furnieri, P. brasiliensis, M. ancylodon, Menticirrhus americanus, B. aurea, Ramnogaster arcuata*, y *Paralichthys orbignyanus* predominan en la parte interna, mientras que *C. guatucupa*, *M. schmitti* (Triakidae), *Myliobatis goodei*, y *Prionotus punctatus* predominan hacia la desembocadura del estuario (Anganuzzi 1983, Prenski & Sánchez 1988, Lasta et al. 1998, Díaz de Astarloa 1999, Jaureguizar et al 2003a, en prensa). Las especies asociadas a la parte más externa del área mixohalina son principalmente especies marinas, tanto visitantes (i.g. *Discopyge tschudii, Zapteryx brevirostris, Rioraja agassizi, Rhinobatos horkelii, Trachurus lathami, Percophis brasiliensis*), como migrantes (i.e., *M. schmitti, M. goodei, Stromateus brasiliensis*) (Rico et al. 2000).

De acuerdo a la clasificación preliminar de la ictiofauna estuarial del Río de la Plata propuesta por Rico (2000), siguiendo a Whitfield (1999), las especies asociadas al área mixohalina son predominantemente especies residentes estuariales (*M. furnieri, B. aurea, M. ancylodon, P. brasiliensis, y P. orbignyanus*) y en menor grado especies migrantes estuariales (*Mugil* sp) y marinas (*M. americanus*) (Jaureguizar et al 2003a, en prensa). Las especies residentes estuariales usan la Bahía Samborombón como principal área de cría, el 80 % de los

peces son juveniles (Lasta 1995), y en la cual ha sido reportada actividad de desove para *B. aurea* (Lasta 1995) y *Pogonias cromis* (Macchi et al. 2002). La región del frente salino de fondo en el estuario, coincidente con el frente de turbidez, es la principal área de desove de *M. furnieri* y *B. aurea* (Macchi & Christiansen 1996, Acha et al. 1999, Acha & Macchi 2000). *M. furnieri* presenta diferencias en el uso de hábitat entre juveniles y adultos dentro del estuario. Los juveniles ocupan las aguas someras asociadas al frente salino de fondo, coincidente con la zona de máxima turbidez estuarial (MTE), mientras que los adultos son comunes hacia las aguas de la plataforma costera (Jaureguizar et al. 2003b). La zona de MTE puede promover agregación para la alimentación por contraste visual de las presas mientras que al mismo tiempo reduce el riesgo de predación para los juveniles debido a refugio provisto por la condiciones de turbidez, y es una importante área de cría de *M. furnieri* pudiendo conectar las dos áreas principales de cría del estuario, Bahía Samborombón y el Río Santa Lucía (Jaureguizar et al. 2003b). Aunque los adultos de *M. furnieri* son comunes en las aguas de la plataforma costera, el ciclo entero de desove parece ocurrir dentro del estuario (Mianzan et al. 2001). Las mayores abundancias en la parte más interna del estuario durante la primavera están asociadas con movimientos reproductivos desde la región externa hacia el área de desove (Jaureguizar et al. 2003b).

Adultos de *Lycengraulis olidus* han sido capturados tanto en el Río de la Plata como en el frente marítimo durante otoño. Esta es una especie diadroma que durante sus migraciones asciende por el Río de la Plata hasta el Paraná medio en otoño, donde se reproduce, y entre noviembre y diciembre desciende atravesando nuevamente el río hasta la costa bonaerense, donde se alimenta (Cousseau 1985, Boschi 1988).

La zona borde entre la comunidad íctica mixohalina y la comunidad íctica externa al estuario coincide con la localización del máximo gradiente horizontal de salinidad de

superficie definido por Guerrero et al. (1997) (Jaureguizar et al. 2003b), indicando el límite entre el estuario y las aguas costeras de plataforma (Mianzan et al. 2001). Esta zona es limite para la presencia en el estuario de algunas especie marinas (e.g, *Balistes capriscus*, *E. anchoita*, *Oncopterus darwini*, *R. agassizi*, *T. lathami*, *Mullus argentinus*, *Merluccius hubbsi*) (Jaureguizar et al. 2003a), y ha sido reportada como área de reproducción de varias especies, tales como *C. guatucupa*, *Percophis brasiliensis*, *T. lathami*, *M. americanus*, *Diplodus argenteus*, *Paralichthys patagonicus* y *P. signata* (Macchi & Acha 1998).

La ictiofauna marina circundante a la zona estuarial está representada por *Astroscopus sexpinosus*, *Atlantoraja castelnaui*, *C. guatucupa*, *Conger orbignyanus*, *D. tschudii*, *G. galeus*, *M. furnieri*, *M. argentinus*, *M. schmitti*, *P. signata*, *Pagrus pagrus*, *P. patagonicus*, *P. brasiliensis*, *Pomatomus saltatrix*, *Prionotus nudigula*, *S. japonicus*, *S. guggenheim*, *S. brasiliensis*, *Symphurus jenynsi*, *Trichiurus lepturus*, *T. lathami*, *Thyrsitops lepidopodea*, *Sympterygia acuta*, *Sympterygia bonapartii*, *U. canosai*, *Urophycis brasiliensis*, *Z. brevirostris* (Anganuzzi 1983, Prenski & Sánchez 1988, Lasta et al. 1998, Díaz de Astarloa 1999, García et al. 2003). Este ambiente se extiende hacia el sur alcanzando la ciudad de Mar del Plata (38° S), hasta aproximadamente la isobata de 50 m (Prenski & Sánchez 1988, Lasta et al. 1998, García et al. 2003), limitada por una comunidad de transición entre los grupos costeros y de altura. La comunidad íctica de transición está caracterizada por la castañeta (*Cheilodactylus bergi*), la merluza común (*M. hubbsi*), el surel (*T. lathami*) y el cazón espinoso (*Squalus* sp.) (Prenski & Sánchez 1988).

Algunas especies realizan migraciones estacionales dentro de este ambiente costero como resultado de variaciones en la condiciones oceanográficas como la salinidad y temperatura (*T. lepturus* y *D. tschudii*), y por movimientos reproductivos (*M. furnieri*, *C. guatucupa*, y *M. schmitti*) que pueden resultar de otros factores enmascarado por la

temperatura, causando variaciones estacionales en la ictiofauna externa del estuario (Jaureguizar et al. en prensa). *T. lepturus* es una especie cosmopolita, muy abundante entre los teleósteos bentopelágicos del sur de Brasil (Haimovici et al. 1997) y sus mayores densidades estarían relacionadas con la penetración de masas de aguas de la plataforma subtropical, particularmente durante los periodos calidos, forzadas por el flujo hacia el sur de las aguas de Brasil (Pereira 1989, Lima et al. 1996). *D. tschudii* es una especie magallánica de aguas frías, proveniente de la Fauna de Mezcla de la Plataforma Interna (Menni & Gosztonyi 1982; Menni & López 1984). Las altas densidades de *D. tschudii* en el sector norte estarían asociadas a la disminución de la temperatura en las aguas costeras junto con la intrusión de aguas desde el sur durante el invierno (Piola & Rivas 1997).

Las mayores biomasas de *C. guatucupa* en el área externa del estuario durante el otoño parece estar relacionada al arribo de individuos adultos al área costera desde el norte o de las aguas de plataforma intermedia (Cousseau et al. 1986) luego del período de reproducción. La actividad reproductiva tiene lugar a lo largo de la zona costera en altas salinidades, y desde octubre hasta abril con un pico durante la primavera (Macchi 1998). La principal área de juveniles se extiende a lo largo de la costa uruguaya entre La Paloma y el Chuy, entre profundidades de 25 y 50 m (Ruarte et al. 2000a). *U. canosai* (pargo blanco) es una especie de hábitos costeros que realiza migraciones periódicas entre Río Grande del Sur (Brasil), donde se reproduce y pasa el invierno, y las plataformas costeras de Uruguay y Argentina, a las que llega a fines de primavera-verano para alimentarse (Cousseau & Perrota, 1998)

Frente al Cabo San Antonio, el gatuzo (*M. schmitti*) presenta una área de cría y reproducción (Cousseau 1986, Cousseau et al. 1998), y durante la primavera, los adultos de arriban a la costa para reproducirse, y los juveniles se mueven hacia profundidades mayores (Massa, 1998). Los adultos de *M. schmitti* están presentes en el área externa al Río de la Plata

durante otoño e invierno, pero están ausentes en primavera (Massa, com. pers.), coincidiendo con las mayores biomasas observadas en la costa uruguaya cuando el rango de temperaturas es entre 13° y 16° C (Meneses & Paesch 1999). *S. bonapartii* presenta una importante área de alta concentración (> 6 t/mn^2) asociada a la desembocadura del Rió de la Plata, y han sido observados cambios estacionales en la distribución de tallas, con juveniles dominantes durante el invierno, mientras que en primavera tardía y verano dominan las hembras y machos maduros (Mabragaña et al. 2002).

Además del gatuzo, otras especies del orden Carcharhiniformes (e.g. *Mustelus canis*, *Mustelus fasciatus*, y *G. galeus*) son comunes en esta región costera, y algunas aparecen ocasionalmente (e.g. pez martillo, *Sphyrna zygaena*). Los juveniles de *G. galeus* (cazón) se encuentran todo el año en el área costera con influencia del estuario del Río de la Plata, pero los adultos efectuarían migraciones hasta el sur de Brasil e ingresan en primavera en aguas costeras argentinas para reproducirse (Vooren 1997). En la parte externa del estuario de Río de la Plata solo aparecen en primavera, posiblemente como consecuencia de la mencionada migración (Cousseau 1985). Esta especie ha sido registrada a lo largo de la plataforma Argentina en rango de temperatura entre 7.5 ° y 11° C, y profundidad desde 22 a 84 m (Menni & López 1984), y fue incluida dentro de la Fauna Mixta de la Plataforma Interna, de carácter zoogeográfico principalmente bonaerense (Menni & Gosztonyi 1982, Menni & López 1984).

La fauna de peces netamente pelágica de la región costera bonaerense está dominada en términos de biomasa por *E. anchoita* (anchoa argentina). En la región estudiada cumple un ciclo migratorio anual, durante el invierno, y en menor medida durante parte de la primavera, una fracción del recurso se encuentra en aguas del sur de Brasil (Hansen 2000).

La zona borde entre la comunidad costera y las comunidades de profundidad está asociada al frente térmico de fondo definido por Lucas et al (enviado). Durante noviembre-

marzo se encuentra centrado sobre 10-11° C al sur de los 38° S, entre 11-13° entre los 38 y 37° S, y entre 15° y 16° C al norte de los 35° S. Este frente divide una zona costera de aguas más cálidas que las aguas de plataforma abierta, y se extiende de norte a sur asociado a profundidades de 50 m (Lucas et al enviado).

La fauna de peces de altura está caracterizada por especies típicas de aguas profundas y frías asociadas a la corriente de plataforma, como el abadejo (*Genypterus blacodes*), tiburones (*Squalus acanthias, Squalus mitsukurii),* congrio (*Bassanago albesens),* merluza de cola (*Macruronus magallanicus*), rubio (*Helicolenus dactylopterus lahillei*), y también es importante la presencia de rayas (*Dipturus chilensis*) (Prenski & Sánchez 1988, García et al. 2003). En esta área se alternan fondos blandos y duros, lo que explica la presencia conjunta de especies asociadas a ambos ambientes (Prenski & Sánchez 1988).

La distribución de las especies de la comunidad íctica de altura, así como de la comunidad íctica de transición con la ictiofauna costera, se extienden hacia el sur alcanzando las latitudes del Estrecho de Magallanes (Menni & Gosztonyi 1982, Ishino et al. 1983, Menni & López, 1984), y son especies características de la Fauna Magallánica (*M. magallanicus*), y de la Fauna de Amplia Distribución en el sur de la plataforma continental del Mar Argentino (e.g. *M. hubbsi, S. acanthias, D. chilensis*) (Menni & Gosztonyi 1982, Menni & López 1984). Las especies características de aguas profundas y frías se segregan de un conjunto de especies encontradas en aguas templadas de la plataforma argentina, y estas ultimas definen un área costera, entre los 37° y 42° S, con profundidades entre 22 y 72 m (Menni & Gosztonyi 1982, Menni & López 1984).

Esta área costera está caracterizada por *Anchoa marinii, A. castelnaui, Acanthistius brasilianus, C. bergi, C. orbignyanus, C. guatucupa, Dasyatis pastinaca, D. tschudii, Dules auriga, E. anchoita, G. galeus, M. goodei, M. schmitti, Notorynchus cepedianus, O. darwinii,*

Paralichthys isósceles, P. patagonicus, P. brasiliensis, P. signata, P. brasiliensis, P. nudigula, Porichthys porosissimus, Polyprion americanus, Psammobatis bergi, R. agassizi, S. pagrus, S. japonicus, S. brasiliensis, S. acuta, S. bonapartii, S. acanthias, T. lathami, U. canosai, y *Xystreuris rasile.*

La mayoría de estas especies son consideradas como fauna estrictamente bonaerense (Menni & Gosztonyi 1982, Anganuzzi 1983, Ishino et al 1983, Menni & López, 1984, Lasta et al. 1998, Díaz de Astarloa 1999). Las abundancias de estas especies presentan un gradiente espacial dentro de esta zona, ya sea batimétrico (Anganuzzi 1983, Lasta et al. 1998) o latitudinal (Díaz de Astarloa 1999). La composición de peces asociada al área somera y de la boca de Bahía Blanca esta dominada por *C. guatucupa, U. canosai, P. signata, M. schmitti, S. bonapartii*, y *M. goodei*, mientras que *S. brasiliensis, P. brasiliensis, A. brasilianus y C. bergi* predominan en la región más externa (Anganuzzi 1983, Lasta et al. 1998). Díaz de Astarloa et al. (1999) definieron un gradiente norte-sur en el área, *T. lathami, E. anchoita, M. goodei, C. guatucupa, P. brasiliensis* predominan en el sector norte, mientras que el sector sur esta dominado por *M. schmitti, M. goodei, P. signata, N. cepedianus,* y *S. japonicus*,

La actividad reproductiva de algunas de dichas especies ha sido asociada al frente salino paralelo a la costa entre Bahía Blanca y Faro Segunda Barranca, definido por Guerrero et al. (1998). En esta zona frontal se encuentra un área de desove multiespecífica en la que se incluye a *P. brasiliensis*, *C. guatucupa*, *P. patagonicus*, *P. signata*, *A. brasilianus* y *U. canosai* (Macchi & Acha, 1998). Asimismo, frente al Faro Segunda Barranca existe un área de concentración de juveniles de *M. schmitti*, encontrándose exclusivamente juveniles de clase de edad 1 (Massa 1998). *S. bonapartii* presenta importantes áreas de concentración (> 6 t/mn^2) entre Bahía Blanca y Bahía Anegada, y en esta región (área de El Rincón) las densidades varían espacialmente con la estación del año, en primavera tardía es más

abundante en áreas someras, mientras que en invierno se desplaza por fuera de la isobata de 50 m (Mabragaña et al. 2002). *R. agassizi* es una raya endémica que se distribuye desde el sur de Brasil hasta el norte de Argentina, ausente en el área Patagónica (Menni & Stehmann 2000). Tiene una amplia distribución, y durante primavera y verano se observa una afluencia de individuos adultos hacia el área externa de las marismas del Rincón relacionada con actividades reproductivas (Massa et al. 2001).

La actividad pesquera argentina, especialmente en la pesca costera, debido a las diferencias ambientales y al tipo de explotación costera, se desarrolla en dos regiones claramente definidas: a) Región Bonaerense y b) Región Patagónica (Bertolotti et al 1989, Lasta et al. 1999). Estas dos áreas, se corresponden con dos unidades biogeográficas diferentes del mar argentino: la **Provincia Argentina** (costa bonaerense y litoral uruguayo) y la **Provincia Magallánica** (costa patagónica) (Menni 1981, 1983).

La Pesca Costera Patagónica se desarrolla desde los 41° S hacia el sur, donde las características oceanográficas de la zona permiten la explotación de recursos pesqueros de plataforma. Aunque la flota patagónica tiene normas operativas similares (alejamiento en días y áreas), y las mismas artes de captura que la flota costera bonaerense, su comportamiento es similar al de la flota fresquera de altura en cuanto a la captura. La especie más explotada es la merluza común (*Merluccius hubbsi*) con un porcentaje del 86-88 % de la captura total de esa flota (Caille 1998). Dato (1998) analizando los desembarques del puerto de Rawson observo que las capturas de merluza en la temporada de pesca (verano) alcanzan porcentajes muy elevados (96-99%), estando el resto de la captura compuesta principalmente por *Callorhynchus callorhinchus*, *Acanthistius brasilianus*, *Pseudopercis semisfasciatus*, *Parona signata* y el camarón *Artemesia longinaris*.

La Pesca Costera Bonaerense, que involucra el área de estudio, se desarrolla desde la línea de costa hasta una profundidad de 50 metros, y desde el Chuy (34° S) hasta El Rincón (41° S). En esta región se captura entre el 75 y 100 % de la pesca variada costera (Figura 1.2.3.1) (Carozza et al. 2001). Se desembarcan en promedio más de 30 especies del total de especies capturadas por pesca dirigida o incidental, de las cuales *Micropogonias furnieri* (corvina rubia) y *Cynoscion guatucupa* (pescadilla común) contribuyen mayoritariamente a los desembarques. Lenguados, rayas, besugo, palometa, pez palo, brótola, mero y salmón, son las especies más importantes dentro del resto de especies costeras que componen el denominado Variado Costero (Lasta et al 1999) o Asociación Íctica Demersal Costera Bonaerense (Carozza et al. 2001).

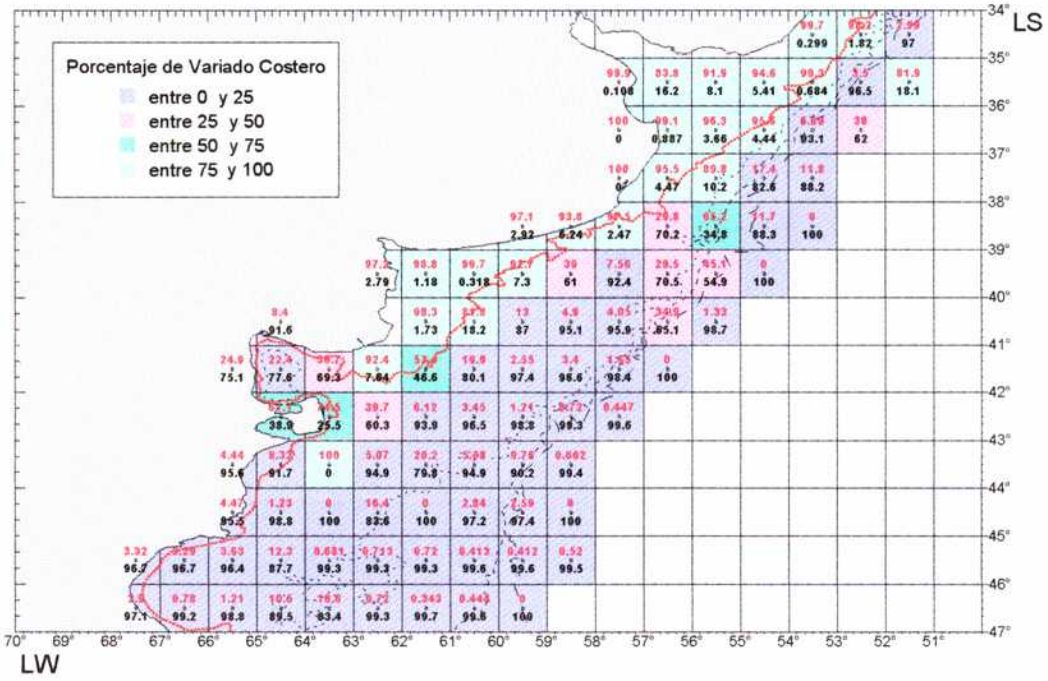


Figura 1.2.3.1. Porcentajes de captura de especies costeras (rojo) y especies de altura (negro) por cuadrícula de pesca (Tomada de Carozza et al. 2001).

Tres tipos de flota costera (artesanal, rada o ría, costera) y la flota costera de altura, participan históricamente en la extracción de los recursos costeros en el bonaerense. Además de la flota Argentina, se encuentra la flota Uruguaya que opera dentro de la Zona Común de Pesca Argentina – Uruguaya. El sector artesanal incipiente puede ser caracterizado como una actividad de subsistencia (Lasta et al. 1999, 2001)

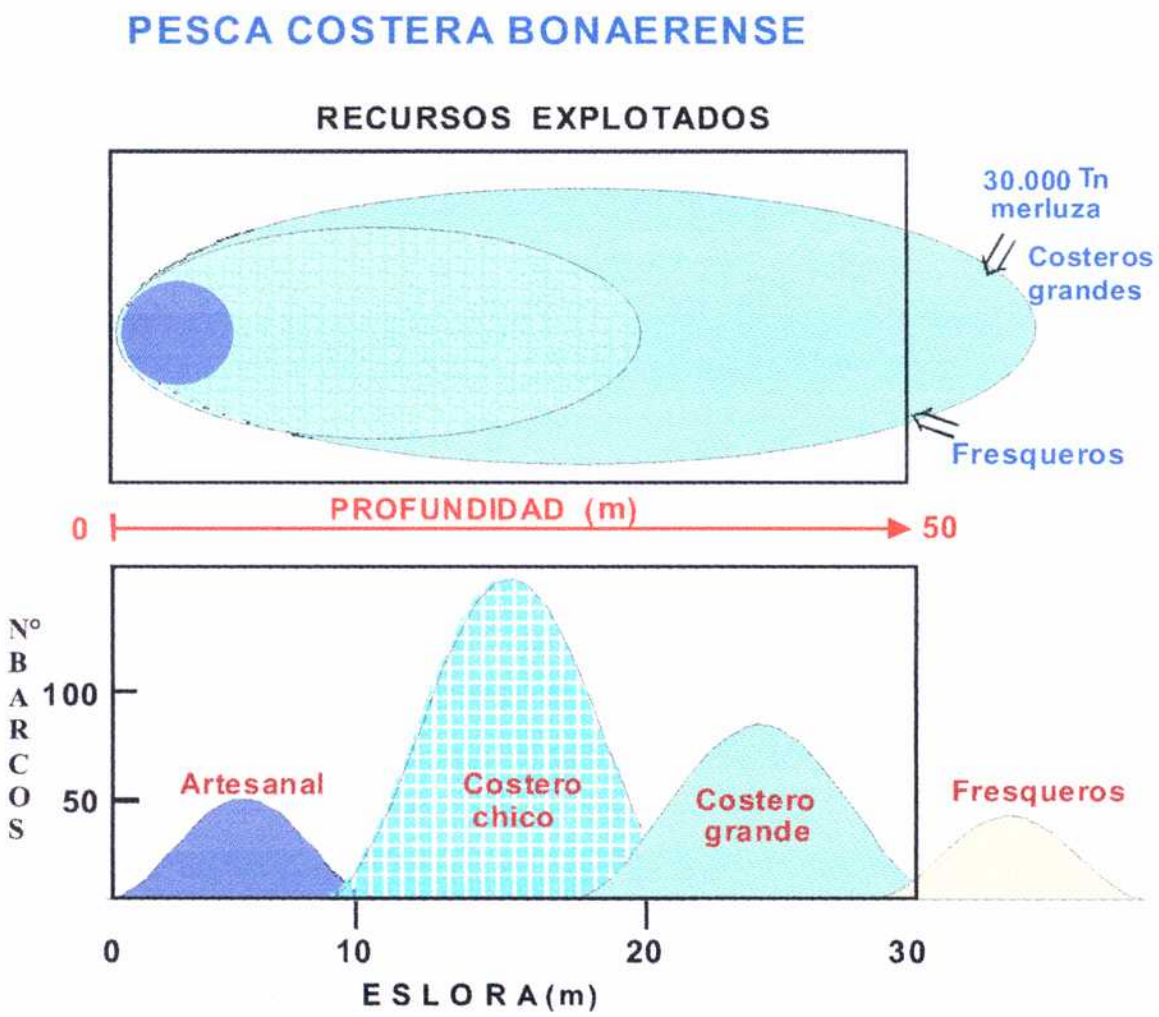


Figura 1.2.3.2: Diagrama del Ecosistema Costero Bonaerense hasta los 50 m. Se muestra el número de barco, y área de acción para cada flota que operan en esta región (Tomado de Lasta et al. 1999).

La flota de rada o ría (Costero chico) esta compuesta por embarcaciones con esloras que oscilan entre 8 y 18-20 m, mientras que las embarcaciones entre 18 y 30 m

corresponden a la flota costera (Costero grande). Dichas flotas tienen diferente área de acción (Figura 1.2.3.2). Las embarcaciones de rada o ría raramente exceden la isobata de 50 m en sus operaciones de pesca, y capturan muy excepcionalmente especies de altura (1% de sus capturas corresponde a merluza común). La flota costera, con asiento en Mar del Plata, excede el ambiente costero (50 m) principalmente durante el otoño, cuando su especie objetivo es la merluza común. La flota de altura (> 30m) esta compuesto por fresqueros arrastreros, cuya especie objetivo es la merluza común, pero participan en las capturas de especies costeras (Lasta et al., 1999, 2001)

Los barcos clasificados como rada o ría y costera no estaban obligados a la entrega de partes de pesca hasta 1992, y su información es poco representativa de la flota correspondiente durante los años anteriores (Carozza et al. 2001).

Considerando el número de barcos que operaron sobre el recurso costero bonaerense durante el período 1992 –1999, se evidencia una disminución del número de barcos de rada o ría y costero que operaron sobre el conjunto costero y un aumento de los barcos de altura (Figura 1.2.3.3) (Carozza et al. 2001).

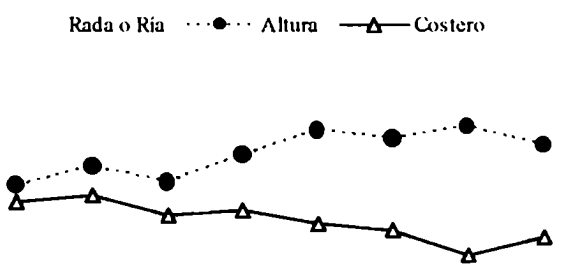


Figura 1.2.3.3. Número de barcos por tipo de flota que operaron sobre el conjunto costero. Período 1986-1999 (Tomado de Carozza et al.2001)

Las capturas de especies costeras en su conjunto aumentan notablemente en los años 1995 a 1997 especialmente por parte de la flota costera y de altura (Figura 1.2.3.4). En promedio para el período indicado, la flota costera desembarcó el 50% (45400 t) de la captura total del variado costero, la flota de altura el 31% (27700 t) y la flota de Rada o Ría el 19 % (16400 t) (Carozza et al. 2001).

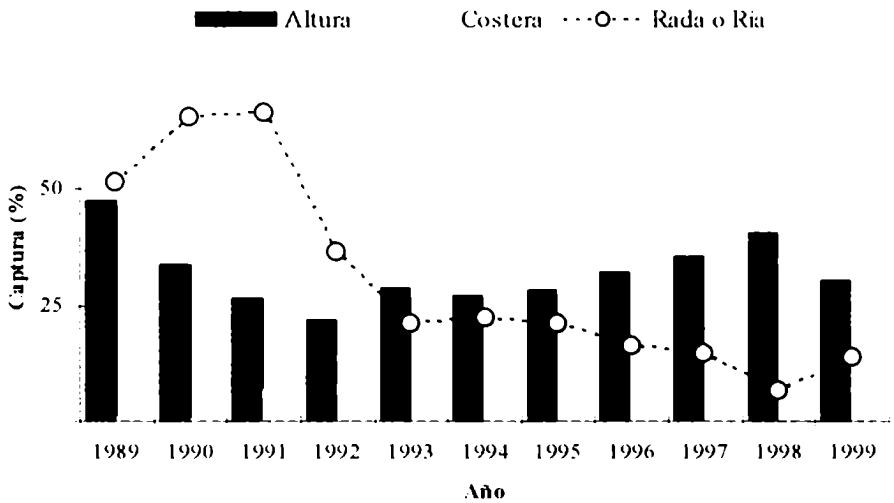


Figura 1.2.3.4. Captura (t) desembarcada en los puertos de la provincia de Buenos Aires del conjunto costero por tipo de flota desde el año 1989 a 1999 (Tomada de Carozza et al. 2001).

En el periodo 1992-99, las especies correspondientes al conjunto costero representaron entre 50-70% del total capturado por la flota de Rada o Ría (5000-23000 t), el 50-70% de la flota Costera (27000 – 60000 t), y entre al 5 y 10% (15000 y 40000 t) para la flota de altura. Si bien los porcentajes de captura de especies costera por la flota de altura son bajos, en volumen representa el 30 % de la captura de la flora costera (Carozza et al. 2001).

A pesar del aumento del esfuerzo de pesca de la flota costera, la CPUE disminuye desde 1992. En el caso de la flota de rada o ría el esfuerzo se mantiene relativamente

constante pero su CPUE disminuye con respecto al año 1997. Si bien el esfuerzo de la flota de altura está dirigido a las especies de altura, aumenta el esfuerzo pero la tendencia de la CPUE de las especies costera es negativa (Figura 1.2.3.5 y 1.2.3.6) (Carozza et al. 2001).

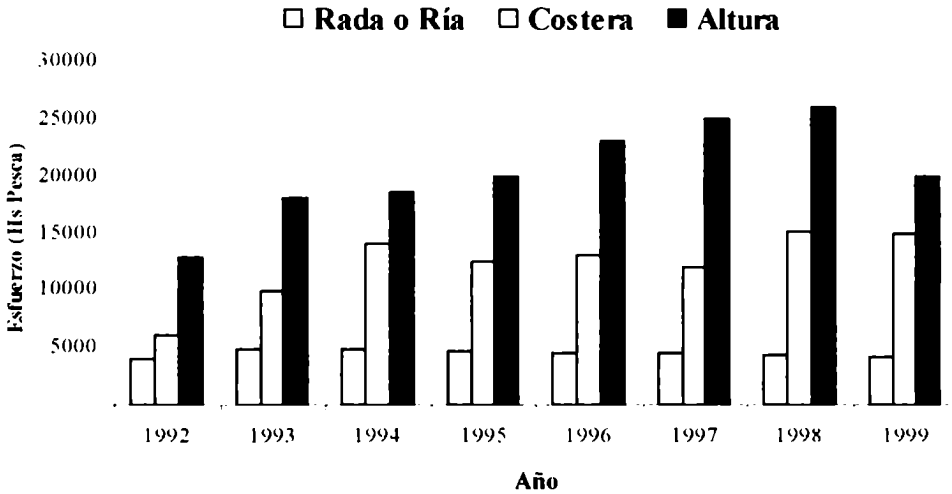


Figura 1.2.3.5. Evolución del esfuerzo (hrs.) de los tres tipos de flota (rada o ría, costera y de altura) para el conjunto costero. Período 1992-1999 (Tomada de Carozza et al., 2001)

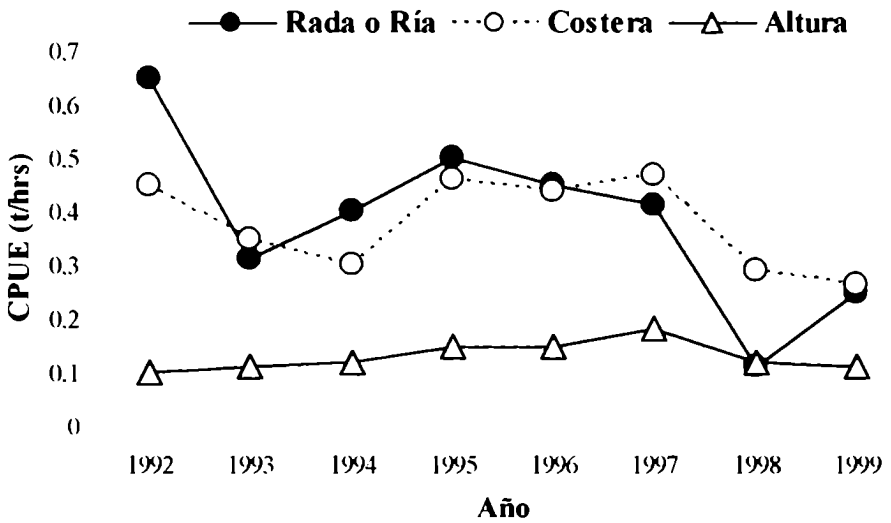


Figura 1.2.3.6. Evolución de la CPUE (t/hrs) de los tres tipos de flota (rada o ría, costera y de altura) para el conjunto costero. Período 1992-1999 (Tomada de Carozza et al., 2001)

Las especies más importantes desembarcadas dentro del conjunto costero son la corvina rubia, pescadilla de red, gatuzo, lenguados y pez palo, seguidas por besugo, mero pez ángel y las rayas. Desde 1986 hay un aumento en el número de especies desembarcadas del variado costero, así como también se observa una disminución pronunciada en los porcentajes de las capturas desembarcadas de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*, de 15% a 10%) y gatuzo (*Mustelus schmitti*, de 17 a 13 %), y aumento de algunas especies como pez palo (*Percophis brasiliensis*, de 6 a 11%) y rayas (alcanzan el 15 %) (Figura 1.2.3.7) (Carozza et al. 2001).

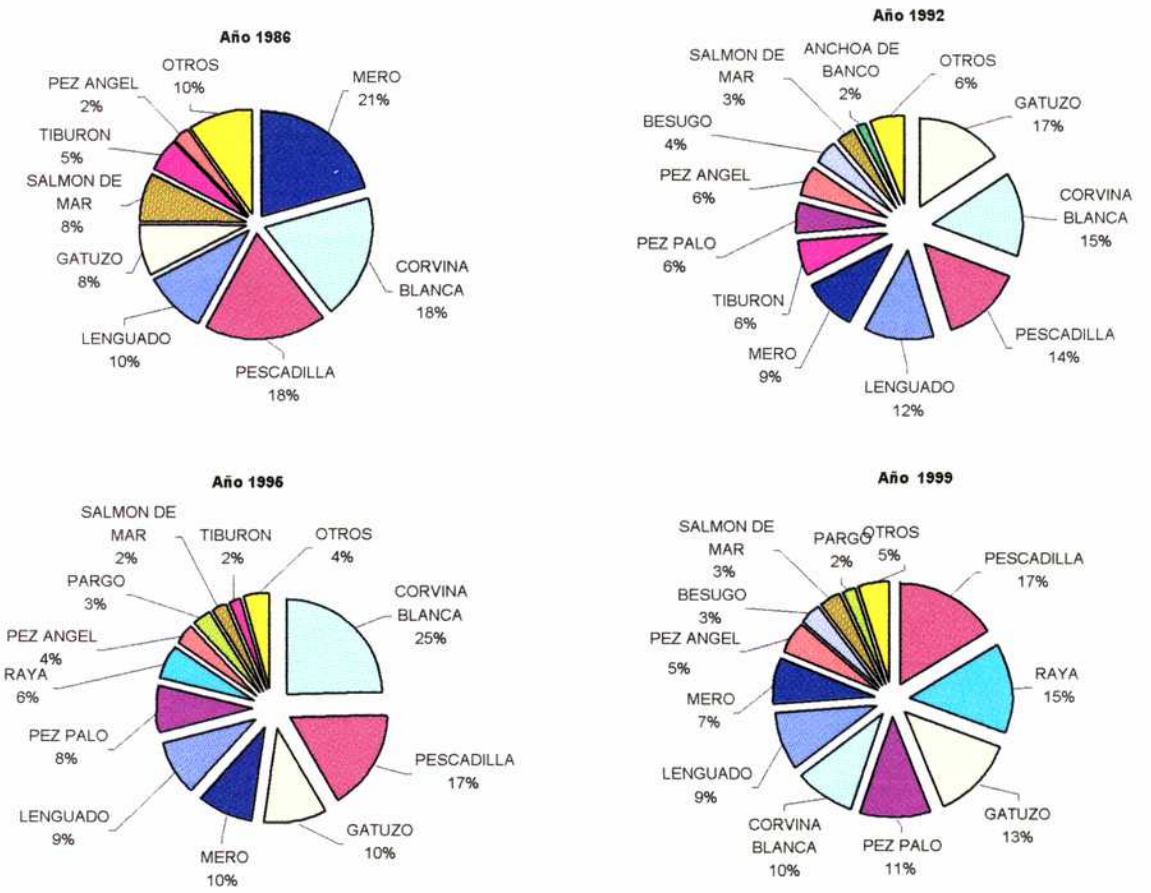


Figura 1.2.3.7. Porcentaje desembarcado de las especies del conjunto costero en los años 1986, 1992, 1995, 1999.

Lo que se indica como "otros" está conformado por: brótola, palometa, saraca, cornalito, pez gallo, chernia, pejerrey, lisa, congrio, sargo, bagre de mar, corvina negra, pescadilla real, burriqueta, salmonete, cazón y pez sable. En general la captura de este grupo de especies se ha mantenido entre las 3000 y 4000 t del volumen (Carozza et al. 2001).

Los volúmenes de captura del conjunto de especies costeras desembarcadas por trimestres del año denotan tres períodos principales entre 1992 y 1999. Hasta el año 1994 las mayores capturas del conjunto costero se efectuaron en el último trimestre del año (octubre-diciembre), a partir del año 1995 en el tercer trimestre (julio-septiembre); correspondiéndose con las máximas capturas de corvina rubia, cuya temporada de pesca abarca los meses de junio-septiembre. En el año 1999, el último trimestre vuelve a ser la época más importante de pesca del conjunto costero coincidiendo con bajas capturas de corvina (Carozza et al. 2001).

Coincidiendo con el cambio estacional de los mayores desembarques, se observa una variación en las áreas de mayor captura de especies costeras. En el año 1992, las mayores capturas se obtuvieron al sur de la provincia de Buenos Aires (cuadrículas de pesca 3959, 3960 y 3858), donde se capturó fundamentalmente pescadilla de red, gatuzo, mero, corvina, lenguados y pez palo. A partir del año 1995 cambia la tendencia, que se mantiene hasta el año 1997, y las cuadrículas con las mayores capturas corresponden al norte de provincia de Buenos Aires (cuadrículas de pesca 3656 y 3655, área Bahía Samborombón), y en menor proporción las cuadriculas del sur (cuadrículas de pesca 3960 y 3959), donde se capturó fundamentalmente corvina rubia y pescadilla de red. En el año 1999 las capturas realizadas en las cuadrículas del norte fueron de valores similares a las

del sur, además se observa una mayor variedad de especies capturadas (Figura 1.2.3.8) (Carozza et al. 2001).

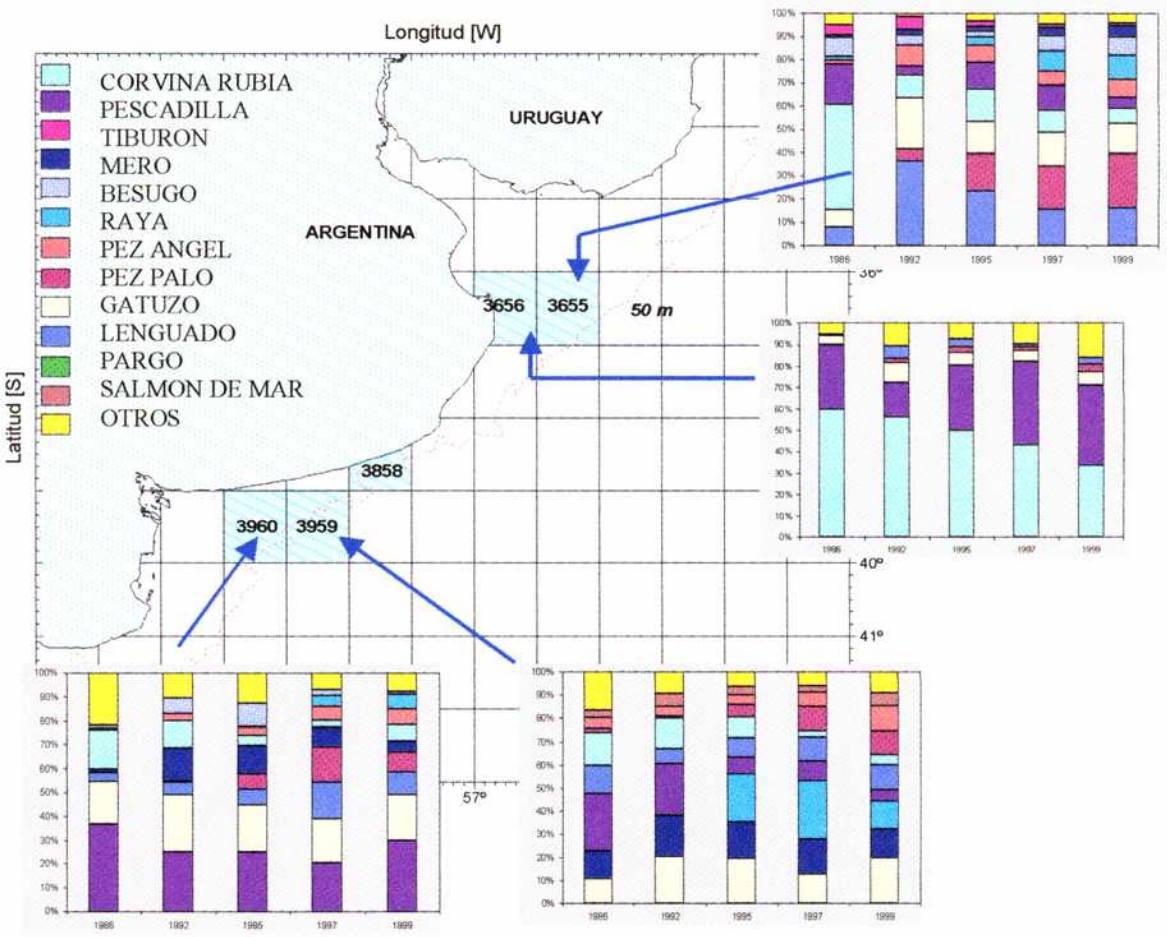


Figura 1.2.3.8. Cuadrículas de pesca con las mayores capturas y detalle de la composición de las capturas efectuadas en las mismas (Tomada de Carozza et al. 2001).

Capitulo II

Metodología

Metodología

2.1 Datos y Muestreo

Seis años de cruceros de evaluación pesquera, cubriendo en el Ecosistema Costero entre 34°S y 41°S (Fig. 1), fueron conducidos en los meses de primavera (años 1981, 83, 94, 95, 98 y 1999). Los cruceros fueron realizados por el Proyecto de Evaluación y Manejo de Especies Costeras, del Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, a bordo de los buques "Capitán Canepa" (1981-1983), y "Eduardo L. Holmberg" (1994, 95, 98 y 99).

Los muestreos biológicos fueron realizados mediante 550 lances de pesca, con distribución al azar estratificada, de acuerdo a los estratos de pesca definidos en el ecosistema costero (Lasta et al. 1994), realizados con una red de arrastre de fondo, tipo Engel, con 150 mm (1981-83) y mm 200 (1994,95,98 y 99) de malla en las alas, y 100 mm (1981-83) y 120mm (1994,95,98 y 99) de malla en el copo.

Los componentes de la captura fueron identificados a nivel específico o al nivel taxonómico más bajo posible siguiendo Menni et al (1984). Su número y peso húmedo fueron obtenidos para cada arrastre. Este análisis incluye especies con un tipo intermedio de comportamiento, no solo especies demersales. La definición de "especies demersales" en pesquería usualmente incluye especies capturadas cerca del fondo (Ej.: pesquerías de arrastre de fondo) pero este concepto es obviamente usado en términos ecológicos (Longhurst & Pauly 1987). Una gran parte de las capturas consistió de especies cuyo hábitat son pelágicos o

semipelágicos. La biomasa (peso húmedo) fue usada como medida de abundancia. La biomasa es más relevante para el manejo de pesquerías y tiene significado ecológico (Bianchi 1992). La densidad en biomasa de los peces (peso por unidad de área) fue calculada usando el método de "área barrida" para cada estación de muestreo.

Como procedimiento estándar, la profundidad, la salinidad y la temperatura fueron medidas directamente en la vecindad del área barrida, antes o al finalizar el arrastre. Durante los cruceros de 1981 y 1983 las muestras para las mediciones de temperatura y salinidad fueron tomadas con botellas Nansen a profundidades estándar (Superficie, 5, 10, 20, 30, 40 m, y Fondo) en cada estación de muestreo. Después de 1983, la temperatura y salinidad en cada estación de muestreo fueron obtenidas usando perfiladores de Conductividad, Temperatura y Profundidad Seabird series SBE19 y SBE9 (Conductivity-Temperature-Depth (CTD) profiler), con una tasa de muestreo de 2 scans and 24 por segundo y una velocidad de descenso de 0.5 ms^{-1}. Los datos fueron reducidos a 1 m de resolución vertical con una precisión de ± 0.03°C para temperatura y de ±0.05 psu para salinidad.

El volumen promedio mensual de la descarga de agua dulce del Río de la Plata y del Río Negro, correspondiente a los meses de Octubre-Noviembre, fue cedido por el Instituto Nacional del Agua y la Autoridad Interjurisdiccional de Cuencas de los Rió Limay, Neuquen y Rió Negro correspondientemente.

Las estimaciones del esfuerzo de pesca (Hs), entre 1994 y 1999, para cada estrato de la flota que opera sobre el recurso costero (Rada o Ría, Costero y Altura) fueron obtenidas de Carozza et al. (2001) (ver Capitulo I, Sección 3).

2.2 Análisis de la información

- Patrón espacial y temporal de las áreas de asociaciones, y su relación con las variables ambientales

La biomasa ($t \cdot nm^{-2}$) de cada especie por estación de muestreo fue usada para obtener grupos de estaciones de muestreo basadas en la composición de especies por año (Patrón de ordenación espacial) y entre años (Patrón de ordenación temporal).

La identificación de los grupos de estaciones de muestreo, denominadas "áreas de asociaciones de especies", y su relación con las variables ambientales fueron analizadas usando Detrended Canonical Correspondence Analysis (DCCA) (CANOCO versión 4.02). El efecto arco ('arch effect', Gauch 1982) fue aparente en los análisis de correspondencia iniciales, entonces se usó "detrended" por polinomios a fin de abolir la destrucción de la información ecológicamente importante que puede ocurrir cuando se usa "detrended" por segmentos. Este método es particularmente útil en estudios de ecología porque no asume relación lineal entre las abundancias de las especies y las variables ambientales. Implícitamente asume un modelo de respuesta específico unimodal simple (Jongman et al. 1995). Este método extrae gradientes sintéticos de las variables ambientales que maximizan la separación entre las estaciones de muestreo. El análisis de significación fue basado en el análisis de permutación de Monte Carlo (10^3 permutaciones) para la suma de todos los autovalores (eigenvalues) y la significancia de la relación entre los gradientes y las variables ambientales individuales fue evaluada por *t*-test (CANOCO versión 4.02). La abundancia (biomasa) de las especies incluidas en el análisis fue transformada a $\log_{10}$ (X + 1) antes del análisis DCCA para minimizar el efecto de algunas especies dominantes muy abundantes y las capturas anómalas. La adición de la unidad es

necesaria para eliminar los problemas de la presencia de valores = 0 o valores <1. Las especies fueron incluidas en este análisis si representaron más del 0.05 % de la captura total agregada (por peso húmedo) para el total del periodo (Tabla 3.2.0.3)

Para evaluar las diferencias en la composición de especies del Ecosistema Costero entre años de muestreo y entre los grupos de estaciones de muestreo (áreas de asociaciones) identificados por DCCA en el patrón espacial, se usó ANOSIM de una vía, un análisis de similitud no paramétrico basado en la similitud de Bray -Curtis entre estaciones de muestreo (ANOSIM, Clarke 1993). Fueron testeadas tres hipótesis nulas: 1) que no hubo diferencias significativas en la composición de especies entre años para el Ecosistema Costero, 2) que dentro de cada año, no hubo diferencias significativas en la composición de especies entre áreas de asociaciones, y 3) que dentro de cada área de asociación, no hubo diferencias significativas en la composición de especies entre años. Los valores R-static para las comparaciones de a pares provisto por ANOSIM, como el nivel de significacion ($p<0.5$) fue usado para determinar la disimilitud entre asociaciones. Valores cercanos a 1 indican que la composición de las asociaciones es muy diferente, mientras que valores cercanos a cero indican pequeñas diferencias (ANOSIM, Clarke 1993).

ANOSIM solamente indica si las áreas de asociación difieren en la composición de especies sin referencia a que especies causan dichas diferencias. Como nos interesa saber cuales son las diferencias, se usó SIMPER (Clarke 1993), un análisis de similitud en porcentajes, para determinar la contribución de cada especie a la similitud promedio dentro de un año o área de asociación, y a la disimilitud promedio entre años o áreas de asociaciones. Este método se basa en el análisis de matrices de similitud o disimilitud de Bray-Curtis, derivadas de la composición de especies de las estaciones de muestreo entre y dentro de los años para todo el Ecosistema

Costero, y para las áreas de asociación. Las especies dentro de cada año o área de asociación fueron definidas como **comunes o típicas** si contribuyeron al 90% de la similitud promedio del año o área de asociación, o **discriminantes** si contribuyeron al 90% de la disimilitud entre años o entre áreas de asociación y tuvieron baja tasa de disimilitud promedio de su desviación estándar.

Asimismo, para testear las diferencias en la composición de especies dentro de las áreas de asociación entre años (análisis temporal) se definieron las **especies residentes** como aquellas que fueron comunes o típicas (las que contribuyeron al 90 % de similitud de las áreas de asociaciones) en los seis años. Las especies que no son residentes (las que contribuyen al remanente 10% de similitud en cada año) y que contribuyen al 90 % de la disimilitud de las áreas de asociaciones entre años fueron consideradas **especies temporales discriminantes** "facultativas" (Zwanenburg & Jaureguizar enviado)

En el análisis (DCCA) de ordenación espacial de las áreas de asociaciones (por año) y su relación con las variables ambientales (CANOCO versión 4.02) fueron consideradas como variables ambientales la profundidad, temperatura y salinidad (superficie y fondo) de cada estación de muestreo. En el análisis (DCCA) de ordenación temporal entre 1981 y 1999, se consideraron como variables ambientales la descarga media mensual del Río de la Plata y del Río Negro (correspondiente a los meses de Octubre y Noviembre), y la profundidad, temperatura y salinidad (superficie y fondo) de cada estación de muestreo. En el análisis (DCCA) de ordenación temporal entre 1994 y 1999, además de las variables consideras en el análisis temporal entre 1981 y 1999, se le incluyo el esfuerzo de pesca (Hs) para cada estrato de flota que opera sobre el recurso costero (Rada o Ría, Costero y Altura).

- Indicadores agregados de la comunidad

El patrón de dominancia de la ictiofauna para cada área de asociación fue analizado gráficamente mediante curvas acumulativas de *dominancia-k* basada en las abundancias de las especies (Lambshead et al., 1983), y por el método de comparación Abundancia-Biomasa (ABC) descripto originalmente por Warwick (1986), que implica graficar curvas *dominancia-k*, separadas para la abundancia y biomasa de las especies en el mismo grafico (Clarke & Warwick, 2001).

Las curvas de *dominancia-k* fueron calculadas sobre la información agregada de cada estación de muestreo obtenida para cada área de asociación en cada año. Las diferencias en la pendiente e intercepción (elevación) de las curvas de *dominancia-k* para cada área de asociación fueron examinadas por grupo de años (81-83, 94-95, 98-99) usando el método propuesto por Clarke (1990). Se construyeron matrices de disimilitud y la significación de cualquier diferencia fue determinada usando ANOSIM de una vía (Clarke 1993).

Warwick (1986) indica que las curvas de biomasa y abundancia se solapan incrementadamente con moderada perturbación, y se transponen totalmente para condiciones groseramente perturbadas. Clarke (1990) propone el estadístico W, para el método ABC, que mide la extensión para la cual la curva de Biomasa esta por encima de la curva de Abundancia. W toma valores en el rango (-1, 1), con W $\mapsto$ +1 cuando la abundancia es equilibrada entre las especies, pero la biomasa esta dominada por una especie dejando la curva de Biomasa por encima de la curva de abundancia, W $\mapsto$ -1 el caso contrario (Clarke & Warwick 2001)

El espectro de talla integrada de la comunidad fue determinado para especies Blanco y No Blanco de la pesquería y clasificadas por Clase (Osteíctios, Condríctios) para relacionar los

cambios temporales en la estructura de las áreas de asociaciones con los factores ambientales. Las especies que son deliberadamente buscadas por el pescador fueron definidas como especies Blanco de la pesquería, mientras que como especies No Blanco fueron consideradas las especies que deberían o podrían ser siempre descartadas cuando fueran capturadas. Las especies Blancos de la pesquería son *Acanthistius brasilianus, Callorhynchus callorhinchus, Cheilodactilus bergi, Cynoscion guatucupa, Galeorhinus galeus, Macrodon ancylodon, Merluccius hubbsi, Micropogonias furnieri, Mustelus fasciatus, Mustelus schmitti, Paralichthys orbignyanus, Paralichthys patagonicus, Percophis brasiliensis, , Pseudopercis semifasciata, Rioraja agassizi, Atlantoraja castelnaui, Atlantoraja cyclophora, Scomber japonices, Sparus pagrus, Squalus acanthias, Squatina guggenheim, Sympterygia bonapartii*, y *Urophycis brasiliensis*. Las especies No Blanco de la pesquería son *Brevoortia aurea, Conger orbignyanus, Dasyatis pastinaca, Diplodus argenteus, Discopyge tschudii, Dules auriga, Menticirrhus americanus, Mugil sp, Myliobatis goodei, Netuma barbus, Paralonchurus brasiliensis, Paralichthys isosceles, Parona signata, Pomatomus saltatrix, Porichthys porosissimus, Prionotus nudigula, Prionotus punctatus, Rhinobatos horkelii, Stromateus brasiliensis, Sympterygia acuta, Trachurus lathami, Trichiurus lepturus, Umbrina canosai, Xystreuris rasile* y *Zapteryx brevirostris*. En este análisis se asume que el impacto directo de la pesquería sobre las especies No Blanco debería ser aproximadamente el mismo o considerablemente menor que el impacto directo sobre las especies Blancos de la pesquería.

El espectro integrado de la comunidad fue estimado para cada área de asociación como el logaritmo natural de la abundancia (individuos/mn^2) para todos los peces por 1 cm de clase de talla sin considerar la especie. Se dispuso el peso y el número total de individuos capturados por especie en cada estación de muestreo. El espectro de talla se construyo a partir del peso y el

número de individuos. Dado la especie *i* y el arrastre *j*, el peso medio individual fue calculado dividiendo la captura en peso (P_{ij}) por el numero total de individuos capturado (N_{ij}). El peso medio individual por especie fue convertido a longitud asumiendo crecimiento isométrico (Peso = 0.01 * Longitud ^{3}). El número de individuos capturados por área barrida fue asignado a la correspondiente clase de talla. El logaritmo natural del número de individuos por clase de talla (suma de los individuos de cada especie en esa clase de talla) fue graficado contra el logaritmo natural de la clase de talla. La pendiente y el intersección fueron calculado para la parte descendente (entre 36 y 58 cm para Osteíctios, y entre 41 y 65 cm para Condríctios) de la distribución de frecuencia da talla resultante.

Capitulo III

Análisis espacial y temporal de la comunidad íctica del ecosistema costero, su influencia ambiental e indicadores agregados de la comunidad

Capitulo III

Sección 1

Análisis espacial de la comunidad íctica e influencia ambiental

3.1.1 *El ecosistema costero en el año 1981*

Composición íctica

Durante la primavera de 1981 se identificaron un total de 63 especies marinas y dulceacuícolas, que correspondieron a 60 géneros y 38 familias. Las familias con mayor número de especies fueron Rajidae y Sciaenidae (7 especies), seguidas por Triakidae (4 especies) y Paralichthyidae (4 especies, incluyendo *Paralichthys* sp.) (Tabla 3.4.4.1). En términos de biomasa (t/mn^2), la familia Sciaenidae representó el 34.83 % del total de las capturas, seguida por la familia Triakidae (17.06%), Triglidae (6.06 %) y Myliobatidae (5,04%) (Tabla 3.4.4.2).

De las 52 especies que presentaron una abundancia > 0.05 % de la captura total de los seis años, solo 37 fueron capturadas en este período siendo la pescadilla de red (*Cynoscion guatucupa*, 30.58 %) la especie más abundante en biomasa, seguida por gatuzo (*Mustelus schmitti*, 13.52 %), testolín azul (*Prionotus nudigula,* 5.66 %) y chucho (*Myliobatis goodei*, 5.04%) (Tabla 3.1.3).

Patrón espacial de las áreas de asociaciones y su relación con las variables ambientales.

La posición de la composición de especies para cada estación de muestreo relativa a los dos primeros ejes del diagrama de ordenación obtenido del DCCA es mostrada en la Fig. 3.1.1.1. Los eigenvalues de cada eje muestran que el gradiente representado por el primer eje canónico, que explica el 45.25 % de la variación total, es el determinante más importante de la

distribución espacial de las estaciones de muestreo (Tabla 3.4.4.4). Esto indica que la profundidad y la salinidad de fondo tienen mayor influencia en la determinación del patrón de las áreas de asociaciones sobre el ecosistema costero en este período de tiempo. La temperatura de fondo y la salinidad de superficie fueron más importantes sobre el eje 2 (Tabla 3.4.4.4).

La mayor discontinuidad a lo largo del primer eje del diagrama produce 5 grupos principales de estaciones de muestreo. Estos grupos definieron diferentes áreas geográficas contiguas, correspondientes al área Central y Externa del Estuario del Rió de la Plata, y a la porción Interna, Central y Externa de la Plataforma Costera (Fig. 3.1.1.2).

Estas áreas de asociaciones, con un rango de similitud entre 34.23 % y 57.5 % (Tabla 3.1.1.1), difirieron significativamente y consistentemente en su composición de especies (ANOSIM, $p>0.05$) (Tabla 3.4.4.5, Fig. 3.1.1.3). Aunque las diferencias en la composición de especies no fueron significativas entre las áreas de asociaciones Estuarial Externa (II) y Plataforma Costera Interna (III), y entre las áreas de asociaciones de la Plataforma Costera Central (IV) y Externa (V), dichas áreas mostraron valores de disimilitud > 55 % entre su composición de especies (57.9% y 58.95 % respectivamente, SIMPER) (Tabla 3.4.4.6). La composición íctica de cada área de asociación fue caracterizada por varias especies comunes y diagnosticas (Tabla 3.1.1.1 y Fig. 3.1.1.4, SIMPER). También caracterizaron a dichas áreas diferentes condiciones ambientales (Fig. 3.1.1.5). Las diferentes áreas identificadas en el análisis DCCA son descriptas a continuación:

Área de Asociación I. Ocupa el área ***Estuarial Central*** **(CE)** del Rió de la Plata (Fig. 3.1.1.2). Tiene una profundidad media de 6.5 m ± 2.79, salinidad de fondo media de 14.06 ups ± 6.547 y temperatura de fondo media de 12.9 °C ± 0.360 (Fig. 3.1.1.5). De las 16 especies capturadas en esta área, cuatro especies contribuyeron en promedio a la mayoría de la similitud (90%) de su ictiofauna, que presenta una similitud promedio del 34.43 %. Estas

especies fueron *Micropogonias furnieri* (61.30 %), *Brevoortia aurea* (13.80 %), *Macrodon ancylodon* (8.33 %) y *Paralichthys sp.* (6.66 %) (Tabla 3.1.1.1). *Brevoortia aurea, Macrodon ancylodon* y *Paralonchurus brasiliensis* discriminaron esta área de asociación (Fig. 3.1.1.4).

Área de Asociación II. Ocupa el **área *Estuarial Externa* (EE)** del Río de la Plata (Fig. 3.1.1.2). Comprende las estaciones de muestreo con una profundidad media de 11.6 m ± 2.81, salinidad de fondo media de 23.76 ups ± 5.032, y temperatura de fondo media de 12.57 °C ± 0.625 (Fig. 3.1.1.5). Su ictiofauna tiene una similitud promedio del 38.32 %. Nueve especies del total de especies capturadas (33) contribuyeron al 90% de su similitud, principalmente *Myliobatis goodei* (26.86 %), *Mustelus schmitti* (18.11%), *Prionotus punctatus* (11.02 %), *Parona signata* (10.25 %), *Paralichthys sp.* (9.35 %),y *Cynoscion guatucupa* (4.60 %) (Tabla 3.1.1.1). *Prionotus punctatus, Myliobatis goodei, Sparus pagrus* y *Zapteryx brevirostris* fueron especies discriminantes de esta área de asociación (Fig. 3.1.1.4).

Área de Asociación III. Ocupa el área de la ***Plataforma Costera Interna* (PCI)**, zona externa de la boca del estuario del Rió de la Plata y en la zona más interna de El Rincón (Fig.. 3.1.1.2). Tiene una profundidad media de 15.7 m ± 3.76, salinidad de fondo media 32.10 ups ± 1.822 y temperatura de fondo media 13.65 °C ± 1.178 (Fig. 3.1.1.5). El 90% de la similitud de la ictiofauna (35.55 %) estuvo determinada por 11 especies del total capturado (40 especies). Las principales especies comunes de esta área de asociación fueron *Mustelus schmitti* (19.95 %), *Cynoscion guatucupa* (13.46 %), *Myliobatis goodei* (11.71 %) y *Galleorhinus galeus* (8.76 3%) (Tabla 3.1.1.1). Esta área de asociación fue discriminada por *Parona signata, Micropogonias furnieri, Cynoscion guatucupa, Sympterygia bonapartii, Prionotus nudigula, Galleorhinus galeus,* y *Mustelus schmitti* (Fig. 3.1.1.4).

Área de Asociación IV. Ocupa el área de la ***Plataforma Costera Central (PCC)***, al Este del área de la Plataforma Costera Interna desde Norte a Sur (Fig. 3.1.1.2). Corresponde al área con profundidad media 23.8 m ± 5.15, salinidad de fondo media 33.05 ups ± 1.727, y

temperatura de fondo media 12.38 °C ± 0.848 (Fig. 3.1.1.5). La ictiofauna de esta área de asociación (44 especies) presenta una similitud promedio del 37.22 %, donde el 90% de la similitud esta tipificada por 11 especies. Las principales especies comunes fueron *Mustelus schmitti* (19.94 %), *Percophis brasiliensis* (10.14 %), *Myliobatis goodei* (9.53 %), *Discopyge tschudii* (8.43 %) y *Galleorhinus galeus* (8.18 %) (Tabla 3.1.1.1). *Paralichthys isosceles, Stromateus brasiliensis* y *Callorhynchus callorhinchus* discriminan esta área de asociación (Fig. 3.1.1.4).

Área de Asociación V. Ocupa el área de la ***Plataforma Costera Externa (PCE)*** (Fig. 3.1.1.2), con una profundidad media 39.8 m ± 6.66, salinidad de fondo media 33.67 ups ± 0.094, y temperatura de fondo media 11.85 °C ± 0.267 (Fig. 3.1.1.5). Su ictiofauna tiene una similitud promedio de 57.50 %, 13 especies del total de especies capturadas (32 especies) contribuyeron al 90% de su similitud. Las principales especies comunes fueron *Mustelus schmitti* (19.15 %), *Acanthistius brasilianus* (14.95 %), *Percophis brasiliensis* (8.91 %), *Atlantoraja castelnaui* (7.78 %) y *Discopyge tschudii* (7.37%) (Tabla 3.1.1.1). *Rioraja agassizi, Percophis brasiliensis, Atlantoraja castelnaui, Squatina guggenheim, Trachurus lathami, Discopyge tschudii, Squalus acanthias, Acanthistius brasilianus, Xystreuris rasile, Paralichthys patagonicus, Atlantoraja cyclophora,* y *Pseudopercis semisfasciatus* discriminan la comunidad íctica de esta área de asociación (Fig. 3.1.1.4).

3.1.2 *El ecosistema costero en el año 1983*

Composición íctica

En total 65 especies marinas y dulceacuícolas fueron identificadas durante la primavera de 1983. Correspondieron a 59 géneros y 37 familias. La familia con mayor número de especies fue Sciaenidae (7 especies), seguida por Rajidae (6 especies) y Paralichthyidae (4 especies, incluyendo *Paralichthys sp.*) (Tabla 3.4.4.1). En términos de biomasa (t/mn^2) la familia Sciaenidae representó el 47.70 % del total de las capturas, seguida por la familias Myliobatidae (13.06%), Triakidae (12.04%), Rajidae (5.25%) y Rhinobatidae (5.21 %) (Tabla 3.4.4.2).

De las 52 especies que presentaron una abundancia > 0.05 % de la captura para el total de los seis años, solo 38 fueron capturadas en este periodo siendo la pescadilla de red (*Cynoscion guatucupa*, 34.31 %) la especie más abundante en biomasa, seguida por chucho (*Myliobatis goodei*, 13.06 %), gatuzo (*Mustelus schmitti*, 11.22 %), corvina rubia (*Micropogonias furnieri*, 7.89%) y guitarra grande (*Zapteryx brevirostris* 5.66 %) (Tabla 3.4.4.3).

Patrón espacial de las áreas de asociaciones y su relación con las variables ambientales.

La Fig. 3.1.2.1 muestra la posición de la composición específica de cada estación de muestreo en relación con los dos primeros ejes del diagrama de ordenación obtenido del DCCA. Los eigenvalues de cada eje muestran que el gradiente representado por el primer eje

canónico, que explica el 48.0 % de la variación total, es el determinante más importante de la distribución espacial (Tabla 3.4.4.4). Esto indica que la salinidad de fondo y la temperatura de superficie tienen mayor influencia en la determinación del patrón de las áreas de asociaciones del ecosistema costero en este período de tiempo. La temperatura, superficie y fondo, fue más importante sobre el eje 2 (Tabla 3.4.4.4).

La mayor discontinuidad a lo largo del primer eje del diagrama produce 5 grupos principales de estaciones de muestreo que definieron diferentes áreas geográficas contiguas. Dichas áreas de asociación corresponden al área Central y Externa del Estuario del Rió de la Plata, y a la porción Interna, Central y Externa de la Plataforma Costera (Fig. 3.1.2.2). Estas áreas, con un rango de similitud entre 35.40 % y 58.25 % (Tabla 3.1.2.1), presentaron una composición consistente de especies (Fig. 3.1.2.3). La mayoría de las áreas presentaron diferencias significativas entre su composición de especies (ANOSIM, $p>0.05$) (Tabla 3.4.4.5). Aunque diferencias en la composición de especies no fueron significativas entre las áreas de asociaciones Estuarial Externa (II) y Plataforma Costera Interna (III), como entre las áreas de asociaciones de la Plataforma Costera Central (IV) y Externa (V), estas áreas mostraron valores de disimilitud > 60% (64.18 % y 64.09 % respectivamente, SIMPER) (Tabla 3.4.4.6). La composición íctica de cada área de asociación fue caracterizada por varias especies comunes y diagnosticas (Tabla 3.1.2.1 y Fig. 3.1.2.4, SIMPER). También caracterizaron a dichas áreas diferentes condiciones ambientales (Fig. 3.1.2.5). Las diferentes áreas de asociaciones identificadas en el análisis DCCA son descritas a continuación:

Área de Asociación I. Ocupa el área ***Estuarial Central*** **(EC)** del Rió de la Plata (Fig. 3.1.2.2). Tiene una profundidad media 7.9 m ± 2.77, salinidad de fondo media 19.99 ups ± 4.425, y temperatura de fondo media 21.3 °C ± 1.467 (Fig. 3.1.2.5). Su ictiofauna presenta una similitud promedio de 58.25%. Seis especies contribuyeron a la mayoría de la similitud (90%) de la ictiofauna del área (25 especies). Las principalmente especies comunes fueron

Micropogonias furnieri (28.60 %), *Macrodon ancylodon* (25.10 %), y *Myliobatis goodei* (20.90 %) (Tabla 3.1.2.1). *Micropogonias furnieri*, *Brevoortia aurea* y *Macrodon ancylodon* discriminaron esta área de asociación (Fig. 3.1.2.4).

Área de Asociación II. Ocupa el **área *Estuarial Externa* (EE)** (Fig. 3.1.2.2) con una profundidad media de 13.3 m ± 2.90, salinidad de fondo media 28.06 ups ± 1.871, y temperatura de fondo media 17.51 °C ± 2.021 (Fig. 3.1.2.5). Su ictiofauna tiene una similitud promedio de 37.97 %, siete especies del total de especies capturadas (35 especies) contribuyeron al 90% de la similitud. *Mustelus schmitti* (19.30 %) *Myliobatis goodei* (18.30 %), *Psammobatis sp.* (16.4), y *Micropogonias furnieri* (16.00 %) fueron las principales especies comunes (Tabla 3.2.2.1). *Stromateus brasiliensis, Psammobatis sp., Parona signata, Xystreuris rasile* fueron especies diagnosticas (Fig. 3.1.2.4).

Área de Asociación III. Ocupa la ***Plataforma Costera Interna (PCI)***, principalmente la zona externa de la boca del estuario del Rió de la Plata, el área costera frente al Chui y la zona más interna de El Rincón (Fig. 3.1.2.2). Tiene una profundidad media de 13.4 ± 4.75, salinidad de fondo media 31.67 ups ± 1.579, y temperatura de fondo media 17.12 °C ± 1.470 (Fig. 3.1.2.5). El 90% de la similitud de la ictiofauna (38.47 %) de esta área de asociación estuvo determinada por ocho especies de las 39 especies capturadas. *Myliobatis goodei* (28.90 %), *Mustelus schmitti* (21.60 %), *Cynoscion guatucupa* (15.90 %), *Micropogonias furnieri* (15.70 %), y *Stromateus brasiliensis* (3.90 %) fueron las principales especies comunes de esta área de asociación (Tabla 3.1.2.1). *Cynoscion guatucupa, Myliobatis goodei, Sympterygia bonapartii*, *Dasyatis pastinaca* y *Urophycis brasiliensis* fueron las especies discriminantes (Fig. 3.1.2.4).

Área de Asociación IV. Ocupa la ***Plataforma Costera Central (PCC)*** (Fig. 3.1.2.2), con profundidad media 23.8 m ± 6.47, salinidad de fondo media 14.3 ups ± 0.790, y temperatura de fondo media 14.30 °C ± 1.576. La ictiofauna (36 especies) presenta una

similitud promedio del 35.40 %, donde el 90% de la similitud esta tipificada por nueve especies. Las principales especies comunes fueron *Mustelus schmitti* (27.40 %), *Myliobatis goodei* (16.20 %), *Stromateus brasiliensis* (12.50 %), *Cynoscion guatucupa* (9.51 %) y *Paralonchurus brasiliensis* (6.97 %) (Tabla 3.1.2.1). Las especies discriminantes fueron *Galleorhinus galeus, Squalus acanthias* y *Prionotus punctatus* (Fig. 3.1.2.4).

Área de Asociación V. Ocupa el área de la ***Plataforma Costera Externa (PCE)*** (Fig. 3.1.2.2), profundidad media 28.9 m ± 2.59, salinidad media de fondo media 33.62 ups ± 0.198, y temperatura de fondo media 14.97 °C ± 0.923. Su ictiofauna tiene una similitud promedio del 46.74 %, once de las 28 especies con una abundancia mayor al 1% del total capturado contribuyeron al 90% de su similitud. Las principales especies comunes fueron *Mustelus schmitti* (29.40 %), *Galleorhinus galeus* (21.30 %), *Discopyge tschudii* (9.51 %), *Myliobatis goodei* (6.62 %), y *Atlantoraja castelnaui* (6.47 %) (Tabla 3.1.2.1). *Percophis brasiliensis*, *Paralonchurus brasiliensis*, *Atlantoraja cyclophora, Atlantoraja castelnaui, Squatina guggenheim, Mustelus schmitti, Discopyge tschudii, y Prionotus nudigula* fueron las especies discriminantes (Fig. 3.1.2.4)

3.1.1 *El ecosistema costero en el año 1981*

Composición íctica

Durante la primavera de 1994 fueron identificadas en total 71 especies de peces marinos y dulceacuícolas, que correspondieron a 63 géneros y 40 familias. Las familias con mayor numero de especies presentes fueron Rajidae (9 especies, incluyendo *Rajidae* sp.), seguida por Sciaenidae (7 especies) y Paralichthyidae (4 especies) (Tabla 3.4.4.I). En términos de biomasa (t/mn^2) la familia Sciaenidae representó el 24.30 % del total de las capturas, seguida por las familias Triakidae (22.04%), Carangidae (10.324%) y Stromateidae (8.53%) (Tabla 3.4.4.2).

De las 52 especies que presentaron una abundancia > 0.05% de la captura total de los seis años, solo 44 fueron capturadas en este período. La especie más abundante en biomasa fue gatuzo (*Mustelus schmitti*, 23.02 %), seguida por pescadilla de red (*Cynoscion guatucupa*, 14.92 %), pámpano o pampanito (*Stromateus brasiliensis*, 8.49 %) y corvina rubia (*Micropogonias furnieri*, 3.21 %) (Tabla 3.4.4.3).

Patrón espacial de las áreas de asociaciones y su relación con las variables ambientales.

La posición de la composición específica de cada estación de muestreo en relación con los dos primeros ejes del diagrama de ordenación obtenido del DCCA es mostrada en la Fig. 3.1.3.1. Los eigenvalues de cada eje muestran que el gradiente representado por el primer eje canónico, que explica el 48.78 % de la variación total, es el determinante más importante de la

distribución espacial (Tabla 3.4.4.4). Esto indica que la Temperatura de fondo y superficie tienen mayor influencia en la determinación del patrón de las áreas de asociaciones del ecosistema costero en este periodo de tiempo. La profundidad y la temperatura de superficie fueron más importantes sobre el eje 2 (Tabla 3.4.4.4).

La mayor discontinuidad a lo largo del primer eje del diagrama produce 6 grupos principales de estaciones de muestreo que definieron diferentes áreas geográficas contiguas, correspondientes al área Interna, Central y Externa del Estuario del Rió de la Plata, y a la porción Interna, Central y Externa de la Plataforma Costera (Fig. 3.1.3.2).

Dichas áreas de asociaciones, con un rango de similitud entre 31.10 % y 41.27 % (Tabla 3.1.3.1), presentaron consistente composición de especies (Fig. 3.1.3.3). Las composiciones de especies de las áreas presentaron diferencias significativas en su mayoría (ANOSIM, $p>0.05$) (Tabla 3.4.4.5). Aunque las diferencias en la composición de especies no fueron significativas entre las áreas de asociaciones Estuarial Interna (O) y Estuarial Central (I), estas áreas mostraron un valor de disimilitud de 71.01 % (SIMPER) (Tabla 3.4.4.6). La composición íctica de cada área fue caracterizada por varias especies comunes y diagnosticas (Tabla 3.1.3.1 y Fig. 3.1.3.4, SIMPER). También caracterizaron a dichas áreas diferentes condiciones ambientales (Fig. 3.1.3.5). Las diferentes áreas de asociación identificadas en el análisis DCCA son descritas a continuación:

Área de Asociación 0. Ocupa el área ***Estuarial Interna (EI)*** del Rió de la Plata (Fig. 3.1.3.2). Tiene una profundidad media de 6.9 m ± 0.45, salinidad de fondo media de 3.69 ups ± 4.172 y temperatura de fondo media 20.78 °C ± 1.281 (Fig. 3.1.3.5). De las 8 especies capturadas en el área, tres especies contribuyeron en promedio a la mayoría de la similitud (90%) de la ictiofauna (similitud promedio de 32.00 %). Estas especies fueron *Micropogonias furnieri* (68.40 %), *Macrodon ancylodon* (21.20 %), y *Netuma barbus* (7.49 %) (Tabla 3.1.3.1). *Netuma barbus* discrimina esta área de asociación (Fig. 3.1.3.4).

Área de Asociación I. Ocupa el área ***Estuarial Central (CE)*** del Rió de la Plata (Fig. 3.1.3.2). Tiene una profundidad media 9.1 m ± 1.28, salinidad de fondo media 17.45 ups ± 3.964 y temperatura de fondo media 19.45 °C ± 0.900 (Fig. 3.2.3.5). De las 16 especies presentes en el área, seis especies contribuyeron a la mayoría (90%) de la similitud (similitud promedio de 41.27 %). Estas especies fueron principalmente *Micropogonias furnieri* (45.66 %), *Macrodon ancylodon* (25.35 %), *Brevoortia aurea* (7.53 %) y *Paralonchurus brasiliensis* (6.561 %) (Tabla 3.1.3.1). *Micropogonias furnieri, Brevoortia aurea, Macrodon ancylodon, Mugil sp.*, y *Paralonchurus brasiliensis* fueron las especies discriminantes (Fig. 3.1.3.4).

Área de Asociación II. Ocupa el área ***Estuarial Externa (EE)*** del Rió de la Plata (Fig. 3.1.3.2). Comprende las estaciones de muestreo con una profundidad media de 14.2 m ± 2.33, salinidad de fondo media 24.66 ups ± 2.798, y temperatura de fondo media 16.45 °C ± 0.533 (Fig. 3.1.3.5). La ictiofauna tiene una similitud promedio de 31.10 %, 11 especies del total de especies capturadas (33) contribuyeron al 90% de su similitud. Las principales especies comunes son *Micropogonias furnieri* (23.23 %), *Mustelus schmitti* (13.41 %), *Prionotus punctatus* (10.5 %) y *Parona signata* (9.51 %). Las especies discriminantes fueron *Prionotus punctatus* y *Sympterygia bonapartii* (Fig. 3.1.3.4)

Área de Asociación III. Ocupa el área de la ***Plataforma Costera Interna (PCI)***, zona externa de la boca del estuario del Rió de la Plata y en la zona más interna de El Rincón (Fig. 3.1.3.2). Tiene una profundidad media 18.2 ± 5.47, salinidad de fondo media 32.06 ups ± 1.589 y temperatura de fondo media 14.87 °C ± 0.716 (Fig. 3.1.3.5). El 90% de la similitud de la ictiofauna (38.46 %) estuvo determinada por 11 especies de las 42 especies capturadas. Las principales especies comunes fueron *Mustelus schmitti* (38.83%), *Cynoscion guatucupa* (9.96 %), *Squatina guggenheim* (8.28 %), *Discopyge tschudii* (6.42 %), y *Parona signata* (6.02 %) (Tabla 3.1.3.1). Esta área de asociación fue discriminada por *Cynoscion guatucupa, Parona signata, Squatina guggenheim, Myliobatis goodei* y *Rhinobatos horkelii* (Fig. 3.1.3.4).

Área de Asociación IV. Ocupa el área de la ***Plataforma Costera Central (PCC)***, se extiende al Este del área Costera Interna desde Norte a Sur (Fig. 3.1.3.2). Corresponde al área con profundidad media 30.7 m ± 8.36, salinidad de fondo media 33.391 ups ± 0.568, y temperatura media de fondo 13.24 °C ± .6958 (Fig. 3.1.3.5). La ictiofauna (40 especies) presenta una similitud promedio de 37.56 %, y el 90% de la similitud esta tipificada por once especies. Las principales especies comunes fueron *Stromateus brasiliensis* (19.70 %), *Mustelus schmitti* (17.60 %), *Percophis brasiliensis* (14.30 %), *Paralichthys patagonicus* (8.22 %) y *Discopyge tschudii* (7.88 %) (Tabla 3.1.3.1). *Prionotus nudigula, Galeorhinus galeus, Acanthistius brasilianus, Discopyge tschudii* y *Trachurus lathami* fueron las especies discriminantes (Fig. 3.1.3.4).

Área de Asociación V. Ocupa el área de la ***Plataforma Costera Externa (PCE)*** (Fig. 3.1.3.2), con una profundidad media 44.2 m ± 6.41, salinidad media de fondo media 33.77 ups ± 0.135, y temperatura de fondo media 11.94 °C ± 0.379 (Fig. 3.1.3.5). La ictiofauna tiene una similitud promedio de 39.6 %, 11 especies del total de especies capturadas (29) contribuyeron al 90% de su similitud. Las principales especies comunes son *Percophis brasiliensis* (20.40 %), *Stromateus brasiliensis* (13.00 %), *Cheilodactylus bergi* (11.70 %), *Paralichthys patagonicus* (10.40 %), *Acanthistius brasilianus* (9.13 %) y *Pseudopercis semisfasciatus* (8.93 %) (Tabla 3.1.3.1). *Percophis brasiliensis, Cheilodactylus bergi, Pseudopercis semisfasciatus, Stromateus brasiliensis, Mustelus schmitti, Paralichthys patagonicus, Xystreuris rasile,* y *Merluccis hubbsi* discriminaron la comunidad íctica (Fig. 3.1.3.5).

3.1.4 *El ecosistema costero en el año 1995*

Composición íctica

Durante la primavera de 1995 un total 66 especies de peces fueron identificadas, incluyendo especies marinas y dulceacuícolas, que correspondieron a 59 géneros y 38 familias. Las familias con mayor numero de especies presentes fueron Sciaenidae (7 especies) y Rajidae (9 especies, incluyendo *Rajidae* sp.), seguidas por Pimelodidae (4 especies, incluyendo *Pimelodus* sp.) y Paralichthyidae (4 especies, incluyendo *Paralichthys* sp.) (Tabla 3.4.4.1). En términos de biomasa (t/mn^2) la familia Sciaenidae represento el 17.27 % del total de las capturas, seguida por las familias Carangidae (11.25%), Triakidae (10.70%), y Stromateidae (9.17%) (Tabla 3.4.4.2).

De las 52 especies que presentaron una biomasa > 0.05 % de la captura total, solo 38 fueron capturadas en este periodo siendo gatuzo (*Mustelus schmitti*, 10.10%) la especie más abundante en biomasa, seguida por pámpano o pampanito (*Stromateus brasiliensis*, 9.12%), pescadilla de red (*Cynoscion guatucupa*, 7.56 %), y corvina rubia (*Micropogonias furnieri*, 6.52%) (Tabla 3.4.4.3).

Patrón espacial de las áreas de asociaciones y su relación con las variables ambientales.

La posición relativa de la composición de especies para cada estación de muestreo en los dos primeros ejes del diagrama de ordenación obtenido del DCCA es mostrada en la Fig.

3.1.4.1. Los eigenvalues de cada eje muestran que el gradiente representado por el primer eje canónico, que explica el 50.3 % de la variación total, es el determinante más importante de la distribución espacial (Tabla 3.4.4.4). Esto indica que la Temperatura de fondo y superficie tienen mayor influencia en la determinación del patrón de las áreas de asociaciones de peces sobre el ecosistema costero en este período de tiempo. La temperatura de fondo y la profundidad fueron más importantes sobre el eje 2 (Tabla 3.4.4.4).

La mayor discontinuidad a lo largo del primer eje del diagrama produce 6 grupos principales de estaciones de muestreo que definieron diferentes áreas geográficas contiguas, correspondientes al área Interna, Central y Externa del Estuario del Rió de la Plata, y a la porción Interna, Central y Externa de la Plataforma Costera (Fig. 3.1.4.2). Dichas áreas de asociaciones, con un rango de similitud entre 31.44 % y 50.51 % (Tabla 3.1.4.1), presentaron diferencias consistentes y significativas en su composición de especies (ANOSIM, $p>0.05$) (Fig. 3.1.4.3, Tabla 3.4.4.5). La composición íctica de cada área de asociación fue caracterizada por varias especies comunes y diagnosticas (Tabla 3.1.4.1, Fig. 3.1.4.4, SIMPER). También caracterizaron a dichas áreas diferentes condiciones ambientales (Fig. 3.1.4.5). Las diferentes áreas de asociación identificadas en el análisis DCCA son descritas a continuación:

Área de Asociación 0. Corresponde al área ***Estuarial Interna (EI)*** del Rió de la Plata (Fig. 3.1.4.2). Tiene una profundidad media de 6.5 m ± 0.71, salinidad de fondo media 3.438 ups ± 0.648 y temperatura de fondo media 19.96 °C ± 0.035 (Fig. 3.1.4.5). Su ictiofauna tiene una similitud promedio de 50.51 %, las especies comunes fueron *Brevoortia aurea* (50.44 %) y *Micropogonias furnieri* (49.56%) (Tabla 3.1.4.1). *Macrodon ancylodon* y *Brevoortia aurea* fueron las especies discriminantes (Fig. 3.1.4.4)

Área de Asociación I. Ocupa el área ***Estuarial Central (CE)*** del Rió de la Plata (Fig. 3.1.4.2). Tiene una profundidad media 8.4 m ± 2.23, salinidad de fondo media 21.34 ups ±

4.648 y temperatura de fondo media 18.86 °C ± 0.153 (Fig. 3.1.4.5). De las 16 especies presentes, cinco especies contribuyeron a la mayoría de la similitud (90%) de la ictiofauna (46.35 %). Las principales especies comunes fueron *Micropogonias furnieri* (40.28 %), *Macrodon ancylodon* (28.18 %) y *Brevoortia aurea* (14.75 %) (Tabla 3.1.4.1). *Micropogonias furnieri, Sympterygia bonapartii,* y *Paralonchurus brasiliensis* fueron las especies discriminantes (Fig. 3.1.4.4).

Área de Asociación II. Ocupa el área ***Estuarial Externa (EE)*** del Rió de la Plata (Fig. 3.1.4.2), con profundidad media 11.4 m ± 2.66, salinidad de fondo media 27.75 ups ± 4.089, y temperatura de fondo media 17.24 °C ± 0.523 (Fig. 3.1.4.5). La ictiofauna tiene una similitud promedio de 31.81 %. Del total de especies capturadas (34s), doce especies contribuyeron al 90% de su similitud. Las principales especies comunes fueron *Mustelus schmitti* (24.55 %), *Prionotus punctatus* (11.97 %), *Micropogonias furnieri* (11.36 %), *Myliobatis goodei* (9.91 %), y *Squatina guggenheim* (8.21%) (Tabla 3.1.4.1). *Mustelus schmitti, Myliobatis goodei, Atlantoraja castelnaui, Paralichthys patagonicus* y *Prionotus punctatus* fueron las especies discriminantes (Fig. 3.1.4.4).

Área de Asociación III. Corresponde al área de la ***Plataforma Costera Interna (PCI)***, zona externa de la boca del estuario del Rió de la Plata y en la zona más interna de El Rincón (Fig. 3.1.4.2). Tiene una profundidad media de 19 ± 3.79, salinidad de fondo media 32.33 ups ± 1.843 y temperatura de fondo media 13.93 °C ± 0.648 (Fig. 3.1.4.5). El 90% de la similitud de la ictiofauna (31.44 %) estuvo determinada por nueve especies de las 39 especies capturadas. Las principales especies comunes fueron *Mustelus schmitti* (23.29 %), *Parona signata* (14.29 %), *Discopyge tschudii* (11.00 %) y *Percophis brasiliensis* (10.98 %) (Tabla 3.1.4.1). *Parona signata, Percophis brasiliensis, Discopyge tschudii, Squatina guggenheim, Zapteryx brevirostris* y *Cynoscion guatucupa* fueron las especies discriminantes (Fig. 3.1.4.5).

Área de Asociación IV. Ocupa el área de la ***Plataforma Costera Central (PCC)***, se extiende al Este del área Costera Interna en el área de El Rincón (Fig. 3.1.4.2), con profundidad media 36.8 m ± 4.96, salinidad de fondo media 34.05 ups ± 0.137, y una temperatura media de fondo 11.77 °C ± 0.453 (Fig. 3.1.4.5). La ictiofauna (20 especies) presenta una similitud promedio de 45.59 %, donde el 90% de la similitud esta tipificada por nueve especies. Las principales especies comunes fueron *Stromateus brasiliensis* (21.3 %), *Paralichthys* sp. (20.6 %), *Percophis brasiliensis* (18.60 %), y *Acanthistius brasilianus* (7.91 %) (Tabla 3.1.4.1). *Stromateus brasiliensis, Paralichthys* sp., *Prionotus nudigula, Acanthistius brasilianus* y *Galeorhinus galeus* discriminaron la ictiofauna (Fig. 3.1.4.4).

Área de Asociación V. Ocupa el área de la ***Plataforma Costera Externa (PCE)*** (Fig. 3.1.4.2), con profundidad media 49.6 m ± 4.33, salinidad media de fondo media 33.93 ups ± 0.092, y temperatura de fondo media 10.59 °C ± 0.289 (Fig. 3.1.4.5). La ictiofauna tiene una similitud promedio 44.50 %, siete especies del total capturado (17) contribuyeron al 90% de su similitud. Las principales especies comunes fueron *Stromateus brasiliensis* (28.30 %), *Paralichthys* sp. (14.90 %), *Rajidae* sp. (11.90 %) y *Merluccius hubbsi* (10.00 %) (Tabla 3.1.4.1). *Merluccius hubbsi, Cheilodactylus bergi, Trachurus lathami, Rajidae* sp. y *Pseudopercis semifasciata* discriminaron la ictiofauna (Fig. 3.1.4.4).

3.1.5 *El ecosistema costero en el año 1998*

Composición íctica

Durante la primavera de 1998 se identificaron un total de 69 especies marinas y dulceacuícolas, correspondientes a 63 géneros y 40 familias. Las familias con mayor número de especies fueron Rajidae (7 especies) y Sciaenidae (7 especies), seguidas por Pimelodidae (4 especies) y Paralichthyidae (4 especies) (Tabla 3.4.4.1). En términos de biomasa (t/mn^2) la familia Sciaenidae represento el 29.50 % del total de las capturas, seguida por las familias Carangidae (17.03 %), Triakidae (16.30 %) y Percophidae (6.18 %) (Tabla 3.4.4.2).

De las 52 especies que presentaron una abundancia > 0.05 % de la captura total durante al menos una primavera, solo 42 fueron capturadas en este período, siendo la pescadilla de red (*Cynoscion guatucupa*, 17.46 %) la especie más abundante en biomasa, seguida por gatuzo (*Mustelus schmitti*, 16.17%), chucho (*Myliobatis goodei*, 4.52%), y corvina rubia (*Micropogonias furnieri*, 5.66%) (Tabla 3.4.4.3).

Patrón espacial de las áreas de asociaciones y su relación con las variables ambientales.

La posición de la composición específica para cada estación de muestreo en relación con los dos primeros ejes del diagrama de ordenación obtenido del DCCA es mostrada en la Fig. 3.1.5.1. Los eigenvalues de cada eje muestran que el gradiente representado por el primer eje canónico, que explica el 48.55 % de la variación total, es el determinante más importante de la distribución espacial (Tabla 3.4.4.4). Esto indica que la profundidad y la temperatura de

superficie tienen mayor influencia en la determinación del patrón de las áreas de asociaciones de peces en el ecosistema costero para este período de tiempo. La temperatura de fondo y la profundidad fueron más importantes sobre el eje 2 (Tabla 3.4.4.4).

La mayor discontinuidad a lo largo del primer eje del diagrama produce 6 grupos principales de estaciones de muestreo que definieron diferentes áreas geográficas contiguas, correspondientes al área Interna, Central y Externa del Estuario del Rió de la Plata, y a la porción Interna, Central y Externa de la Plataforma Costera (Fig. 3.1.5.2).

Estas áreas de asociaciones, con un rango de similitud entre 31.33 % y 46.63 % (Tabla 3.1.5.1), presentaron una composición consistente de especies (Fig. 3.1.5.3). La mayoría de las áreas presentaron diferencias significativas en sus composiciones de especies (ANOSIM, $p>0.05$) (Tabla 3.4.4.5). Aunque diferencias en la composición de especies no fueron significativas entre las áreas de asociaciones Estuarial Interna (O) y Central (I) y Estuarial Externa (II), dichas áreas mostraron valores de disimilitud > 80 % (81.15 % y 81.48 % respectivamente, SIMPER) (Tabla 3.4.4.6). La composición íctica de cada área fue caracterizada por varias especies comunes y diagnosticas (Tabla 3.1.5.1 y Fig. 3.1.5.4, SIMPER). También caracterizaron a dichas áreas diferentes condiciones ambientales (Fig. 3.1.5.5). Las diferentes áreas de asociaciones identificadas en el análisis DCCA son descritas a continuación:

Área de Asociación 0 corresponde al área ***Estuarial Interna (EI)*** del Rió de la Plata (Fig. 3.1.5.2). Tiene una profundidad media 5.5 m ± 2.12, salinidad de fondo media 0.123 ups ± 0.076, y temperatura de fondo media 21.62 °C ± 0.177 (Fig. 3.1.5.5). Su ictiofauna tiene una similitud promedio de 31.33 %, las especies comunes fueron *Micropogonias furnieri* (40.33 %), *Mugil* sp. (17.0%) y *Brevoortia aurea* (16.2%) (Tabla 3.1.5.1). *Mugil* sp. y *Brevoortia aurea* discriminaron la ictiofauna (Fig. 3.1.5.4).

Área de Asociación I. Ocupa el área ***Estuarial Central (CE)*** del Rió de la Plata (Fig. 3.1.5.2). Tiene una profundidad media 7.7 m ± 3.20, salinidad de fondo media 14.19 ups ± 4.351 y temperatura de fondo media 20.95 °C ± 0.173 (Fig. 3.1.5.5). De las 15 especies capturadas en esta área, tres especies contribuyeron en promedio a la mayoría de la similitud (90%) de la ictiofauna (similitud promedio 32.99 %). Las especies comunes fueron *Micropogonias furnieri* (52.20 %), *Macrodon ancylodon* (34.00 %), y *Mugil* sp. (4.34 %) (Tabla 3.1.5.1). Esta área fue discriminada por *Macrodon ancylodon* (Fig. 3.1.5.4).

Área de Asociación II. Ocupa el área ***Estuarial Externa (EE)*** del Rió de la Plata (Fig. 3.1.5.2). Comprende las estaciones de muestreo con una profundidad media 11.3 m ± 3.87, salinidad de fondo media 28.35 ups ± 2.169, y temperatura de fondo media 19.61 °C ± 0.783 (Fig. 3.1.5.5). La ictiofauna tiene una similitud promedio 35.44 %, diez especies del total de especies capturadas (36) contribuyeron al 90% de su similitud. Las principales especies comunes fueron *Micropogonias furnieri* (29.60 %), *Cynoscion guatucupa* (14.20 %), *Myliobatis goodei* (10.90%), *Mustelus schmitti* (10.3 %) y *Trichiurus lepturus* (7.55 %) (Tabla 3.1.5.1). *Micropogonias furnieri, Trichiurus lepturus, Myliobatis goodei, Prionotus punctatus* y *Sympterygia bonapartii* fueron las especies discriminantes (Fig. 3.1.5.4).

Área de Asociación III. Ocupa el área de la ***Plataforma Costera Interna (PCI)***, zona externa de la boca del estuario del Rió de la Plata y en la zona más interna de El Rincón (Fig. 3.1.5.2). Tiene una profundidad media 20.3 ± 6.29, salinidad de fondo media 32.19 ups ± 1.731 y temperatura de fondo media 17.20 °C ± 1.777 (Fig. 3.1.5.5). El 90% de la similitud de la ictiofauna (34.83 %) fue determinada por 11 especies de las 42 especies capturadas. Las principales especies comunes fueron *Mustelus schmitti* (32.00 %), *Cynoscion guatucupa* (12.90 %), *Parona signata* (8.77 %) y *Squatina guggenheim* (7.46 %) (Tabla 3.1.5.1). *Mustelus schmitti, Cynoscion guatucupa, Umbrina canosai, Parona signata, Atlantoraja castelnaui,* y *Zapteryx brevirostris* fueron las especies discriminantes (Fig. 3.1.5.4).

Área de Asociación IV. Ocupa el área de la ***Plataforma Costera Central (PCC)***, se extiende al Este del área Costera Interna desde Norte a Sur (Fig. 3.1.5.2). Tiene una profundidad media 28.0 m ± 8.49, salinidad de fondo media 33.72 ups ± 0.319, y temperatura media de fondo 16.48 °C ± 1.542 (Fig. 3.1.5.5). La ictiofauna (42 especies) presenta una similitud promedio de 36.86 %, donde el 90% de la similitud esta tipificada por 11 especies. Las principales especies comunes fueron *Mustelus schmitti* (22.50 %), *Percophis brasiliensis* (18.20 %), *Squatina gugenhein* (13.70 %), *Paralichthys patagonicus* (8.56 %), *Rioraja agassizi* (6.19 %), y *Parona signata* (5.9 %) (Tabla 3.1.5.1). *Squatina guggenheim, Trachurus lathami* y *Rioraja agassizi* discriminaron la ictiofauna (Fig. 3.1.5.5).

Área de Asociación V. Ocupa el área de la ***Plataforma Costera Externa (PCE)*** (Fig. 3.1.5.2), con una profundidad media 41.6 m ± 5.81, salinidad media de fondo media 33.78 ups ± 0.218 ups, y temperatura de fondo media 14.50 °C ± 1.246 (Fig. 3.1.5.5). La ictiofauna tiene una similitud promedio 46.63 %, 10 especies del total de especies capturadas (31) contribuyeron al 90% de su similitud. Las principales especies comunes fueron *Percophis brasiliensis* (27.90 %), *Discopyge tschudii* (11.90 %), *Squatina guggenheim* (11.7 %), *Prionotus nudigula* (9.17 %), y *Paralichthys patagonicus* (7.30 %) (Tabla 3.1.5.1). Las especies discriminantes fueron *Percophis brasiliensis, Discopyge tschudii, Prionotus nudigula, Stromateus brasiliensis, Cheilodactylus bergi, Paralichthys patagonicus, Pseudopercis semifasciata, Acanthistius brasilianus* y *Xystreuris rasile* (Tabla 3.1.5.2).

3.1.6 *El ecosistema costero en el año 1999*

Composición íctica

Durante la primavera de 1999 se identificaron un total de 68 especies marinas y dulceacuícolas, correspondientes a 61 géneros y 40 familias. Las familias con mayor número de especies fueron Rajidae (7 especies) seguida por Sciaenidae (6 especies) y Paralichthyidae (4 especies) (Tabla 3.4.4.1). En términos de biomasa (t/mn^2) la familia Sciaenidae represento el 24.91 % del total de las capturas, seguida por las familias Triakidae (21.34%), Carangidae (19.98%) y Sparidae (5.39%) (Tabla 3.4.4.2).

De las 52 especies capturadas, 44 especies presentaron una biomasa > 0.05% del total capturado en los seis años, siendo pescadilla de red (*Cynoscion guatucupa*, 16.74 %) la especie más abundante en biomasa, seguida por gatuzo (*Mustelus schmitti*, 16.11%), chucho (*Myliobatis goodei*, 4.25%), y corvina rubia (*Micropogonias furnieri*, 3.97%) (Tabla 3.4.4.3).

Patrón espacial de las asociaciones de peces y su relación con las variables ambientales.

La posición de la composición específica para cada estación de muestreo en relación con los dos primeros ejes del DCCA es mostrada en la Fig. 3.1.6.1. Los eigenvalues de cada eje muestran que el gradiente representado por el primer eje canónico, que explica el 51.3 % de la variación total, es el determinante más importante de la distribución espacial (Tabla 3.4.4.4). Esto indica que la profundidad y la temperatura de fondo tienen mayor influencia en la determinación del patrón de asociaciones de peces del el ecosistema costero en este período

de tiempo. La temperatura de fondo y la salinidad fueron más importantes sobre el eje 2 (Tabla 3.4.4.4).

La mayor discontinuidad a lo largo del primer eje del diagrama produce 6 grupos principales de estaciones de muestreo que definieron diferentes áreas geográficas contiguas, correspondientes al área Interna, Central y Externa del Estuario del Rió de la Plata, y a la porción Interna, Central y Externa de la Plataforma Costera (Fig. 3.1.6.2).

Dichas áreas de asociaciones, con un rango de similitud entre 27.55 % y 60.28 % (Tabla 3.1.6.1), presentaron una composición consistente de especies (Fig. 3.1.6.3). La composición de especies presento diferencias significativas entre la mayoría de las áreas (ANOSIM, $p>0.05$) (Tabla 3.4.4.5). Aunque las diferencias en la composición de especies no fueron significativa entre las áreas de asociaciones Interna Estuarial (O) y Central Estuarial, así como también entre las áreas de asociaciones Externa Estuarial y Plataforma Costera Interna, entre las área Externa Estuarial y Plataforma Costera Externa, y entre las áreas de la Plataforma Costera Central y Externa, dichas áreas mostraron un valor de disimilitud mayor al 42 % (SIMPER) (Tabla 3.4.4.6). La composición íctica de cada área fue caracterizada por varias especies comunes y diagnosticas (Tabla 3.1.6.1 y Fig. 3.1.6.4, SIMPER). También caracterizaron a dichas áreas diferentes condiciones ambientales (Fig. 3.1.6.5). Las diferentes áreas identificadas en el análisis DCCA son descritas a continuación:

Área de Asociación 0. Ocupa el área ***Estuarial Interna (EI)*** del Rió de la Plata (Fig. 3.1.6.2). Tiene una profundidad media 3.7 m ± 0.58, salinidad de fondo media 15.92 ups ± 6.088, y temperatura de fondo media 19.12 °C ± 0.519 (Fig. 3.1.6.5). De las 10 especies capturadas en el área, tres especies contribuyeron en promedio a la mayoría de la similitud (90%) de la ictiofauna (60.28 %). Las especies comunes fueron *Micropogonias furnieri* (40.00 %), *Macrodon ancylodon* (30.70 %), y *Brevoortia aurea* (27.2 %) (Tabla 3.1.6.1).

Micropogonias furnieri, Brevoortia aurea, Macrodon ancylodon y *Netuma barbus* discriminaron la ictiofauna (Fig. 3.1.6.4).

Área de Asociación I. Ocupa el área ***Estuarial Central (CE)*** del Rió de la Plata (Fig. 3.1.6.2). Tiene una profundidad media 5.3 m ± 2.23, salinidad de fondo media 25.00 ups ± 3.100 y temperatura de fondo media 17.66 °C ± 0.633 (Fig. 3.1.6.5). De las 20 especies capturadas, cinco especies contribuyeron a la mayoría de la similitud (90%) de la ictiofauna (48.30 %). Las principales especies comunes fueron *Macrodon ancylodon* (43.50 %), *Micropogonias furnieri* (22.50 %) y *Brevoortia aurea* (15.40 %) (Tabla 3.1.6.1).

Área de Asociación II. Ocupa el área ***Estuarial Externa (EE)*** del Rió de la Plata (Fig. 3.1.6.2), con una profundidad media 13.4 m ± 6.39, salinidad de fondo media 27.98 ups ± 5.902, y temperatura de fondo media 16.52 °C ± 1.084 (Fig. 3.1.6.5). La ictiofauna tiene una similitud promedio de 30.23 %, diez especies del total de especies capturadas (36) contribuyeron al 90% de su similitud. Las principales especies comunes son *Mustelus schmitti* (31.30 %), *Parona signata* (10.90 %), *Micropogonias furnieri* (9.38 %), *Squatina guggenheim* (7.77 %), y *Cynoscion guatucupa* (7.10 %) (Tabla 3.1.6.1). *Mustelus schmitti, Sympterygia bonapartii, Trichiurus lepturus* y *Prionotus punctatus* fueron las especies discriminantes (Fig. 3.1.6.4).

Área de Asociación III. Ocupa el área de la ***Plataforma Costera Interna (PCI)***, zona externa de la boca del estuario del Rió de la Plata y en la zona más interna de El Rincón (Fig. 3.1.6.2). Tiene una profundidad media 16.6 ± 4.92, salinidad de fondo media 32.79 ups ± 1.672 y temperatura de fondo media 16.3 °C ± 1.635. El 90% de la similitud de la ictiofauna (32.02 %) estuvo determinada por 10 especies de las 36 especies capturadas. Las principales especies comunes fueron *Mustelus schmitti* (40.60 %), *Myliobatis goodei* (14.70 %), *Parona signata* (8.85 %), y *Cynoscion guatucupa* (7.66 %) (Tabla 3.1.6.1). Esta área fue discriminada

por *Myliobatis goodei, Pomatomus saltatrix, Atlantoraja castelnaui* y *Parona signata* (Fig. 3.1.6.4).

Área de Asociación IV. Ocupa el área de la ***Plataforma Costera Central (PCC)***, se extiende al Este del área Costera Interna desde Norte a Sur (Fig. 3.1.6.2). Tiene una profundidad media 29.7 m ± 5.07, salinidad de fondo media 33.31 ups ± 0.785, y temperatura media de fondo 14.47 °C ± 0.988 (Fig. 3.1.6.5). La ictiofauna (40 especies) presenta una similitud promedio de 27.55 %, donde el 90% de la similitud esta tipificada por 10 especies. Las principales especies comunes fueron *Percophis brasiliensis* (24.90 %), *Mustelus schmitti* (21.60 %), *Trachurus lathami* (12.50 %) y *Cynoscion guatucupa* (7.45 %) (Tabla 3.1.6.1). Las especies discriminantes fueron *Stromateus brasiliensis, Cynoscion guatucupa, Sparus pagrus, Squatina guggenheim, Umbrina canosai* y *Galeorhinus galeus* (Fig. 3.1.6.5).

Área de Asociación V. Ocupa el área de la ***Plataforma Costera Externa (PCE)*** (Fig. 3.1.6.2), con una profundidad media 42.4 m ± 3.31, salinidad de fondo media 33.95 ups ± 0.262, y temperatura de fondo media 12.90 °C ± 1.315 (Fig. 3.1.6.5). La ictiofauna tiene una similitud promedio de 41.86 %, nueve especies del total de especies capturadas (29) contribuyeron al 90% de su similitud. Las principales especies comunes fueron *Trachurus lathami* (30.8 %), *Percophis brasiliensis* (27.30 %), *Discopyge tschudii* (7.56 %) y *Stromateus brasiliensis* (7.07 %) (Tabla 3.1.6.1). *Trachurus lathami, Percophis brasiliensis, Acanthistius brasilianus, Pseudopercis semisfasciatus* y *Discopyge tschudii* fueron las especies discriminantes (Fig. 3.1.6.4).

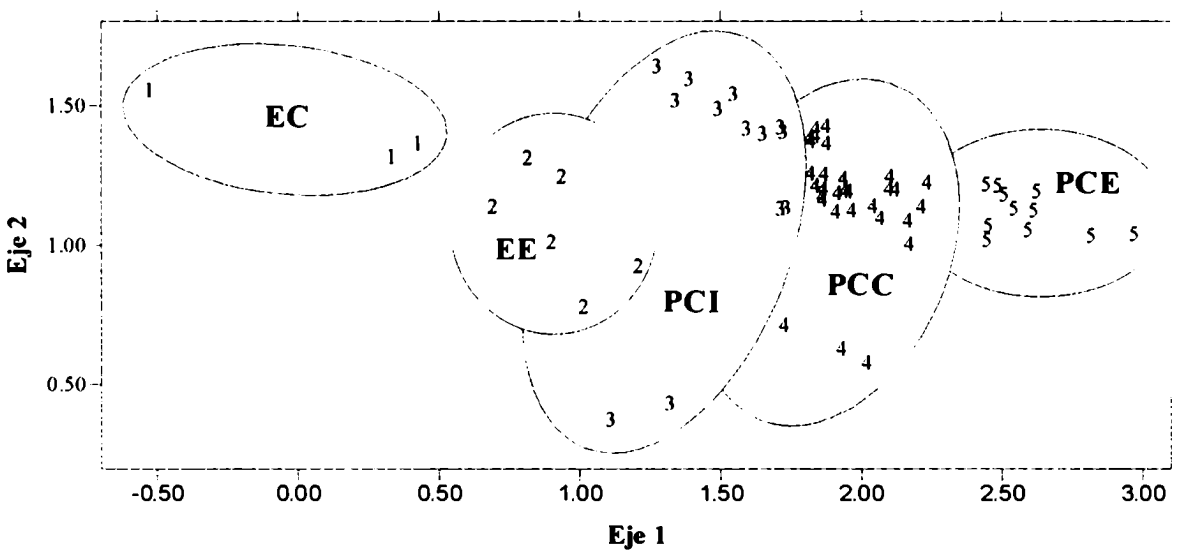


Figura 3.2.1.1: Diagrama de ordenación obtenido del DCCA (Detrended Canonical Correspondence Analysis), de las estaciones de muestreos correspondientes al año 1981 (EC: Estuarina Central; EE: Externa Estuarina; PCI: Plataforma Costera Interna; PCC: Plataforma Costera Central, PCE: Plataforma Costera Externa).

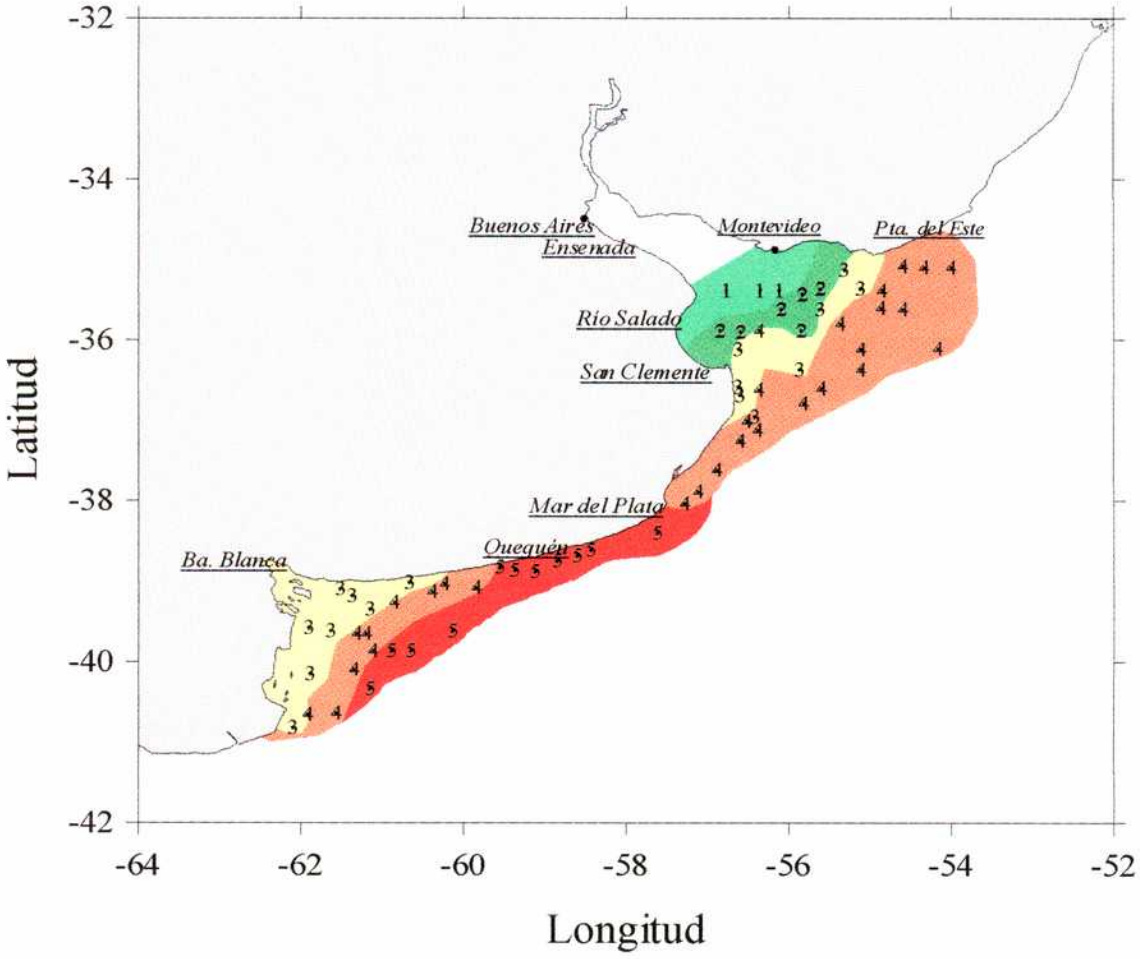


Figura 3.2.1.2: Área de distribución de los grupos de estaciones de muestreos definidas en el análisis DCCA correspondiente al año 1981, (1: Estuarina Central; 2: Estuarina Externa; 3: Plataforma Costera Interna; 4: Plataforma Costera Central, 5: Plataforma Costera Externa).

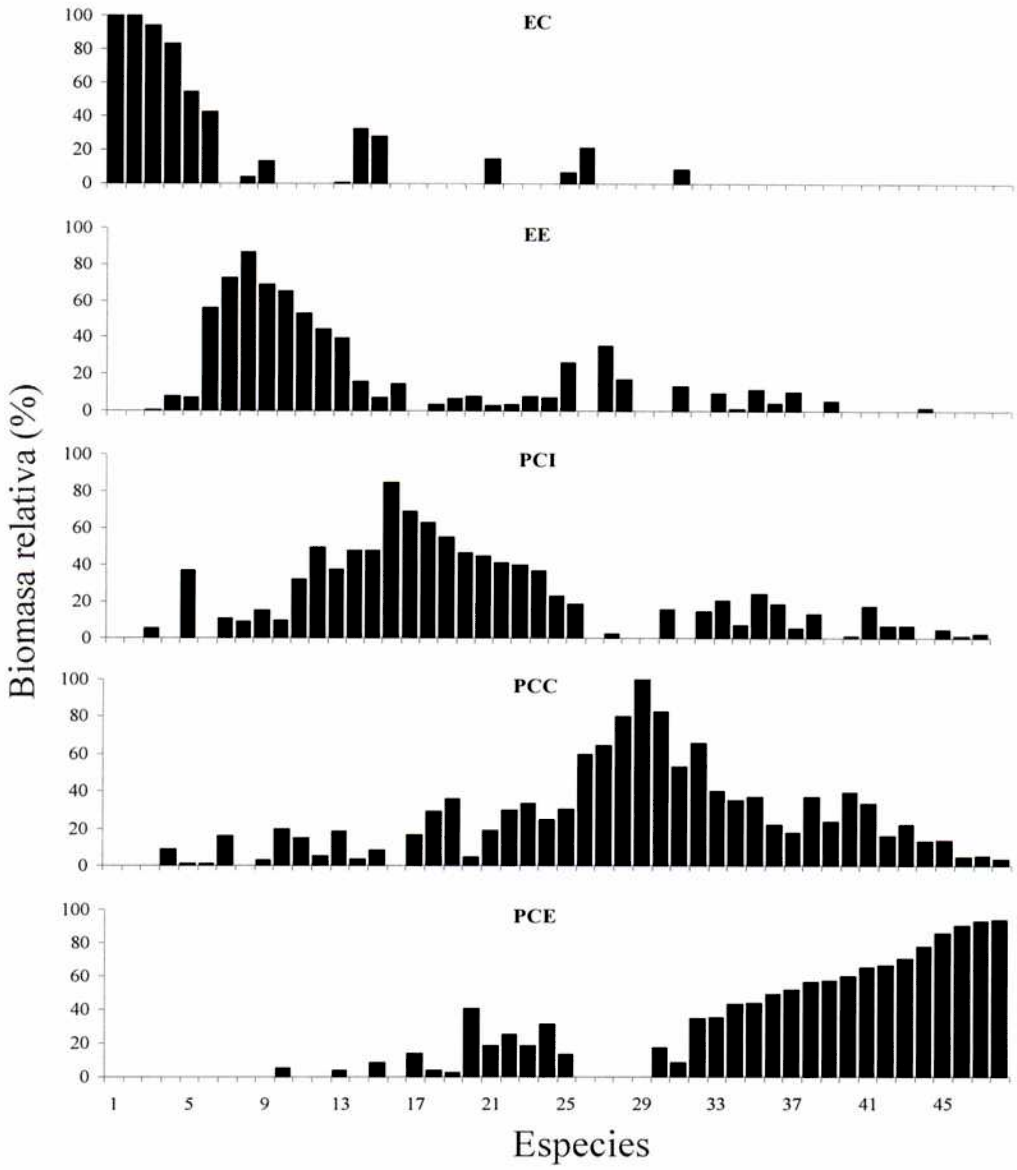


Figura 3.2.1.3. Composición promedio de especies de las áreas de asociaciones correspondientes al año 1981 (CE: Estuarina Central; EE: Estuarina Externa; PCI: Plataforma Costera Interna; PCC: Plataforma Costera Central, PCE: Plataforma Costera Externa). Para cada especie se da el porcentaje de la biomasa promedio (Tn/Mn^2) que ocurre en cada área de asociación. (1), *Mugil platanus;* (2), *Netuma barbus;* (3) *Brevoortia aurea;* (4), *Paralonchurus brasiliensis;* (5) *Macrodon ancylodon;* (6), *Menticirrhus americanus;* (7), *Zapteryx brevirostris;* (8), *Diplodus argenteus;* (9), *Prionotus punctatus;* (10), *Sparus pagrus;* (11), *Dasyatis pastinaca;* (12), *Porichthys porosissimus;* (13) *Myliobatis goodei;* (14), *Parona signata;* (15), *Micropogonias furnieri;* (16), *Conger orbignyanus;* (17), *Sympterygia acuta;* (18), *Dules auriga;* (19), *Cynoscion guatucupa;* (20), *Sympterygia bonapartii;* (21), *Urophycis brasiliensis;* (22), *Prionotus nudigula;* (23), *Galeorhinus galeus;* (24), *Mustelus schmitti;* (25), *Paralichthys isosceles;* (26), *Pomatomus saltatrix;* (27), *Rhinobatos horkelii;* (28), *Umbrina canosai;* (29), *Mustelus fasciatus;* (30), *Cheilodactylus bergi;* (31), *Stromateus brasiliensis;* (32), *Scomber japonicus;* (33), *Callorhynchus callorhynchus;* (34), *Rioraja agassizi;* (35), *Percophis brasiliensis;* (36), *Alantoraja castelnaui;* (37), *Squatina guggengein;* (38), *Trachurus lathami;* (39), *Discopyge tschudii;* (40), *Squalus acanthias*; (41), *Acanthistius brasilianus*; (42), *Psammobatis sp.*; (43), *Xystreuris rasile*; (44), *Paralichthys patagonicus*; (45), *Paralichthys sp.*; (46), *Atlantoraja cyclophora* ; (47), *Pseudopercis semifasciata*; (48), *Merluccius hubbsi.*

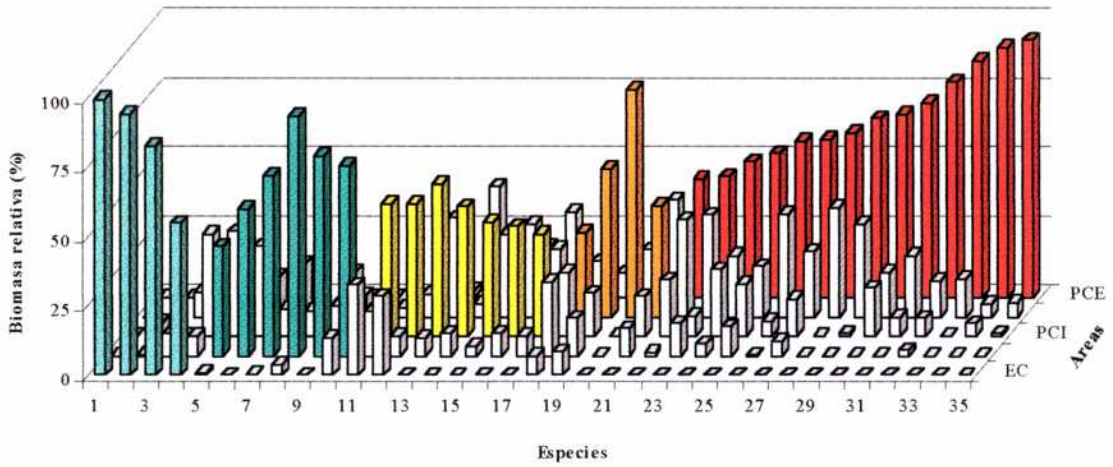


Figura 3.2.1.4 Porcentaje de las biomasas relativas (Tn/Mn^2) de las especies discriminantes, determinadas usando SIMPER, en cada área de asociación correspondiente al año 1981 (EC: Estuarina Central; EE: Externa Estuarina; PCI: Plataforma Costera Interna; PCC: Plataforma Costera Central, PCE: Plataforma Costera Externa). Los colores indican el área a la cual la especie discrimina. (1), *Brevoortia aurea;* (2), *Paralonchurus brasiliensis;* (3) *Macrodon ancylodon;* (4) *Myliobatis goodei;* (5), *Sparus pagrus;* (6), *Zapteryx brevirostris;* (7), *Prionotus punctatus;* (8), *Parona signata;* (9), *Micropogonias furnieri;* (10), *Cynoscion guatucupa;* (11), *Sympterygia bonapartei;* (12), *Prionotus nudigula;* (13), *Galeorhinus galeus;* (14), *Mustelus schmitti;* (15), *Paralichthys isósceles;* (16), *Stromateus brasiliensis;* (17), *Callorhynchus callorhynchus;* (18), *Rioraja agassizi;* (19) *Percophis brasiliensis;* (20), *Alantoraja castelnaui;* (21), *Squatina guggengein;* (22), *Trachurus lathami;* (23), *Discopyge tschudii;* (24), *Squalus acanthias*; (25), *Acanthistius brasilianus*; (26), *Xystreuris rasile*; (27), *Paralichthys patagonicus*; (28), *Atlantoraja cyclophora*; (29), *Pseudopercis semifasciata.*

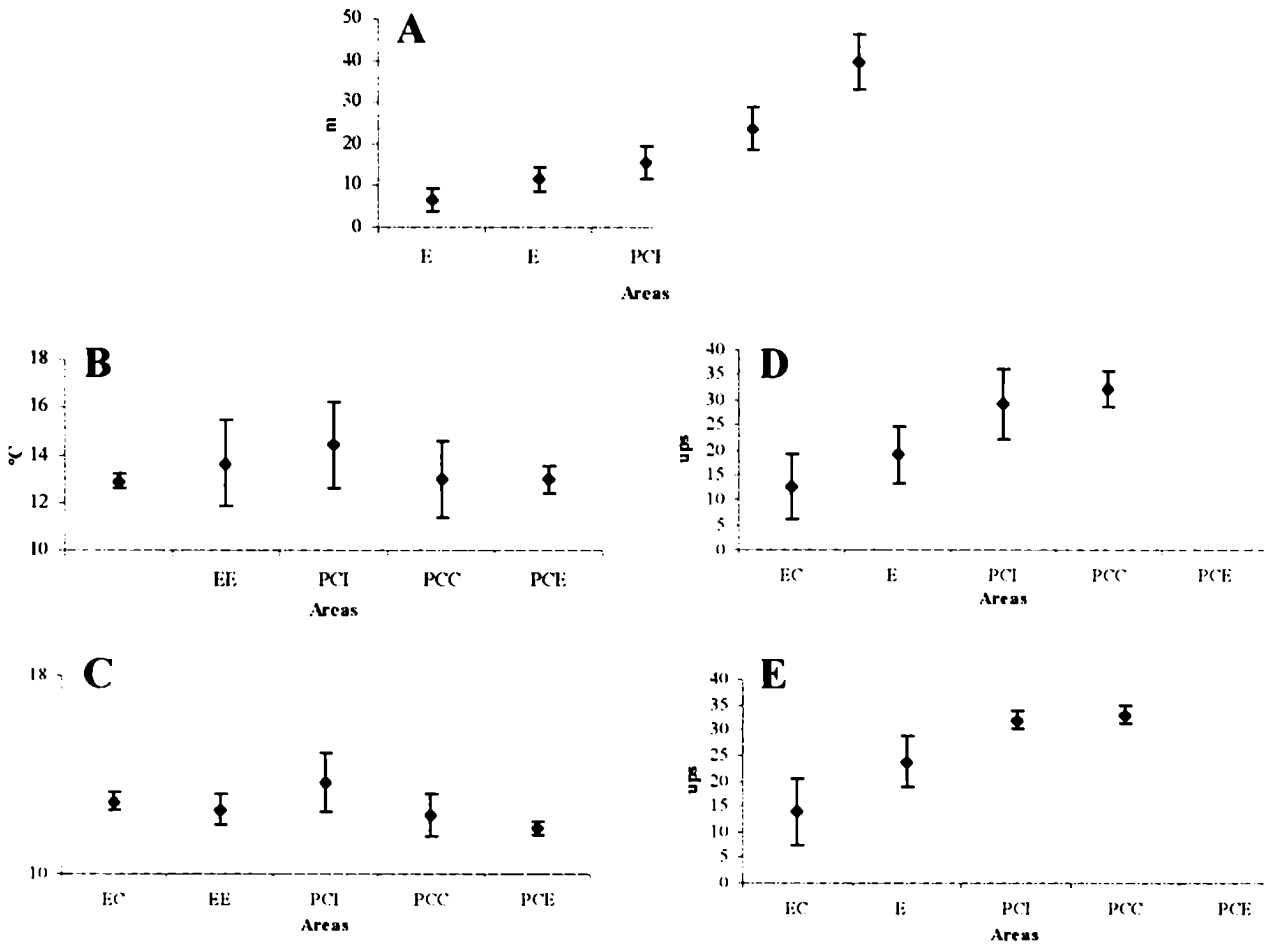


Figura 3.2.1.5 Condiciones ambientales (media, desvío estándar) de las áreas de asociación correspondientes al año 1981 (EC: Estuarina Central; EE: Externa Estuarina; PCI: Plataforma Costera Interna; PCC: Plataforma Costera Central, PCE: Plataforma Costera Externa). A) profundidad, B) temperatura de superficie, C) temperatura de fondo, D) Salinidad de superficie, y E) Salinidad de fondo.

Tabla 3.2.1.1 Especies comunes (contribuyen al 90% de similitud) de cada área de asociación correspondiente al año 1981, y su correspondiente porcentaje de contribución a la similitud del área de asociación (EC: Estuarina Central; EE: Externa Estuarina; PCI: Plataforma Costera Interna; PCC: Plataforma Costera Central, PCE: Plataforma Costera Externa)

I (EC)		II (EE)		III (PCI)		IV (PCC)		V (PCE)	
Similitud promedio 34.23%		Similitud promedio 38.32%		Similitud promedio 35.55%		Similitud promedio 37.22%		Similitud promedio 57.5%	
Especie	**%**	**Especie**	**%**	**Especie**	**%**	**Especie**	**%**	**Especie**	**%**
Micropogonias furnieri	61.3	*Myliobatis goodei*	26.9	*Mustelus schmitti*	20	*Mustelus schmitti*	19.9	*Mustelus schmitti*	19.2
Brevoortia aurea	13.8	*Mustelus schmitti*	18.1	*Cynoscion guatucupa*	13.5	*Percophis brasiliensis*	10.1	*Acanthistius brasilianus*	15
Macrodon ancylodon	8.33	*Prionotus punctatus*	11	*Myliobatis goodei*	11.7	*Myliobatis goodei*	9.53	*Percophis brasiliensis*	8.91
Paralichthys sp.	6.66	*Parona signata*	10.3	*Galeorhinus galeus*	8.73	*Discopyge tschudii*	8.43	*Atlantoraja castelnaui*	7.78
		Paralichthys sp.	9.35	*Prionotus nudigula*	6.27	*Galeorhinus galeus*	8.18	*Discopyge tschudii*	7.37
		Cynoscion guatucupa	4.6	*Paralichthys sp.*	5.49	*Paralichthys sp.*	7.71	*Squatina guggengein*	6.33
		Sparus pagrus	3.81	*Micropogonias furnieri*	5.35	*Acanthistius brasilianus*	6.85	*Pseudopercis semifasciata*	5.73
		Percophis brasiliensis	3.41	*Squatina guggengein*	4.13	*Squatina guggengein*	3.9	*Galeorhinus galeus*	4.73
		Stromateus brasiliensis	3.03	*Percophis brasiliensis*	4.13	*Zapteryx brevirostris*	3.43	*Xystreuris rasile*	2.83
				Discopyge tschudii	3.59	*Prionotus nudigula*	3.26	*Atlantoraja cyclophora*	2.73
				Parona signata	2.76	*Atlantoraja castelnaui*	3.13	*Rioraja agassizi*	2.42
				Atlantoraja castelnaui	2.73	*Sparus pagrus*	2.92	*Paralichthys isoseles*	2.09
				Zapteryx brevirostris	2.42	*Rioraja agassizi*	2.77	*Squalus acanthias*	2.05
								Paralichthys patagonicus	1.99
								Trachurus lathami	1.97

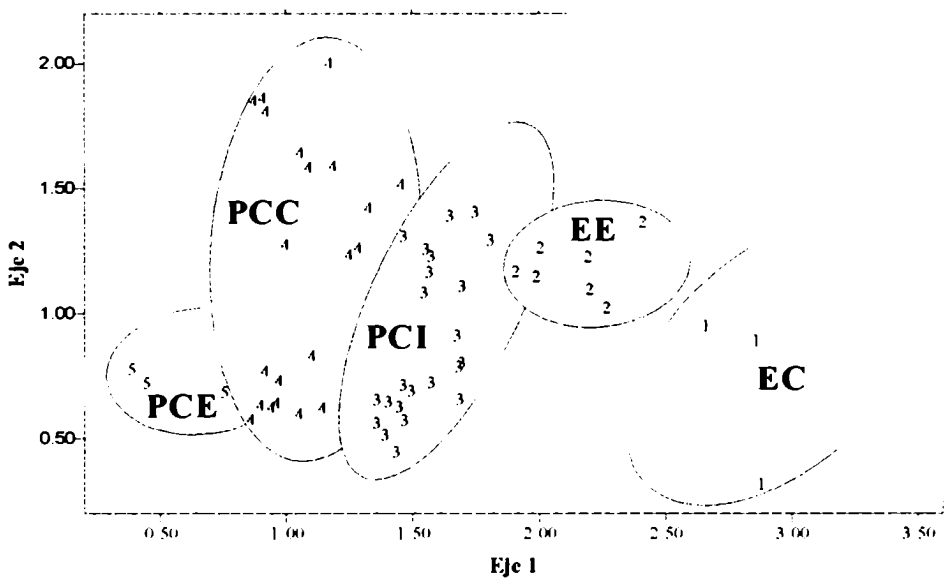


Figura 3.2.2.1: Diagrama de ordenación obtenido del DCCA (Detrended Canonical Correspondence Analysis), de las estaciones de muestreos correspondientes al año 1983 (EC: Estuarina Central; EE: Externa Estuarina; PCI: Plataforma Costera Interna; PCC: Plataforma Costera Central, PCE: Plataforma Costera Externa).

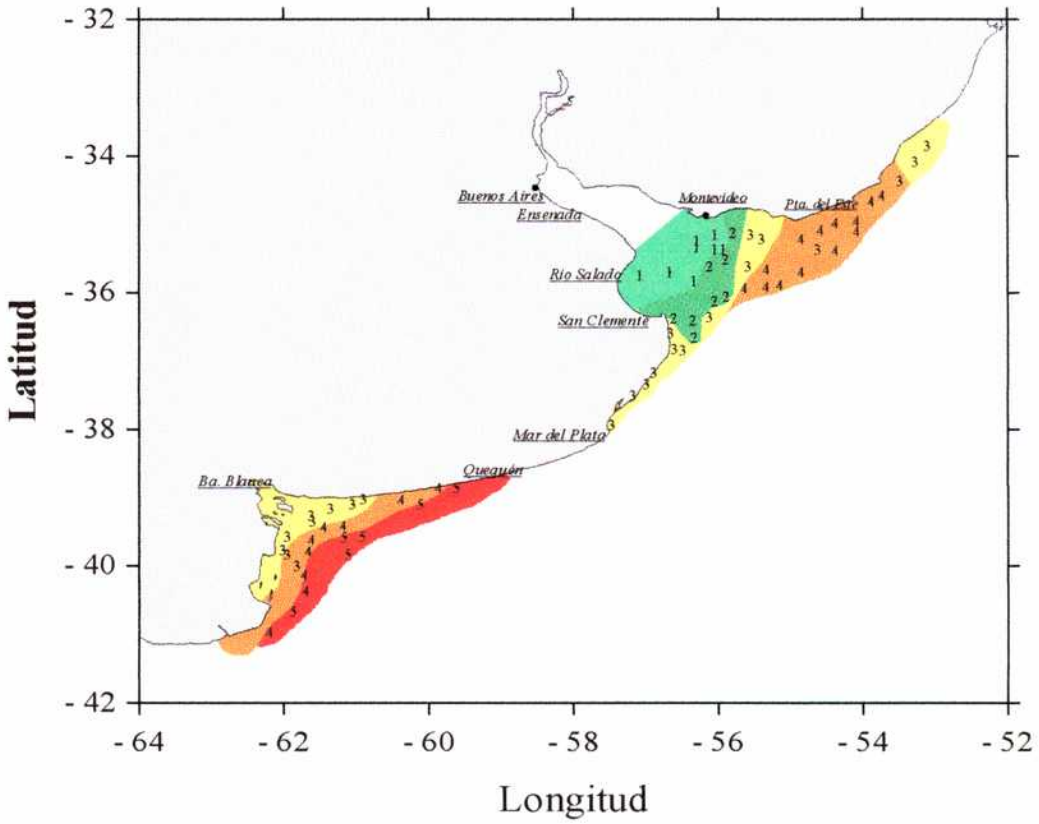


Figura 3.2.2.2: Área de distribución de los grupos de estaciones de muestreos definidas en el análisis DCCA correspondiente al año 1983 (1: Estuarina Central; 2: Externa Estuarina; 3: Plataforma Costera Interna; 4: Plataforma Costera Central, 5: Plataforma Costera Externa).

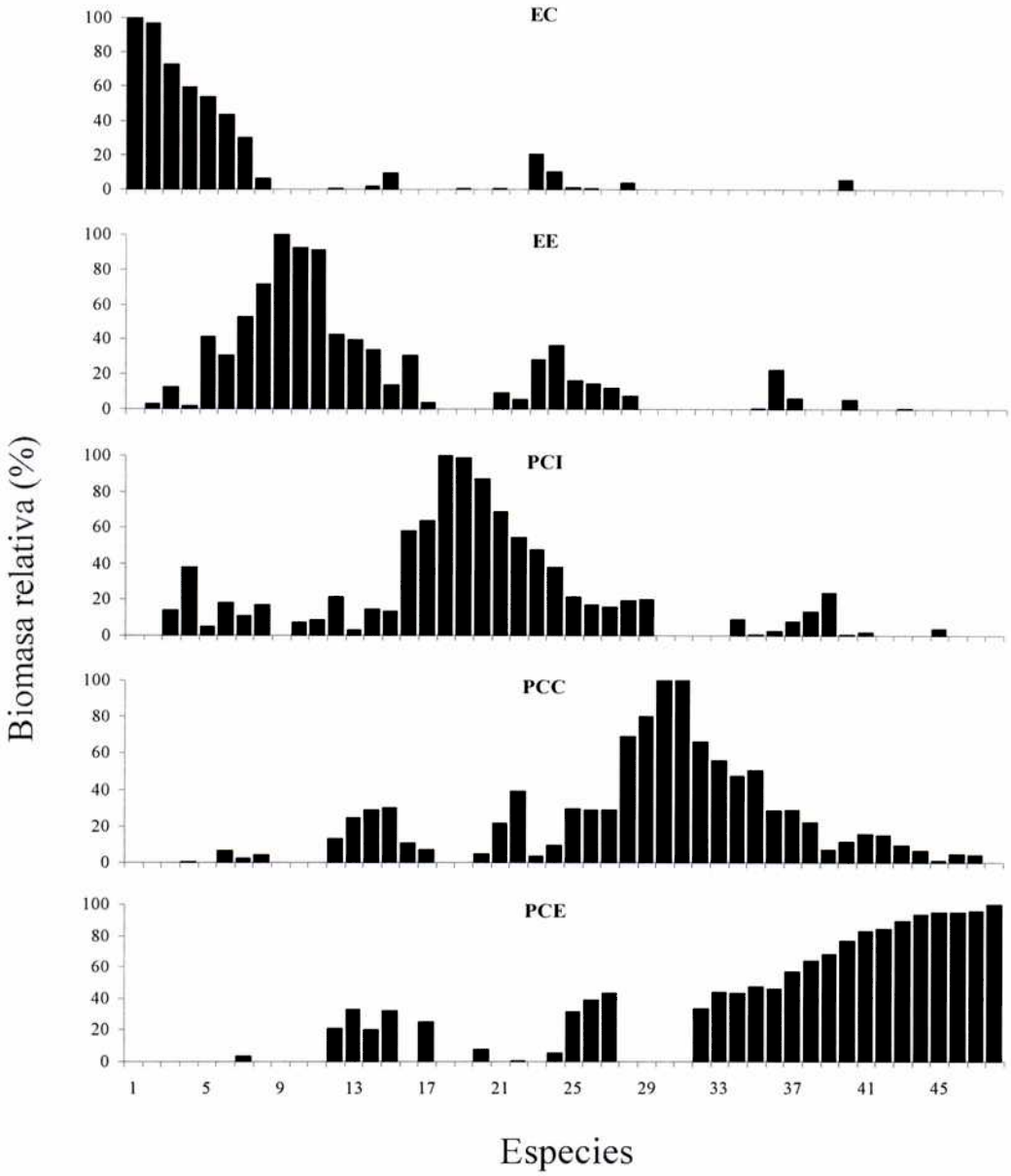


Figura 3.2.2.3. Composición promedio de especies de las áreas de asociaciones correspondientes al año 1983 (CE: Estuarina Central; EE: Estuarina Externa; PCI: Plataforma Costera Interna; PCC: Plataforma Costera Central, PCE: Plataforma Costera Externa). Para cada especie se da el porcentaje de la biomasa promedio (Tn/Mn^2) que ocurre en cada área de asociación. (1), *Mugil platanus;* (2) *Macrodon ancylodon;* (3), *Menticirrhus americanus;* (4) *Brevoortia aurea;* (5), *Scomber japonicus;* (6), *Micropogonias furnieri;* (7), *Psammobatis sp.*; (8), *Parona signata;* (9), *Pomatomus saltatrix;* (10), *Trichiurus lepturus;* (11), *Diplodus argenteus;* (12), *Xystreuris rasile*; (13), *Dules auriga;* (14), *Stromateus brasiliensis;* (15), *Paralonchurus brasiliensis;* (16), *Dasyatis pastinaca;* (17), *Sympterygia bonapartii;* (18), *Rhinobatos horkelii;* (19), *Porichthys porosissimus;* (20), *Sympterygia acuta;* (21), *Urophycis brasiliensis;* (22), *Cynoscion guatucupa;* (23), *Umbrina canosai;* (24) *Myliobatis goodei;* (25), *Mustelus schmitti;* (26), *Atlantoraja cyclophora*; (27), *Pseudopercis semifasciata;* (28), *Conger orbignyanus;* (29), *Callorhynchus callorhynchu;* (30), *Mustelus fasciatus*(31); *Merluccius hubbsi;* (32), *Sparus pagrus;* (33), *Squalus acanthias*; (34), *Galeorhinus galeus;* (35), *Prionotus punctatus;* (36), *Zapteryx brevirostris;* (37), *Alantoraja castelnaui;* (38), *Rioraja agassizi;* (39), *Paralichthys sp.;* (40), *Percophis brasiliensis; (41)*, *Squatina guggengein;* (42), *Discopyge tschudii;* (43), *Acanthistius brasilianus*; (44), *Trachurus lathami;* (45), *Paralichthys patagonicus;* (46) *Cheilodactylus bergi;* (47), *Prionotus nudigula;* (48), *Squalus sp.*.

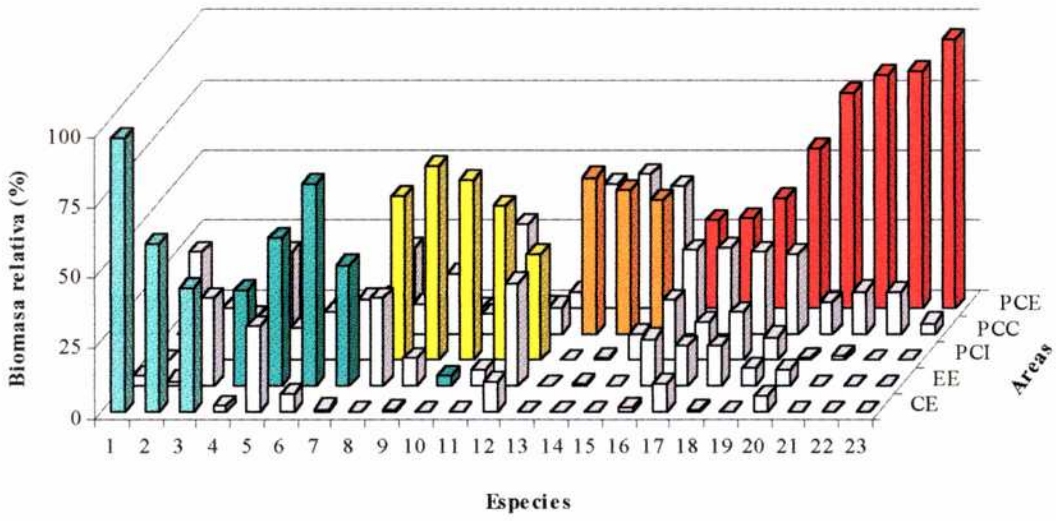


Figura 3.2.2.4 Porcentaje de las biomasas relativas (Tn/Mn^2) de las especies discriminantes, determinadas usando SIMPER, en cada área de asociación correspondiente al año 1983 (EC: Estuarina Central; EE: Estuarina Externa; PCI: Plataforma Costera Interna; PCC: Plataforma Costera Central, PCE: Plataforma Costera Externa). Los colores indican el área a la cual la especie discrimina.(1), *Macrodon ancylodon;* (2) *Brevoortia aurea;* (3), *Micropogonias furnieri;* (4), *Stromateus brasiliensis*; (5), *Psammobatis sp.;* (6) *Parona signata;* (7), *Xystreuris rasile*; (8), *Dasyatis pastinaca;* (9), *Urophycis brasiliensis;* (10), *Sympterygia bonapartii;* (11), *Cynoscion guatucupa;* (12) *Myliobatis goodei;* (13), *Squalus acanthias*; (14), *Prionotus punctatus;* (15), *Galeorhinus galeus;* (16), *Mustelu schmitti;* (17) *Paralonchurus brasiliensis;* (18), *Alantoraja cyclophora;* (19), *Alantoraja castelnaui;* (20), *Percophis brasiliensis;* (21), *Squatina guggengein;* (22), *Discopyge tschudii;* (23), *Prionotus nudigula.*

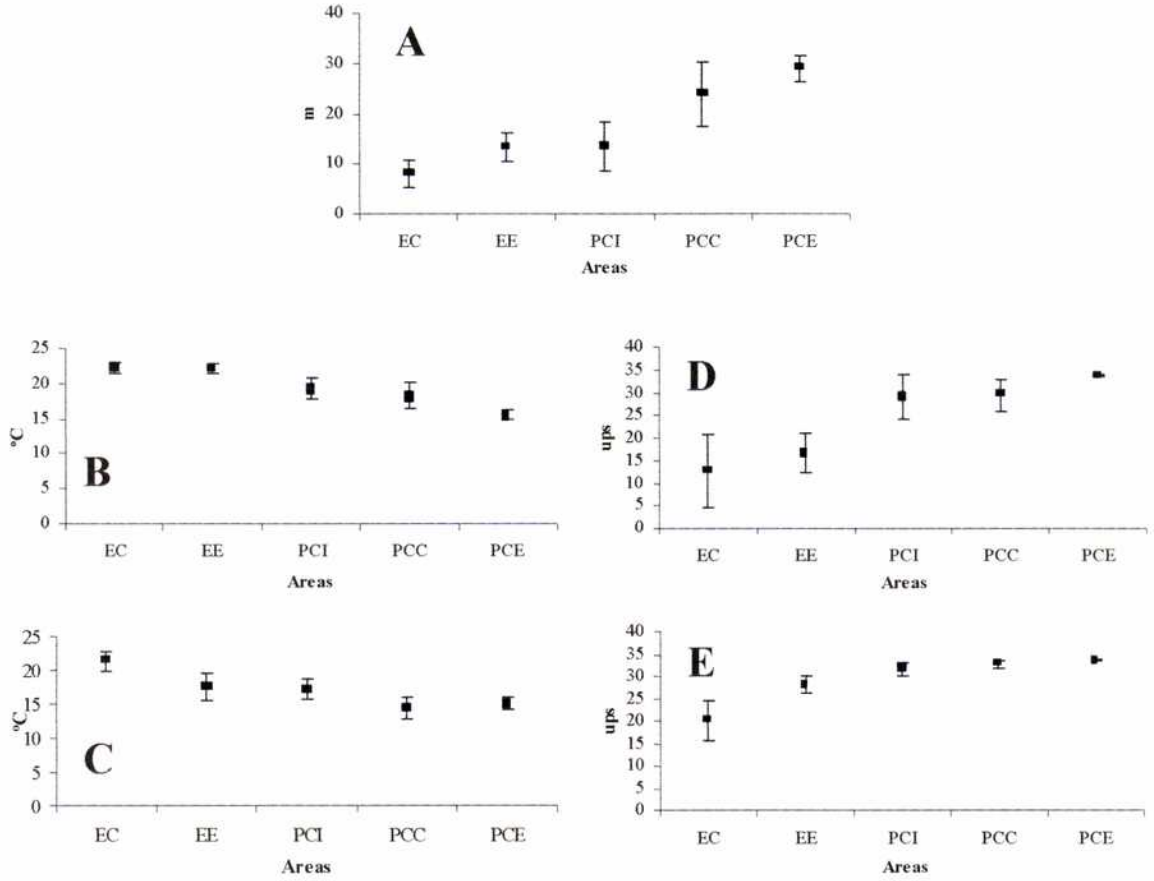


Figura 3.2.2.5 Condiciones ambientales (media, desvío estándar) de las áreas de asociación correspondientes al año 1983 (EC: Estuarina Central; EE: Estuarina Externa; PCI: Plataforma Costera Interna; PCC: Plataforma Costera Central, PCE: Plataforma Costera Externa). A) profundidad, B) temperatura de superficie, C) temperatura de fondo, D) Salinidad de superficie, y E) Salinidad de fondo.

Tabla 3.2.2.1 Especies comunes (contribuyen al 90% de similitud) de cada área de asociación correspondiente al año 1983, y su correspondiente porcentaje de contribución a la similitud del área de asociación (EC: Estuarina Central; EE: Externa Estuarina; PCI: Plataforma Costera Interna; PCC: Plataforma Costera Central, PCE: Plataforma Costera Externa).

I (EC)		II (EE)		III (PCI)		IV (PCC)		V (PCE)	
Similitud promedio 58.25%		Similitud promedio 37.97%		Similitud promedio 38.47%		Similitud promedio 35.40%		Similitud promedio 46.74%	
Especie	**%**	**Especie**	**%**	**Especie**	**%**	**Especie**	**%**	**Especie**	**%**
Micropogonias furnieri	28.6	*Mustelus schmitti*	19.3	*Myliobatis goodei*	28.9	*Mustelus schmitti*	27.4	*Mustelus schmitti*	29.4
Macrodon ancylodon	25.1	*Myliobatis goodei*	18.3	*Mustelus schmitti*	21.6	*Myliobatis goodei*	16.2	*Galeorhinus galeus*	21.3
Myliobatis goodei	20.9	*Psammobatis sp.*	16.4	*Cynoscion guatucupa*	15.9	*Stromateus brasiliensis*	12.5	*Discopyge tschudii*	9.51
Psammobatis sp.	9.46	*Micropogonias furnieri*	16	*Micropogonias furnieri*	15.7	*Cynoscion guatucupa*	9.51	*Myliobatis goodei*	6.62
Brevoortia aurea	5.56	*Stromateus brasiliensis*	10.9	*Stromateus brasiliensis*	3.9	*Paralonchurus brasiliensis*	6.97	*Raja castelnaui*	6.47
Paralonchurus brasiliensis	4.38	*Xystreuris rasile*	5.25	*Paralonchurus brasiliensis*	2.14	*Galeorhinus galeus*	6.57	*Raja cyclophora*	5.36
		Paralonchurus brasiliensis	3.88	*Urophycis brasiliensis*	1.96	*Raja castelnaui*	4.96	*Paralonchurus brasiliensis*	3.54
				Raja cyclophora	1.36	*Raja cyclophora*	3.85	*Zapteryx brevirostris*	2.45
						Prionotus punctatus	2.5	*Prionotus punctatus*	2.32
								Stromateus brasiliensis	2.23
								Prionotus nudigula	2.15

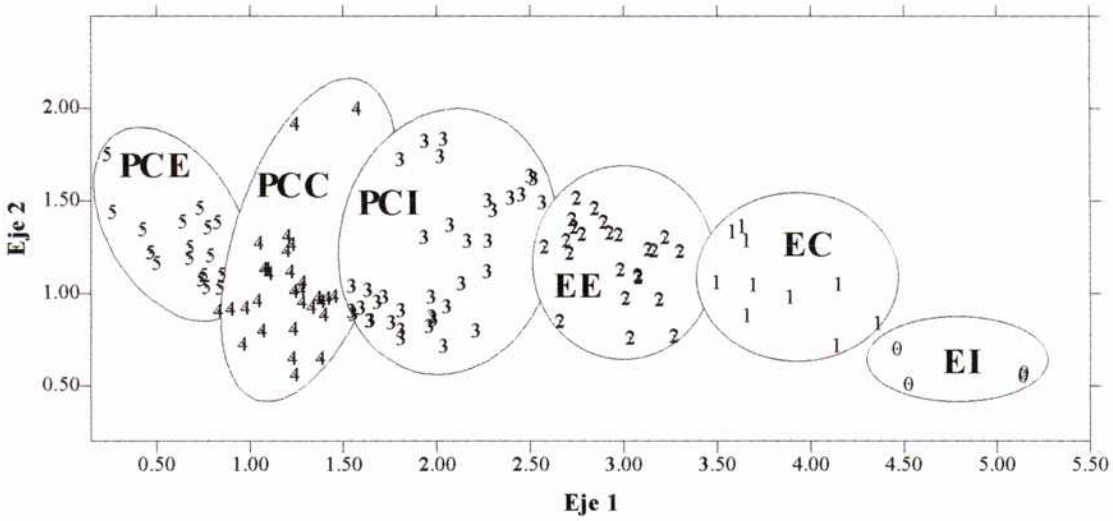


Figura 3.2.3.1: Diagrama de ordenación obtenido del DCCA (Detrended Canonical Correspondence Analysis), de las estaciones de muestreos correspondientes al año 1994 (EI: Estuarina Interna; EC: Estuarina Central; EE: Estuarina Externa; PCI: Plataforma Costera Interna; PCC: Plataforma Costera Central, PCE: Plataforma Costera Externa).

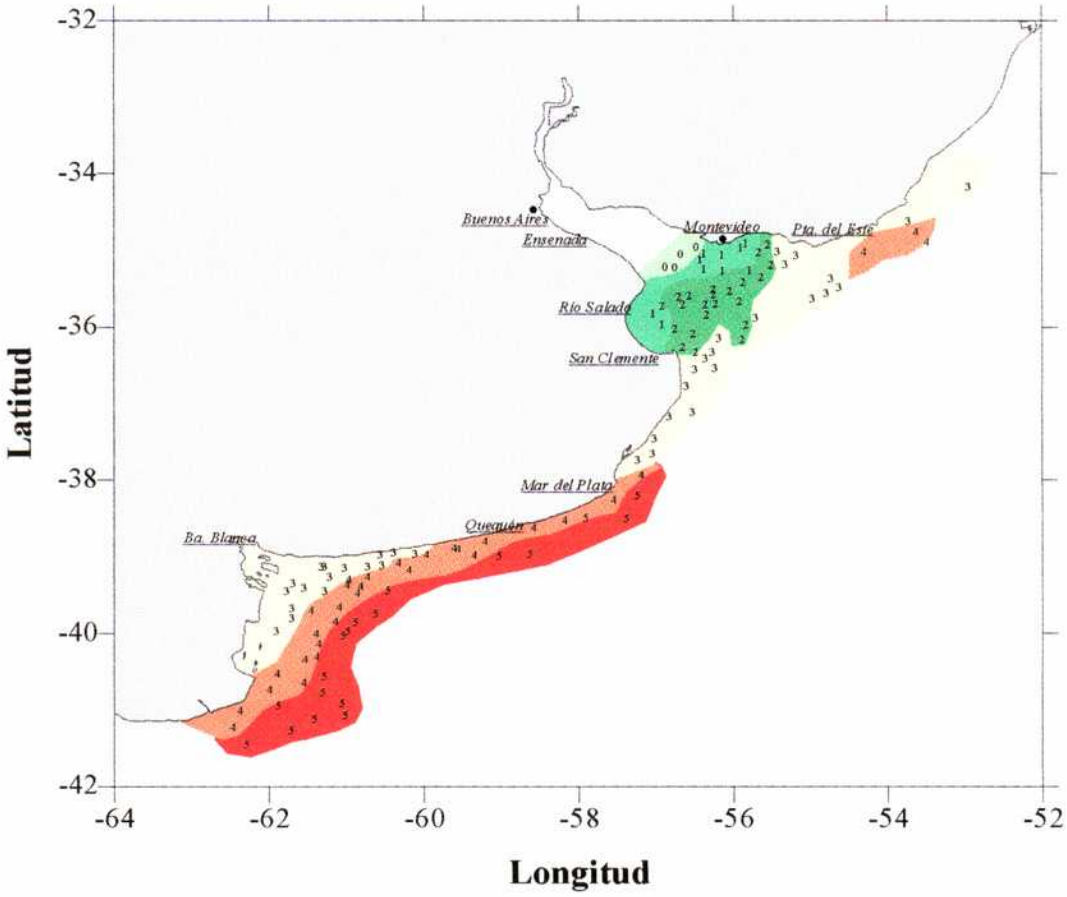


Figura 3.2.3.2: Área de distribución de los grupos de estaciones de muestreos definidas en el análisis DCCA correspondiente al año 1994 (0: Estuarina Interna; 1: Estuarina Central; 2: Estuarina Externa; 3: Plataforma Costera Interna; 4: Plataforma Costera Central, 5: Plataforma Costera Externa).

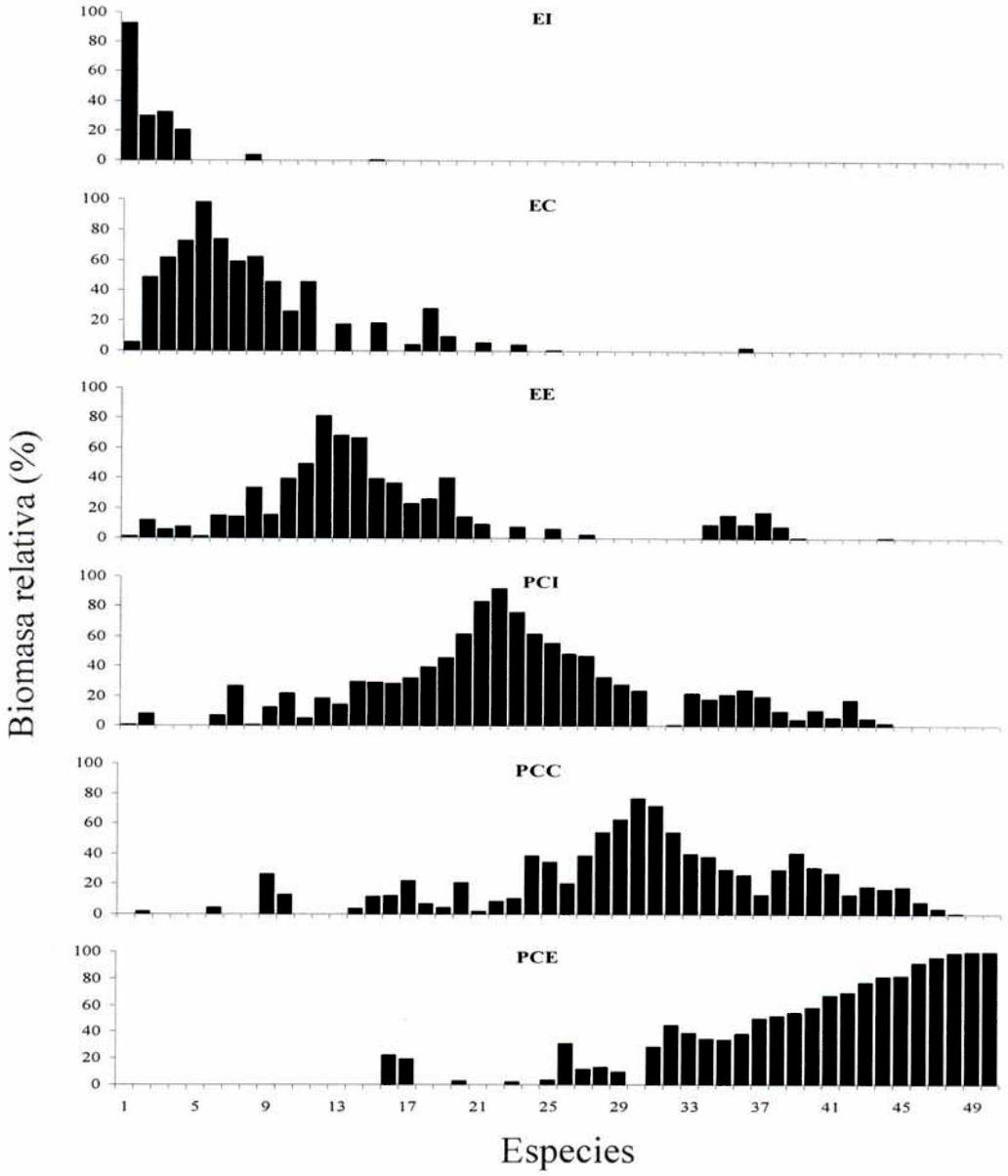


Figura 3.2.3.3. Composición promedio de especies de las áreas de asociaciones correspondientes al año 1994 (EI: Estuarina Interna; EC: Estuarina Central; EE: Estuarina Externa; PCI: Plataforma Costera Interna; PCC: Plataforma Costera Central, PCE: Plataforma Costera Externa). Para cada especie se da el porcentaje de la biomasa promedio (Tn/Mn^2) que ocurre en cada área de asociación. (1), *Netuma barbus;* (2), *Micropogonias furnieri;* (3) *Brevoortia aurea;* (4) *Macrodon ancylodon;* (5) *Mugil platanus;* (6), *Trichiurus lepturus;* (7), *Paralichthys orbignyanus;* (8), *Paralonchurus brasiliensis;* (9), *Conger orbignyanus;* (10), *Pomatomus saltatrix;* (11), *Menticirrhus americanus;* (12), *Mustelus fasciatus;* (13), *Prionotus punctatus;* (14), *Umbrina canosai;* (15),*Urophycis brasiliensis;* (16), *Sympterygia bonapartii;* (17), *Squatina guggengein;* (18) *Myliobatis goodei;* (19), *Rhinobatos horkelii;* (20), *Sympterygia acuta;* (21), *Porichthys porosissimus;* (22), *Diplodus argenteus;* (23), *Parona signata;* (24), *Dasyatis pastinaca;* (25), *Cynoscion guatucupa;* (26), *Squalus acanthias*; (27), *Rajidae*; (28), *Prionotus nudigula;* (29), *Galeorhinus galeus;* (30), *Dules auriga;* (31), *Callorhynchus callorhynchus;* (32), *Acanthistius brasilianus*; (33), *Discopyge tschudii;* (34), *Trachurus lathami;* (35), *Alantoraja castelnaui;* (36), *Paralichthys patagonicus;* (37), *Mustelus schmitti;* (38), *Atlantoraja cyclophora*; (39), *Stromateus brasiliensis;* (40), *Percophis brasiliensis;* (41), *Xystreuris rasile*; (42), *Psammobatis sp.*; (43), *Squalus sp.;* (44), *Sparus pagrus;* (45), *Rioraja agassizi;* (46), *Pseudopercis semifasciata;* (47); *Merluccius hubbsi;* (48) *Cheilodactylus bergi;* (49), *Paralichthys isoseles;* (50), *Scomber japonicus.*

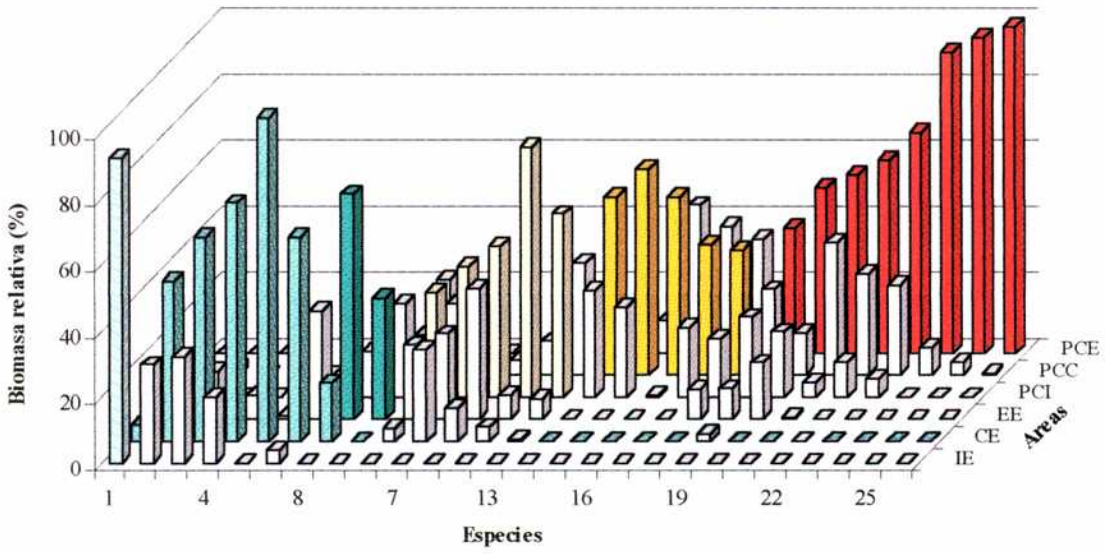


Figura 3.2.3.4 Porcentaje de las biomasas relativas (Tn/Mn^2) de las especies discriminantes, determinadas usando SIMPER, en cada área de asociación correspondiente al año 1994 (EI: Estuarina Interna; EC: Estuarina Central; EE: Externa Estuarina; PCI: Plataforma Costera Interna; PCC: Plataforma Costera Central, PCE: Plataforma Costera Externa). Los colores indican el área a la cual la especie discrimina. (1), *Netuma barbus;* (2), *Micropogonias furnieri;* (3) *Brevoortia aurea;* (4) *Macrodon ancylodon;* (5) *Mugil platanus;* (6), *Paralonchurus brasiliensis;* (7), *Prionotus punctatus;* (8), *Sympterygia bonapartii;* (9), *Squatina guggengein;* (10) *Myliobatis goodei;* (11), *Rhinobatos horkelii;* (12), *Parona signata;* (13), *Cynoscion guatucupa;* (14), *Prionotus nudigula;* (15), *Galeorhinus galeus;* (16), *Acanthistius brasilianus;* (17), *Discopyge tschudii;* (18), *Trachurus lathami;* (19), *Paralichthys patagonicus;* (20), *Mustelus schmitti;* (21), *Stromateus brasiliensis;* (22), *Percophis brasiliensis;* (23), *Xystreuris rasile;* (24), *Pseudopercis semifasciata;* (25); *Merluccius hubbsi;* (26) *Cheilodactylus bergi.*

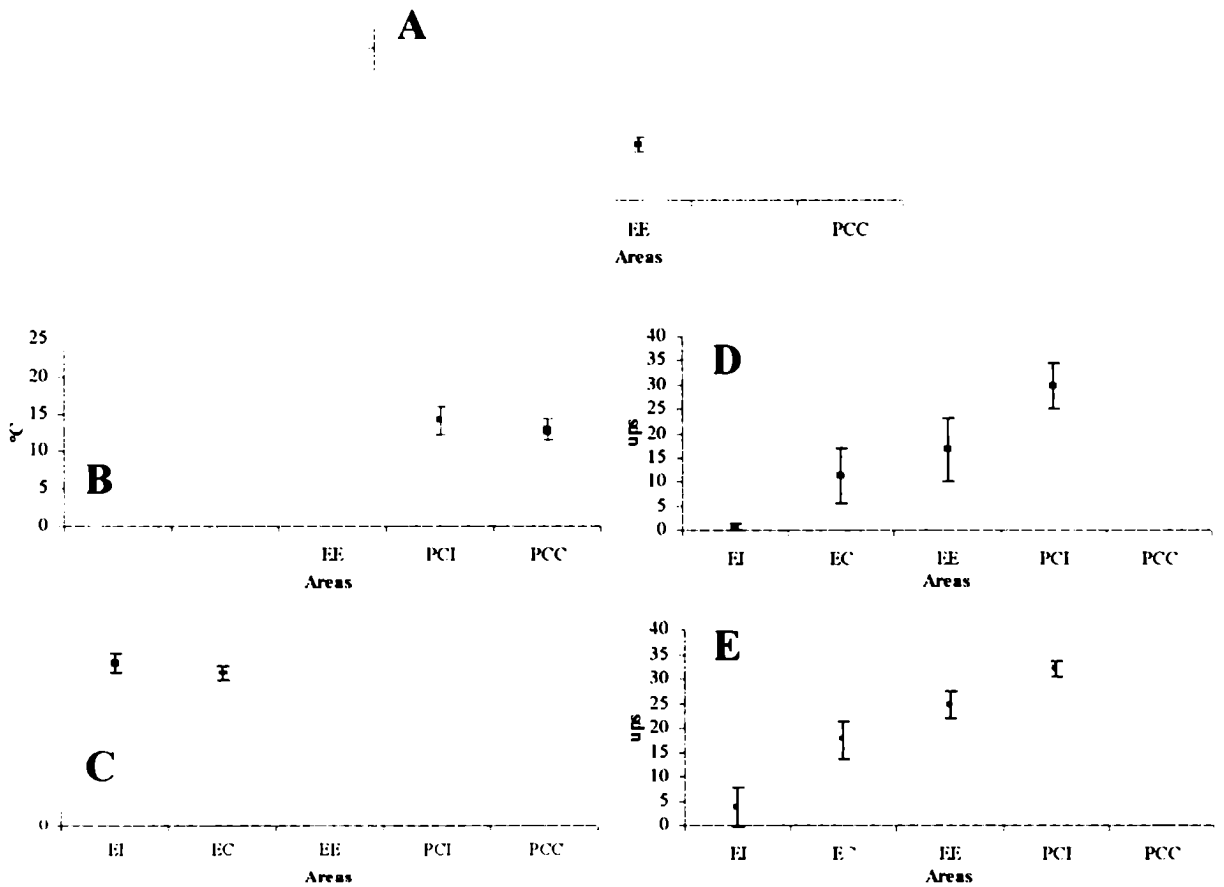


Figura 3.2.3.5 Condiciones ambientales (media, desvío estándar) de las áreas de asociación correspondientes al año 1994 (EI: Estuarina Interna; EC: Estuarina Central; EE: Externa Estuarina; PCI: Plataforma Costera Interna; PCC: Plataforma Costera Central, PCE: Plataforma Costera Externa). A) profundidad, B) temperatura de superficie, C) temperatura de fondo, D) Salinidad de superficie, y E) Salinidad de fondo.

Tabla 3.2.4.1 Especies comunes (contribuyen al 90% de similitud) de cada área de asociación correspondiente al año 1994, y su correspondiente porcentaje de contribución a la similitud del área de asociación (EI: Estuarina Interna; EC: Estuarina Central; EE: Externa Estuarina; PCI: Plataforma Costera Interna; PCC: Plataforma Costera Central, PCE: Plataforma Costera Externa).

0 (EI)		I (EC)		II (EE)		III (PCI)		IV (PCC)		V (PCE)	
Similitud promedio 22%		Similitud promedio 41.27%		Similitud promedio 31.10%		Similitud promedio 38.46%		Similitud promedio 37.56%		Similitud promedio 39.6%	
Especie	%	Especie	%	Especie	%	Especie	%	Especie	%	SP	%
Micropogonias furnieri	68.4	*Micropogonias furnieri*	45.66	*Micropogonias furnieri*	23.3	*Mustelus schmitti*	38.83	*Stromateus brasiliensis*	19.7	*Percophis brasiliensis*	20.4
Macrodon ancylodon	21.2	*Macrodon ancylodon*	25.35	*Mustelus schmitti*	13.41	*Cynoscion guatucupa*	9.96	*Mustelus schmitti*	17.6	*Stromateus brasiliensis*	13
Netuma barbus	7.49	*Brevoortia aurea*	7.53	*Prionotus punctatus*	10.5	*Squatina guggengeim*	8.28	*Percophis brasiliensis*	14.3	*Cheilodactylus bergi*	11.7
		Paralonchurus brasiliensis	6.51	*Parona signata*	9.51	*Discopyge tschudii*	6.42	*Paralichthys patagonicus*	8.22	*Paralicht s patagonicus*	10.4
		Myliobatis goodei	4.68	*Sympterygia bonapartei*	7.39	*Parona signata*	6.02	*Discopyge tschudii*	7.88	*Acanthistius brasilianus*	9.13
		Mugil platanus	2.45	*Squatina guggengeim*	7.07	*Paralichthys patagonicus*	5.64	*Cynoscion guatucupa*	6.53	*Pseudopercis semifasciata*	8.93
				Myliobatis goodei	5.58	*Myliobatis goodei*	4.09	*Squatina guggengeim*	5.74	*Discopyge tschudii*	4.53
				Paralonchurus brasiliensis	4.33	*Rhinobatos horkelii*	3.66	*Parona signata*	3.42	*Squatina guggengeim*	4.23
				Macrodon ancylodon	4.17	*Micropogonias furnieri*	2.96	*Galeorhinus galeus*	2.79	*Merluccius hubbsi*	3.33
				Paralichthys patagonicus	3.79	*Trachurus lathami*	2.24	*Xystreuris rasile*	2.59	*Mustelus schmitti*	3.22
				Cynoscion guatucupa	3.32	*Percophis brasiliensis*	1.91	*Acanthistius brasilianus*	2.01	*Xystreuris rasile*	3.13

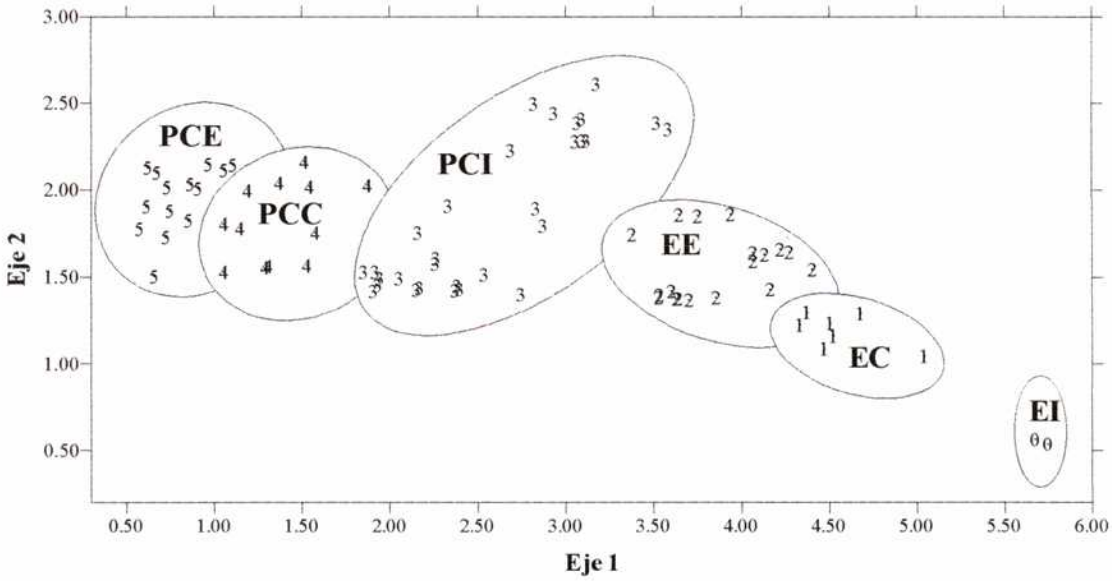


Figura 3.2.4.1: Diagrama de ordenación obtenido del DCCA (Detrended Canonical Correspondence Analysis), de las estaciones de muestreos correspondientes al año 1995. (EI: Estuarina Interna; EC: Estuarina Central; EE: Externa Estuarina; PCI: Plataforma Costera Interna; PCC: Plataforma Costera Central, PCE: Plataforma Costera Externa).

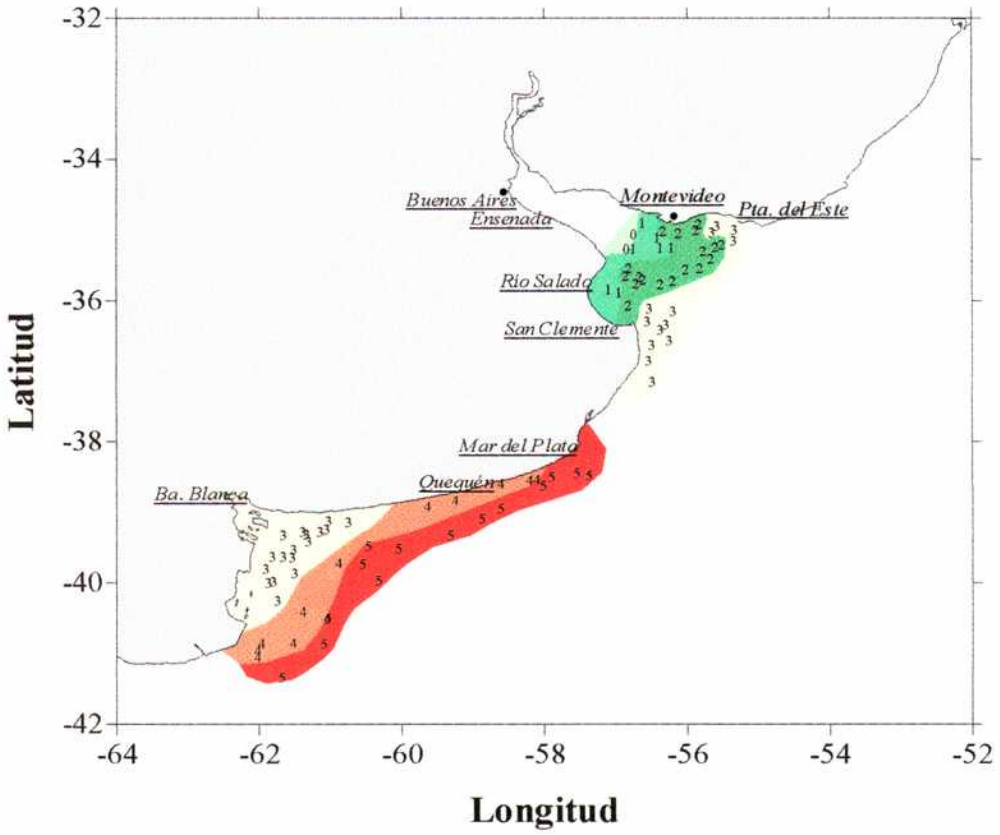


Figura 3.2.4.2: Área de distribución de los grupos de estaciones de muestreos definidas en el análisis DCCA correspondientes al año 1995. (0: Estuarina Interna; 1: Estuarina Central; 2: Externa Estuarina; 3: Plataforma Costera Interna; 4: Plataforma Costera Central, 5: Plataforma Costera Externa).

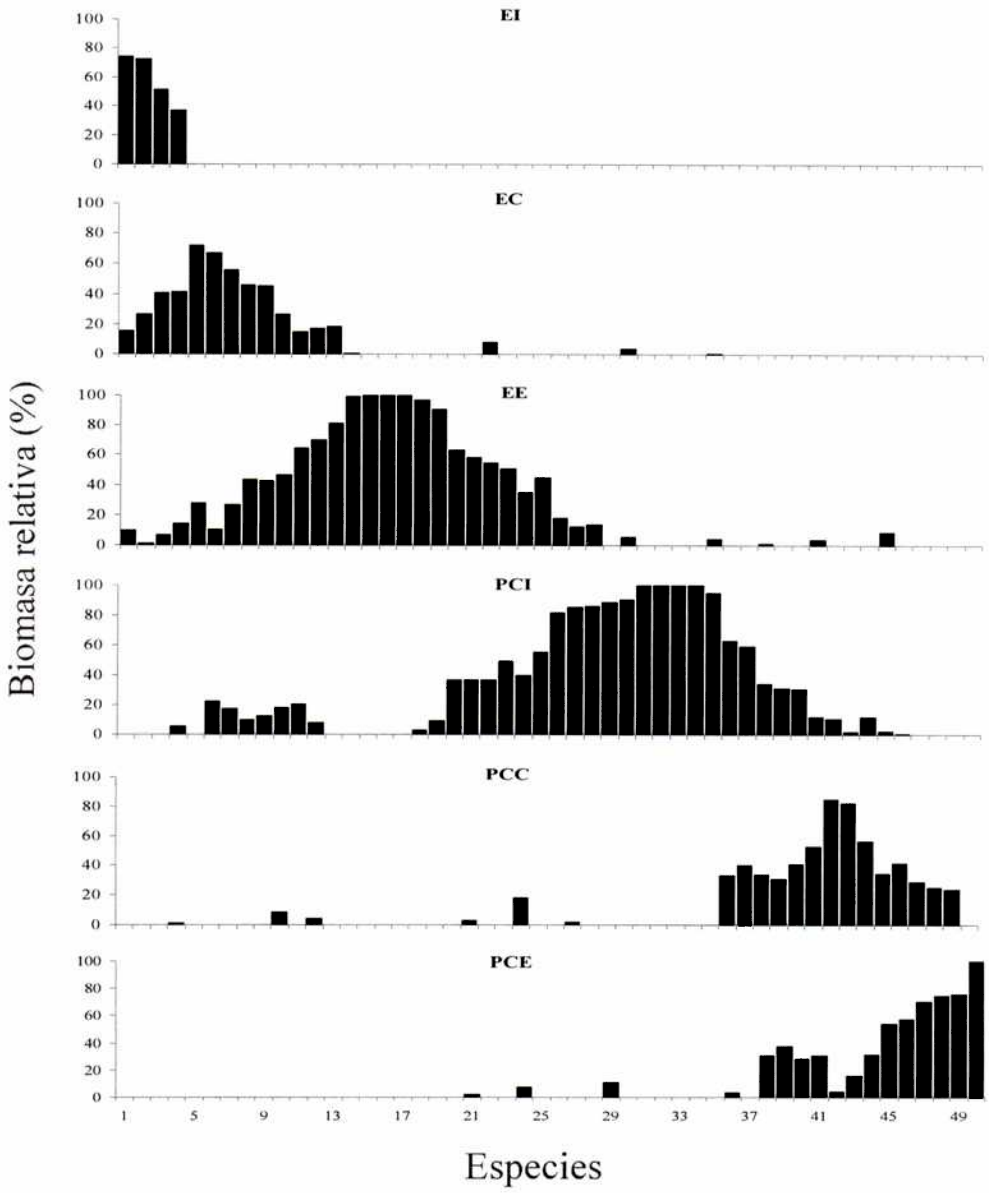


Figura 3.2.4.3. Composición promedio de especies de las áreas de asociaciones correspondientes al año 1995. (EI: Estuarina Interna; EC: Estuarina Central; EE: Externa Estuarina; PCI: Plataforma Costera Interna; PCC: Plataforma Costera Central, PCE: Plataforma Costera Externa).. Para cada especie se da el porcentaje de la biomasa promedio (Tn/Mn^2) que ocurre en cada área de asociación. (1), *Brevoortia aurea;* (2), *Netuma barbus;* (3), *Macrodon ancylodon;* (4), *Micropogonias furnieri;* (5), *Mugil platanus;* (6), *Conger orbignyanus;* (7), *Sympterygia bonapartii;* (8), *Trichiurus lepturus;* (9), *Paralonchurus brasiliensis;* (10), *Urophycis brasiliensis;* (11), *Paralichthys orbignyanus;* (12), *Myliobatis goodei;* (13), *Menticirrhus americanus;* (14), *Umbrina canosai;* (15), *Dasyatis pastinaca;* (16), *Diplodus argenteus;* (17), *Pomatomus saltatrix;* (18), *Rhinobatos horkelii;* (19), *Prionotus punctatus;* (20), *Porichthys porosissimus;* (21), *Mustelus schmitti;* (22), *Paralichthys patagonicus;* (23), *Raja castelnaui;* (24), *Squatina guggengein;* (25), *Raja cyclophora;* (26), *Raja agassizi;* (27), *Zapteryx brevirostris;* (28), *Xystreuris rasile;* (29), *Sparus pagrus;* (30), *Parona signata;* (31), *Dules auriga;* (32), *Psammobatis sp.;* (33), *Squalus sp.;* (34), *Sympterygia acuta;* (35), *Cynoscion guatucupa;* (36), *Percophis brasiliensis;* (37), *Callorhynchus callorhynchus;* (38), *Discopyge tschudii;* (39), *Rajidae;* (40), *Paralichthys sp.;* (41), *Stromateus brasiliensis;* (42), *Prionotus nudigula;* (43), *Acanthistius brasilianus;* (44), *Galeorhinus galeus;* (45), *Trachurus lathami;* (46), *Pseudopercis semifasciata;* (47), *Merluccius hubbsi;* (48), *Squalus acanthias;* (49), *Cheilodactylus bergi ;* (50),*Scomber japonicus.*

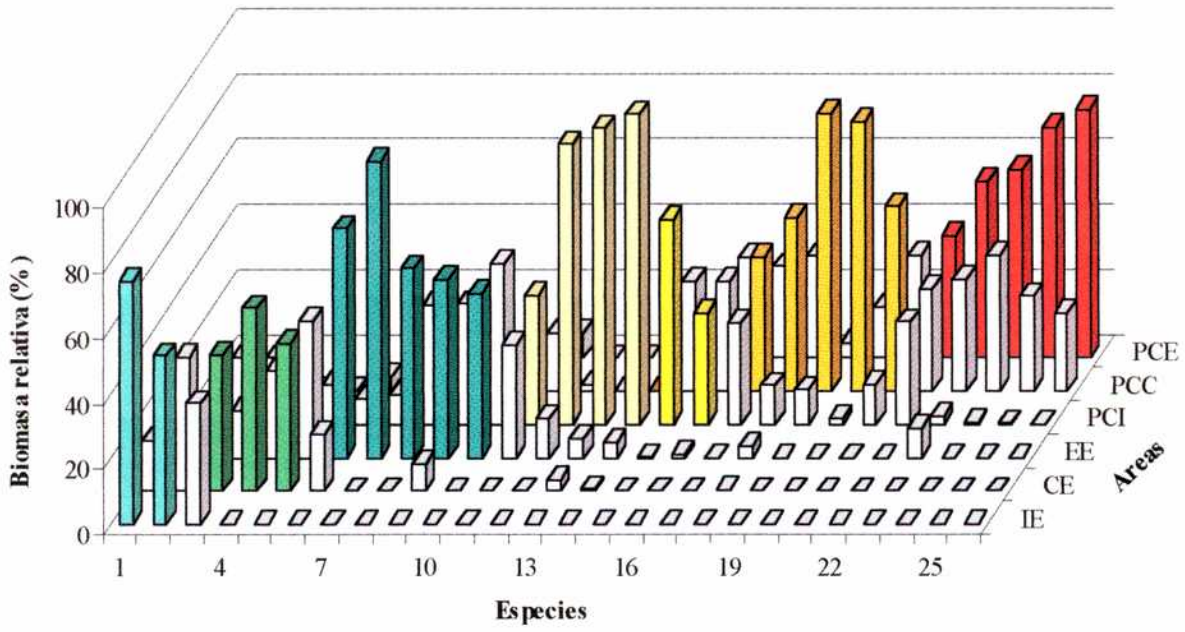


Figura 3.2.4.4 Porcentaje de las biomasas relativas (Tn/Mn^2) de las especies discriminantes, determinadas usando SIMPER, en cada área de asociación correspondiente al año 1995. (EI: Estuarina Interna; EC: Estuarina Central; EE: Externa Estuarina; PCI: Plataforma Costera Interna; PCC: Plataforma Costera Central, PCE: Plataforma Costera Externa).. Los colores indican el área a la cual la especie discrimina. (1) *Brevoortia aurea;* (2) *Macrodon ancylodon;* (3) *Micropogonias furnieri;* (4) *Sympterygia bonapartii;* (5) *Paralonchurus brasiliensis;* (6) *Myliobatis goodei;* (7) *Prionotus punctatus;* (8) *Mustelus schmitti;* (9) *Paralichthys patagonicus;* (10) *Raja castelnaui;* (11) *Squatina guggengein;* (12) *Zapteryx brevirostris;* (13) *Parona signata;* (14) *Cynoscion guatucupa;* (15) *Percophis brasiliensis;* (16) *Discopyge tschudii;* (17) *Paralichthys sp.;* (18) *Stromateus brasiliensis;* (19) *Prionotus nudigula;* (20) *Acanthistius brasilianus;* (21) *Galeorhinus galeus;* (22) *Rajidae;* (23) *Trachurus lathami;* (24) *Pseudopercis semifasciata;* (25) *Merluccius hubbsi;* (26) *Cheilodactylus bergi.*

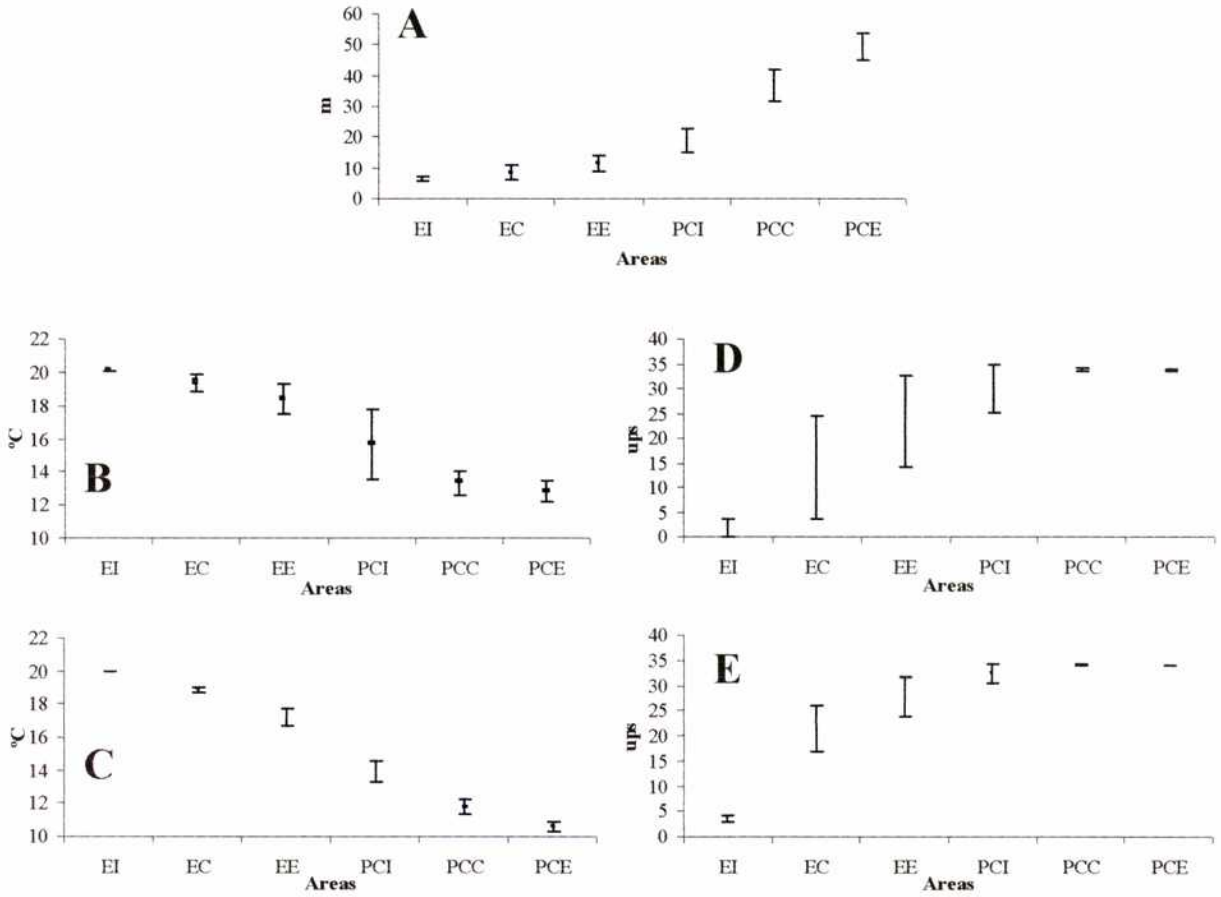


Figura 3.2.4.5 Condiciones ambientales (media, desvío estándar) de las áreas de asociación correspondientes al año 1995. (EI: Estuarina Interna;EC: Estuarina Central; EE: Externa Estuarina; PCI: Plataforma Costera Interna; PCC: Plataforma Costera Central, PCE: Plataforma Costera Externa).A) profundidad, B) temperatura de superficie, C) temperatura de fondo, D) Salinidad de superficie, y E) Salinidad de fondo.

Tabla 3.2.4.1 Especies comunes (contribuyen al 90% de similitud) de cada área de asociación correspondiente al año 1995., y su correspondiente porcentaje de contribución a la similitud del área de asociación (EI: Estuarina Interna; EC: Estuarina Central; EE: Externa Estuarina; PCI: Plataforma Costera Interna; PCC: Plataforma Costera Central, PCE: Plataforma Costera Externa).

0 (EI)		I (EC)		II (EE)		III (PCI)		IV (PCC)		V (PCE)	
Similitud promedio 50.51%		Similitud promedio 46.35%		Similitud promedio 31.81%		Similitud promedio 31.44%		Similitud promedio 45.59%		Similitud promedio 44.5%	
SP	%	Especie	%	Especie	%	Especie	%	Especie	%	Especie	%
Brevoortia aurea	50.4	*Micropogonias furnieri*	40.3	*Mustelus schmitti*	24.6	*Mustelus schmitti*	23.3	*Stromateus brasiliensis*	21.3	*Stromateus brasiliensis*	28.3
Micropogonias furnieri	49.6	*Macrodon ancylodon*	28.2	*Prionotus punctatus*	12	*Parona signata*	14.3	*Paralichthys sp.*	20.6	*Paralichthys sp.*	14.9
		Brevoortia aurea	14.8	*Micropogonias furnieri*	11.4	*Discopyge tschudii*	11	*Percophis brasiliensis*	18.6	*Rajidae*	11.9
		Myliobatis goodei	6.02	*Myliobatis goodei*	9.91	*Percophis brasiliensis*	11	*Acanthistius brasilianus*	7.91	*Merluccius hubbsi*	10
		Paralonchurus brasiliensis	3.97	*Squatina guggengeim*	8.21	*Squatina guggengeim*	8.47	*Rajidae*	6.78	*Trachurus lathami*	8.68
				Paralichthys patagonicus	5.71	*Stromateus brasiliensis*	8.17	*Squatina guggengeim*	6.75	*Cheilodactylus bergi*	8.43
				Parona signata	4.56	*Paralichthys sp.*	6.05	*Discopyge tschudii*	5.22	*Pseudopercis semifasciata*	8.34
				Stromateus brasiliensis	4.5	*Cynoscion guatucupa*	5.6	*Pseudopercis semifasciata*	2.49		
				Brevoortia aurea	3.16	*Prionotus nudigula*	2.49	*Galeorhinus galeus*	2.32		
				Paralonchurus brasiliensis	2.48						
				Macrodon ancylodon	1.93						
				Sympterygia bonapartei	1.8						

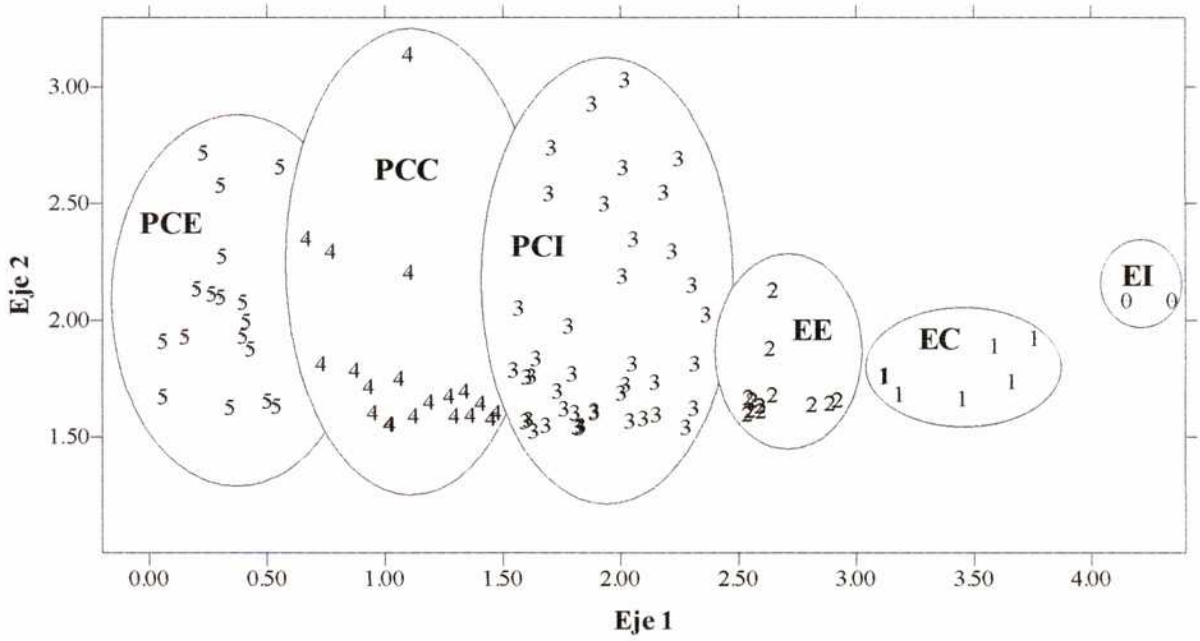


Figura 3.2.5.1: Diagrama de ordenación obtenido del DCCA (Detrended Canonical Correspondence Analysis), de las estaciones de muestreos correspondientes al año 1998. (EI: Estuarina Interna; EC: Estuarina Central; EE: Externa Estuarina; PCI: Plataforma Costera Interna; PCC: Plataforma Costera Central, PCE: Plataforma Costera Externa).

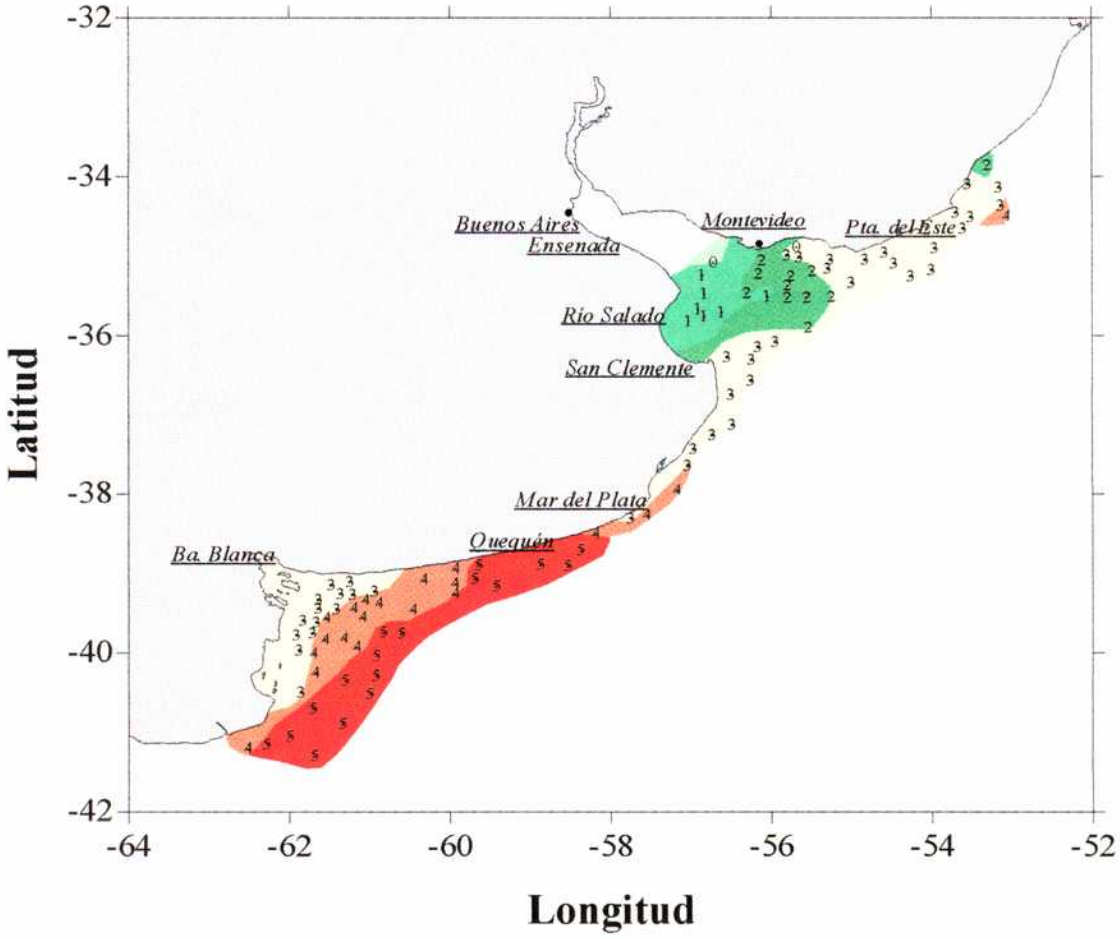


Figura 3.2.5.2: Área de distribución de los grupos de estaciones de muestreos definidas en el análisis DCCA correspondiente al año 1998. (0: Estuarina Interna; 1: Estuarina Central; 2: Externa Estuarina; 3: Plataforma Costera Interna; 4: Plataforma Costera Central, 5: Plataforma Costera Externa).

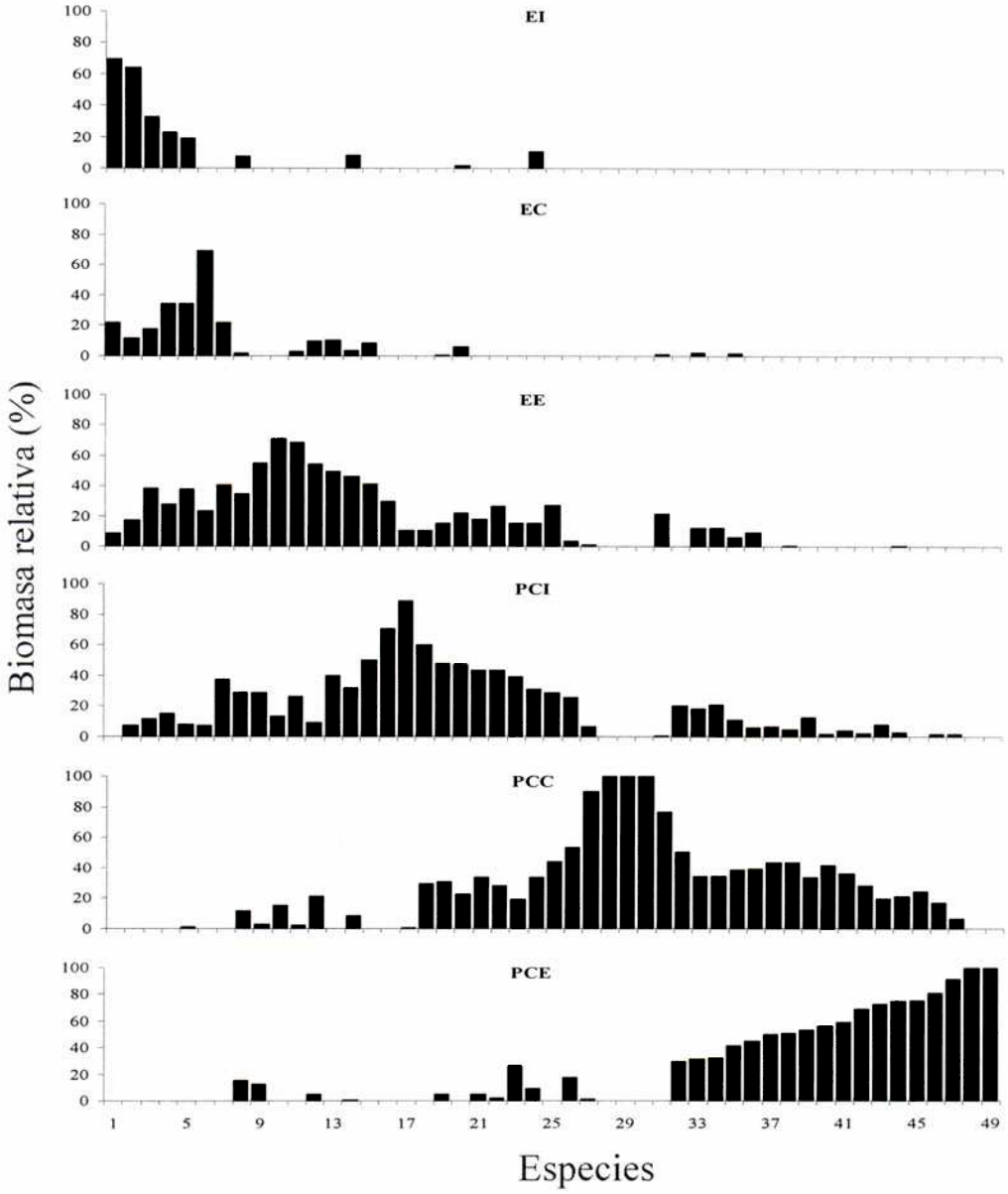


Figura 3.2.5.3. Composición promedio de especies de las áreas de asociaciones (CE: Estuarina Central; EE: Estuarina Externa; PCI: Plataforma Costera Interna; PCC: Plataforma Costera Central, PCE: Plataforma Costera Externa). Para cada especie se da el porcentaje de la biomasa promedio (Tn/Mn^2) que ocurre en cada área de asociación. (1), *Mugil sp;* (2), *Brevoortia aurea;* (3), *Menticirrhus americanus;* (4), *Paralonchurus brasiliensis;* (5), *Micropogonias furnieri;* (6), *Macrodon ancylodon;* (7), *Prionotus punctatus;* (8), *Sympterygia bonaparteii;* (9), *Sparus pagrus;* (10), *Netuma barbus;* (11), *Trichiurus lepturus;* (12), *Urophycis brasiliensis;* (13), *Rhinobatos horkelii;* (14), *Myliobatis goodei;* (15), *Conger orbignyanus;* (16), *Umbrina canosai;* (17), *Pomatomus saltatrix;* (18), *Paralichthys orbygnianus;* (19), *Parona signata;* (20), *Cynoscion guatucupa;* (21), *Mustelus schmitti;* (22), *Zapterix brevirostris;* (23), *Atlantoraja castelnaui;* (24), *Sympterygia acuta;* (25), *Dasyatis pastinaca;* (26), *Rioraja agassizi;* (27), *Porichthys porosissimus;* (28), *Callorhynchus callorhynchus;* (29), *Merluccius hubbsi;* (30), *Squalus sp. ;* (31), *Diplodus argenteus;* (32), *Galeorhinus galeus;* (33), *Squatina guggengein;* (34), *Trachurus lathami;* (35), *Paralichthys patagonicus;* (36), *Psammobatis sp. ;* (37), *Percophis brasiliensis;* (38), *Stromateus brasiliensis;* (39), *Dules auriga;* (40), *Scomber japonicus;* (41), *Xystreuris rasile;* (42), *Prionotus nudigula;* (43), *Atlantoraja cyclophora;* (44), *Pseudopercis semifasciata;* (45), *Paralichthys isoseles;* (46), *Discopyge tschudii;* (47), *Acanthistius brasilianus;* (48), *Cheilodactylus bergi;* (49), *Squalus acanthias.*

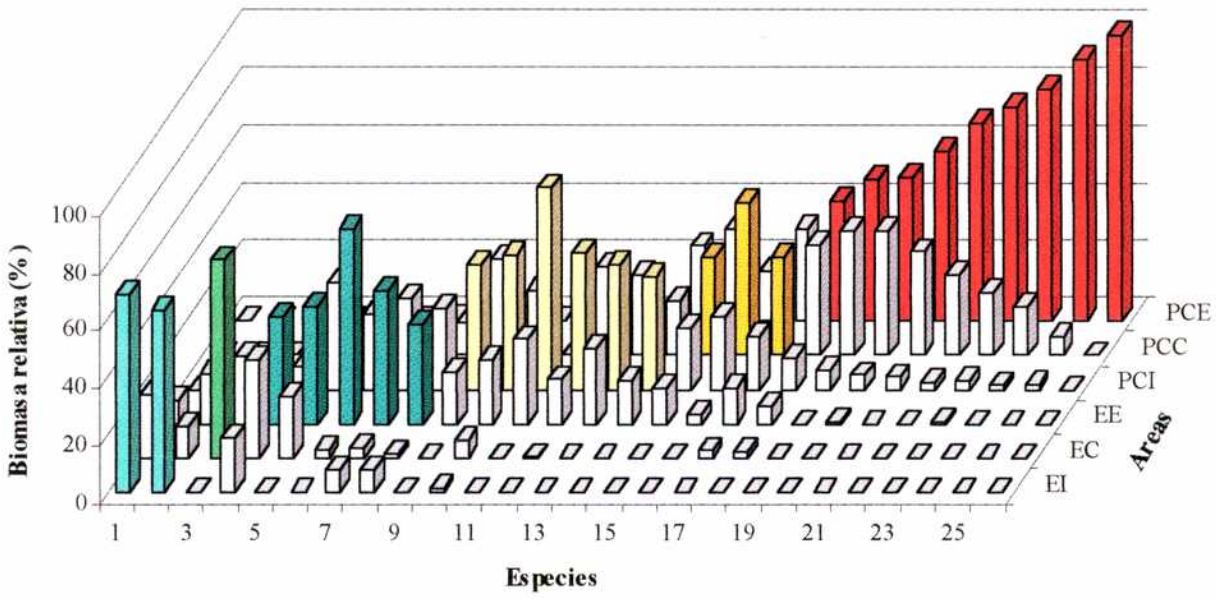


Figura 3.2.5.4 Porcentaje de las biomasas relativas (Tn/Mn^2) de las especies discriminantes, determinadas usando SIMPER, en cada área de asociación (EC: Estuarina Central; EE: Externa Estuarina; PCI: Plataforma Costera Interna; PCC: Plataforma Costera Central, PCE: Plataforma Costera Externa). Los colores indican el área a la cual la especie discrimina. (1), *Mugil sp;* (2), *Brevoortia aurea;* (3), *Macrodon ancylodon;* (4), *Micropogonias furnieri;* (5), *Prionotus punctatus;* (6), *Sympterygia bonapartii;* (7), *Trichiurus lepturus;* (8), *Myliobatis goodei;* (9), *Mustelus schmitti;* (10), *Cynoscion guatucupa;* (11), *Umbrina canosai;* (12), *Parona signata;* (13), *Zapterix brevirostris;* (14), *Atlantoraja castelnaui;* (15), *Trachurus lathami;* (16), *Rioraja agassizi;* (17), *Squatina guggengein;* (18), *Paralichthys patagonicus;* (19), *Percophis brasiliensis;* (20), *Stromateus brasiliensis;* (21), *Xystreuris rasile;* (22), *Prionotus nudigula;* (23), *Pseudopercis semifasciata;* (24), *Discopyge tschudii;* (25), *Acanthistius brasilianus;* (26), *Cheilodactylus bergi*

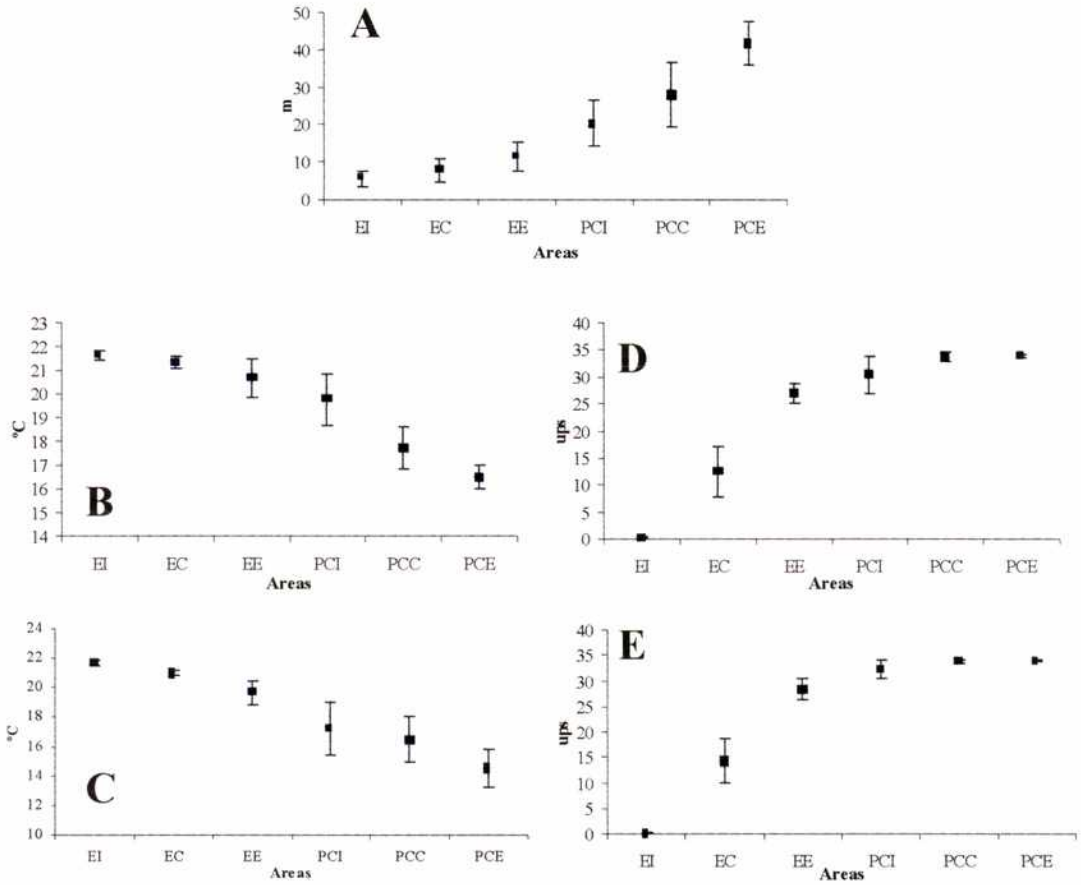


Figura 3.2.5.5 Condiciones ambientales (media, desvío estándar) de las áreas de asociación correspondientes al año 1998. (EI: Estuarina Interna; EC: Estuarina Central; EE: Externa Estuarina; PCI: Plataforma Costera Interna; PCC: Plataforma Costera Central, PCE: Plataforma Costera Externa). A) profundidad, B) temperatura de superficie, C) temperatura de fondo, D) Salinidad de superficie, y E) Salinidad de fondo.

Tabla 3.2.5.1 Especies comunes (contribuyen al 90% de similitud) de cada área de asociación correspondiente al año 1998, y su correspondiente porcentaje de contribución a la similitud del área de asociación (EI: Estuarina Interna; EC: Estuarina Central; EE: Externa Estuarina; PCI: Plataforma Costera Interna; PCC: Plataforma Costera Central, PCE: Plataforma Costera Externa).

0 (EI)		I (EC)		II (EE)		III (PCI)		IV (PCC)		V (PCE)	
Similitud promedio 31.33%		Similitud promedio 32.99%		Similitud promedio 35.44%		Similitud promedio 34.83%		Similitud promedio 36.86%		Similitud promedio 46.63%	
SP	%	SP	%	SP	%	SP	%	SP	%	SP	%
Micropogonias furnieri	40.3	*Micropogonias furnieri*	52.2	*Micropogonias furnieri*	29.6	*Mustelus schmitti*	32	*Mustelus schmitti*	22.5	*Percophis brasiliensis*	27.9
Mugil sp.	17.0	*Macrodon ancylodon*	34	*Cynoscion guatucupa*	14.2	*Cynoscion guatucupa*	12.9	*Percophis brasiliensis*	18.2	*Discopyge tschudii*	11.9
Brevoortia aurea	16.2	*Mugil sp*	4.34	*Myliobatis goodei*	10.9	*Parona signata*	8.77	*Squatina guggengein*	13.7	*Squatina guggengein*	11.7
Myliobatis goodei	11.5			*Mustelus schmitti*	10.3	*Squatina guggengein*	7.46	*Paralichthys patagonicus*	8.56	*Prionotus nudigula*	9.17
Cynoscion guatucupa	6.4			*Trichiurus lepturus*	7.55	*Myliobatis goodei*	5.75	*Raja agassizi*	6.19	*Paralichthys patagonicus*	7.3
				Sympterygia bonapartei	5.35	*Micropogonias furnieri*	5.54	*Parona signata*	5.9	*Xystreuris rasile*	5.77
				Squatina guggengein	4.5	*Trachurus lathami*	5.51	*Cynoscion guatucupa*	3.56	*Stromateus brasiliensis*	4.81
				Parona signata	3.62	*Sympterygia bonapartei*	3.55	*Prionotus nudigula*	3.43	*Trachurus lathami*	4.78
				Macrodon ancylodon	3.18	*Raja agassizi*	2.98	*Xystreuris rasile*	3.13	*Mustelus schmitti*	4.51
				Trachurus lathami	1.81	*Percophis brasiliensis*	2.88	*Trachurus lathami*	2.92	*Pseudopercis semifasciata*	2.51
						Raja castelnaui	2.79	*Stromateus brasiliensis*	2.17		

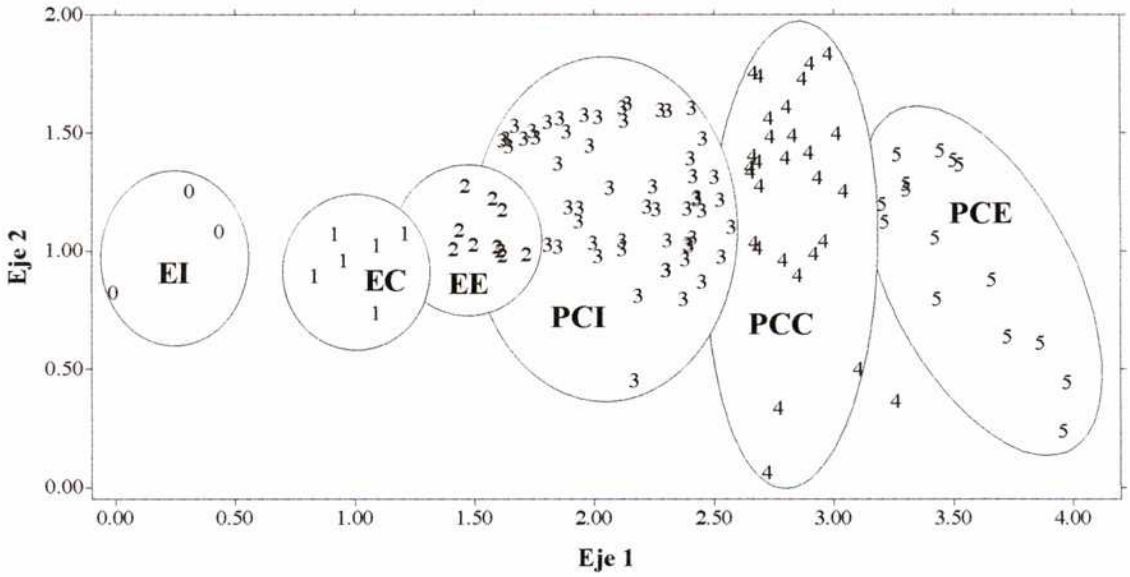


Figura 3.2.6.1: Diagrama de ordenación, obtenido del DCCA (Detrended Canonical Correspondence Analysis), de las estaciones de muestreos correspondientes al año 1998 (EI: Estuarina Interna; EC: Estuarina Central; EE: Externa Estuarina; PCI: Plataforma Costera Interna; PCC: Plataforma Costera Central, PCE: Plataforma Costera Externa).

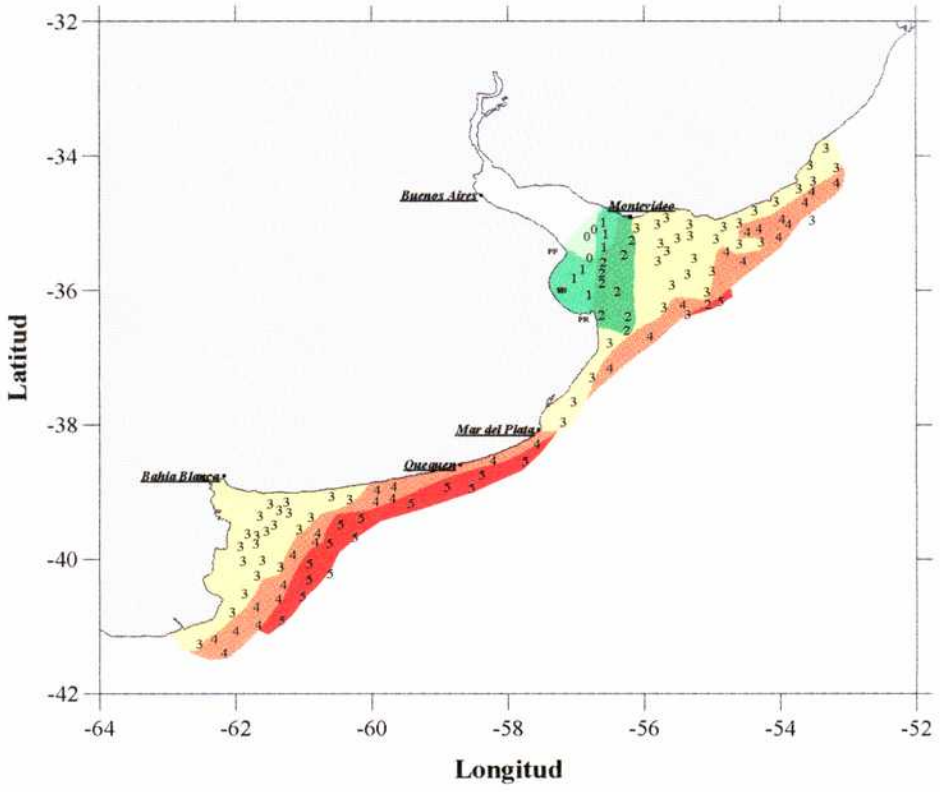


Figura 3.2.6.2: Área de distribución de los grupos de estaciones de muestreos definidas en el análisis DCCA correspondiente al año 1999. (0: Estuarina Interna; 1: Estuarina Central; 2: Externa Estuarina; 3: Plataforma Costera Interna; 4: Plataforma Costera Central, 5: Plataforma Costera Externa).

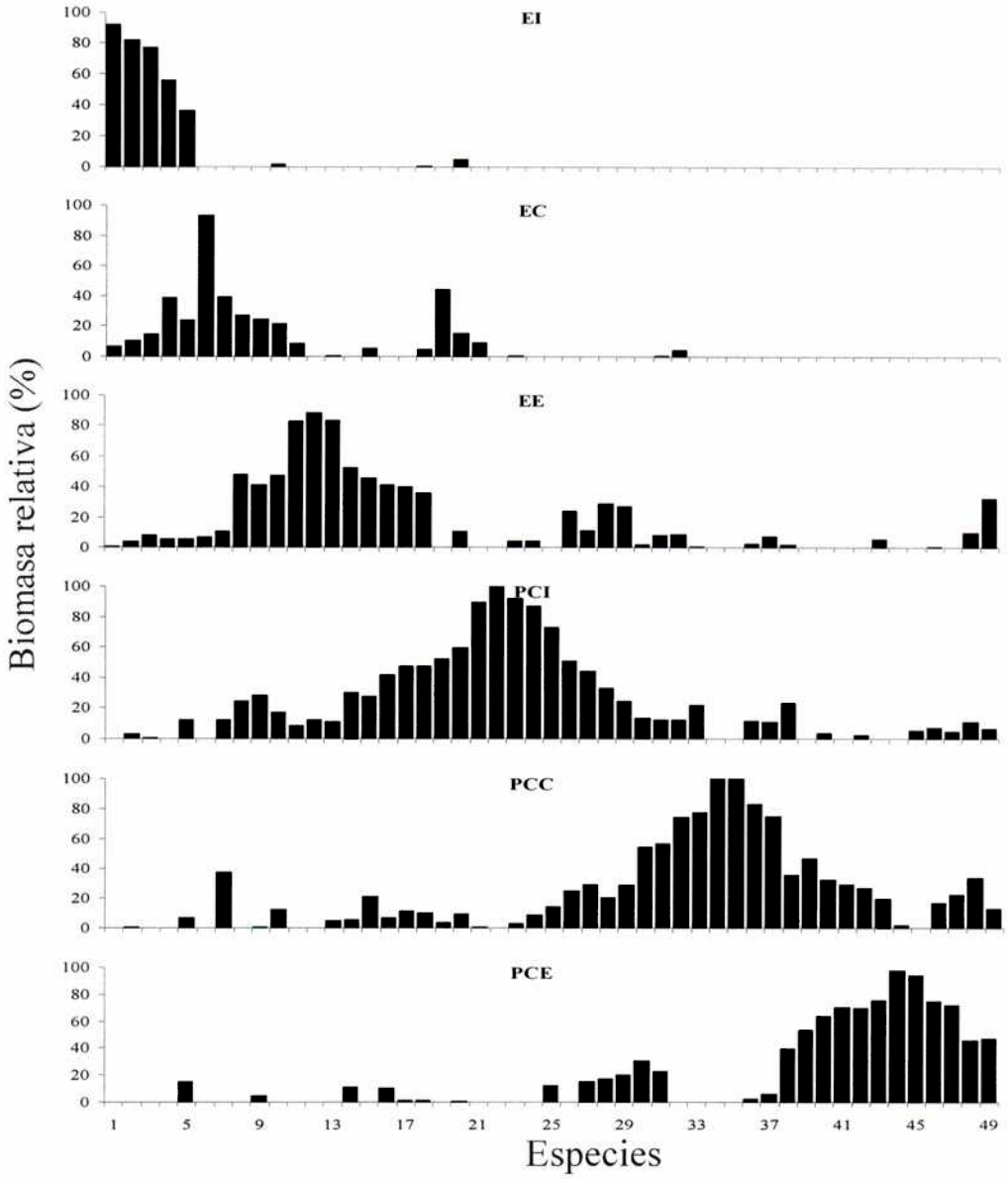


Figura 3.2.6.3. Composición promedio de especies de las áreas de asociaciones correspondientes al año 1999. (EI: Estuarina Interna; EC: Estuarina Central; EE: Externa Estuarina; PCI: Plataforma Costera Interna; PCC: Plataforma Costera Central, PCE: Plataforma Costera Externa). Para cada especie se da el porcentaje de la biomasa promedio (Tn/Mn2) que ocurre en cada área de asociación. (1), *Brevoortia aurea;* (2), *Micropogonias furnieri;* (3), *Netuma barbus;* (4), *Macrodon ancylodon;* (5), *Paralichthys orbygnianus;* (6), *Mugil sp;* (7), *Urophycis brasiliensis;* (8), *Paralonchurus brasiliensis;* (9), *Sympterygia bonapartei;* (10), *Conger orbignyanus;* (11), *Menticirrhus americanus;* (12), *Rhinobatos horkelii;* (13), *Prionotus punctatus;* (14), *Psammobatis sp. ;* (15), *Trichiurus lepturus;* (16), *Atlantoraja castelnaui;* (17), *Mustelus schmitti;* (18), *Parona signata;* (19), *Sympterygia acuta;*(20), *Myliobatis goodei;* (21), *Porichthys porosissimus;* (22), *Diplodus argenteus;* (23), *Pomatomus saltatrix;* (24), *Dasyatis pastinaca;* (25), *Callorhynchus callorhynchus;* (26), *Zapterix brevirostris;* (27), *Rioraja agassizi;* (28), *Paralichthys patagonicus;* (29), *Squatina guggengein;* (30), *Prionotus nudigula;* (31), *Stromateus brasiliensis;* (32), *Cynoscion guatucupa;* (33), *Umbrina canosai;* (34), *Mustelus fasciatus;* (35), *Scomber japonicus;* (36), *Sparus pagrus;* (37), *Galeorhinus galeus;* (38), *Percophis brasiliensis;* (39), *Xystreuris rasile;* (40), *Discopyge tschudii;* (41), *Pseudopercis semifasciata;* (42), *Squalus acanthias;* (43), *Cheilodactylus bergi;* (44), *Paralichthys isoseles;* (45), *Merluccius hubbsi;* (46), *Acanthistius brasilianus;* (47), *Dules auriga;* (48), *Trachurus lathami;* (49), *Atlantoraja cyclophora.*

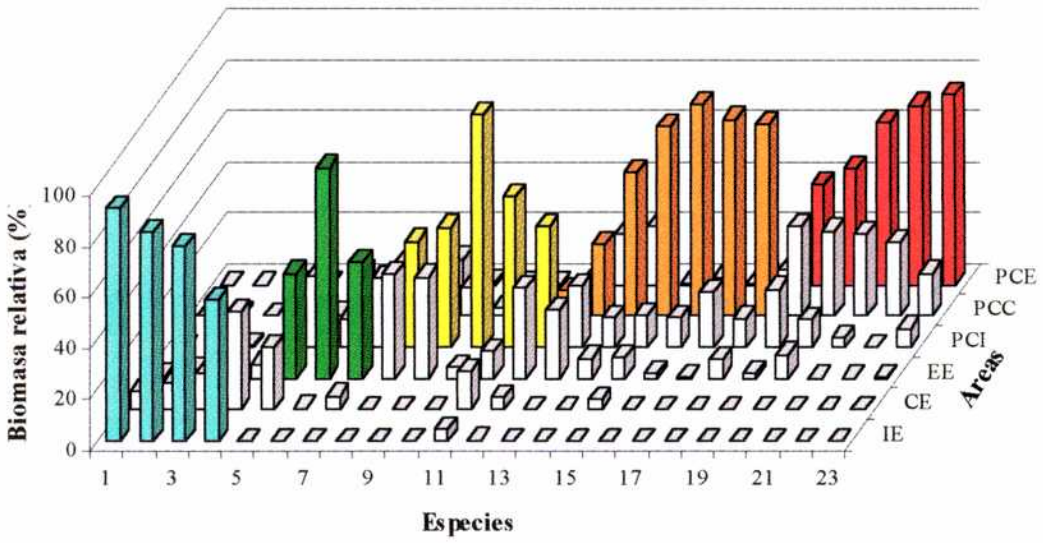


Figura 3.2.6.4 Porcentaje de las biomasas relativas (Tn/Mn^2) de las especies discriminantes, determinadas usando SIMPER, en cada área de asociación correspondiente al año 1999 (EI: Estuarina Interna; EC: Estuarina Central; EE: Externa Estuarina; PCI: Plataforma Costera Interna; PCC: Plataforma Costera Central, PCE: Plataforma Costera Externa). Los colores indican el área a la cual la especie discrimina. (1), *Brevoortia aurea;* (2), *Micropogonias furnieri;* (3), *Netuma barbus;* (4), *Macrodon ancylodon;* (5), *Sympterygia bonapartii;* (6), *Prionotus punctatus;* (7), *Trichiurus lepturus;* (8), *Atlantoraja castelnaui;* (9), *Mustelus schmitti;* (10), *Pomatomus saltatrix;* (11), *Myliobatis goodei;* (12), *Parona signata;* (13), *Squatina guggengein;* (14), *Stromateus brasiliensis;* (15), *Cynoscion guatucupa;* (16), *Sparus pagrus;* (17), *Umbrina canosai;* (18), *Galeorhinus galeus;* (19), *Percophis brasiliensis;* (20), *Trachurus lathami;* (21), *Discopyge tschudii;* (22), *Pseudopercis semifasciata;* (23), *Acanthistius brasilianus.*

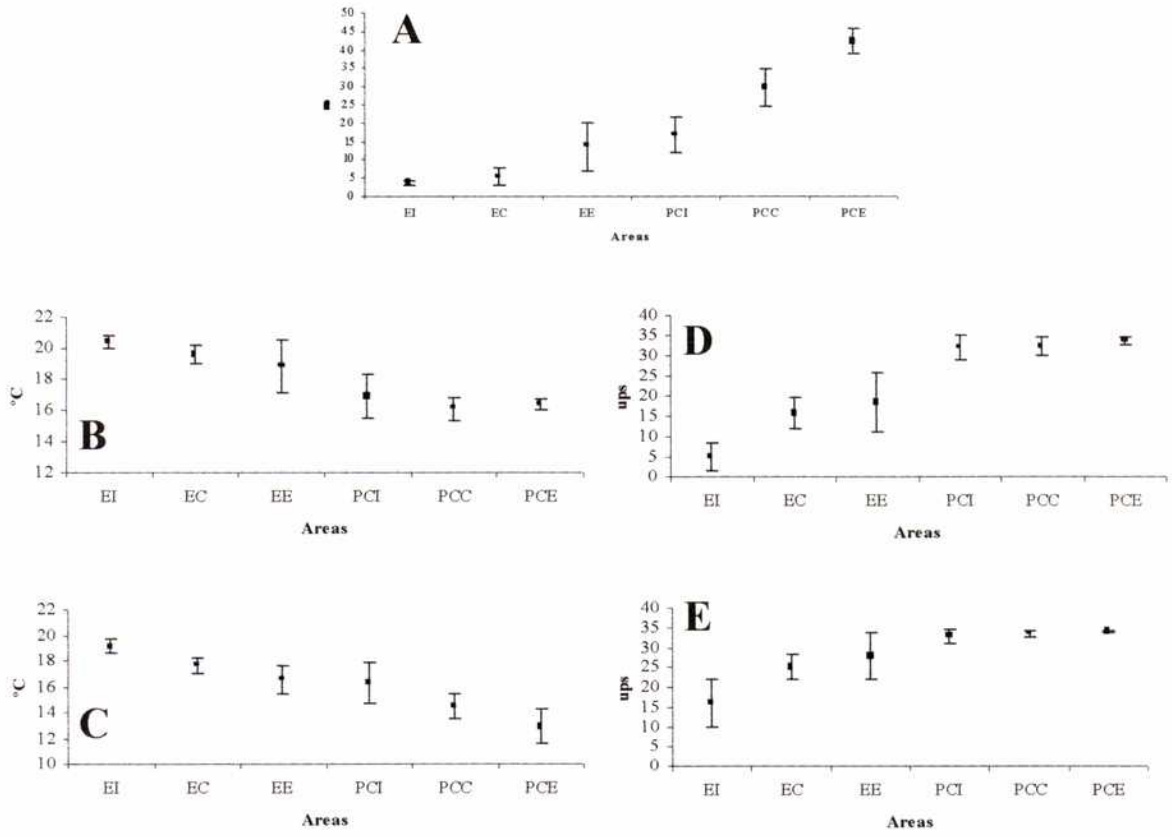


Figura 3.2.6.5 Condiciones ambientales (media, desvío estándar) de las áreas de asociación correspondientes al año 1999 (EI: Estuarina Interna; EC: Estuarina Central; EE: Externa Estuarina; PCI: Plataforma Costera Interna; PCC: Plataforma Costera Central, PCE: Plataforma Costera Externa) A) profundidad, B) temperatura de superficie, C) temperatura de fondo, D) Salinidad de superficie, y E) Salinidad de fondo.

Tabla 3.2.6.1 Especies comunes (contribuyen al 90% de similitud) de cada área de asociación correspondiente al año 1999, y su correspondiente porcentaje de contribución a la similitud del área de asociación (EI: Estuarina Interna; EC: Estuarina Central; EE: Externa Estuarina; PCI: Plataforma Costera Interna; PCC: Plataforma Costera Central, PCE: Plataforma Costera Externa)

0 (EI)		I (EC)		II (EE)		III (PCI)		IV (PCC)		V (PCE)	
Similitud promedio 60.28%		Similitud promedio 48.34%		Similitud promedio 30.23%		Similitud promedio 32.02%		Similitud promedio 27.55%		Similitud promedio 41.86%	
Especie	**%**	**Especie**	**%**	**Especie**	**%**	**Especie**	**%**	**Especie**	**%**	**Especie**	**%**
Micropogonias furnieri	40	*Macrodon ancylodon*	43.5	*Mustelus schmitti*	31.3	*Mustelus schmitti*	40.6	*Percophis brasiliensis*	24.9	*Trachurus lathami*	30.8
Macrodon ancylodon	30.7	*Micropogonias furnieri*	22.5	*Parona signata*	10.9	*Myliobatis goodei*	14.7	*Mustelus schmitti*	21.6	*Percophis brasiliensis*	27.3
Brevoortia aurea	27.2	*Brevoortia aurea*	15.4	*Micropogonias furnieri*	9.38	*Parona signata*	8.85	*Trachurus lathami*	12.5	*Discopyge tschudii*	7.56
		Cynoscion guatucupa	4.74	*Squatina guggengein*	7.77	*Cynoscion guatucupa*	7.66	*Cynoscion guatucupa*	7.45	*Stromateus brasiliensis*	7.07
		Myliobatis goodei	4.47	*Cynoscion guatucupa*	7.1	*Squatina guggengein*	4.91	*Stromateus brasiliensis*	6.69	*Squatina guggengein*	6.65
				Myliobatis goodei	6.73	*Trachurus lathami*	3.51	*Squatina guggengein*	4.94	*Galeorhinus galeus*	5.07
				Prionotus punctatus	6.56	*Micropogonias furnieri*	3.27	*Galeorhinus galeus*	4.57	*Prionotus nudigula*	2.5
				Trachurus lathami	4.28	*Percophis brasiliensis*	3.23	*Discopyge tschudii*	3.14	*Pseudopercis semifasciata*	2.36
				Stromateus brasiliensis	3.13	*Sympterygia bonapartei*	2.63	*Parona signata*	3.06	*Acanthistius brasilianus*	2.16
				Sympterygia bonapartei	3.06	*Pomatomus saltatrix*	2.06	*Prionotus nudigula*	2.78		

Capitulo III

Sección 2

Análisis temporal de la comunidad íctica e influencia ambiental

La posición de la composición de especies para cada estación de muestreo, entre 1981 y 1999, relativa a los dos primeros ejes del diagrama de ordenación obtenido del DCCA es mostrada en la Figura 3.2.1.1a. Este análisis de ordenación muestra que el gradiente representado por el primer eje es el más importante en la distribución temporal (Tabla 3.2.1.1a). Cuando las estaciones de muestreo correspondientes a cada año analizado, y sus correspondientes áreas de asociaciones fueron superpuestas sobre el análisis temporal, las estaciones de muestreo reflejaron el patrón espacial de las áreas de asociaciones obtenidas para a cada año sobre el Eje 1 (Figura 3.2.1.1b), y el patrón anual (de años) sobre el Eje 2 (Figura 3.2.1.1b).

Los dos primeros ejes del análisis de ordenación (DCCA) determinan el 9.9 % de la variación de la composición de especies, y el 48.5 % de la variación de la relación entre ambiente y las especies (Tabla 3.2.1.1a). El primer eje canónico del DCCA, el cual explica el 41.57 % de la variación, muestra que la profundidad y la temperatura de fondo son los factores ambientales más influyentes en la distribución espacial de las estaciones de muestreo. El segundo eje canónico, que explica el 8.84 % de la variación, muestra que el volumen de la descarga dulceacuícola del Río de la Plata (en octubre y noviembre), y la temperatura de superficie, son los factores ambientales más influyentes en la variación temporal de la comunidad íctica entre los años analizados (Tabla 3.2.1.1a).

Dado que la mayor la variación temporal de la composición íctica del ecosistema costero fue explicada por el primer eje canónico del DCCA (Tabla 3.2.1.1a), la variación temporal de la estructura de la comunidad para las diferentes áreas de asociaciones definidas para cada año fue analizada primariamente sobre el primer eje canónico del DCCA (Figura 3.2.1.1b).

El análisis de similitud (ANOSIM) muestra que la variación temporal en la composición de las áreas de asociaciones aumenta hacia la áreas de asociaciones mas profundas (Tabla 3.2.1.2). Esta variación temporal en la composición de las áreas fue explicada por varias especies identificadas como diagnosticas o discriminantes temporales facultativas para cada área de asociación (SIMPER, Figuras 3.2.1.2, .3, .4, .5, .6, .7). En la sección previa (Capitulo 3, sección.1, análisis espacial de las áreas de asociaciones para cada año) se identificaron las **especies típicas** de cada área para cada periodo de tiempo, y las **especies discriminantes** de dichas áreas dentro de un período de tiempo determinado. Para esta sección del análisis, que corresponde al patrón temporal, se comparó la composición de especies de cada área a lo largo del tiempo. En este caso se identificaron las **especies residentes** (especies típicas que contribuyeron al 90% de similitud de las áreas de asociaciones en todos los períodos de tiempo) y **especies temporales discriminantes** "facultativas" (las especies que no son residentes y contribuyen al 90 % de la disimilitud de las áreas de asociaciones entre períodos de tiempo).

La composición del área ***Interna Estuarial*** fue la menos variable. Esta área no mostró diferencias significativas entre los años analizados (94, 95, 98 y 99) (ANOSIM, $P<0.05$, Tabla 3.2.1.2). *Micropogonias furnieri*, especie residente del área, mostró un aumento de biomasa durante el último año (SIMPER, Figura 3.2.1.2). La mayor proporción (58.04%) de la

variación temporal de esta comunidad fue explicada por dos especies, *Brevoortia aurea* (especie discriminante temporal facultativa), y *Micropogonias furnieri* (Tabla 3.2.1.4).

En el área ***Central Estuarial*** la composición íctica mostró diferencias significativas entre los años 80 y 90 (ANOSIM, P<.05, Tabla 3.2.1.2). Asimismo, las años mostraron disimilitudes mayores al 40 % (SIMPER, Tabla 3.2.1.3). De las especies discriminantes temporales facultativas solo dos aumentaron durante los últimos años (*Cynoscion guatucupa* y *Urophycis brasiliensis*), mientras que el resto de las especies mostró un comportamiento variable o decreciente (Figura 3.2.1.3). *Brevoortia aurea, Micropogonias furnieri* y *Macrodon ancylodon* fueron especies residentes de esta asociación (Tabla 3.4.4.7). De estas especies, corvina rubia (*M. furnieri)* y saraca (*B. aurea*) mostraron mayores abundancia en los años intermedios, mientras que la pescadilla real (*M. ancylodon*) mostró mayor abundancia en el último año (Figura 3.2.1.3). Las especies residentes explicaron el 27.95% de la variación temporal de esta comunidad (Tabla 3.2.1.4).

La composición de especies en el área ***Externa Estuarial*** mostró diferencias significativas los años 1981-1983, y 1994, 95, 98,99, y también entre 1995-1998 (ANOSIM, P<.05, Tabla 3.2.1.2). Aunque varios años no mostraron diferencias significativas, los mencionados mostraron disimilitudes mayores al 60 % (SIMPER, Tabla 3.2.1.3). De las especies discriminantes temporales facultativas solo cinco incrementaron sus biomasas durante los dos último años (*Trachurus lathami, Macrodon ancylodon, Sympterygia bonapartii, Netuma barbus, Conger orbignyanus*), mientras que el resto de las especies mostró un comportamiento principalmente decreciente (Figura 3.2.1.4). Dos especies fueron residentes: *Myliobatis goodei,* que mostró mayor abundancia en los primeros años, y *Mustelus schmitti* con mayores abundancia en los años intermedios (Tabla 3.4.4.7, y Figura 3.2.1.4).

Las especies residentes explicaron el 15.5 % de la variación temporal de la composición de especies en esta área de asociación (Tabla 3.2.1.4).

La ictiofauna del área de asociación de la ***Plataforma Costera Interna*** mostró diferencias significativas para la mayoría de los años (ANOSIM, P<.05, Tabla 3.2.1.2). Aunque los años 1998 y 99 no presentaron diferencias significativas en su composición, presentaron una disimilitud del 64.33% (SIMPER, Tabla 3.2.1.3). *Cynoscion guatucupa, Mustelus schmitti* fueron especies residentes de esta área de asociación (Tabla 3.4.4.7). De estas especies, la pescadilla de red (*C. guatucupa*) mostró consistente disminución en su biomasa, mientras que la biomasa de gatuzo (*M. schmitti*) fue variable (Figura 3.2.1.5). *Trachurus lathami, Trichiurus lepturus, Umbrina canosai, Pomatomus saltatrix, Paralichthys orbignyanus, Conger orbignyanus* y *Sympterygia bonapartii* fueron las especies discriminantes temporales facultativas con un comportamiento creciente en sus biomasas hasta 1998, la mayoría de estas disminuye en 1999 a excepción de *Sympterygia bonapartii* (Figura 3.2.1.5). Las dos especies residentes (*C. guatucupa* y *M. schmitti*) explicaron el 13.12 % de la variación temporal de la ictiofauna de esta área de asociación (Tabla 3.2.1.4).

La composición íctica en el área ***Plataforma Costera Central*** mostró diferencias significativas entre todos los años (ANOSIM, P<.05, Tabla 3.2.1.2), con disimilitudes mayores al 62.10 % (SIMPER, Tabla 3.2.1.3). Esta área de asociación no presenta especies residentes, aunque algunas especies (*Stromateus brasiliensis, Percophis brasiliensis,* y *Galeorhinus galeus*) fueron típicas o comunes en cinco de los seis años analizados (Tabla 3.4.4.7). Las especies discriminantes temporales facultativas mostraron diferentes comportamientos. Algunas mostraron una tendencia decreciente en sus biomasas (*Zapteryx brevirostris, Callorhynchus callorhinchus, Myliobatis goodei, Squalus acanthias, Atlantoraja cyclophora, Dasyatis pastinaca, Micropogonias furnieri,* y *Atlantoraja castelnaui*), otras

especies presentaron mayores abundancias en los años intermedios (*Discopyge tschudii, Acanthistius brasilianus, Stromateus brasiliensis,* y *Merluccius hubbsi*), mientras que *Parona signata, Dules auriga, Squatina guggenheim, Trachurus lathami, Pomatomus saltatrix, y Trichiurus lepturus* mostraron una tendencia principalmente creciente (Figura 3.2.1.6). Aquellas especies que fueron comunes en cinco de los seis años analizados (*S. brasiliensis, P. brasiliensis,* y *G. galeus*) explicaron el 16.85 % de la variación temporal de la ictiofauna de esta área de asociación (Tabla 3.2.1.4).

La ictiofauna del área de asociación de la ***Plataforma Costera Externa*** mostró diferencias significativas para todos años (ANOSIM, P<.05, Tabla 3.2.1.2), con disimilitudes mayores al 58.74 % (Tabla 3.2.1.3). Esta área de asociación no presenta especies residentes. *Stromateus brasiliensis, Pseudopercis semisfasciatus, Discopyge tschudii* fueron típicas o comunes en cinco de los seis años analizados (Tabla 3.4.4.7). Algunas especies discriminantes temporales facultativas mostraron una tendencia decreciente en su biomasas (*Micropogonias furnieri, Cynoscion guatucupa, Acanthistius brasilianus, Squatina guggenheim, Atlantoraja castelnaui, Galeorhinus galeus*). Otras especies mostraron sus mayores biomasas en los años intermedios (*Stromateus brasiliensis, Cheilodactilus bergi, Pseudopercis semisfasciatus, Merluccis hubbsi),* mientras que otras especies como *Parona signata, Dules auriga,* y *Trachurus lathami* mostraron una tendencia principalmente creciente (Figura 3.2.1.7). Aquellas especies que fueron comunes en cinco de los seis años analizados explicaron el 14.89 % de la variación temporal en la composición de especies de esta área de asociación (Tabla 3.2.1.4).

Como fue mencionada anteriormente, el patrón temporal correspondiente a cada año en el análisis temporal de la comunidad de peces es mostrado sobre el eje 2 del diagrama de ordenación (Figura 3.2.1.1a). El análisis de similitud muestra que la ictiofauna del ecosistema

costero presenta diferencias significativas entre los períodos analizados (ANOSIM, Tabla 3.2.1.5), durante los cuales varias especies discriminaron la composición de especies de cada año (SIMPER, Figura 3.2.1.8).

La composición íctica en los años iniciales fue caracterizada por las mayores biomasas de *Sparus pagrus, Zapteryx brevirostris, Acanthistius brasilianus, Prionotus nudigula, Rioraja agassizi*, y *Cynoscion guatucupa* en 1981, y *Myliobatis goodei, Paralonchurus brasiliensis, Urophycis brasiliensis, Micropogonias furnieri, Atlantoraja cyclophora,* y *Psammobatis* sp. en 1983. Algunas especies fueron más abundantes en años centrales, *Discopyge tschudii, Rhinobatos horkelii, Paralichthys patagonicus,* y *Mustelus schmitti* en 1994, mientras que en 1995 fueron más abundantes *Squatina guggenheim, Percophis brasiliensis, Stromateus brasiliensis, Merluccis hubbsi, Rajidae, Paralichthyidae, Parona signata, Prionotus punctatus, Pseudopercis semisfasciatus,* y *Macrodon ancylodon.* Las biomasas de *Sympterygia bonapartii, Umbrina canosai* y *Trachurus lathami* fueron mayores en 1998, mientras que las de *Galeorhinus galeus* y *Brevoortia aurea* en 1999 (Figura 3.2.1.8).

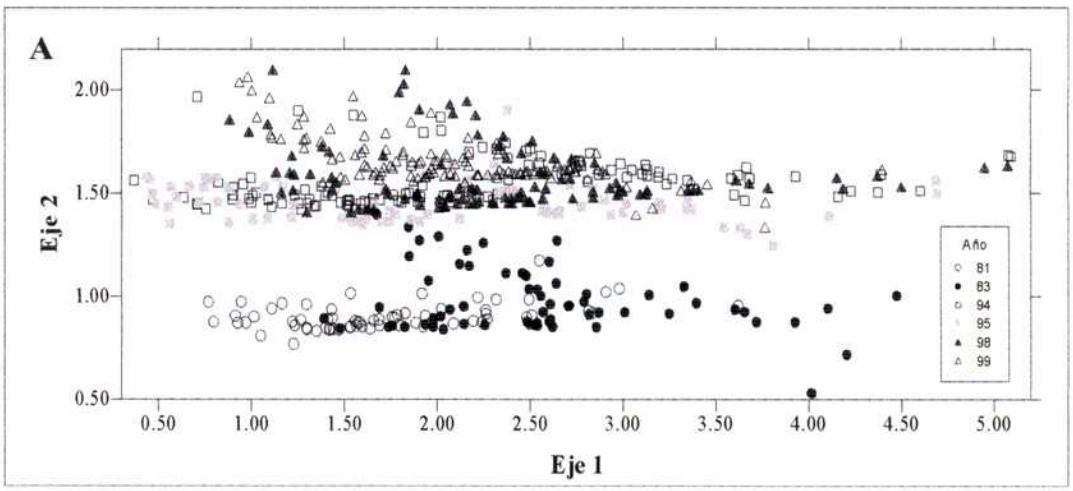
La contribución relativa de las diferentes especies discriminantes para cada año al promedio de la disimilitud dentro de las ictiofauna costera, muestra que el 50% de la variación fue explicada por 10 especies (Tabla 3.2.1.6). *Mustelus schmitti* (9.04 %) fue la especie que más contribuyo a dicha disimilitud, seguida por *Cynoscion guatucupa* (7.20%), *Myliobatis goodei, Percophis brasiliensis, Micropogonias furnieri, Stromateus brasiliensis, Trachurus lathami, Parona signata* y *Squatina guggenheim* (Tabla 3.2.1.6)

La posición de la composición de especies para cada estación de muestreo, entre 1994 y 1999, relativa a los dos primeros ejes del diagrama de ordenación obtenido del DCCA es mostrada en la Figura 3.2.1.9a. Este análisis de ordenación muestra que el gradiente representado por el primer eje es el mas importante en la distribución temporal (Tabla 3.2.1.1b). El primer eje canónico del análisis de ordenación determino el 11.1 % de variación de los datos de especies y el 52.1 % de la variación de la relación entre el ambiente y las especies (Tabla 3.2.1.1b).

Cuando las estaciones de muestreo correspondientes a cada año analizado, y sus correspondientes áreas de asociaciones fueron superpuestas sobre el diagrama de ordenación temporal, las estaciones de muestreo reflejaron el patrón espacial de las áreas de asociaciones para a cada año sobre el eje 1 (Figura 3.2.1.9b), y el patrón temporal (años) sobre el eje 2 (Figura 3.2.1.9a). El primer eje canónico, que explica el 43.44% de la variación en las especies, muestra que la profundidad y la temperatura de fondo son los factores ambientales más importantes en la determinación del patrón espacial de cada año (Tabla 3.2.1.1b). Pero a diferencia del análisis temporal entre 1981 y 1999, el segundo eje canónico del análisis de ordenación, que explica el 8.55 % de la variación, muestra que el esfuerzo de pesca de la flota

costera y la descarga del Río Negro correspondiente a octubre son los factores mas influyentes en la determinación de las variaciones entre años (Tabla 3.2.1.1b).

3.2.3 Figuras y tablas del análisis temporal



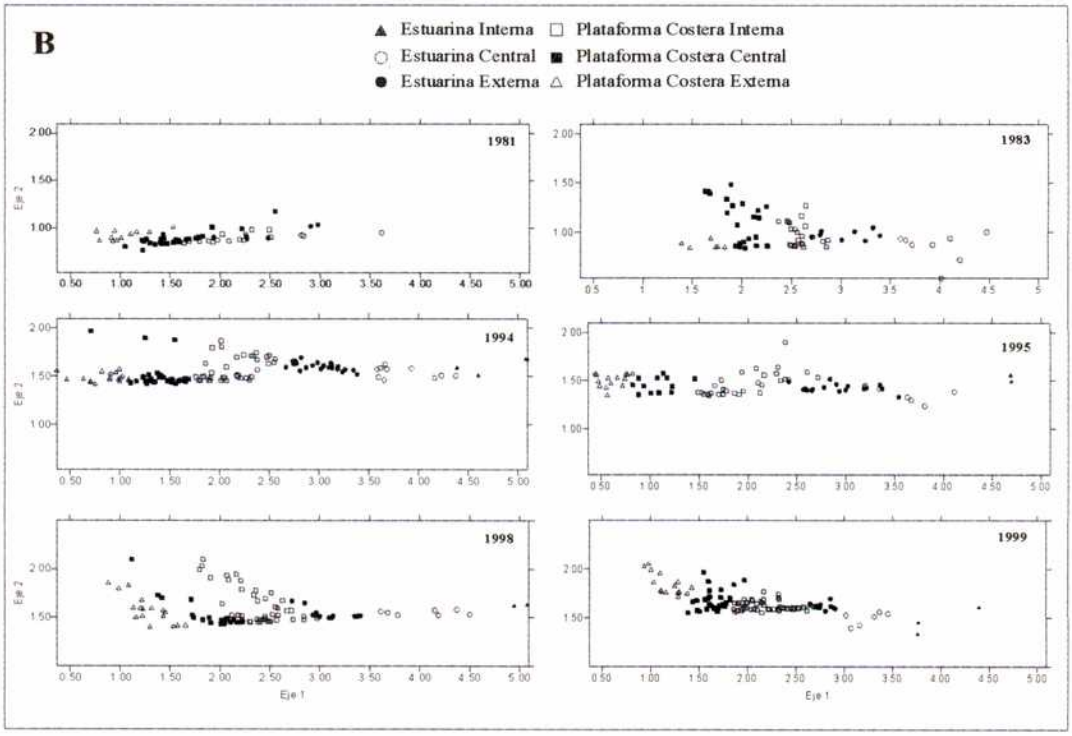
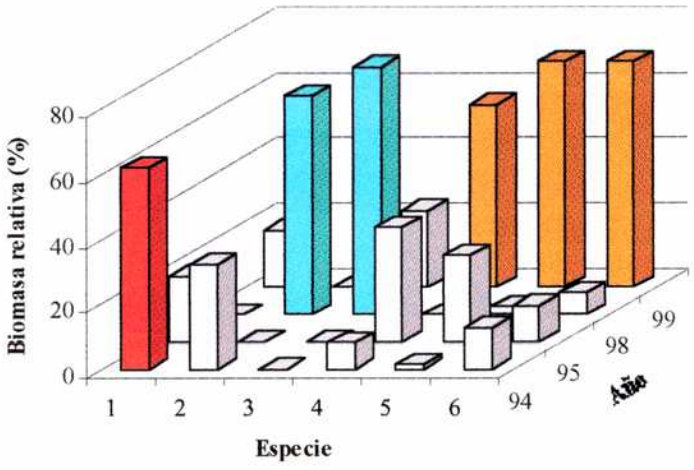


Figura 3.2.1.1 Diagrama de ordenación obtenido del DCCA (Detrended Canonical Correspondence Analysis), de las estaciones de muestreos correspondiente a: **A)** todos los años (1981- 1999), **B)** cada año analizado mostrando los grupos identificados en el patrón espacial correspondiente.

Figura 3.2.1.2 Composición de especies (sobre el total del periodo de estudio) del Área Estuarial Interna. Para cada especie se da el porcentaje relativo de la captura promedio (tn/mn^2) para cada año. Se indican las especies residentes (negrita) y aquellas especies comunes en 3 de los 4 años (*).

	Año			
Especie	**94**	**95**	**98**	**99**
1 *Netuma barbus*	62.15	20.28	0.00	17.56
2 *Paralonchurus brasiliensis*	32.57	0.00	67.43	0.00
3 *Myliobatis goodei*	0.00	0.00	76.32	23.68
4 *Macrodon ancylodon*	8.44	35.36	0.00	56.21
5 *Brevoortia aurea* (*)	1.42	26.86	2.32	69.40
6 ***Micropogonias furnieri***	13.02	11.10	6.67	69.21



Especie	81	83	94	95	98	99
1 *Paralichthys sp.*	100.00					
2 *Parona signata*	66.34	4.93	12.13	10.99	0.68	4.93
3 *Stromateus brasiliensis*	54.64	21.22		21.22	0.03	2.89
4 *Umbrina canosai*		84.91		15.09		
5 *Mustelus schmitti*		91.25			8.75	
6 *Psammobatis sp.*		100.00				
7 *Sconber japonicus*		100.00				
8 *Percophis brasiliensis*		88.89	11.11			
9 *Myliobatis goodei*		39.38	22.29	16.67	9.38	12.29
10 ***Micropogonias furnieri***	6.37	17.45	29.72	17.45	16.84	12.17
11 *Menticirrus americanus*	6.58	14.47	39.47	23.03	12.50	3.95
12 *Paralichthys orbygnianus*			56.47	14.59		28.94
13 *Prionotus punctatus*	21.74		75.36		2.90	
14 *Mugil sp.*	2.15	0.09	66.26	12.93	12.69	5.88
15 *Conger orbignyanus*		1.48	47.97	25.09	3.32	22.14
16 *Paralonchurus brasiliensis*	2.01	12.06	47.74	25.63	9.55	3.02
17 *Trichiurus lepturus*			45.77	31.69	11.97	10.56
18 *Paralichthys patagonicus*			38.50	38.03	23.47	
19 *Sympterygia bonapartii*				66.36	2.09	31.55
20 ***Brevoortia aurea***	5.90	5.80	9.91	57.32	1.69	19.39
21 *Netuma barbus*	4.78		23.51	49.80		21.91
22 *Cynoscion guatucupa*		0.32	3.19	2.27	59.01	35.19
23 ***Macrodon ancylodon***	1.60	18.02	21.14	20.91	11.18	27.15
24 *Urophycis brasiliensis*	10.38	6.49	8.17	8.82	24.64	41.50

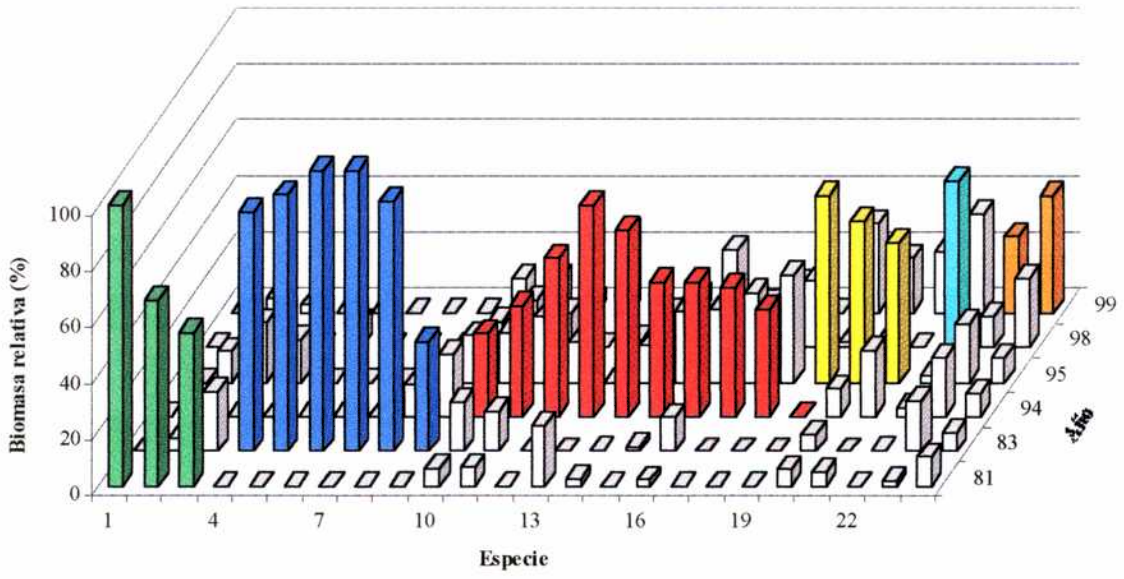


Figura 3.2.1.3 Composición de especies (sobre el total del periodo de estudio) del Área Estuarial Central. Para cada especie se da el porcentaje relativo de la captura promedio (tn/mn^2) para cada año. Se indican las especies residentes (negrita) Se indican las especies residentes (negrita).

Especie	Año 81	83	94	95	98	99
1 *Paralichthys sp.*	100.00					
2 *Sparus pagrus*	95.93		0.05		3.63	0.39
3 *Prionotus nudigula*	94.66				1.86	3.48
4 *Zapteryx brevirostris*	91.61	1.87		2.46	3.40	0.65
5 *Percophis brasiliensis*	86.03	4.73	0.18	1.00		8.06
6 *Discopyge tschudii*	77.01	0.17	2.55	20.27		
7 *Diplodus argenteus*	74.63	6.19		5.59	13.59	
8 *Parona signata* (*)	17.44	29.44	11.17	11.99	11.68	18.27
9 ***Myliobatis goodei***	17.05	38.67	5.84	17.37	18.77	2.30
10 *Dasyatis pastinaca*	24.35	58.23		10.60	6.27	0.55
11 *Xystreuris rasile*		99.47		0.53		
12 *Psammobatis sp.*		97.19			1.87	0.94
13 *Atlantoraja cyclophora*		75.81	10.39	2.07		11.73
14 *Pomatomus saltatrix*		51.59	11.16	10.86	19.94	6.44
15 *Stromateus brasiliensis*	9.91	42.52	5.45	33.15	1.18	7.80
16 *Urophycis brasiliensis*	0.30	28.76	26.05	22.77	20.45	1.67
17 *Rhinobatos horkelii*	0.83		59.67	31.66	3.88	3.96
18 *Paralonchurus brasiliensis*	0.26	21.35	31.35	30.52	9.48	7.04
19 *Prionotus punctatus*	11.92	0.23	31.18	42.85	7.70	6.12
20 *Paralichthys patagonicus*			31.06	53.26	11.57	4.11
21 *Paralichthys orbygnianus*			15.00	71.79	5.69	7.51
22 *Brevoortia aurea*	0.19	0.86	4.92	69.74	12.11	12.18
23 *Umbrina canosai*	2.14	1.58	22.59	49.45	24.15	0.08
24 *Menticirrhus americanus*	3.97	1.14	18.99	46.18	12.56	17.17
25 *Squatina guggengein*	6.15		22.28	44.04	15.77	11.76
26 ***Mustelus schmitti***	4.16	13.49	23.40	33.91	7.19	17.86
27 *Atlantoraja castelnaui*	6.34	8.46	20.36	33.27	14.96	16.61
29 *Micropogonias furnieri* (*)	3.20	24.68	14.41	12.27	36.69	8.75
30 *Trachurus lathami*	0.03		8.65	11.39	42.68	37.25
31 *Sympterygia acuta*			25.15		74.85	
32 *Trichiurus lepturus*		0.14	2.25	7.57	67.80	22.25
33 *Mugil platanus or sp.*			7.42	44.32	44.49	3.77
34 *Cynoscion guatucupa*	23.54	10.77	7.21	4.17	40.51	13.80
28 *Macrodon ancylodon*	1.60	4.70	16.89	25.78	20.82	30.20
35 *Sympterygia bonapartii*	2.75	0.52	21.04	18.81	24.96	31.91
36 *Netuma barbus*			23.93	6.62	26.80	42.65
37 *Conger orbignyanus*	0.88	3.04	17.85	4.25	17.46	56.51
38 *Galeorhinus galeus*	42.99					57.01

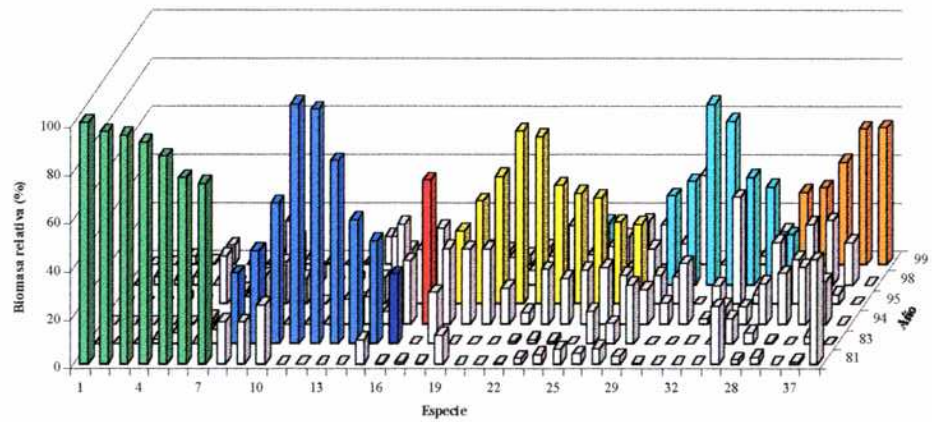


Figura 3.2.1.4 Composición de especies (sobre el total del periodo de estudio) del Área Estuarial Externa. Para cada especie se da el porcentaje relativo de la captura promedio (tn/mn^2) para cada año. Se indican las especies residentes (negrita) Se indican las especies residentes (negrita).

Especie	Año 81	83	94	95	98	99
1 *Prionotus nudigula*	68.95	1.22	10.51	15.40	1.96	1.96
2 *Sparus pagrus*	58.90	0.01	1.37	23.28	8.22	8.22
3 *Macrodon ancylodon*	49.98	0.04	0.00	0.00	39.27	10.71
4 *Galeorhinus galeus*	49.54	13.98	9.42	5.47	1.52	20.06
5 *Callorhinchus callorhynchus*	47.24	1.57	0.00	30.71	0.00	20.47
6 ***Cynoscion guatucupa***	34.90	18.48	11.66	15.77	15.59	3.61
7 *Micropogonias furnieri* (*)	33.19	22.66	14.57	6.06	11.83	11.69
8 *Myliobatis goodei* (*)	17.48	42.65	9.42	2.05	14.38	14.01
9 *Xystreuris rasile*	13.22	52.90	17.98	2.64	13.22	0.03
10 *Psammobatis sp.*	15.19	68.35	5.57	5.06	4.05	1.77
11 *Urophycis brasiliensis*	2.34	83.59	7.81	3.91	1.56	0.78
12 *Atlanroraja cyclophora*	4.58	73.23	10.76	2.29	6.86	2.29
13 *Dasyatis pastinaca*	9.80	71.57	7.84	0.00	3.92	6.86
14 *Brevoortia aurea*	5.86	68.36	0.20	0.00	18.75	6.84
15 *Paralonchurus brasiliensis*	0.00	54.73	2.16	21.56	11.61	9.95
16 ***Mustelus schmitti***	17.12	13.73	21.48	17.17	13.83	16.67
17 *Prionotus punctatus*	13.08	1.54	31.54	25.38	24.62	3.85
18 *Squalus acanthias*	0.51	0.00	99.46	0.00	0.00	0.03
19 *Rhinobatos horkelii*	0.00	1.38	92.26	1.38	4.24	0.74
20 *Paralichthys patagonicus*	0.00	0.19	55.83	26.35	14.43	3.20
21 *Porichthys porosissimus*	4.30	12.89	38.97	0.57	6.02	37.25
22 *Zapteryx brevirostris*	36.32	0.50	0.00	45.27	14.43	3.48
23 *Discopyge tschudii*	15.50	0.19	32.51	49.15	1.89	0.76
24 *Rajidae* sp.	0.00	0.00	24.60	75.40	0.00	0.00
25 *Percophis brasiliensis* (*)	4.87	0.05	8.11	72.04	5.95	8.98
26 *Paralichthys* sp.	23.89	5.67	0.00	70.45	0.00	0.00
27 *Stromateus brasiliensis*	6.21	10.22	15.23	57.92	4.01	6.41
28 *Parona signata* (*)	12.32	1.67	26.98	44.70	8.55	5.78
29 *Squatina guggenheim* (*)	8.66	0.59	24.21	39.17	19.29	8.07
30 *Sympterygia acuta*	23.08	11.54	21.15	1.92	32.69	9.62
31 *Trachurus lathami*	0.69	0.00	12.32	2.40	53.58	31.01
32 *Trichiurus lepturus*	0.00	0.02	2.39	4.17	61.62	31.80
33 *Umbrina canosai*	0.32	3.33	13.17	0.16	75.40	7.62
34 *Pomatomus saltatrix*	0.08	0.01	1.93	0.00	56.11	41.87
35 *Rioraja agassizi*	29.16	6.94	0.01	18.05	38.88	6.94
36 *Paralichthys orbygnianus*	0.00	0.00	28.95	23.68	31.58	15.79
37 *Conger orbignyanus*	6.99	10.75	19.35	12.37	28.49	22.04
38 *Atlantoraja castelnaui*	22.18	6.85	16.94	20.16	23.39	10.48
39 *Sympterygia bonapartii*	16.43	9.63	17.00	12.18	22.38	22.38

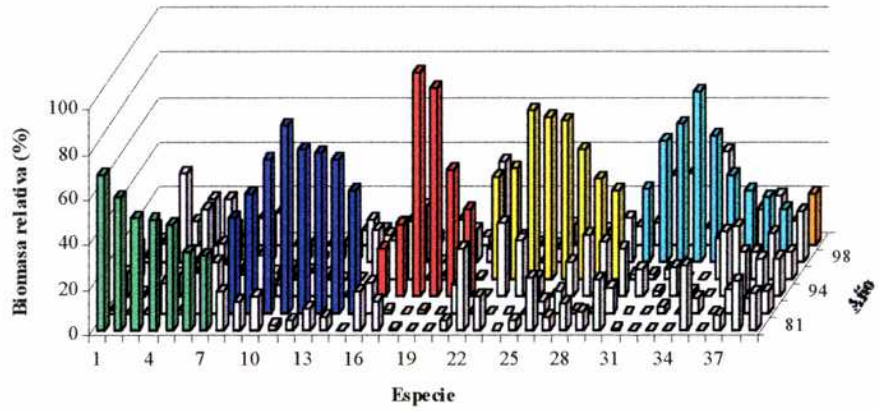


Figura 3.2.1.5 Composición de especies (sobre el total del periodo de estudio) del Área de la Plataforma Interna. Para cada especie se da el porcentaje relativo de la captura promedio (tn/mn^2) para cada año. Se indican las especies residentes (negrita) y las especies comunes en cinco de los seis años (*).

	Año					
Especie	**81**	**83**	**94**	**95**	**98**	**99**
1 *Zapteryx brevirostris*	74.75	8.49		1.36	12.95	2.44
2 *Paralichthys isoseles*	67.05				32.62	0.32
3 *Sparus pagrus*	62.53	0.10	5.95		0.48	30.95
4 *Callorhinchus callorhynchus*	45.66	2.21	39.45	7.15	4.14	1.40
5 *Cynoscion guatucupa*	31.48	18.33	9.98		10.36	29.85
6 *Myliobatis goodei*	30.04	38.97	5.62	4.07	13.46	7.84
7 *Squalus acanthias*	32.43	42.66	14.75	5.72		4.44
8 *Mustelus fasciatus*	2.44	56.23				41.34
9 *Atlanroraja cyclophora*	2.94	69.23	17.47		8.30	2.06
10 *Paralonchurus brasiliensis*	0.61	99.39				
11 *Prionotus punctatus*	2.88	95.03				2.09
12 *Urophycis brasiliensis*	2.25	69.78	8.43	4.48	8.78	6.28
13 *Dasyatis pastinaca*	14.97	44.12	15.99		22.55	2.37
14 *Micropogonias furnieri*	24.25	34.07	17.05	6.38	6.18	12.07
15 *Mustelus schmitti*	18.92	31.41	23.33	2.37	17.58	6.40
16 *Atlantoraja castelnaui*	25.10	29.71	29.20		13.98	2.02
17 *Conger orbignyanus*		38.56	41.11			20.33
18 *Rhinobatos horkelii*	18.42		81.58			
19 *Squalus sp.*			55.19		44.81	
20 *Paralichthys patagonicus*	5.47	0.05	50.93		41.82	1.73
21 *Discopyge tschudii*	15.33	7.90	34.08	26.85	12.32	3.51
22 *Acanthistius brasilianus*	29.77	0.31	28.64	39.96	0.60	0.72
23 *Stromateus brasiliensis* (*)	4.23	3.91	27.13	51.80	6.92	6.01
24 *Paralichthys sp.*	24.82	1.29		73.89		
25 *Merluccius hubbsi*	0.24	0.66	2.41	95.42	1.27	
26 *Rajidae sp*			21.35	78.65		
27 *Cheilodactylus bergi*	29.26	0.04	2.72	67.14		0.84
28 *Pseudopercis semifasciata*	4.22	4.26	10.09	57.02	11.52	12.89
29 *Prionotus nudigula*	22.40	1.20	7.82	54.83	10.36	3.39
30 *Percophis brasiliensis* (*)	17.14	0.59	16.54	27.28	28.62	9.82
31 *Psammobatis sp.*	24.38	25.40	7.04		42.61	0.57
32 *Parona signata*	7.40	3.61	31.64		46.78	10.57
33 *Paralichthys orbygnianus*					62.66	37.34
34 *Sympterygia acuta*	11.62	1.31	15.23		70.48	1.36
35 *Diplodus argenteus*	0.42		2.78		96.79	
36 *Porichthys porosissimus*	0.56	0.04	1.20		97.80	0.39
37 *Scomber japonicus*	0.97				77.55	21.48
38 *Dules auriga*	7.14	10.22	4.23		59.26	19.14
39 *Rioraja agassizi*	33.95	7.53	1.25		54.12	3.15
40 *Sympterygia bonapartii*	8.83	5.67	38.16		44.74	2.60
41 *Xystreuris rasile*	15.13	11.88	31.48		41.18	0.32
42 *Squatina guggenheim*	8.97	5.96	18.04	19.37	37.27	10.39
43 *Trachurus lathami*	1.83	0.01	10.76	13.04	35.52	38.83
44 *Pomatomus saltatrix*	11.53		34.23		11.65	42.60
45 *Galeorhinus galeus* (*)	14.00	24.34	7.18	8.48	1.27	44.74
46 *Umbrina canosai*	31.42	0.61	4.17			63.80
47 *Trichiurus lepturus*			5.26		16.39	78.35

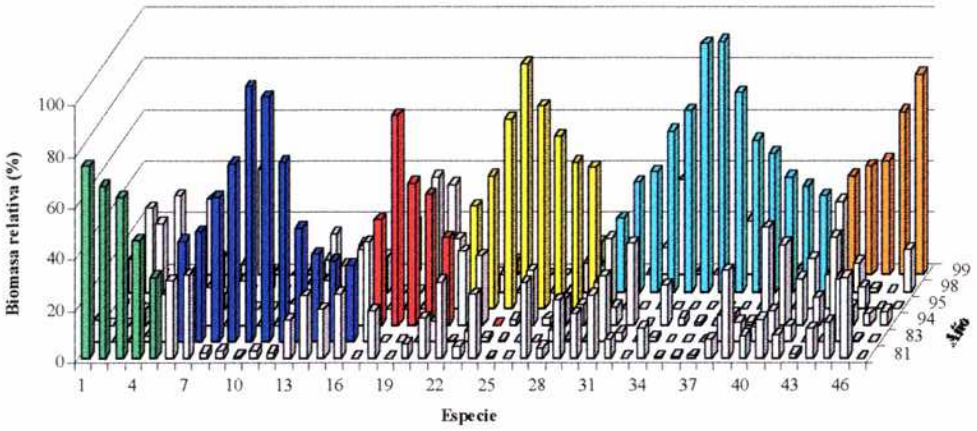


Figura 3.2.1.6 Composición de especies (sobre el total del periodo de estudio) del Área de la Plataforma Central. Para cada especie se da el porcentaje relativo de la captura promedio (tn/mn^2) para cada año. Se indican las especies comunes en 5 de los seis años (*).

	Especie	Año					
		81	83	94	95	98	99
1	*Micropogonias furnieri*	95.35	4.65				
2	*Callorhinchus callorhynchus*	71.09		26.86			2.05
3	*Paralichthys isoseles*	68.52		11.11		16.67	3.70
4	*Cynoscion guatucupa*	59.03	9.03	28.47		0.69	2.78
5	*Acanthistius brasilianus*	55.67	2.80	22.96	7.34	8.14	3.07
6	*Rioraja agassizi*	46.39	24.74	6.19		20.62	2.06
7	*Psammobatis* sp.	46.24	14.64	17.34		21.19	0.58
8	*Squalus acanthias*	36.46	24.98	16.88	12.15	0.74	8.78
9	*Sympterygia bonapartii*	30.49	7.93	28.66		24.39	8.54
10	*Atlanroraja cyclophora*	26.59	42.20	13.87		13.87	3.47
11	*Myliobatis goodei*	20.13	74.77			3.45	1.65
12	*Paralonchurus brasiliensis*		100.00				
13	*Prionotus punctatus*		100.00				
14	*Zapteryx brevirostris*	7.42	87.34			5.24	
15	*Galeorhinus galeus*	19.34	55.47	2.80	11.70	1.78	8.91
16	*Prionotus nudigula*	24.10	36.15	2.35	3.46	31.58	2.35
17	*Atlantoraja castelnaui*	32.46	34.49	20.00		11.30	1.74
18	*Stromateus brasiliensis* (*)	0.89	3.36	45.28	37.58	9.88	3.01
19	*Sparus pagrus*	34.28	0.01	57.13	2.86	4.29	1.43
20	*Cheilodactylus bergi*	0.83	0.12	66.24	27.90	4.50	0.41
21	*Mustelus schmitti*	15.68	21.85	59.14	1.06	1.72	0.55
22	*Paralichthys patagonicus*	21.21	2.02	47.14		28.62	1.01
23	*Xystreuris rasile*	22.58	8.58	36.59		32.07	0.18
24	*Pseudopercis semifasciata* (*)	21.67	1.85	32.78	22.96	11.67	9.07
25	*Merluccius hubbsi*	2.33		19.92	77.33		0.42
26	*Scomber japonicus*	0.00		0.02	99.01	0.97	
27	*Rajidae*			6.67	93.33		
28	*Paralichthys sp.*	14.29	17.32		68.40		
29	*Percophis brasiliensis*	19.85	3.98	31.05	2.63	31.88	10.60
30	*Parona signata*		1.37	38.36		52.05	8.22
31	*Dules auriga*	0.52	7.85			54.97	36.65
32	*Discopyge tschudii* (*)	18.23	21.77	16.15	11.98	28.54	3.33
33	*Squatina guggenheim*	20.76	25.95	12.98	6.57	27.85	5.88
34	*Trachurus lathami*	2.35	0.14	8.14	17.04	27.95	44.38

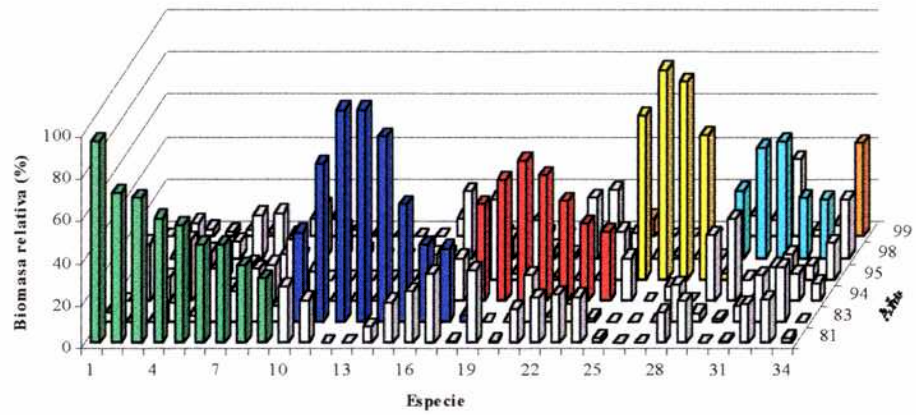


Figura 3.2.1.7 Composición de especies (sobre el total del periodo de estudio) del Área de la Plataforma Externa. Para cada especie se muestra el porcentaje relativo de la captura promedio (tn/mn^2) para cada año. Se indican las especies comunes en 5 de los seis años (*).

	Especie	81	83	94	95	98	99
1	*Sparus pagrus*	71,43	0,00	7,14	5,36	3,57	12,50
2	*Zapteryx brevirostris*	62,71	3,95	0,00	20,34	10,17	2,82
3	*Acanthistius brasilianus*	52,65	0,93	24,61	16,51	3,74	1,56
4	*Prionotus nudigula*	45,18	6,35	7,76	23,29	14,35	3,06
5	*Rioraja agassizi*	41,10	8,22	1,37	6,85	36,99	5,48
6	*Cynoscion guatucupa*	33,40	19,00	9,77	10,09	15,29	12,45
7	*Myliobatis goodei*	16,07	40,67	7,94	8,53	14,78	12,00
8	*Psammobatis sp.*	15,66	68,49	3,91	1,96	9,78	0,20
9	*Urophycis brasiliensis*	1,49	76,12	10,45	5,97	4,48	1,49
10	*Atlantoraja cyclophora*	13,84	59,99	13,84	0,02	9,23	3,08
11	*Paralonchurus brasiliensis*	0,10	49,95	17,98	20,98	6,99	4,00
12	*Micropogonias furnieri*	13,19	21,93	19,26	12,89	15,56	17,19
13	*Discopyge tschudii*	21,04	8,93	25,65	24,50	17,29	2,59
14	*Rhinobatos horkelii*	1,69	0,00	74,58	18,64	3,39	1,69
15	*Paralichthys patagonicus*	9,15	0,00	47,56	15,85	25,00	2,44
16	*Mustelus schmitti*	15,35	17,96	27,28	15,42	11,26	12,73
17	*Squatina guggenheim*	11,82	5,23	19,77	29,55	24,77	8,86
18	*Percophis brasiliensis*	18,87	0,93	15,86	34,49	19,68	10,19
19	*Stromateus brasiliensis*	5,97	6,74	31,86	42,16	7,41	5,87
20	*Merluccius hubbsi*	1,97	0,20	14,76	82,68	0,20	0,20
21	*Parona signata*	10,07	3,94	23,73	41,44	12,50	8,33
22	*Prionotus punctatus*	6,22	21,05	25,84	34,93	9,09	2,87
23	*Pseudopercis semifasciata*	19,33	4,20	25,21	29,41	12,61	9,24
24	*Macrodon ancylodon*	3,16	18,35	18,99	24,68	11,39	23,42
25	*Sympterygia bonapartii*	11,11	6,41	19,23	17,95	23,08	22,22
26	*Umbrina canosai*	8,18	2,25	12,68	18,20	45,60	13,09
27	*Trachurus lathami*	2,24	0,00	10,08	10,64	38,84	38,19
28	*Galeorhinus galeus*	26,82	25,68	6,59	5,91	1,36	33,64
29	*Brevoortia aurea*	1,62	10,27	5,95	37,30	4,86	40,00

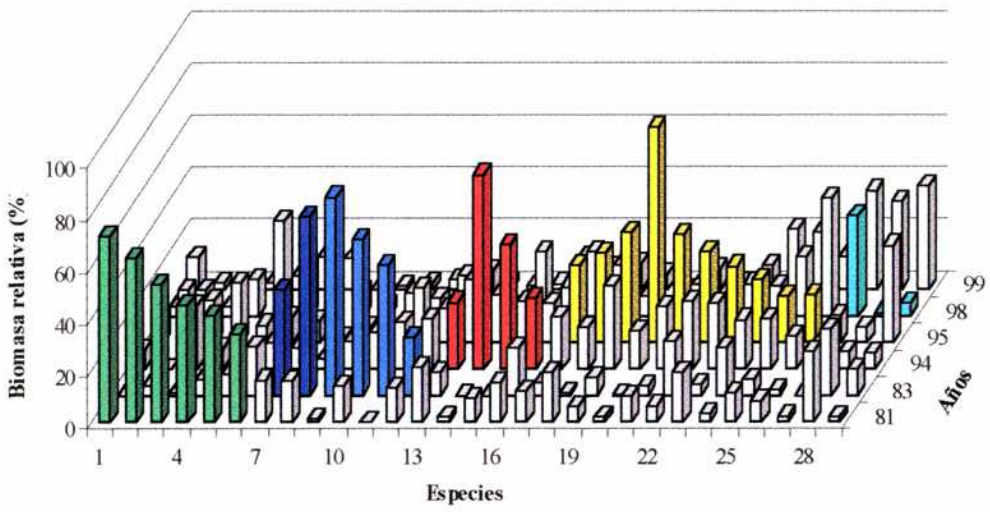


Figura 3.2.1.8 Especies discriminantes entre años del ecosistema costero. Para cada especie se da el porcentaje relativo de la captura promedio (tn/mn^2) para cada año.

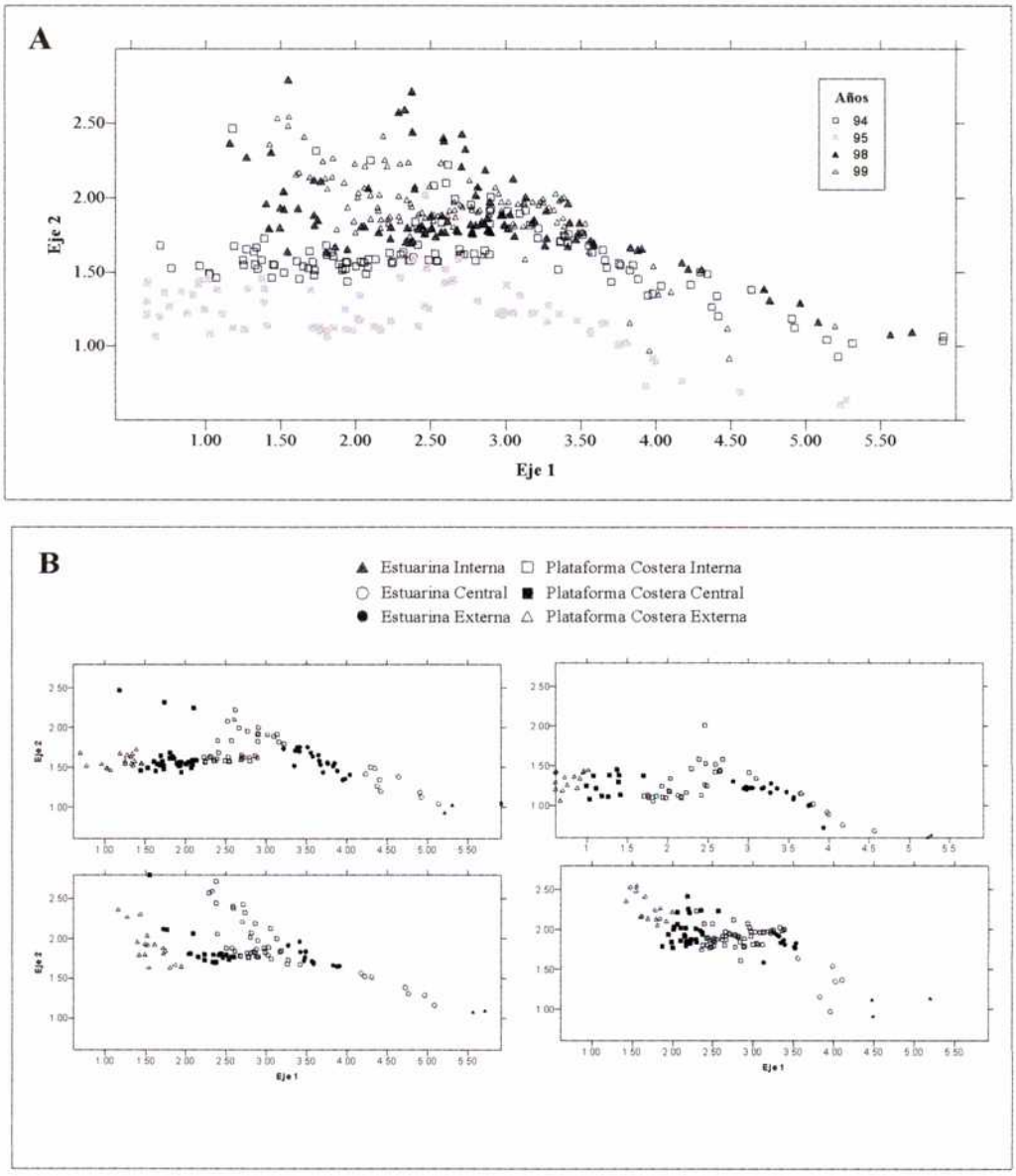


Figura 3.2.1.9 Diagrama de ordenación obtenido del DCCA (Detrended Canonical Correspondence Analysis), de las estaciones de muestreos correspondiente a: **A)** todos los años (1994- 1999), **B)** cada año analizado mostrando los grupos identificados en el patrón espacial correspondiente.

Tabla 3.2.1.1: Coeficientes canónicos y de Correlación intra-set de las variables ambientales con los dos primeros ejes del análisis de ordenación (DCCA) para todos los años. Prof., profundidad; Temp. Sup., Temperatura de superficie; Temp. Fdo., Temperatura de fondo; Sal. Sup., Salinidad de superficie; Sal. Fdo., Salinidad de fondo; Descarga continental del Rió de la Plata (RdP) y Negro (RN) para los meses de Noviembre (Nov) y Octubre (Oct); Esfuerzo de Pesca para la Flota Costera (Esf Cos), de Rada o Ría (Esf Rad) y de Altura (Esf alt). Esp, Porcentaje de la varianza de los datos de especies explicada, Porcentaje de la varianza de la relación especie ambiente.

a) 1981-1999

Variable	Coeficiente		Correlación	
	Eje 1	Eje 2	Eje 1	Eje 2
Prof	-35.48	8.12	-86.16	34.30
Temp Sup	41.66	38.82	77.29	39.91
Temp Fdo	0.00	-23.29	84.60	-2.02
Sal Sup	15.13	6.33	-71.01	7.72
Sal Fdo	-29.38	-0.75	-73.36	17.05
RdP_Nov	45.50	-37.40	18.28	44.50
RN_Nov	-16.81	64.98	-14.51	5.51
RdP_OcT	-61.33	33.49	25.42	39.87
RN_Oct	-17.09	-41.65	-23.89	-23.71
Especies	8.2	1.7	9.9	
Esp-amb.	39.1	9.4	48.5	
Eigenvalue	0.456	0.097		
Var. Total	41.57	8.84		

b) 1994-1999

Variable	Coeficiente		Correlación	
	Eje 1	Eje 2	Eje 1	Eje 2
Prof	-39.69	3.02	-87.20	20.78
Temp Sup	53.58	42.70	80.94	37.45
Temp Fdo	-3.41	-29.67	86.02	6.16
Sal Sup	23.46	4.24	-71.60	18.32
Sal Fdo	-35.35	1.91	-73.62	24.60
RdP_Nov	-38.75	-55.26	-1.35	7.38
RN_Nov	22.46	32.11	-13.93	-51.69
RdP_OcT	-24.31	-59.91	10.71	48.98
RN_Oct	0.00	0.00	-18.74	-68.84
Esf_Costero	0.00	0.00	21.10	77.00
ESF_Rada	0.00	0.00	-16.11	-54.13
ESF_Altura	0.00	0.00	6.36	31.04
Especies	9.2	1.9		
Esp-amb.	42	10.1		
Eigenvalue	0.523	0.103		
Var. Total	43.44	8.55		

Tabla 3.2.1.2: Valores de R-estadístico y sus niveles de significación (%) correspondientes a las comparaciones de a pares de la composición de especies de las áreas de asociaciones para cada año usando ANOSIM. (*** P< 0.001, **P< 0.01, * P< 0.05).

	Estuarial			Platafaforma Continental		
	Interna	**Central**	**Externa**	**Interna**	**Central**	**Externa**
81-83		0.382	0.534 **	0.29 ***	0.430 ***	0.665 ***
81-94		0.265	0.283 **	0.327 ***	0.369 ***	0.343 ***
81-95		0.702 **	0.243 *	0.211 **	0.433 ***	0.893 ***
81-98		0.544 **	0.41 **	0.255 ***	0.38 ***	0.386 ***
81-99		0.568 *	0.211 *	0.145 *	0.294 ***	0.676 ***
83-94		0.181 *	0.314 ***	0.428 ***	0.495 ***	0.752 ***
83-95		0.203 *	0.228 *	0.481 ***	0.832 ***	0.885 ***
83-98		0.220 **	0.357 **	0.306 ***	0.548 ***	0.594 ***
83-99		0.141	0.283 **	0.149 **	0.362 ***	0.795 ***
94-95	0.143	0.071	0.018	0.194 ***	0.387 ***	0.498 ***
94-98	0.679	0.128	0.072	0.139 ***	0.199 ***	0.221 **
94-99	0.148	0.072	0.046	0.133 ***	0.237 ***	0.535 ***
95-98	0.25	0.445	0.112 *	0.307 ***	0.668 ***	0.765 ***
95-99	1	0.054	0.062	0.293 ***	0.263 **	0.71 ***
98-99	0.917	0.290	0.093	0.026	0.128 **	0.436 ***

Tabla 3.2.1.3: Porcentaje de disimilitud de la composición íctica de cada área de asociación entre años usando PRIMER. (*** P< 0.001, **P< 0.01, * P< 0.05)

	Estuarial			Platafaforma Continental		
	Interna	**Central**	**Externa**	**Interna**	**Central**	**Externa**
81-83		57.00	64.60	63.06	68.22	54.94
81-94		54.84	68.30	65.94	65.55	59.36
81-95		43.35	67.10	67.94	65.04	74.98
81-98		53.11	67.69	65.99	65.49	54.58
81-99		54.20	35.30	65.93	68.40	62.26
83-94		52.83	67.47	67.59	71.25	75.50
83-95		47.70	66.50	75.60	81.50	81.26
83-98		49.79	67.12	66.47	74.33	69.00
83-99		52.71	67.67	64.73	74.71	71.32
94-95	62.05	44.25	60.72	65.74	66.12	68.60
94-98	55:85	45.93	62.67	63.33	62.10	59.67
94-99	38.42	49.32	62.87	64.35	67.94	65.88
95-98	43.79	40.70	64.16	70.29	74.37	75.50
95-99	43.81	44.04	63.02	70.37	72.70	71.66
98-99	50.74	43.97	61.71	64.33	67.77	58.74

Tabla 3.2.1.4 Contribución proporcional de las especies residentes (negrita) y facultativas a la disimilitud temporal en cada área de asociación. Para cada especie se muestra su contribución media a la disimilitud promedio sobre el total de años. (* especies comunes en cinco años)

Estuarial

Interna		
Especie	Contr. (%)	Acum (%)
* Bre aur	31.02	31.02
Mic fur	27.02	58.04
Mac anc	20.91	78.94
Net bar	9.93	88.87
Myl goo	3.32	92.19
Par bra	1.77	93.96

Interna		
Especie	Contr. (%)	Acum (%)
Bre aur	11.26	11.26
Myl goo	10.41	21.66
Mac anc	9.25	30.91
Mug sp.	7.49	38.40
Mic fur	7.44	45.84
Par sig	6.94	52.78
Par bra	5.97	58.74
Sym bon	3.64	62.38
Psa sp	3.42	65.81
Cyn gua	3.28	69.09
Par sp.	2.81	71.90
Par orb	2.33	74.23
Net bar	2.29	76.52
Str bra	2.11	78.63
Tri lep	2.01	80.65
Con orb	1.91	82.55
Pri pun	1.89	84.45
Mus sch	1.24	85.69
Umb can	1.20	86.89
Uro bra	1.17	88.06
Par pat	1.13	89.19
Sco jap	1.06	90.25
Per bra	0.53	90.78
Men ame	0.29	91.07

Externa		
Especie	Contr. (%)	Acum (%)
Mus sch	6.76	6.76
* Mic fur	6.52	13.27
Myl goo	5.83	19.10
Cyn gua	5.44	24.55
Pri pun	5.23	29.77
* Par sig	4.52	34.29
Sym bon	4.40	38.69
Squ arg	4.08	42.78
Str bra	3.95	46.73
Mac anc	3.94	50.67
Par bra	3.60	54.26
Bre aur	3.02	57.28
Tra lat	2.94	60.23
Psa sp	2.47	62.70
Atl cas	2.41	65.11
Tri lep	2.22	67.33
Zap bre	2.07	69.40
Par pat	1.91	71.31
Par sp.	1.89	73.20
Rhi hor	1.88	75.08
Umb can	1.82	76.90
Uro bra	1.77	78.67
Spa pag	1.59	80.25
Xys ras	1.46	81.71
Per bra	1.34	83.05
Con orb	1.27	84.31
Gal gal	0.97	85.29
Mug sp.	0.87	86.16
Dip arg	0.73	86.90
Pom sal	0.71	87.60
Par orb	0.66	88.26
Das pas	0.64	88.90
Pri nud	0.60	89.51
Atl cyc	0.43	89.94
Men ame	0.38	90.32
Dis tsc	0.16	90.48
Net bar	0.10	90.59
Sym acu	0.08	90.67

Plataforma Costera

Interna		
Especie	Contr. (%)	Acum (%)
Cyn gua	7.42	7.42
* Myl goo	6.49	13.90
* Par sig	5.71	19.61
Mus sch	5.70	25.30
* Mic fur	5.11	30.42
* Squ arg	4.69	35.10
* Per bra	4.61	39.72
Str bra	3.82	43.54
Sym bon	3.69	47.23
Tra lat	3.69	50.92
Dis tsc	3.37	54.29
Gal gal	3.11	57.40
Raj cas	3.01	60.42
Pri nud	2.93	63.34
Par pat	2.51	65.85
Pri pun	2.42	68.28
Par sp.	2.37	70.65
Zap bre	2.22	72.87
Rio aga	1.65	74.51
Umb can	1.54	76.06
Par bra	1.29	77.34
Raj sp.	1.28	78.62
Tri lep	1.27	79.89
Rhi hor	1.24	81.13
Pom sal	1.18	82.30
Das pas	1.13	83.44
Uro bra	1.11	84.55
Sym acu	1.04	85.59
Xys ras	0.78	86.37
Atl cyc	0.76	87.13
Spa pag	0.70	87.83
Psa sp	0.69	88.52
Par orb	0.58	89.10
Bre aur	0.40	89.50
Call cal	0.36	89.86
Por por	0.33	90.19
Squ aca	0.30	90.49
Con orb	0.15	90.64
Mac anc	0.15	90.78

Central		
Especie	Contr. (%)	Acum (%)
* Str bra	6.28	6.28
Mus sch	6.20	12.48
Cyn gua	5.96	18.44
* Per bra	5.70	24.14
* Gal gal	4.87	29.01
Tra lat	4.79	33.80
Dis tsc	4.40	38.20
Myl goo	4.34	42.54
Squ arg	4.02	46.56
Pri nud	3.98	50.55
Aca bra	3.71	54.26
Par sp.	3.66	57.92
Par sig	2.92	60.84
Par pat	2.85	63.69
Atl cas	2.56	66.25
Rio aga	2.06	68.32
Raj sp.	1.96	70.27
Xys ras	1.90	72.17
Zap bre	1.80	73.97
Pse sem	1.79	75.76
Spa pag	1.75	77.51
Mic fur	1.74	79.25
Che ber	1.50	80.76
Par bra	1.45	82.21
Atl cyc	1.11	83.31
Pri pun	1.01	84.32
Call cal	0.97	85.30
Sym bon	0.96	86.26
Mer hub	0.72	86.98
Dul aur	0.62	87.60
Umb can	0.60	88.21
Squ aca	0.57	88.78
Sym acu	0.57	89.35
Uro bra	0.50	89.85
Das pas	0.42	90.27
Psa sp	0.35	90.62
Tri lep	0.23	90.84

Externa		
Especie	Contr. (%)	Acum (%)
Tra lat	6.73	6.73
Mus sch	6.61	13.35
* Str bra	5.79	19.14
Per bra	5.66	24.80
Aca bra	4.73	29.52
Che ber	4.70	34.22
* Pse sem	4.62	38.84
Squ arg	4.59	43.43
* Dis tsc	4.48	47.91
Gal gal	4.30	52.21
Pri nud	4.19	56.40
Par pat	3.31	59.71
Atl cas	3.24	62.94
Par sp.	2.94	65.88
Mer hub	2.82	68.70
Xys ras	2.54	71.24
Squ aca	2.41	73.65
Atl cyc	2.38	76.03
Sym bon	2.25	78.28
Myl goo	1.98	80.26
Raj sp.	1.84	82.10
Rio aga	1.70	83.81
Par bra	1.24	85.04
Pri pun	1.19	86.23
Par iso	0.84	87.07
Call cal	0.80	87.87
Zap bre	0.66	89.25
Psa sp	0.51	89.76
Par sig	0.29	90.05
Sco jap	0.26	90.31
Cyn gua	0.23	90.53
Spa pag	0.22	90.76
Dul aur	0.16	90.92
Mic fur	0.12	91.04

Tabla 3.2.1.5 Valores de R-estadístico y su nivel de significación (%) correspondiente a las comparaciones de a pares de la composición íctica para cada año usando ANOSIM. (*** P< 0.001, **P< 0.01, * P< 0.05).

	R-estadístico	%
81-93	0.293	***
81-94	0.112	***
81-95	0.137	***
81-98	0.141	***
81-99	0.087	***
83-94	0.168	***
83-95	0.239	***
83-98	0.222	***
83-99	0.153	***
94-95	0.089	***
94-98	0.044	***
94-99	0.100	***
95-98	0.157	***
95-99	0.176	***
98-99	0.048	***

Capitulo III

Sección 3

Indicadores agregados del estatus de la comunidad

3.3.1 Curvas de dominancia-k, y de comparación abundancia-biomasa

La Figura 3.3.1.1 muestra las curvas dominancia-*k* de la comunidad de peces total, basadas en biomasa, para las diferentes áreas de asociación determinadas en el patrón espacial (Capitulo III, Figuras 3.1.1.2, 3.1.2.2, 3.1.3.2, 3.1.4.2, 3.1.5.2, 3.1.6.2). El examen de las curvas sugiere que la ictiofauna de todas las áreas de asociaciones fue progresivamente dominada por pocas especies (las curvas tuvieron una pendiente más marcada y más elevadas desde 1981 a 1999). La comparación temporal de las curvas de dominancia-*k*- de la comunidad de peces total para las distintas áreas de asociaciones muestra mayor dominancia en el área *Estuarial Externa*, seguida por las áreas de la Plataforma Costera Externa y Central (Figura 3.3.1.1). Las curvas no presentaron diferencias significativas entre períodos de años para las diferentes áreas (Tabla 3.3.1.1)

Las curvas de comparación abundancia-biomasa "ABC" para las diferentes áreas de asociación identificadas en el patrón espacial (Figuras 3.1.1.2, 3.1.2.2, 3.1.3.2, 3.1.4.2, 3.1.5.2, 3.1.6.2) muestran un patrón desde asociaciones *escasamente* perturbadas hasta asociaciones con *moderada* o *alta* perturbación tanto en espacio como en tiempo (Figuras 3.3.1.2, 3.3.1.3, 3.3.1.4, 3.3.1.5, 3.3.1.6, 3.3.1.7).

En el área *Estuarial Interna*, las curvas indicarían que la comunidad esta escasamente perturbada durante 1994 y 1999 (la curva de biomasas está por encima de la curva de abundancia,

valores W positivos), mientras que durante 1995 y 98 muestran resultados opuestos. Esta variación estaría afectada por el escaso número de réplicas en las muestras para cada año, prerrequisito de estos análisis (Figura 3.3.1.2). El área *Estuarial Central* presenta un patrón desde una comunidad *no perturbada* (1981), a una comunidad *con moderada perturbación* durante los restantes años, cuando se observa que las curvas son casi coincidentes y se cruzan una o más veces (Figura 3.3.1.3). La comunidad del Área *Estuarial Externa* durante 1981 muestra una *escasa perturbación*. En el período intermedio (1994 y 95) las curvas son casi coincidentes y se cruzan una o más veces, indicando una *moderada perturbación*, mientras que durante 1998 y 1999 se observa un incremento en la perturbación, con la curva de abundancia por encima de la curva de biomasa en toda su longitud, indicando una comunidad *altamente perturbada* (Figura 3.3.1.4).

Las curvas de comparación abundancia-biomasa "ABC" en todas las áreas de asociación de la *Plataforma Costera* muestran comunidades *altamente perturbadas* para la mayoría de los años (Figuras 3.3.1.5, 3.3.1.6, y 3.3.1.7). Durante 1995 en el área de la *Plataforma Costera Interna* se observa un moderada perturbación durante 1995. Asimismo, se observa un incremento en el estadístico W hacia las áreas externas y hacia los últimos años, indicando que la perturbación es más severa (Figuras 3.3.1.5, 3.3.1.6, 3.3.1.7).

3.3.2 Espectro de talla integrada de la comunidad

La tendencia general de la pendiente e intercepción del espectro de tallas de la comunidad íctica diferenciada en Condríctios y Osteíctios, y subdivididos en especie Blanco y No Blanco de la pesquería, para todo el ecosistema costero, muestran diferentes comportamientos (Figura 3.3.2.1). Para las especies Condríctios, tanto Blanco como No Blanco de la pesquería, la pendiente muestra una clara tendencia a disminuir y la intercepción aumenta correspondientemente, reflejando un cambio en el espectro de tallas en la estructura de la comunidad, con un aumento en la proporción de tallas pequeñas (Figura 3.3.2.1). Las especies Osteíctios muestran un comportamiento diferente para las especies Blancos y No Blancos de la pesquería, en el que la pendiente en las especies No Blanco tiende a incrementarse, mientras que en las especies Blanco no hay una tendencia clara (Figura 3.3.2.1).

Aunque la tendencia en la pendiente del espectro de tallas generales para las especies Osteíctios Blancos no fue clara para todo el ecosistema costero (Figura 3.3.2.1), muestra diferente comportamiento dependiendo del área de asociación (Capitulo II, Sección 1, Figuras 3.3.1.2, 3.3.1.3, 3.3.1.4, 3.3.1.5, 3.3.1.6, 3.3.1.7). En el *Área Estuarial Central*, y en las *Áreas de la Plataforma Costera Interna* y *Central* se observa una tendencia decreciente en la pendiente, que refleja un cambio en el espectro de tallas hacia un aumento en la proporción de tallas menores. En el *Área Estuarial Externa* la tendencia de la pendiente es oscilante, aunque parece haber una menor proporción de tallas pequeñas. En el *Área de la Plataforma Costera Externa,* los

resultados para 1999 indican un brusco cambio en la tendencia de la pendiente, reflejando un cambio en la composición de tallas hacia tallas pequeñas. Los mayores cambios en la estructura de la comunidad ocurren en el *Área Estuarial Central*, seguida por el *Área de la Plataforma Costera Central* (Figura 3.3.2.2).

Las especies Osteíctios No Blanco de la pesquería que presentaron una tendencia general a incrementar la pendiente del espectro de tallas (Figura 3.3.2.1), también muestra diferente comportamiento según el área de asociación identificada en el análisis espacial (Capitulo II, Sección 1, Figuras 3.3.1.2, 3.3.1.3, 3.3.1.4, 3.3.1.5, 3.3.1.6, 3.3.1.7). En el *Área Estuarial Externa* y en el *Área de la Plataforma Costera Central* se observa un cambio en el espectro de tallas de las especies/comunidad hacia tallas mayores, mientras que en las *Áreas de la Plataforma Costera Interna* y *Externa* se observa un cambio hacia mayor proporción de tallas pequeñas (Figura 3.3.2.3). Los mayores cambios en la estructura de la comunidad ocurren en el *Área Estuarial Externa* y en *Área de la Plataforma Costera Externa* (Figura 3.3.2.3).

Aunque la tendencia en la pendiente del espectro de tallas general para las especies de Condríctios Blanco de la pesquerías refleja un cambio en el espectro hacia tallas menores (Figura 3.3.2.1), la tendencia en las áreas de asociaciones identificadas en el análisis espacial (Capitulo II, Sección 1, Figuras 3.3.1.2, 3.3.1.3, 3.3.1.4, 3.3.1.5, 3.3.1.6, 3.3.1.7) muestra un comportamiento distinto (Figura 3.3.2.4). En el *Área Estuarial Externa* y el *Área de la Plataforma Costera Externa* la pendiente, aunque oscilante, tiende a incrementar indicando un aumento en el número de peces grandes. Los resultados para el *Área de la Plataforma Costera Interna* y *Central* indican un cambio en el espectro de tallas hacia una mayor proporción de tallas pequeñas. Los mayores cambios en el espectro de tallas ocurren en el *Área de la Plataforma Costera Interna* (Figura 3.3.2.4).

El espectro de tallas para las especies de Condríctios No Blanco de la pesquerías refleja un cambio en la estructura general de la comunidad hacia tallas menores, mientras que en las asociaciones identificadas en el análisis espacial (Capitulo II, Sección 1, Figuras 3.3.1.2, 3.3.1.3, 3.3.1.4, 3.3.1.5, 3.3.1.6, 3.3.1.7) muestra un comportamiento distinto (Figura 3.3.2.5). En el *Área Estuarial Externa,* y en las *Áreas de la Plataforma Costera Interna* y *Central* se observa una menor proporción de tallas pequeñas, y es donde ocurre el mayor cambio en el espectro de talla. En la comunidad del *Área de la Plataforma Costera Externa* se observa un tendencia decreciente en la pendiente, indicando una mayor proporción de individuos de tallas menores (Figura 3.3.2.5).

3.3.3 Figuras y tablas de los indicadores agregados del estatus de la comunidad

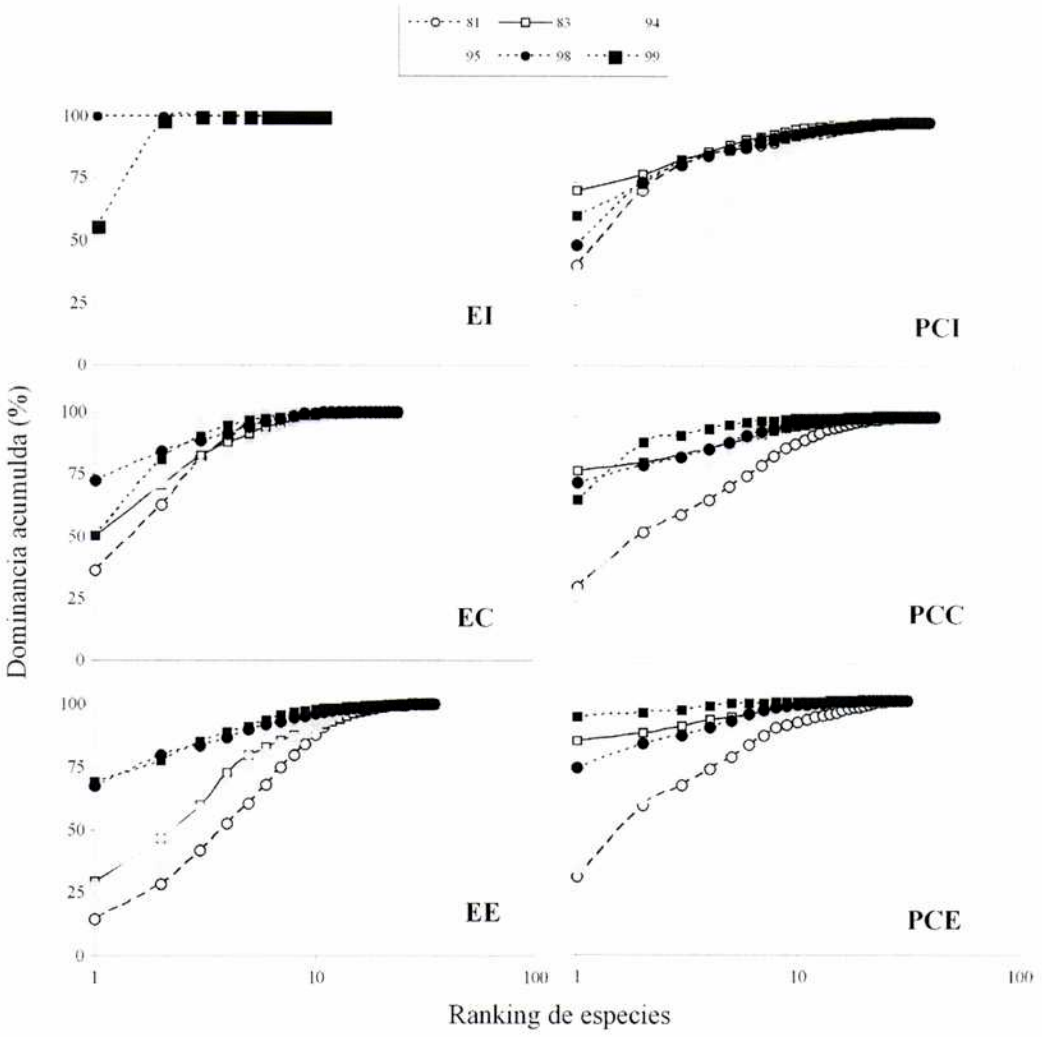


Figura 3.3.1.1 Comparación entre años de las Curvas dominancia- *k* para la comunidad total de peces, basada en biomasa, en las diferentes áreas de asociación determinadas por el patrón espacial (**EI**, area Estuarial Interna; **EC**, area Estuarial Central; **EE**, area Estuarial Externa; **PCI**, area Plataforma Costera Interna; **PCC**, area Plataforma Costera Central; **PCE**, area Plataforma Costera Externa) en los distintos años analizados.

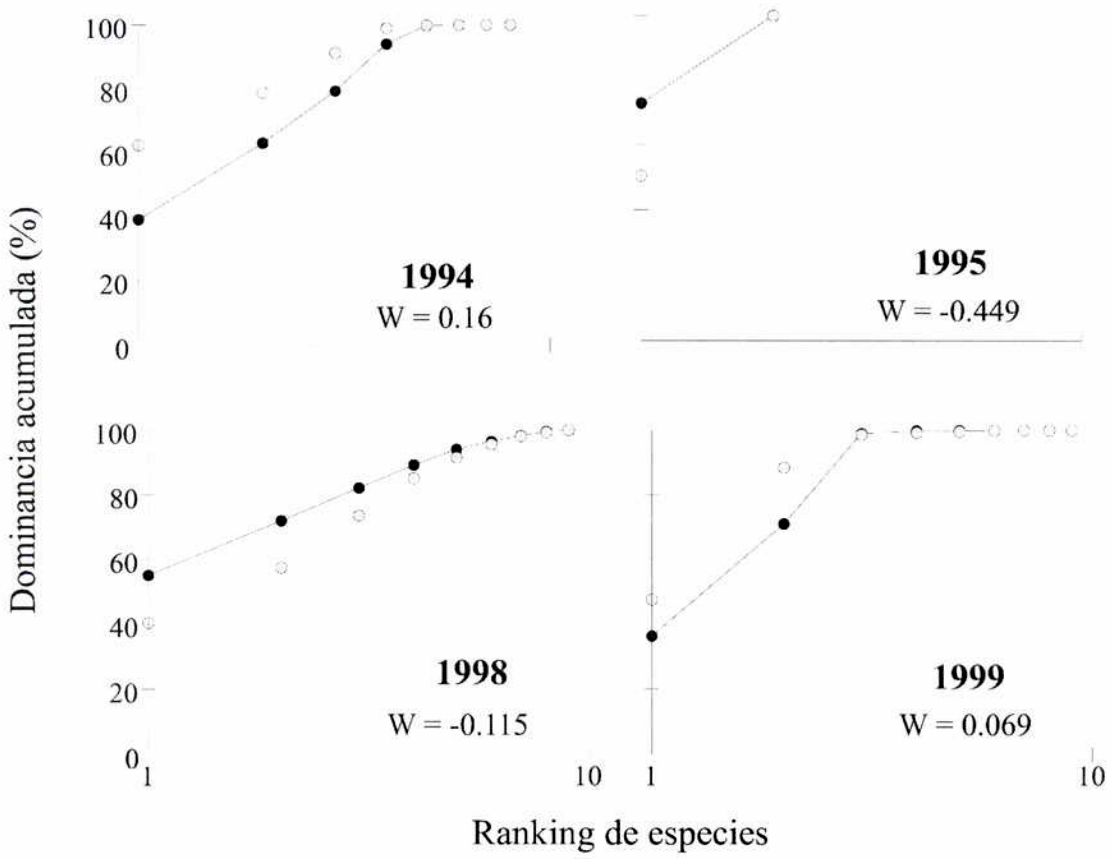


Figura 3.3.1.2 Curvas "ABC" (Abundancia - Biomasa) de la comunidad total de peces para el Área Estuarial Interna en los años analizados.(W: estadístico W, mide la extensión para la cual la curva de Biomasa (gris) esta por encima de la curva de Abundancia (negro)).

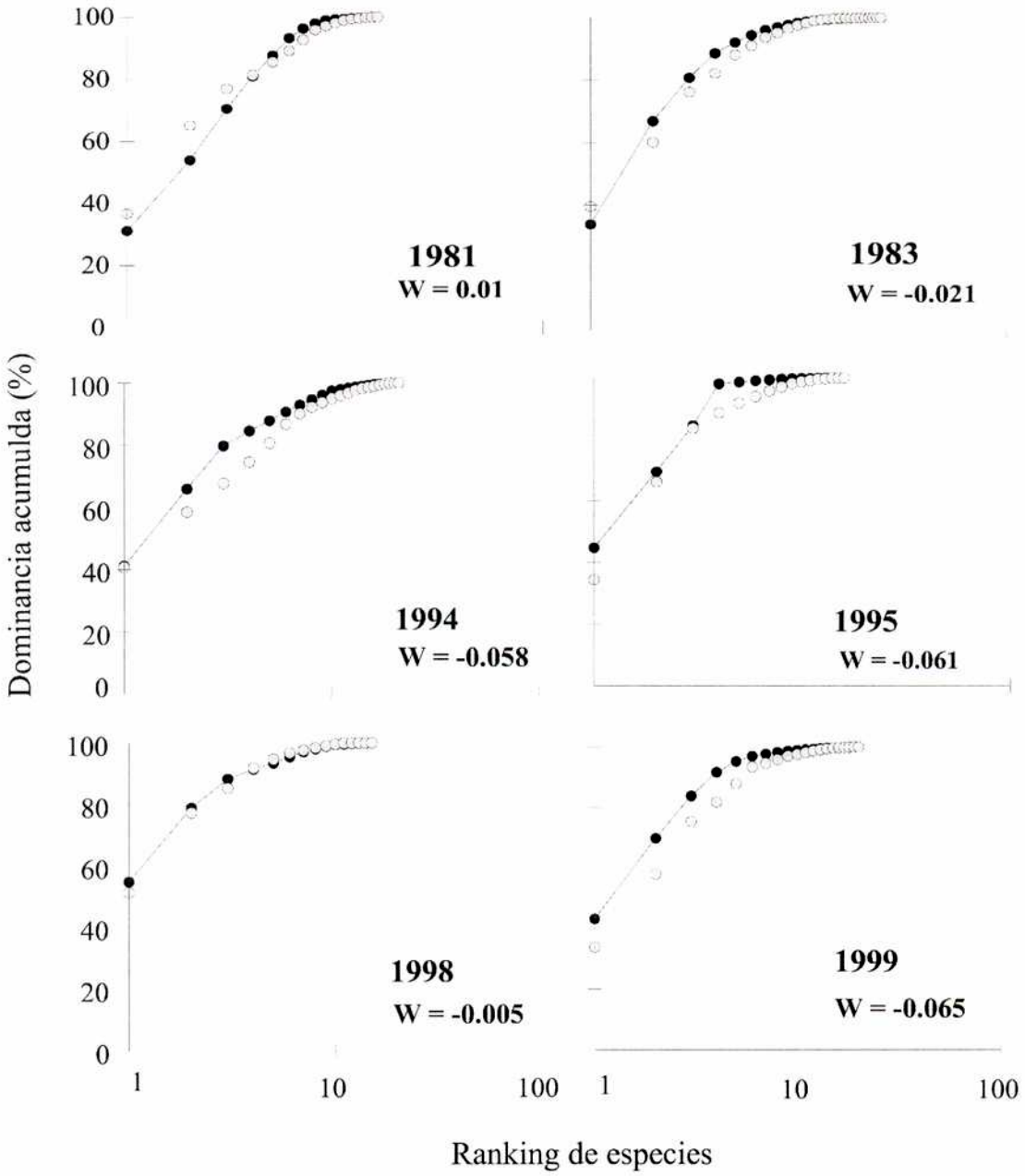


Figura 3.3.1.3 Curvas "ABC" (Abundancia - Biomasa) de la comunidad total de peces del Area Estuarial Central en los años analizados.(W: estadístico W, mide la extensión para la cual la curva de Biomasa (gris) esta por encima de la curva de Abundancia (negro)).

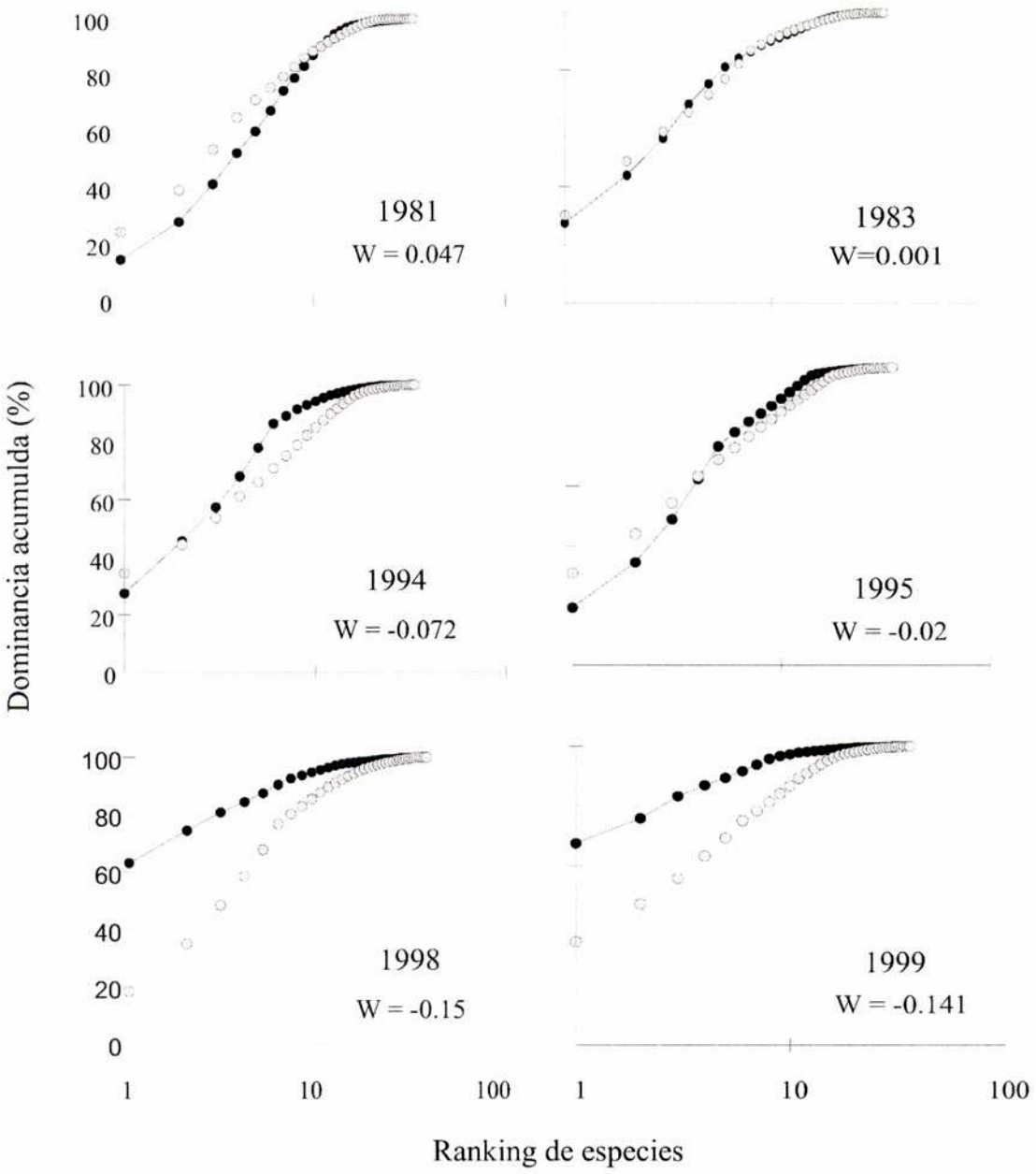


Figura 3.3.1.4 Curvas "ABC" (Abundancia - Biomasa) de la comunidad total de peces para el Área Estuarial Externa en los años analizados.(W: estadístico W, mide la extensión para la cual la curva de Biomasa (gris) esta por encima de la curva de Abundancia (negro)).

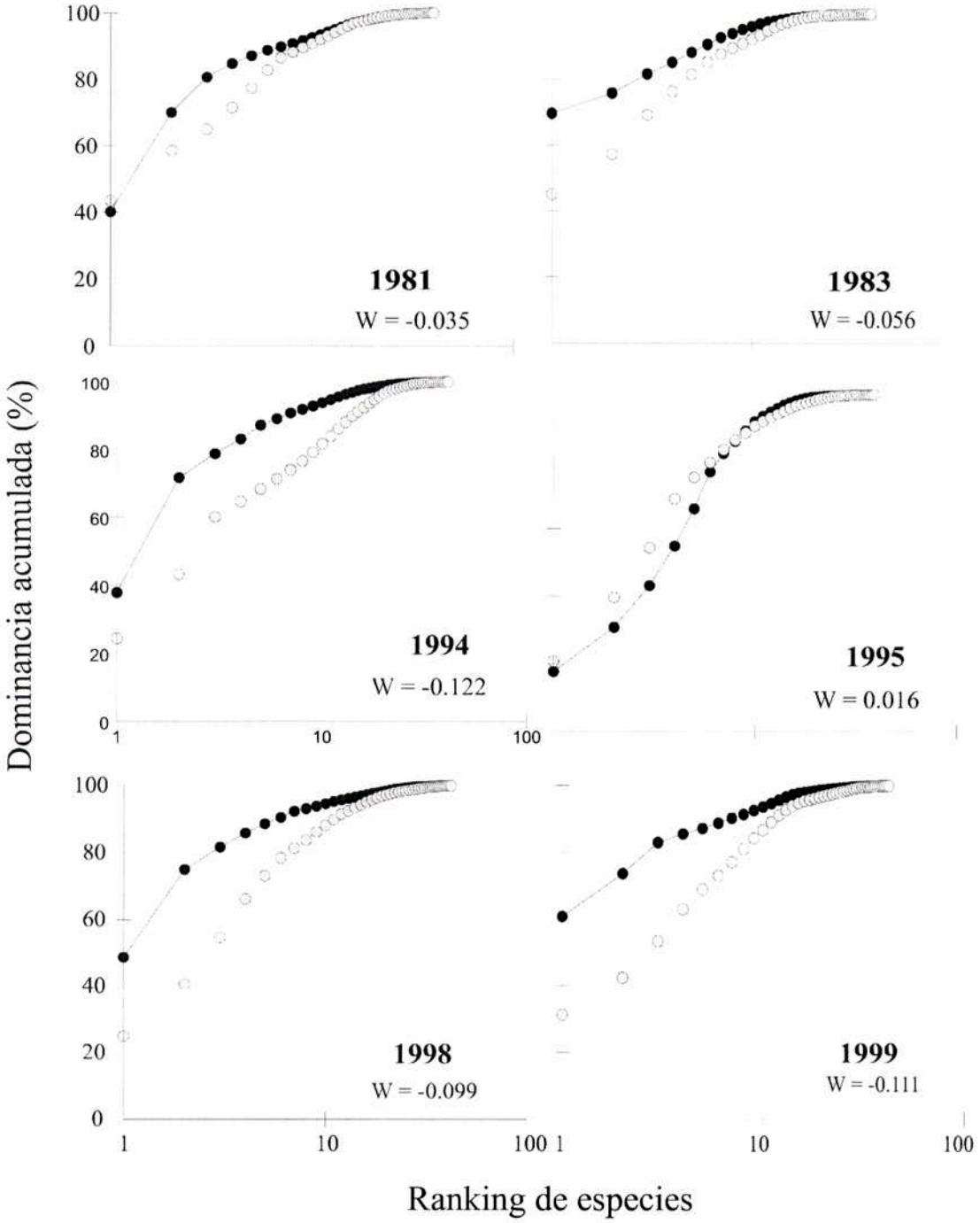


Figura 3.3.1.5 Curvas "ABC" (Abundancia - Biomasa) de la comunidad total de peces para el Área de la Plataforma Costera Interna en los años analizados.(W: estadístico W, mide la extensión para la cual la curva de Biomasa (gris) esta por encima de la curva de Abundancia (negro)).

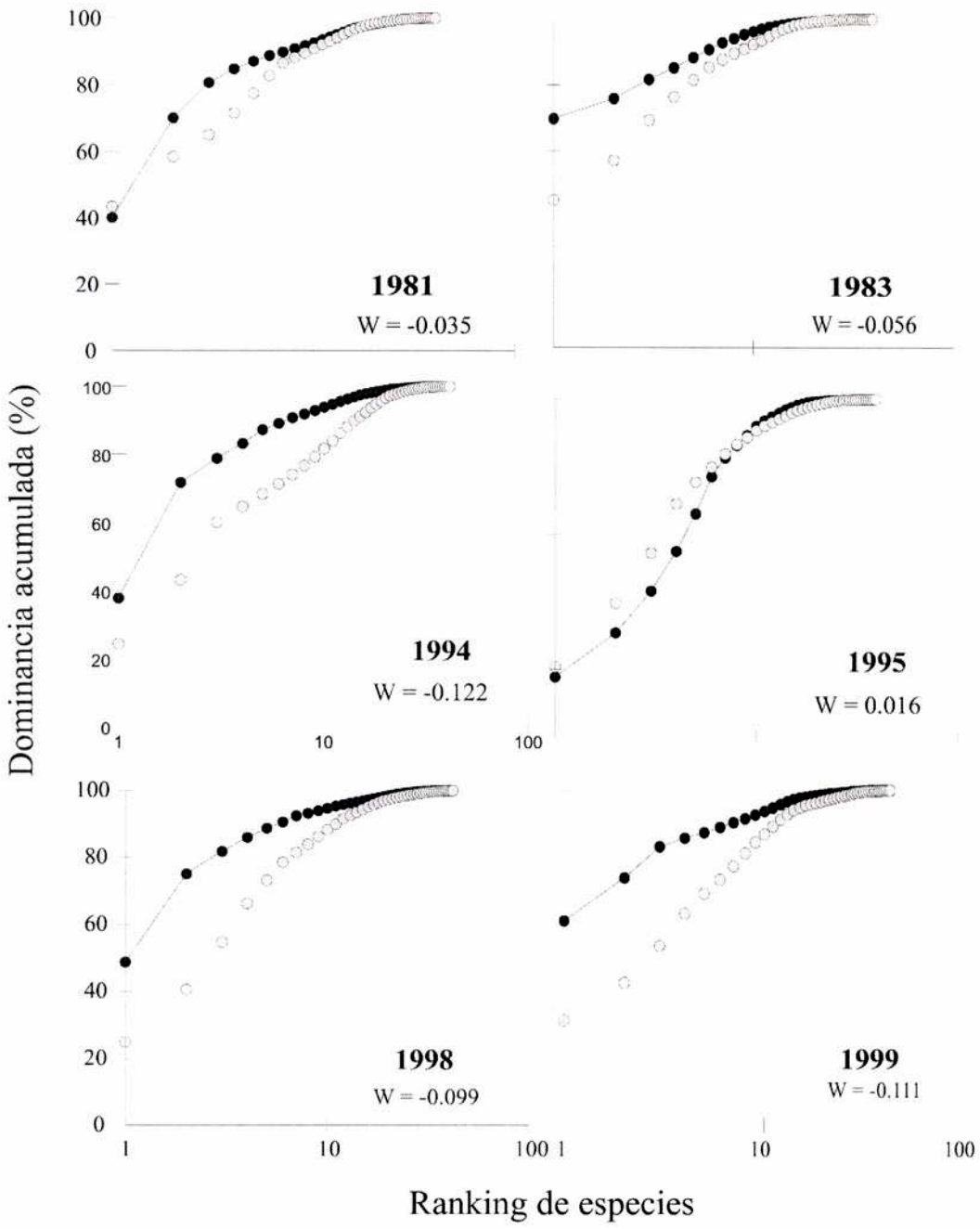


Figura 3.3.1.5 Curvas "ABC" (Abundancia - Biomasa) de la comunidad total de peces para el Área de la Plataforma Costera Interna en los años analizados.(W: estadístico W, mide la extensión para la cual la curva de Biomasa (gris) esta por encima de la curva de Abundancia (negro)).

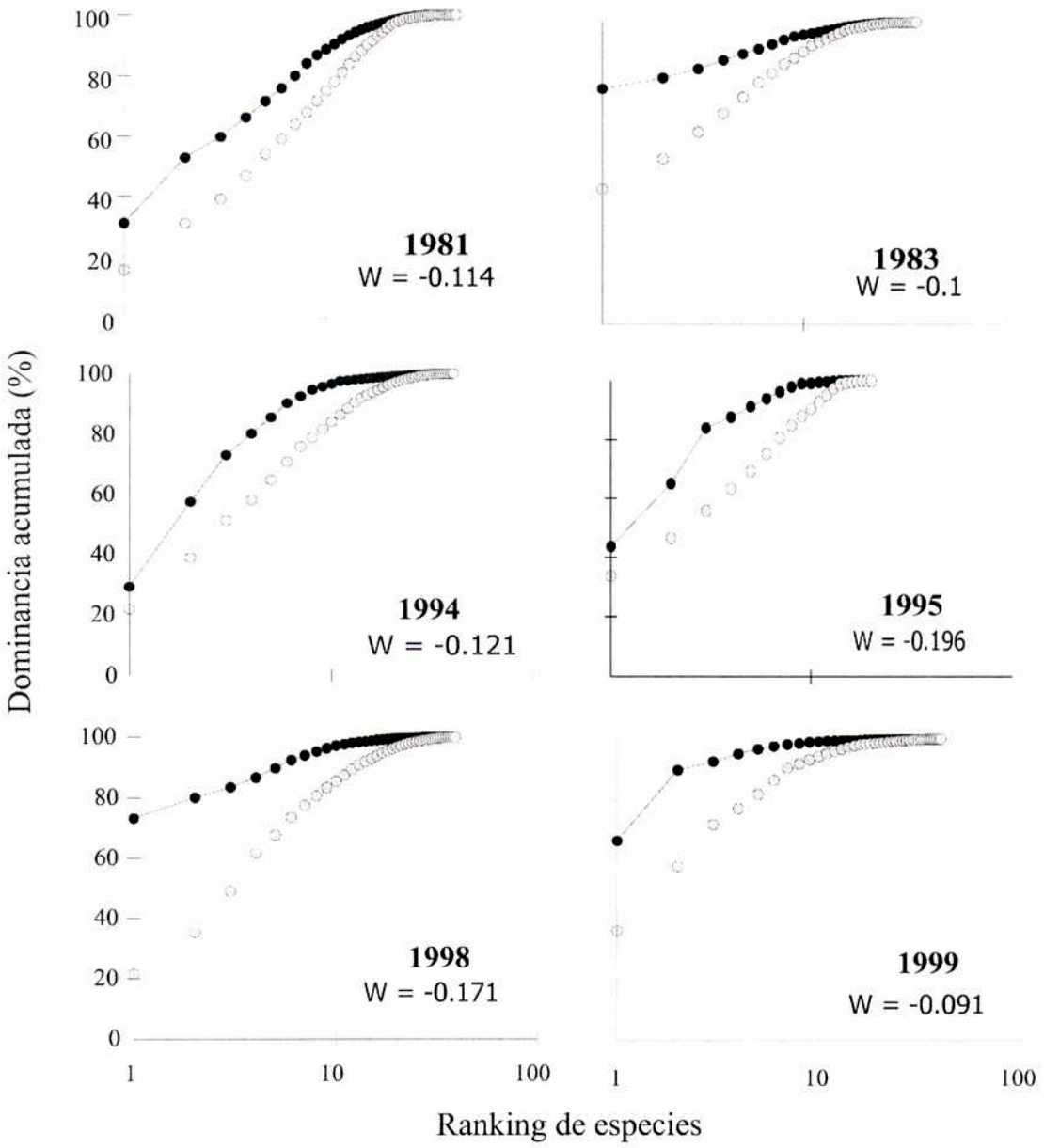


Figura 3.3.1.6 Curvas "ABC" (Abundancia - Biomasa) de la comunidad total de peces para el Área de la Plataforma Costera Central en los años analizados.(W: estadístico W, mide la extensión para la cual la curva de Biomasa (gris) esta por encima de la curva de Abundancia (negro)).

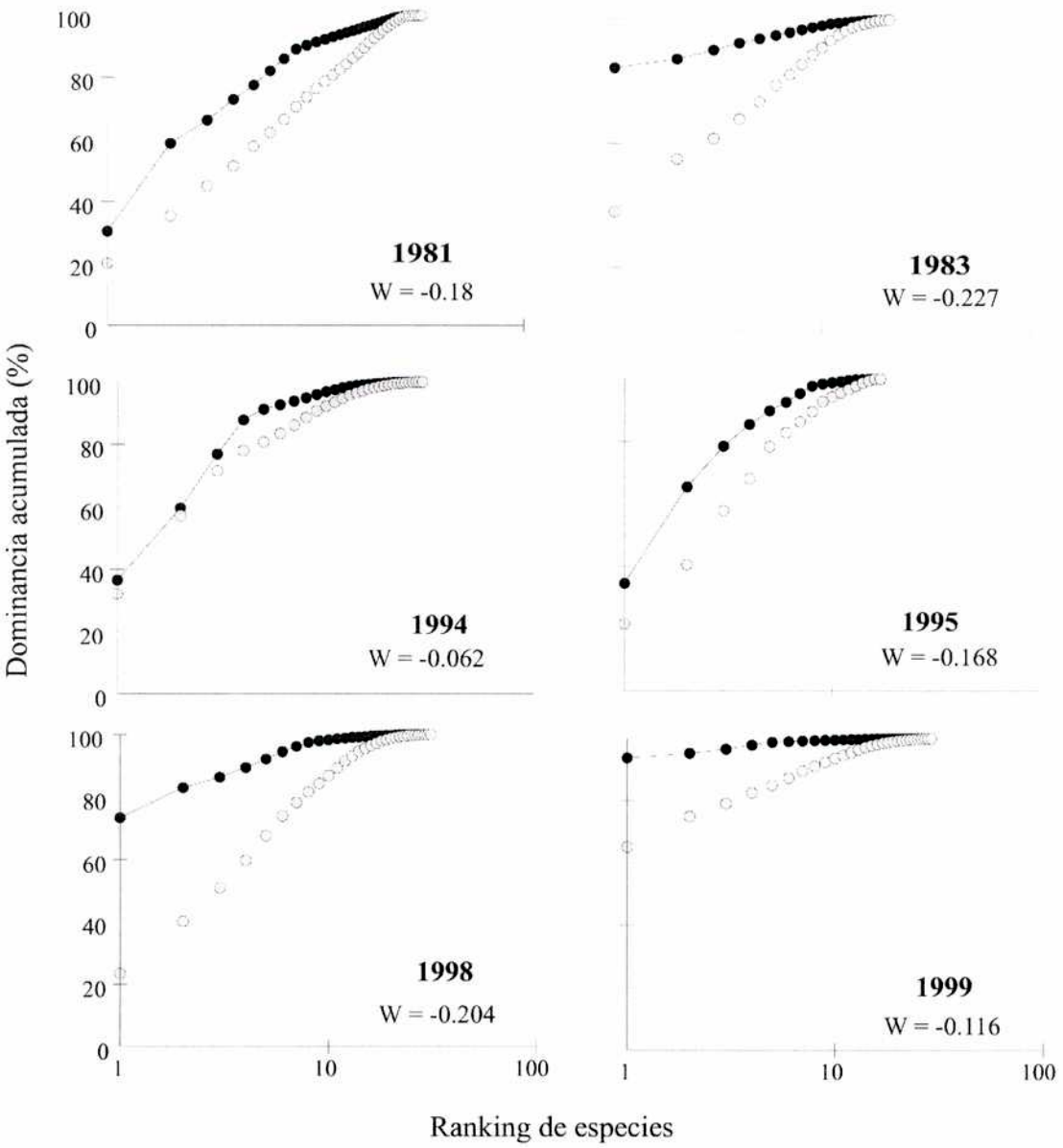


Figura 3.3.1.7 Curvas "ABC" (Abundancia - Biomasa) de la comunidad total de peces para el Área de la Plataforma Costera Externa en los años analizados.(W: estadístico W, mide la extensión para la cual la curva de Biomasa (gris) esta por encima de la curva de Abundancia (negro)).

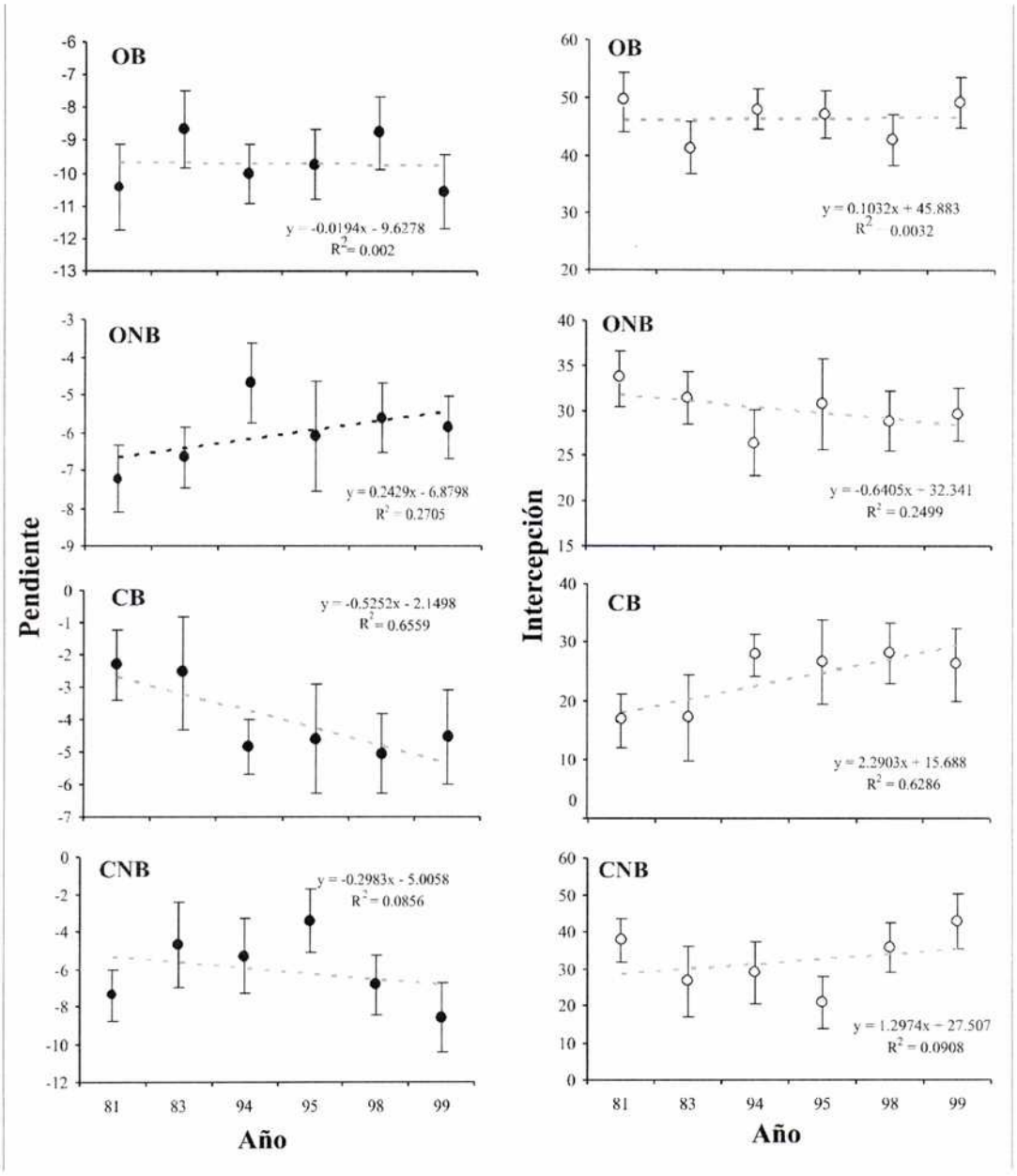


Figura 3.3.2.1 Tendencia de la Pendiente e Intercepción del espectro de talla de la comunidad total de peces del Ecosistema Costero, subdividido por clase de especies (**O**stecitios y **C**ondrictios) e importancia para la Pesqueria. (**B**lanco o **N**o **B**lanco).

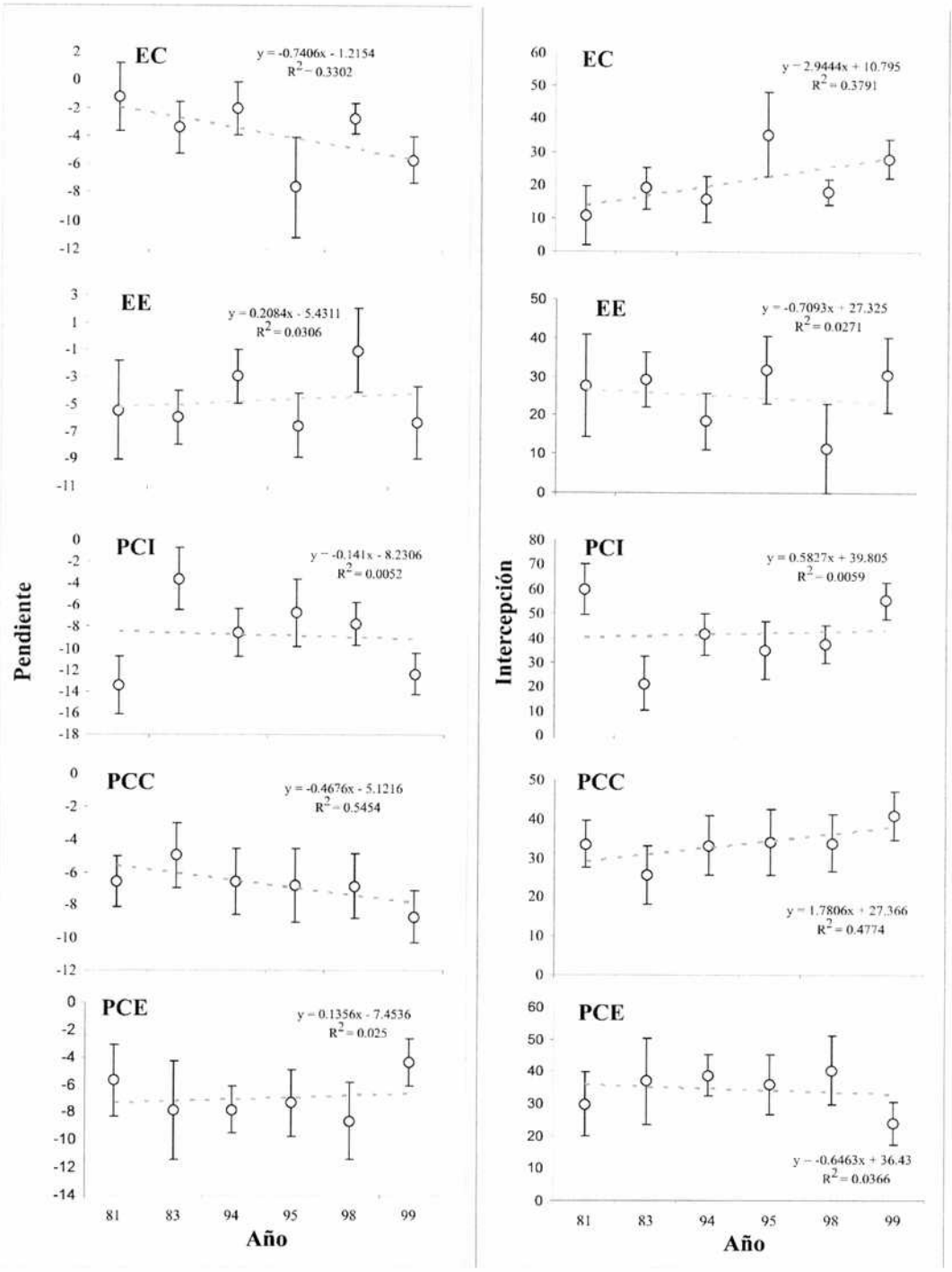


Figura 3.3.2.2 Tendencia de la Pendiente e Intercepción del espectro de talla de la comunidad total de peces **Osteictios Blanco** de la pesqueria para las diferentes áreas de asociación determinadas en el patrón espacial (**EC**, area Estuarial Central; **EE**, area Estuarial Externa; **PCI**, area Plataforma Costera Interna; **PCC**, area Plataforma Costera Central; **PCE**, area Plataforma Costera Externa)

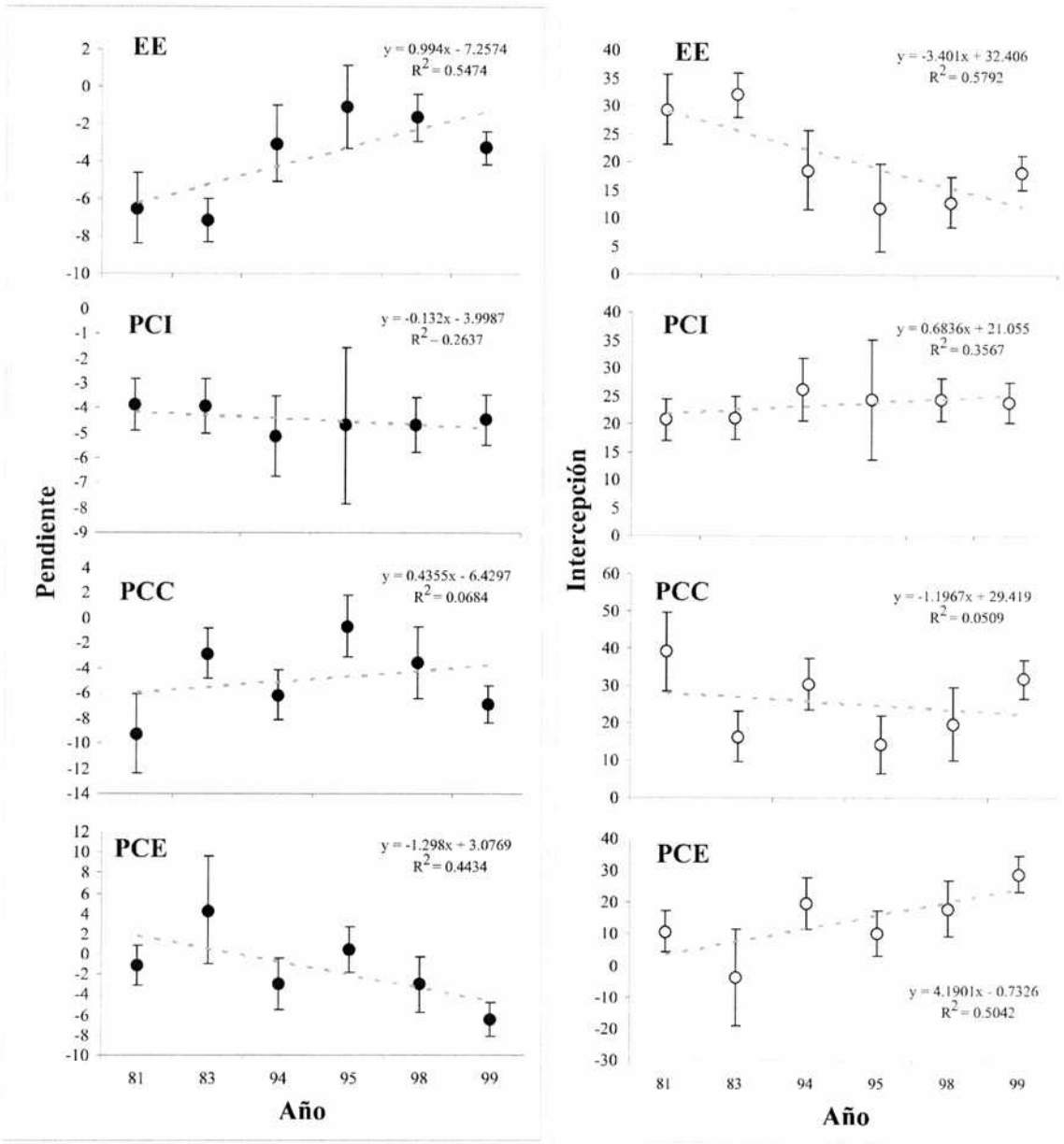


Figura 3.3.2.3 Tendencia de la Pendiente e Intercepción del espectro de tallas de la comunidad total de peces **Osteictios No Blanco** de la pesqueria para las diferentes áreas de asociación determinadas en el patrón espacial (**EE**, area Estuarial Externa; **PCI**, area Plataforma Costera Interna; **PCC**, area Plataforma Costera Central; **PCE**, area Plataforma Costera Externa)

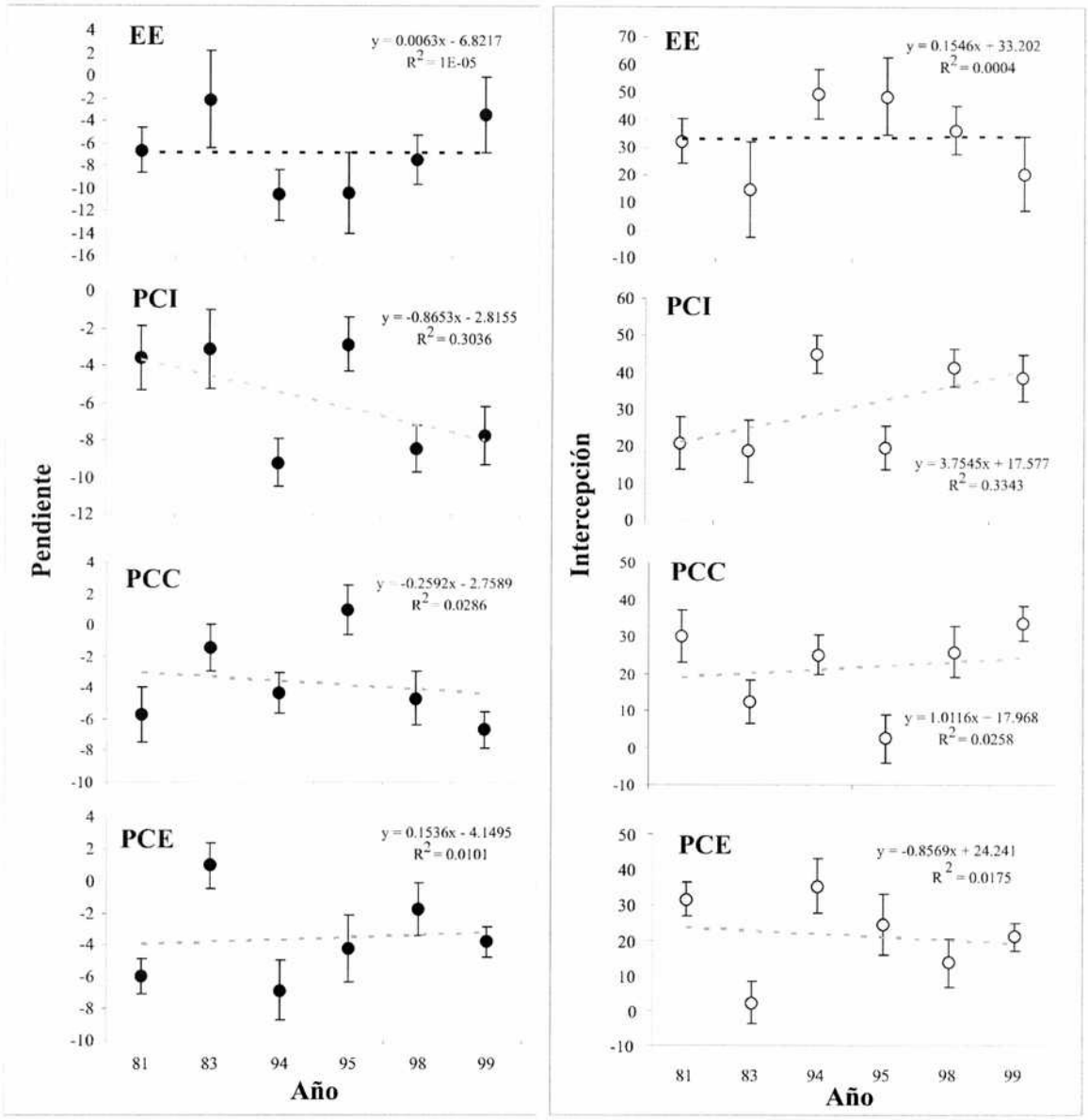


Figura 3.3.2.4 Tendencia de la Pendiente e Intercepción del espectro de talla de la comunidad total de peces **Condrictios Blanco** de la pesqueria para las diferentes áreas de asociación determinadas en el patrón espacial (**EE**, area Estuarial Externa; **PCI**, area Plataforma Costera Interna; **PCC**, area Plataforma Costera Central; **PCE**, area Plataforma Costera Externa)

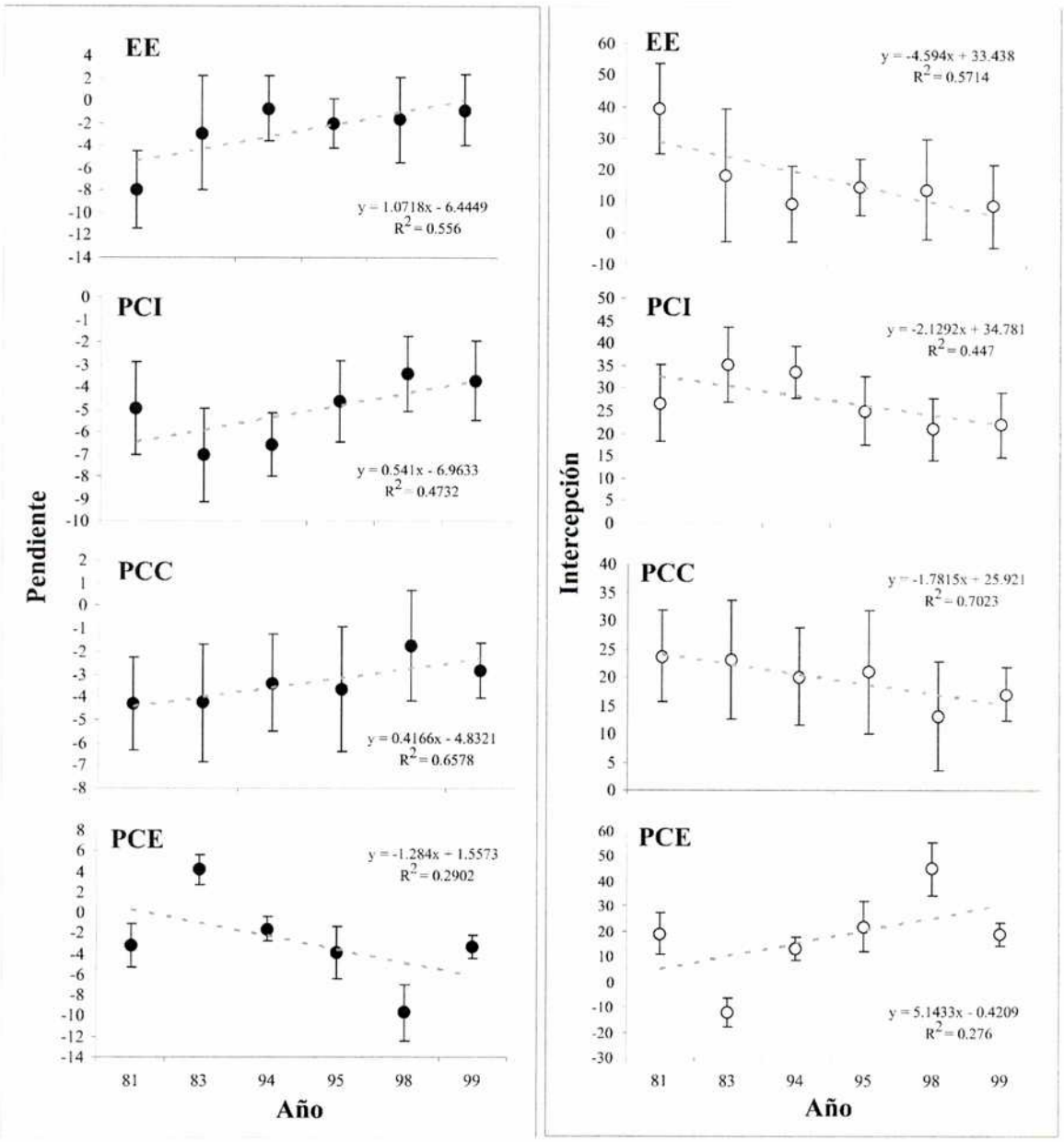


Figura 3.3.2.4 Tendencia de la Pendiente e Intercepción del espectro de talla de la comunidad total de peces **Condrictios No Blanco** de la pesqueria para las diferentes áreas de asociación determinadas en el patrón espacial (**EE**, area Estuarial Externa; **PCI**, area Plataforma Costera Interna; **PCC**, area Plataforma Costera Central; **PCE**, area Plataforma Costera Externa).

Tabla 3.3.1.1 Resultados del test ANOSIM sobre los datos de las curvas de dominancia –k para las diferentes áreas de asociación determinadas en el patrón espacial (**EE**, área Estuarial Externa; **PCI**, área Plataforma Costera Interna; **PCC**, área Plataforma Costera Central; **PCE**, área Plataforma Costera Externa). Para cada comparación se indica el valor R, el grado del nivel de significancia (* P<0.05, **P<0.01, ***P<0.001).

EC	**81-83**	**94-95**
98-99	0.500	0.500
94-95	0.125	

EE	**81-83**	**94-95**
98-99	1.000	1.000
94-95	0.250	

PCI	**81-83**	**94-95**
98-99	0.500	0.250
94-95	0.250	

PCC	**81-83**	**94-95**
98-99	0.250	1.000
94-95	0.250	

PCE	**81-83**	**94-95**
98-99	0.250	1.000
94-95	0.500	

Capitulo III

Sección 4

Resumen

3.4.1 *Análisis espacial de la comunidad íctica del ecosistema costero y su relación con las variables ambientales*

Composición íctica

Durante el período analizado (años 1981,83, 94, 95, 98 y 99), se identificaron un total de 94 especies marinas y dulceacuícolas (incluyendo *Paralichthys* sp., *Raya* sp, *Atherinidae* sp., *Odonthestes* sp., *Uranoscopidae* sp. *Triglidae* sp., *Pimelodus* sp., *Siluriformes* sp., *Carcharinus* sp., y *Squalus* sp.) (Tabla 3.4.4.1). La mayoría de las especies fueron capturadas en todas las primaveras (40.4 %, 38 especies), el 22.3 % no fue capturado en al menos un periodo. El 16 % de las especies sólo registran presencia en un año (3, 1981; 2 1983; 5, 1994; 3, 1995 y 2, 1999) (Tabla 3.4.4.1).

Las especies correspondieron a 72 géneros y 49 familias. Las familias con mayor número de especies fueron Rajidae (8 especies, incluyendo *Raja* sp), Sciaenidae (7 especies) y Paralichthyidae (5 especies, incluyendo *Paralichthys* sp.). La abundancia de sólo 52 especies fue > 1% de la captura total durante al menos un crucero (Tabla 3.4.4.3). En términos de biomasa (t/mn^2) la familia Sciaenidae representó el 27.69 % del total de las capturas, seguida por la familia Triakidae (17.13%) y Carangidae (10.98%) (Tabla 3.4.4.2).

La pescadilla de red o común (*Cynoscium guatucupa*, 16.71%) fue la especie más importante en biomasa, seguida por gatuzo (*Mustelus schmitti*, 16.21%), pampanito (*Stromateus brasiliensis*, 5.53%), corvina rubia (*Micropogonias furnieri*, 4.37%), y chucho (*Myliobatis*

goodei, 4.07%). Las especies dominantes, en cuanto a biomasa, cambiaron temporalmente, *Cynoscion guatucupa* fue la especie más abundante durante 1981, 1983, 1998 y 1999 (30.58%, 34.31%, 17.46%, y 16.74%), y *Mustelus schmitti* durante 1994 y 1995 (23.02% y 10.10%) (Tabla 3.4.4.3).

Patrón espacial de las áreas de asociaciones (entre 1981 y 1999) y su relación con las variables ambientales.

La posición de la composición de especies para cada estación de muestreo relativo a los dos primeros ejes del DCCA en cada período (Figuras 3.1.1.1, 3.1.2.1, 3.1.3.1, 3.1.4.1, 3.1.5.1, y 3.1.6.1) mostró que la mayor discontinuidad a lo largo del primer eje del diagrama produce 6 grupos principales de estaciones de muestreo, pero durante 1981 y 1983 fueron definidos solamente 5 grupos. Estos grupos definen diferentes áreas geográficas contiguas, correspondientes al área Interna, Central y Externa del Estuario del Rió de la Plata, y a la porción Interna, Central y Externa de la Plataforma Costera (Figuras 3.1.1.2, 3.1.2.2, 3.1.3.2, 3.1.4.2, 3.1.5.2, y 3.1.6.2).

El gradiente representado por el primer eje canónico, que explica entre 45% y el 50% de la variación total, es el determinante más importante de la distribución espacial de las estaciones de muestreo en cada año. Esto indica que la temperatura de fondo y la profundidad son los determinantes más importantes en la distribución espacial de los peces. La influencia de la temperatura de fondo fue mayor durante 1994, 95 y 98, mientras que la profundidad fue más importante durante 1981 y 1999 (Tabla 3.4.4.4).

Las áreas de asociaciones de especies difieren en su composición de especies (Figura 3.4.4.1) y condiciones ambientales (Figura 3.4.4.2). Hay diferencias significativas en la composición de especies para la mayoría de los años (Tabla 3.4.4.5). Aunque diferencias en la composición no fueron significativas para un par de áreas durante diferentes años, estas mostraron valores de disimilitud > 50% (SIMPER, Tabla 3.4.4.6). Los cambios significativos en la comunidad íctica de las áreas de asociaciones fueron primariamente debidos a cambios en la composición de especies más que a cambios en sus abundancias relativas (Figura 3.4.4.1)

Las diferentes áreas de asociaciones identificadas en el análisis DCCA son descriptas a continuación:

Área de asociación O, **Estuarial Interna (EI),** fue definida para los años 1994, 95, 98 y 99. Ocupa la zona más interna del estuario del Río de la Plata. Esta área presenta las profundidades más someras del estuario (desde 3.7 m hasta 6.9 m), mínimo rango de salinidades medias de fondo (desde 0.1 ups hasta 15.9 ups) y máximas temperaturas medias (entre 12.9 °C y 21.62 °C) (Figura 3.4.4.2). Exhibe el mínimo número de especies, con una composición bien definida. No incluye la mayoría de las especies encontradas en las otras áreas de asociaciones. *Micropogonias furnieri* fue una especie típica o común de esta área de asociación en todos los períodos de tiempo, mientras *Brevoortia aurea* discrimina esta área más consistentemente (Tabla 3.4.4.7).

Área de asociación I, **Estuarial Central (EC)**, ocupa la zona central del estuario del Río de la Plata. Tiene condiciones ambientales intermedias. Profundidad media entre 5.3 m y 9.1 m, salinidad de fondo media entre 14.1 ups y 25.01 ups, y temperaturas de fondo entre 12.57 °C y 20.95 °C (Figura 3.4.4.2). Presenta un promedio de 20 especies, y fue tipificada en todos los años

por *Brevoortia aurea* (saraca), *Macrodon ancylodon* (pescadilla real), y *Micropogonias furnieri* (corvina rubia). Esta área fue discriminada consistentemente por *Macrodon ancylodon* (4 de los 6 años), mientras que *Brevoortia aurea, Micropogonias furnieri, Paralonchurus brasiliensis* fueron especies discriminantes en tres de los 6 años (Tabla 3.4.4.7).

Área de asociación II, **Estuarial Externa (EE)**, ocupa el área con mayor profundidad y mayor salinidad, y mínima temperatura. Profundidad media entre 11.3 m y 14.2m. La salinidad de fondo media presenta un rango desde 23.76 ups hasta 28.35 ups, y la temperatura de fondo entre 12.57 °C y 19.61 °C (Figura 3.4.4.2). La ictiofauna de esta área, con un promedio de 34 especies, fue distinguida de las otras áreas de asociaciones estuariales por la captura constante de condríctios (Tabla 3.4.4.7). *Mustelus schmitti, Myliobatis goodei* fueron especies típicas de esta área en todos los años, mientras que *Paralonchurus brasiliensis* y *Parona signata* fueron especies típicas en cinco de los seis años. *Prionotus punctatus* discrimina esta área consistentemente (5 de los 6 años) (Tabla 3.4.4.7)

Área de asociación III, **Plataforma Costera Interna (PCI)**, ocupa el área externa de la boca del estuario del Rió de la Plata y la zona más interna de El Rincón. Tiene las profundidades más someras, máximas temperaturas y mínimas salinidades de la plataforma costera. Profundidad media entre 13.4 m y 20.3m, salinidad de fondo media entre 31.67 ups y 32.79 ups, y un rango de temperatura media entre 13.6 °C y 17.12 °C (Figura 3.4.4.2). Con un promedio de 41 especies, fue tipificada en todos los años por *Cynoscion guatucupa, Mustelus schmitti,* mientras *Micropogonias furnieri, Myliobatis goodei, Parona signata, Squatina guggenheim, y Percophis brasiliensis* fueron típicas en cinco de los seis años. Esta área fue consistentemente discriminada (5 de 6 años) por *Cynoscion guatucupa* y *Parona signata* (Tabla 3.4.4.7).

Área de asociación IV, **Plataforma Costera Central (PCC)**, ocupa el área con condiciones ambientales intermedias para la Plataforma Costera. Profundidades medias entre 23.8 m y 36.8 m, salinidad de fondo media desde 33.14 ups hasta 34.07 ups, y un rango de temperaturas medias entre 11.77 °C y 16.48 °C (Figura 3.4.4.2). La composición íctica presenta un promedio de 37 especies. *Percophis brasiliensis* y *Galleorhinus galeus* tipificaron consistentemente (5 de los seis años) esta área, y *Galleorhinus galeus* discrimina su ictiofauna en cuatro de los seis años (Tabla 3.4.4.7).

Área de asociación V, **Plataforma Costera Externa (PCE)**, ocupa el área de la plataforma costera, con máxima profundidad y salinidad y mínima temperatura. Profundidad media entre 28.9 m y 49.6 m, salinidad media de fondo desde 33.62 ups hasta 33.95 ups y temperatura media de fondo entre 10.59 °C y 14.97 °C (Figura 3.4.4.2). Su ictiofauna presenta un promedio de 28 especies, fue consistentemente tipificada (5 de los 6 años) por *Stromateus brasiliensis*, *Discopyge tschudii* y *Pseudopercis semisfasciatus*, y discriminada (5 de los 6 años) por *Discopyge tschudii* y *Percophis brasiliensis* (Tabla 3.4.4.7).

3.4.2 *Análisis temporal de la comunidad íctica del ecosistema costero y su relación con las variables ambientales*

La posición de la composición especifica de cada estación de muestreo relativa a los dos primeros ejes del diagrama de ordenación obtenido del DCCA es mostrada en la Figura 3.2.1.1a (1994-1999) y Figura 3.2.1.10a (1994-1999). Los análisis de ordenación muestran que el

gradiente representado por el primer eje es el más importante en la distribución temporal (Tabla 3.2.1.1a,b). Cuando las estaciones de muestreo correspondientes a cada año analizado y sus correspondientes áreas de asociaciones fueron superpuestas sobre el análisis temporal, refleja el patrón espacial de las áreas de asociaciones obtenidas para a cada año sobre el eje 1 (Figura 3.2.1.1b, y Figura 3.2.1.9b), y el patrón anual (de años) sobre el eje 2 (Figura 3.2.1.1b y Figura 3.2.1.9b). En ambos análisis, el primer eje canónico muestra que la profundidad y la temperatura de fondo son los factores más importantes en la determinación del patrón espacial en cada año (Tabla 3.2.1.1 a,b). A diferencia del análisis temporal entre 1981 y 1999, donde el volumen de la descarga dulceacuícola del Río de la Plata (para octubre y noviembre), y la temperatura de superficie son los factores más influyentes sobre el segundo eje canónico, el análisis temporal entre 1994-1999 muestra que el esfuerzo de pesca de la flota costera, y la descarga del Río Negro correspondiente a octubre, son los factores más influyentes en la determinación de las variaciones de la comunidad entre años (Tabla 3.2.1.1a, b).

Diferencias significativas en la composición de especies dentro de las áreas de asociación fueron observadas entre la mayoría de los años analizados (Tabla 3.2.1.2). Aunque diferencias entre años no fueron significativas para algunas áreas, especialmente en las áreas estuarinas, estas no mostraron disimilitudes menores del 40% (Tabla 3.2.1.3). La contribución relativa de las especies residentes y discriminantes temporales al promedio de la disimilitud entre años dentro de las áreas de asociaciones (Tabla 3.2.1.4) mostró que el cambio en las especies residentes generalmente contribuye menos del 30 % (27.95 - 13.11) a la disimilitud promedio, y las especies facultativas contribuyen el remanente. El agregado de las especies que son típicas de una área de asociación en 5 de los 6 años (aquellas especies más cercanas a la calidad de residentes según nuestra definición) no alteran substancialmente este resultado (58.04 –14.98) (Tabla 3.2.1.4).

La variación anual de la composición del ecosistema costero, muestra que unas pocas especies (*Sympterygia bonapartii, Umbrina canosai* y *Trachurus lathami*) aumentaron sus biomasas. La mayoría de las especies disminuyeron sus biomasa (e.g. *Sparus pagrus, Zapteryx brevirostris, Acanthistius brasilianus*, y *Prionotus nudigula*) o mostraron una tendencia variable a lo largo de período analizado (Figura 3.2.1.8).

Tanto los cambios en la comunidad íctica, como en las áreas de asociaciones se debieron primariamente a cambios en las abundancias relativas de las especies más que a cambios en su composición de especies

3.4.3 Indicadores agregados del estado de la comunidad

Curvas de dominancia-k, y curvas de comparación Abundancia Biomasa "ABC"

Las curvas de dominancia-*k* tuvieron una pendiente más marcada y más elevadas desde 1981 a 1999, lo que sugieren que la ictiofauna del ecosistema costero (Figura 3.3.1.1) y de las áreas de asociaciones (Figuras 3.1.1.2, 3.1.2.2, 3.1.3.2, 3.1.4.2, 3.1.5.2, 3.1.6.2) han sido progresivamente dominadas por pocas especies.

Las curvas de dominancia-*k* no presentaron diferencias significativas entre períodos de años para las diferentes áreas (Tabla 3.3.1.1). La comparación temporal de las curvas de dominancia-*k*- muestra mayor dominancia en el área *Estuarial Externa*, seguida por las áreas de la *Plataforma Costera Externa* y *Central* (Figura 3.3.1.1).

Las curvas de comparación Abundancia Biomasa "ABC" para las diferentes áreas de asociación identificadas en el patrón espacial (Figuras 3.1.1.2, 3.1.2.2, 3.1.3.2, 3.1.4.2, 3.1.5.2,

3.1.6.2) mostraron un patrón desde asociaciones *escasamente* perturbadas hasta asociaciones con *moderada* o *alta* perturbación tanto en espacio como en tiempo (Figuras 3.3.1.2, 3.3.1.3, 3.3.1.4, 3.3.1.5, 3.3.1.6, 3.3.1.7)

Espectro de talla integrada de la comunidad

Para las especies Condríctios, tanto Blanco como No Blanco de la pesquería, la pendiente muestra una clara tendencia a disminuir y la intercepción aumenta correspondientemente, reflejando un cambio en el espectro de tallas en la estructura de la comunidad, con un aumento en la proporción de tallas pequeñas (Figura 3.3.2.1). Los subconjuntos mostraron un comportamiento diferente de acuerdo al área de asociación (Figuras 3.3.2.1 a 3.3.2.5). En las áreas de la plataforma costeras los subconjuntos presentan tendencias inversas en el espectro de talla, con disminución en las tallas de las especies blanco y aumento en las especies no blanco.

Las especies Osteíctios muestran un comportamiento diferente para las especies Blancos y No Blancos de la pesquería. La pendiente en las especies No Blanco tiende a incrementarse, mientras que en las especies Blanco no hay una tendencia clara (Figura 3.3.2.1). Estos subconjuntos mostraron un comportamiento diferente en cada área de asociación. Las tallas de las especies No Blanco de la pesquería tienden a aumentar en el área *estuarial externa* y en la *plataforma costera central*, mientras que tienden a disminuir en el área de la *plataforma costera interna*, y *externa*. La talla de las especies blanco de la pesquería tiende aumentar solamente en el área *externa estuarial*, mientras que en el resto de las áreas mostró una tendencia decreciente.

3.4.4 Figuras y tablas

	Especie	IE	CE	EE	PCI	PCC	PCE
1	*Netuma barbus*	**88,0**	8,8	2,5	0,6	0,1	
2	*Brevoortia aurea*	**86,3**	9,9	2,9	0,9	0,0	
3	*Micropogonias furnieri*	**52,3**	24,8	12,4	8,2	1,9	0,5
4	*Macrodon ancylodon*	48,7	**44,3**	6,0	1,0	0,0	
5	*Mugil platanus*	34,8	**58,6**	6,6			
6	*Paralonchurus brasiliensis*	4,6	**33,2**	26,5	10,3	12,3	13,0
7	*Conger orbignyanus*	1,0	**30,1**	27,4	21,4	20,2	
8	*Paralichthys orbygnianus*	17,1	**25,8**	23,2	23,3	5,9	4,8
9	*Sympterygia bonapartii*	2,6	18,2	**30,5**	29,3	5,6	13,9
10	*Psammobatis* sp.		22,8	**40,7**	12,7	7,4	16,4
11	*Menticirrhus americanus*	9,6	26,6	**58,6**	5,1	0,1	
12	*Prionotus punctatus*		8,2	**59,8**	11,8	10,7	9,5
13	*Mustelus fasciatus*			**76,2**	17,3	6,4	
14	*Zapteryx brevirostris*		0,0	**58,8**	22,5	16,2	2,5
15	*Trichiurus lepturus*		13,7	**55,4**	23,6	7,3	
16	*Diplodus argenteus*		2,2	**55,4**	14,6	27,8	
17	*Sparus pagrus*		0,1	**51,5**	12,6	23,8	12,0
18	*Rhinobatos horkelii*		8,0	**50,5**	37,4	4,2	
19	*Umbrina canosai*		0,6	**47,7**	36,5	15,2	0,0
20	*Myliobatis goodei*	2,5	10,2	**38,3**	35,7	10,1	3,1
21	*Mustelus schmitti*		0,2	23,8	**30,1**	18,3	27,6
22	*Sympterygia acuta*	8,0	3,8	9,8	**47,8**	23,0	7,6
23	*Dasyatis pastinaca*			33,5	**51,4**	15,1	
24	*Pomatomus saltatrix*		2,0	23,4	**72,0**	2,5	0,1
25	*Parona signata*	0,1	8,6	15,8	**66,6**	7,8	1,2
26	*Urophycis brasiliensis*	0,2	7,8	20,9	**51,0**	19,4	0,8
27	*Cynoscion guatucupa*	0,5	1,7	9,1	**50,9**	36,5	1,3
28	*Porichthys porosissimus*		3,3	5,3	**49,8**	40,9	0,7
29	*Rajidae*			0,5	**34,3**	32,4	32,8
30	*Paralichthys* sp.		1,9	7,7	28,2	**35,7**	26,4
31	*Prionotus nudigula*		0,0	1,3	19,6	**44,0**	35,2
32	*Stromateus brasiliensis*		0,6	5,1	9,4	**47,0**	38,0
33	*Galeorhinus galeus*			4,3	18,4	**55,3**	22,0
34	*Callorhinchus callorhynchus*			5,6	16,9	**49,3**	28,2
35	*Rioraja agassizi*			3,3	25,3	**37,9**	33,6
36	*Squatina guggenheim*		1,4	20,0	25,6	23,7	**29,3**
37	*Percophis brasiliensis*		0,1	2,3	25,4	35,7	**36,5**
38	*Trachurus lathami*			10,2	14,0	34,4	**41,4**
39	*Paralichthys patagonicus*		2,7	14,2	20,3	24,2	**38,5**
40	*Atlantoraja castelnaui*			16,2	26,1	21,3	**36,4**
41	*Squalus acanthias*				13,3	36,8	**49,9**
42	*Acanthistius brasilianus*			0,0	1,3	48,6	**50,1**
43	*Dules auriga*			5,3	13,6	30,0	**51,1**
44	*Atlantoraja cyclophora*		0,3	10,6	13,1	23,7	**52,3**
45	*Xystreuris rasile*		0,2	9,7	9,4	25,8	**54,8**
46	*Discopyge tschudii*			1,2	15,3	27,5	**56,0**
47	*Squalus* sp.				15,9	20,4	**63,7**
48	*Merluccius hubbsi*				0,2	25,0	**74,8**
49	*Pseudopercis semifasciata*			0,5	1,3	22,3	**76,0**
50	*Paralichthys isosceles*			1,3	4,6	14,0	**80,0**
51	*Cheilodactylus bergi*			0,0	0,0	11,6	**88,4**
52	*Scomber japonicus*		2,0	1,5	0,2	0,9	**95,3**

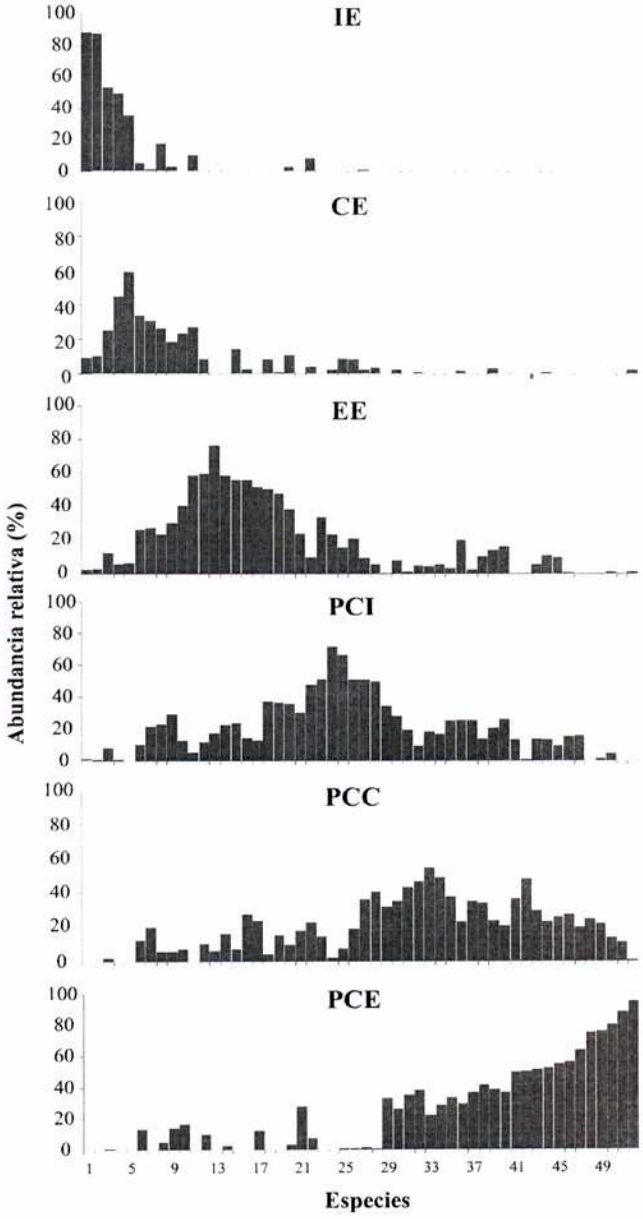


Figura 3.4.4.1: Composición promedio de especies de las áreas de asociaciones (EI: Estuarial Interna; EC: Estuarial Central; EE: Externa Estuarial; PCI: Plataforma Costera Interna; PCC: Plataforma Costera Central; PCE: Plataforma Costera Externa).

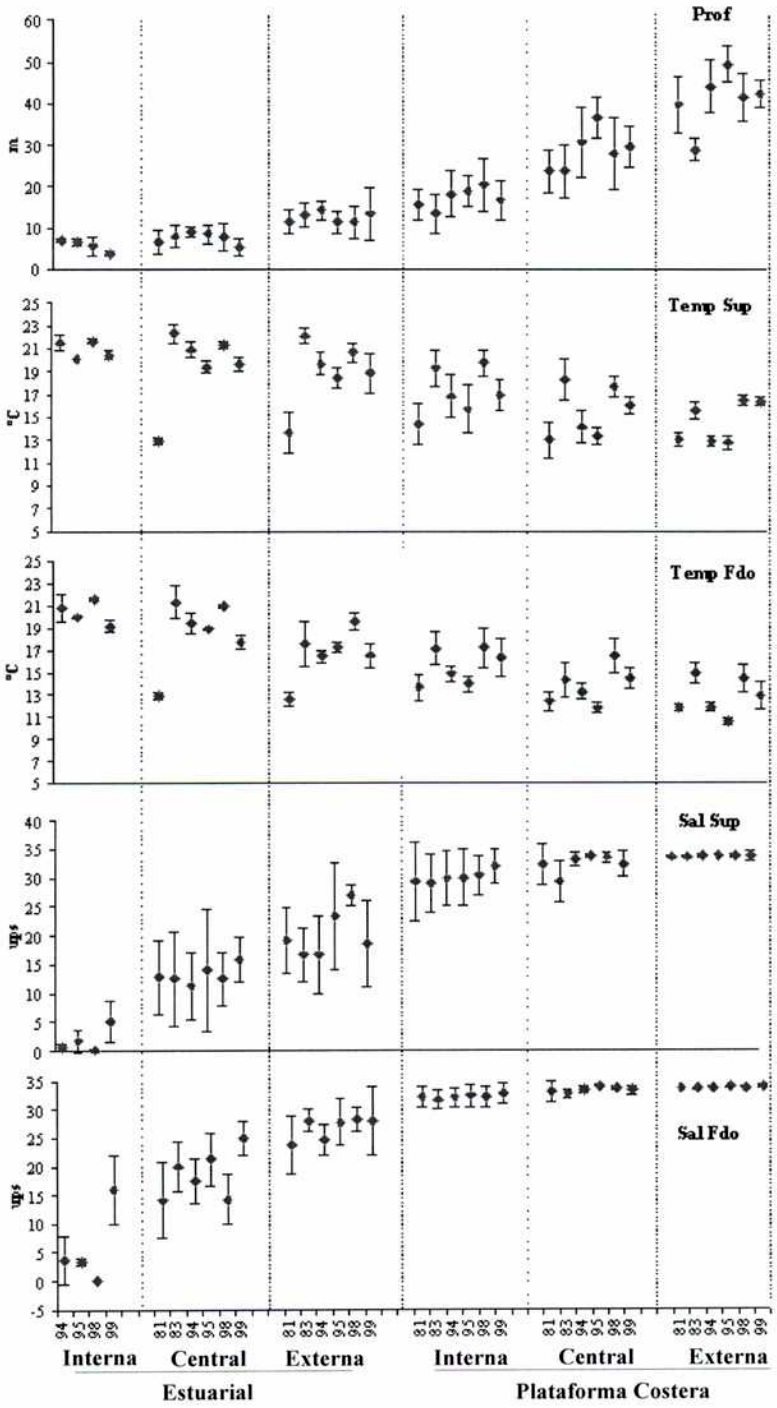


Figura 3.4.4.2: Condiciones ambientales (media, desvío estándar) de las áreas de asociación.

Tabla 3.4.4.1 Lista de especies capturadas durante los seis cruceros de investigación pesquera

Clase	Orden	Familia	Specie	1981	1983	1994	1995	1998	1999
Chondrichthyes	Carcharhiniformes	Carcharhinidae	*Carcharhinus sp.*						x
			Carcharias taurus Rafinesque, 1810	x					
		Sphyrnidae	*Sphyrna* sp.						x
		Triakidae	*Galeorhinus galeus* Linné, 1758	x	x	x	x	x	x
			Mustelus canis (Mitchill, 1815)	x	x				
			Mustelus fasciatus (Garman, 1913)	x		x			x
			Mustelus schmitti Springer, 1939	x	x	x	x	x	x
	Chimaeriformes	Callorhinchidae	*Callorhinchus callorhynchus* (L.,1758)	x	x	x	x	x	x
	Hexanchiformes	Hexanchidae	*Notorhynchus cepedianus* (Peron, 1807)	x	x	x	x		x
	Myliobatiformes	Dasyatidae	*Dasyatis pastinaca* (Linné, 1758)	x	x	x	x	x	x
		Gymnuridae	*Gymnura altavela* (Linnaeus, 1758)		x				
		Myliobatidae	*Myliobatis goodei* Garman, 1885	x	x	x	x	x	x
	Rajiformes	Rajidae	*Atlantoraja castelnaui* (Miranda Ribeiro, 1907)	x	x	x	x	x	x
			Atlantoraja cyclophora (Regan, 1903)	x	x	x	x	x	x
			Psammobatis sp.	x	x	x	x	x	x
			Raja flavirostris Philippi, 1893	x		x		x	
			Raja trachyderma Krefft & Stehmann, 1975			x			
			Rajidae			x	x		
			Rioraja agassizi (Müller & Henle, 1841)	x	x	x	x	x	x
			Sympterygia acuta Garman, 1877	x	x	x	x	x	x
			Sympterygia bonaparteii Müller & Henle, 1841	x	x	x	x	x	x
		Rhinobatide	*Rhinobatos horkelii* Müller & Henle, 1841	x	x	x	x	x	x
			Zapteryx brevirostris (Müller & Henle, 1841)	x	x		x	x	x
	Squaliformes	Squalidae	*Squalus acanthias* Linné, 1758			x	x	x	x
			Squalus blainvillei (Risso, 1827),		x				
			Squalus sp.	x	x	x	x	x	
	Squatiniformes	Squatinidaae	*Squatina guggenheim* Marini, 1936	x	x	x	x	x	x
	Torpediniformes	Torpedinidae	*Discopyge tschudii* Heckel, 1846	x	x	x	x	x	x
			Torpedo puelcha Lahille, 1926				x		

Tabla 3.4.4.1 Lista de especies capturadas durante los seis cruceros de investigación pesquera (Continuación)

Clase	Orden	Familia	Specie	1981	1983	1994	1995	1998	1999
Osteichthyes	Anguiliformes	Congridae	*Basanago albescens* (Barnard, 1923)	x					
			Conger orbignyanus Valenciennes, 1847	x	x	x	x	x	x
	Atherniniformes	Atherinidae	*Odonthestes argentinensis* (Valenciennes, 1835)				x		
			Odonthestes sp.	x	x		x		
	Batrachoidiformes	Batrachoididae	*Porichthys porosissimus* (Valenciennes, 1837)	x	x	x	x	x	x
			Triathalassothia argentina (Berg, 1897)	x	x				
	Characiformes	Tetragonopteridae	*Prochilodus platensis* (Holmberg, 1891)					x	
	Clupeiformes	Clupeidae	*Brevoortia aurea* (Agassiz, 1829)	x	x	x	x	x	x
			Ramnogaster arcuata (Jenyns, 1842)		x	x		x	x
		Engraulidae	*Ancho marini* Hildebrand,1946		x	x	x	x	x
			Engraulis anchoita Hubbs & Marini, 1935	x	x	x	x	x	x
			Lycengraulis grossidens (Agassiz, 1829)		x	x	x		
	Gadiformes	Merlucciidae	Merluccius hubbsi Marini, 1933	x	x	x	x	x	x
		Phycidae	*Urophycis brasiliensis* (Kaup, 1858)	x	x	x	x	x	x
	Ophidiiformes	Ophiidae	*Genypterus brasiliensis* Regan, 1903			x			
	Perciformes	Carangidae	*Parona signata* (Jenyns, 1842)	x	x	x	x	x	x
			Trachurus lathami Nichols, 1920	x	x	x	x	x	x
		Centrolophidae	*Seriolella porosa* Guichenot, 1848			x	x	x	
		Chaeilodactylidae	*Cheilodactylus bergi* Norman, 1937	x		x	x	x	x
		Gempylidae	*Thyrsitops lepidopodea* (Cuvier, 1830)		x			x	x
		Mugilidae	*Mugil* sp. (Linné,1758)	x	x	x	x	x	x
		Mullidae	*Mullus argentinus* Hubbs & Marini, 1933	x	x	x		x	x
		Percophidae	*Percophis brasiliensis* Quoy & Gaimard, 1824	x	x	x	x	x	x
		Pinguipedidae	*Pinguipes brasilianus* Quoy & Gaimard, 1824	x	x	x	x	x	x
			Pseudopercis semifasciata (Cuvier 1829)	x	x	x	x	x	x
		Polyprionidae	*Polyprion americanus* Bloch & Schneider, 1801	x		x	x		
		Pomatomidae	*Pomatomus saltatrix* (Linné, 1758)	x	x	x	x	x	x
		Scianidae	*Cynoscion guatucupa* (Cuvier, 1830)	x	x	x	x	x	x
			Macrodon ancylodon Schneider, 1801	x	x	x	x	x	x
			Menticirrhus americanus (Linné, 1758)	x	x	x	x	x	x
			Micropogonias furnieri (Desmarrest, 1823)	x	x	x	x	x	x
			Paralonchurus brasiliensis (Steindachner, 1875)	x	x	x	x	x	x
			Pogonias cromis (Linné, 1766)		x	x		x	
			Umbrina canosai Berg, 1895	x	x	x	x	x	x

Tabla 3.4.4.1 Lista de especies capturadas durante los seis cruceros de investigación pesquera (Continuación)

Clase	Orden	Familia	Specie	1981	1983	1994	1995	1998	1999
		Scombridae	*Scomber japonicus* Houttuyn, 1872	x	x	x	x	x	x
		Serranidae	*Acanthistius brasilianus* (Valenciennes, 1828)	x	x	x	x	x	x
			Dules auriga Cuvier, 1829	x	x	x	x	x	x
		Sparidae	*Diplodus argenteus* (Valenciennes, 1830)	x	x	x	x	x	x
			Sparus pagrus (Linné, 1758)	x	x	x	x	x	x
		Stromateidae	*Peprilus paru* (Linné, 1758)		x	x	x	x	x
			Stromateus brasiliensis (Fowler, 1906)	x	x	x	x	x	x
		Trichiuridae	*Trichiurus lepturus* Linné, 1758		x	x	x	x	x
		Uranoscopidae	*Astroscopus sexspinosus* (Steibdachner, 1876)	x		x	x	x	x
	Pleuronectiformes	Cynoglossidae	*Symphurus sp.* (Rafinesque, 1810)		x	x	x	x	x
		Paralichthyidae	*Etropus longimanus* Norman, 1933		x				
			Paralichthyidae		x				
			Paralichthys isosceles Jordan 1891			x		x	x
			Paralichthys orbignyanus (Valenciennes, 1939)			x	x	x	x
			Paralichthys patagonicus Jordan, 1889	x		x	x	x	x
			Xystreuris rasile (Jordan, 1890)	x	x	x	x	x	x
		Pleuronectidae	*Oncopterus darwini* Steindachner, 1875	x	x	x	x	x	
	Scorpaeniformes	Triglidae	*Prionotus nudigula* Ginsburg, 1950	x	x	x	x	x	x
			Prionotus punctatus (Cuvier 1829)	x	x	x	x	x	x
			Triglidae			x			
	Siluriformes	Ariidae	*Netuma barbus* (Lacépède, 1803)	x	x	x	x	x	x
		Pimelodidae	*Luciopimelodus pati* (Valenciennes, 1840)					x	x
			Parapimelodus valenciennesi (Kroyer, 1874)					x	x
			Pimelodidae						
			Pimelodus albicans (Valenciennes, 1840)					x	x
			Pimelodus clarias maculatus (Lacepede 1803)					x	
	Tetraodontiformes	Balistidae	*Balistes capriscus* (Gmelin, 1788)		x			x	x
	Zeiformes	Zeidae	Zenopsis conchifer (Lower, 1859)	x		x		x	x

Tabla 3.4.4.2 Biomasa relativa (%) de cada familia por campaña de investigación pesquera.

		Año					
Clase	**Familia**	**1981**	**1983**	**1994**	**1995**	**1998**	**1999**
Chondrichthyes	Callorhinchidae	1.08%	0.01%	0.41%	0.15%	0.03%	0.19%
	Carcharhinidae	0.02%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.04%
	Dasyatidae	0.18%	0.51%	0.11%	0.04%	0.13%	0.16%
	Gymnuridae	0.00%	0.02%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
	Hexanchidae	0.03%	0.03%	0.04%	0.05%	0.00%	0.02%
	Myliobatidae	4.83%	**13.05%**	2.42%	2.35%	5.38%	5.41%
	Rajidae	4.18%	5.25%	3.83%	3.98%	5.20%	3.42%
	Rhinobatide	3.36%	5.21%	1.34%	1.29%	0.74%	0.24%
	Sphyrnidae	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.01%
	Squalidae	0.75%	0.29%	0.63%	0.18%	0.01%	0.14%
	Squatinidaae	1.55%	3.86%	2.64%	3.60%	3.94%	1.76%
	Torpedinidae	2.19%	0.48%	2.71%	2.35%	2.18%	0.41%
	Triakidae	**17.24%**	**12.04%**	**26.35%**	**13.27%**	**12.35%**	**23.59%**
Osteichthyes	Ariidae	0.00%	0.04%	0.13%	0.05%	0.02%	0.06%
	Atherinidae	0.00%	0.00%	0.00%	0.05%	0.00%	0.00%
	Balistidae	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.19%	0.12%
	Batrachoididae	0.02%	0.02%	0.14%	0.00%	0.24%	0.28%
	Carangidae	3.31%	2.63%	9.51%	**13.15%**	**18.89%**	**21.46%**
	Centrolophidae	0.00%	0.00%	0.02%	0.23%	0.03%	0.00%
	Chaeilodactylidae	1.36%	0.00%	7.20%	4.52%	0.67%	0.09%
	Clupeidae	0.10%	0.43%	0.34%	1.87%	0.34%	3.30%
	Congridae	0.01%	0.13%	0.15%	0.04%	0.10%	0.22%
	Cynoglossidae	0.00%	0.00%	0.00%	0.01%	0.01%	0.01%
	Engraulidae	0.00%	0.01%	0.03%	0.04%	0.27%	0.06%
	Gempylidae	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.02%
	Merlucciidae	0.06%	0.02%	0.45%	2.28%	0.01%	0.02%
	Mugilidae	0.01%	0.00%	0.36%	0.13%	0.17%	0.03%
	Mullidae	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.06%
	Ophiidae	0.00%	0.00%	0.01%	0.00%	0.00%	0.00%
	Paralichthyidae	3.10%	2.32%	3.27%	4.41%	2.63%	0.46%
	Percophidae	4.86%	0.22%	4.17%	8.12%	6.12%	3.95%
	Phycidae	0.04%	0.80%	0.22%	0.12%	0.11%	0.06%
	Pimelodidae	0.00%	0.00%	0.09%	0.08%	0.16%	0.11%
	Pinguipedidae	0.74%	0.03%	0.97%	1.04%	0.64%	0.55%
	Pleuronectidae	0.03%	0.00%	0.09%	0.00%	0.09%	0.00%
	Polyprionidae	0.01%	0.00%	0.03%	0.13%	0.00%	0.00%
	Pomatomidae	0.01%	0.00%	0.06%	0.02%	1.05%	1.06%
	Scianidae	**35.28%**	**47.70%**	**16.70%**	**15.11%**	**30.22%**	**27.32%**
	Scombridae	0.00%	0.00%	0.00%	2.82%	0.08%	0.01%
	Serranidae	5.11%	0.14%	2.40%	1.46%	0.73%	0.38%
	Sparidae	2.54%	1.10%	0.34%	0.19%	0.40%	0.63%
	Stromateidae	1.85%	0.32%	10.08%	12.08%	2.95%	2.82%
	Tetragonopteridae	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
	Torpedinidae	0.00%	0.00%	0.00%	0.02%	0.00%	0.00%
	Trichiuridae	0.00%	0.30%	0.06%	0.09%	0.83%	0.56%
	Triglidae	**6.13%**	3.04%	2.66%	4.68%	2.88%	0.89%
	Uranoscopidae	0.01%	0.00%	0.02%	0.01%	0.06%	0.03%
	Zeidae	0.00%	0.00%	0.01%	0.00%	0.15%	0.05%

Tabla 3.4.4.3 Biomasa (tn/mn^2) capturada para cada especie se da su biomasa relativa (%) y contribución a la similitud de la captura (%) anual y total.

	1981			1983			1994			1995			1998			1999			Total	
Especie	Tn/Mn^2	% B	% S	Tn/Mn^2	% B	% S	Tn/Mn^2	% B	% S	Tn/Mn^2	% B	% S	Tn/Mn^2	% B	% S	Tn/Mn^2	% B	% S	Media Total	%
Acanthistius brasilianus	1.693	5.06	4.84	0.015	0.09	0.03	0.786	2.39	1.16	0.527	1.46	1.13	0.118	0.43	0.11	0.053	0.23	0.25	0.4862	1.71
Atlantoraja castelnaui	0.558	1.67	3.88	0.254	1.53	2.67	0.434	1.32	1.21	0.287	0.79	0.40	0.395	1.42	2.16	0.160	0.72	0.83	0.3399	1.20
Atlantoraja cyclophora	0.093	0.28	0.23	0.019	0.11	2.39	0.091	0.28	0.23	0.005	0.01	0.00	0.065	0.23	0.17	0.019	0.08	0.13	0.0496	0.18
Brevoortia aurea	0.033	0.10	0.04	0.071	0.43	0.41	0.109	0.33	0.24	0.678	1.87	1.68	0.092	0.33	0.37	0.738	3.29	0.46	0.3106	1.10
Callorhinchus callorhynchus	0.360	1.08	1.11	0.001	0.01	0.02	0.136	0.41	0.06	0.053	0.15	0.03	0.009	0.03	0.00	0.042	0.19	0.06	0.0910	0.32
Cheilodactylus bergi	0.454	1.36	0.19				2.370	7.20	0.48	1.640	4.52	1.02	0.185	0.67	0.06	0.020	0.09	0.02	0.8591	3.03
Conger orbignyanus	0.003	0.01	0.00	0.021	0.13	0.09	0.049	0.15	0.16	0.016	0.04	0.05	0.028	0.10	0.07	0.048	0.22	0.21	0.0313	0.11
Cynoscion guatucupa	10.459	31.26	4.00	5.705	34.30	8.29	3.061	9.30	6.79	3.126	8.63	1.78	4.786	17.26	8.02	3.904	17.43	7.14	4.7524	16.76
Dasyatis pastinaca	0.059	0.18	0.11	0.085	0.51	0.83	0.035	0.11	0.05	0.015	0.04	0.00	0.037	0.13	0.05	0.036	0.16	0.08	0.0416	0.15
Diplodus argenteus	0.053	0.16	0.03	0.005	0.03	0.00	0.030	0.09	0.01	0.007	0.02	0.00	0.068	0.25	0.02	0.006	0.03	0.01	0.0280	0.10
Discopyge tschudii	0.734	2.19	6.45	0.079	0.48	0.69	0.893	2.71	5.03	0.850	2.35	6.60	0.603	2.18	1.19	0.091	0.41	1.18	0.5476	1.93
Dules auriga	0.016	0.05	0.03	0.008	0.05	0.08	0.003	0.01	0.00	0.000	0.00	0.00	0.085	0.31	0.28	0.033	0.15	0.13	0.0289	0.10
Galeorhinus galeus	1.183	3.53	7.35	0.130	0.78	3.15	0.289	0.88	0.80	0.261	0.72	0.58	0.059	0.21	0.07	1.479	6.60	2.51	0.5811	2.05
Macrodon ancylodon	0.048	0.14	0.08	0.182	1.10	0.50	0.304	0.92	1.23	0.385	1.06	1.31	0.176	0.63	0.82	0.369	1.65	0.78	0.2620	0.92
Menticirrhus americanus	0.002	0.01	0.00	0.004	0.03	0.01	0.018	0.06	0.05	0.028	0.08	0.05	0.012	0.04	0.02	0.008	0.03	0.02	0.0258	0.09
Merluccius hubbsi	0.020	0.06	0.02	0.003	0.02	0.00	0.148	0.45	0.14	0.827	2.28	1.00	0.004	0.01	0.00	0.004	0.02	0.00	0.1611	0.57
Micropogonias furnieri	0.894	2.67	2.27	1.312	7.89	11.27	1.297	3.94	8.15	0.855	2.36	6.10	1.050	3.79	7.14	1.163	5.19	4.15	1.1123	3.92
Mugil sp.	0.002	0.01	0.00	0.000	0.00	0.00	0.119	0.36	0.05	0.046	0.13	0.16	0.048	0.17	0.14	0.007	0.03	0.01	0.0436	0.15
Mustelus fasciatus	0.001	0.00	0.00				0.247	0.75	0.01							0.008	0.04		0.0562	0.20
Mustelus schmitti	4.581	13.69	21.39	1.867	11.22	24.45	8.137	24.72	23.12	4.548	12.55	14.60	3.365	12.13	22.31	3.796	16.95	28.60	4.6451	16.38
Myliobatis goodei	1.617	4.83	9.85	2.171	13.05	24.40	0.796	2.42	3.14	0.850	2.35	2.86	1.491	5.38	5.31	1.212	5.41	8.07	1.2806	4.52
Netuma barbus	0.001	0.00	0.00	0.006	0.04		0.044	0.13	0.07	0.019	0.05	0.02	0.005	0.02	0.00	0.014	0.06	0.04	0.0202	0.07
Paralichthyidae	0.621	1.86	6.69	0.352	2.12	0.19				1.233	3.40	8.85							0.3015	1.06
Paralichthys isosceles	0.098	0.29	0.34				0.008	0.02	0.00				0.022	0.08	0.03	0.002	0.01	0.01	0.0202	0.07
Paralichthys orbignyanus				0.007	0.04	0.01	0.062	0.19	0.16	0.107	0.29	0.36	0.067	0.24	0.14	0.062	0.28	0.61	0.0555	0.20
Paralichthys patagonicus	0.152	0.45	0.23				0.783	2.38	8.23	0.252	0.70	1.42	0.413	1.49	4.73	0.039	0.17	0.40	0.3102	1.09
Paralonchurus brasiliensis	0.004	0.01	0.01	0.199	1.20	5.03	0.178	0.54	0.61	0.204	0.56	0.83	0.066	0.24	0.20	0.040	0.18	0.15	0.1148	0.40
Parona signata	0.867	2.59	1.31	0.420	2.52	0.81	2.046	6.22	5.46	3.538	9.76	5.77	1.080	3.89	6.15	0.715	3.19	6.40	1.4795	5.22
Percophis brasiliensis	1.627	4.86	8.50	0.036	0.22	0.11	1.372	4.17	6.53	2.945	8.12	6.66	1.698	6.12	8.54	0.884	3.95	10.33	1.4312	5.05
Pomatomus saltatrix	0.003	0.01	0.00	0.000	0.00	0.00	0.021	0.06	0.04	0.008	0.02	0.01	0.291	1.05	0.16	0.237	1.06	0.78	0.1083	0.38
Porichthys porosissimus	0.006	0.02	0.01	0.003	0.02	0.01	0.045	0.14	0.05	0.002	0.00	0.00	0.067	0.24	0.10	0.063	0.28	0.09	0.0365	0.13
Prionotus nudigula	1.917	5.73	3.24	0.220	1.32	0.11	0.332	1.01	0.54	0.975	2.69	1.14	0.611	2.20	1.71	0.134	0.60	1.13	0.6101	2.15
Prionotus punctatus	0.132	0.40	0.42	0.286	1.72	0.70	0.542	1.65	1.53	0.721	1.99	1.59	0.189	0.68	0.49	0.065	0.29	0.47	0.3254	1.15
Psammobatis sp.	0.081	0.24	0.30	0.034	0.20	2.56	0.023	0.07	0.04	0.008	0.02	0.00	0.049	0.18	0.33	0.005	0.02	0.01	0.0299	0.11
Pseudopercis semifasciata	0.228	0.68	0.53	0.004	0.02	0.12	0.299	0.91	0.47	0.368	1.01	1.17	0.155	0.56	0.27	0.112	0.50	0.26	0.1999	0.71
Rajidae							0.171	0.52	0.64	0.670	1.85	4.09							0.1384	0.49
Rhinobatos horkelii	0.010	0.03	0.00	0.031	0.19	0.00	0.441	1.34	1.71	0.109	0.30	0.18	0.024	0.08	0.03	0.007	0.03	0.00	0.1240	0.44
Rioraja agassizi	0.296	0.88	2.23	0.105	0.63	0.13	0.012	0.04	0.00	0.053	0.15	0.06	0.274	0.99	2.82	0.035	0.16	0.31	0.1148	0.40
Scomber japonicus	0.000	0.00	0.00	0.000	0.00	0.06	0.000	0.00	0.00	1.024	2.82	0.01	0.021	0.08	0.01	0.003	0.01	0.00	0.1584	0.56
Sparus pagrus	0.797	2.38	2.11	0.177	1.07	0.00	0.082	0.25	0.08	0.063	0.17	0.01	0.042	0.15	0.04	0.136	0.61	0.31	0.1794	0.63
Squalus acanthias							0.195	0.59	0.27	0.058	0.16	0.05	0.002	0.01	0.00	0.030	0.14	0.11	0.0585	0.21
Squalus sp.	0.252	0.75	0.26	0.045	0.27	0.07	0.013	0.04	0.00	0.006	0.02	0.00	0.002	0.01	0.00				0.0393	0.14
Squatina guggenheim	0.518	1.55	4.70	0.642	3.86	0.20	0.867	2.64	8.19	1.305	3.60	8.18	1.092	3.94	10.99	0.394	1.76	6.33	0.8048	2.84
Stromateus brasiliensis	0.619	1.85	2.02	0.044	0.27	7.23	3.314	10.07	7.19	4.334	11.96	16.60	0.774	2.79	1.55	0.614	2.74	3.64	1.7271	6.09
Sympterygia acuta	0.045	0.14	0.11	0.102	0.61	0.02	0.049	0.15	0.12	0.004	0.01	0.00	0.117	0.42	0.98	0.025	0.11	0.14	0.0555	0.20
Sympterygia bonapartei	0.261	0.78	0.98	0.359	2.16	0.39	0.454	1.38	2.62	0.413	1.14	0.64	0.542	1.95	3.78	0.521	2.33	2.29	0.4432	1.56
Trachurus lathami	0.242	0.72	0.94	0.018	0.11	0.00	1.084	3.29	1.74	1.226	3.38	2.31	4.158	14.99	5.39	4.091	18.27	10.00	2.0610	7.27
Trichiurus lepturus				0.050	0.30	0.00	0.021	0.06	0.05	0.034	0.09	0.11	0.229	0.83	1.14	0.126	0.56	0.92	0.0836	0.29
Umbrina canosai	0.398	1.19	0.03	0.506	3.04	0.34	0.625	1.90	0.17	0.878	2.42	0.04	2.233	8.05	0.15	0.635	2.84	0.34	0.9115	3.21
Urophycis brasiliensis	0.013	0.04	0.04	0.134	0.80	1.00	0.071	0.22	0.38	0.042	0.12	0.15	0.031	0.11	0.07	0.015	0.06	0.08	0.0484	0.17
Xystreuris rasile	0.167	0.50	0.84	0.026	0.16	1.42	0.222	0.67	1.01	0.005	0.01	0.01	0.228	0.82	1.23	0.001	0.01	0.00	0.1135	0.40
Zapteryx brevirostris	1.114	3.33	2.29	0.834	5.02	0.19				0.357	0.99	0.37	0.183	0.66	0.64	0.046	0.20	0.20	0.3290	1.16

Tabla 3.4.4.4 Coeficientes canónicos y de Correlación intra-set de las variables ambientales con los dos primeros ejes del análisis de ordenación (DCCA) correspondiente a cada año. Prof., profundidad; Temp. Sup., Temperatura de superficie; Temp. Fdo., Temperatura de fondo; Sal. Sup., Salinidad de superficie; Sal. Fdo., Salinidad de fondo. Esp-datos, Porcentaje de la varianza de los datos de especies explicada, Esp-amb, Porcentaje de la varianza de la relación especie ambiente.

Variable	1981				1983			
	Coeficiente		Correlación		Coeficiente		Correlación	
	Axis 1	Axis 2	Axis 1	Axis 2	Axis 1	Axis 2	Axis 1	Axis 2
Prof.	22 31		88 62	-12 51	-18 51	12 16	-72 17	41 74
Temp Sup	38 40		-25 92	-19 67	22 83	43 89	82 66	60 12
Temp Fdo	-38 25		-51 23	47 62	10 01	-27 54	71 46	-49 05
Sal Sup	33 89		63 38	52 53	-6 74	22 46	-74 63	-38 81
Sal Fdo	0 74		69 24	5 14	-20 13	-15 66	-86 10	-17 30
Esp-data	10		**23.3**			15 8	**27.4**	
Esp-Amb	42 7		**56**			19 9	**62.6**	
Eigenvalue	0 262	0 085		2 608	0 37	0 136		3 201
Var Total	45 2504	14 6805		0 579	48 0	17 64		0 771

Variable	1994				1995			
	Coeficiente		Correlación		Coeficiente		Correlación	
	Axis 1	Axis 2	Axis 1	Axis 2	Axis 1	Axis 2	Axis 1	Axis 2
Prof.	-26 86	36 43	-82 27	42 23	-36 35	-4 30	-92 51	32 97
Temp Sup	34 02	48 70	91 90	36 60	43 79	67 53	94 41	0 09
Temp Fdo	14 23	5 88	95 47	-9 01	36 78	-70 10	97 32	-46 49
Sal Sup	0 45	8 79	-87 37	-11 94	10 05	0 80	-72 64	3 49
Sal Fdo	-27 39	15 01	-86 89	2 54	-22 20	11 83	-77 33	30 07
Esp-data	11 1	13 3	**24.4**		14 1			
Esp-Amb	45 8	10 7	**56.5**		49 7			
Eigenvalue	0 539	0 103		4 849	0 674	0 081		4 764
Var Total	48 78	9 32		1 105	50 3	6 04		1 341

Variable	1998				1999			
	Coeficiente		Correlación		Coeficiente		Correlación	
	Axis 1	Axis 2	Axis 1	Axis 2	Axis 1	Axis 2	Axis 1	Axis 2
Prof.	-30 71	7 88	-85 24	59 03	30 42	29 52	89 83	5 04
Temp Sup	58 12	36 66	88 90	19 73	5 16	-36 29	-69 41	-4 35
Temp Fdo	3 74	-41 29	75 03	-75 00	-36 30	63 15	-83 20	51 53
Sal Sup	35 98	41 03	-70 64	-7 24	24 58	-33 05	64 49	25 62
Sal Fdo	-44 81	-42 00	-65 66	5 99	6 11	28 47	62 14	24 54
Esp-data	12 2	16 2	**28.4**		10 4		**23.5**	
Esp-Amb	48 4	15	**63.4**		48 2		**63.7**	
Eigenvalue	0 472	0 152		3 856	0 461			4 425
Var Total	48 5597	15 64		0 972	51 3			0 898

Tabla 3.4.4.5 Valor R-estadístico y su nivel de significación (%) para las comparaciones de a pares de la composición de especies de las áreas de asociaciones para cada año usando ANOSIM (*** P > 0.001: ** P > 0.01: * P > 0.05). (EI: Estuarial Interna; EC: Estuarial Central; EE: Externa Estuarial; PCI: Plataforma Costera Interna; PCC: Plataforma Costera Central, PCE: Plataforma Costera Externa)

	1981	1983	1994	1995	1998	1999
EI vs **EC**			0.318	1.000 *	0.331	0.037
EI vs **EE**			0.532 ***	0.777 **	0.468	0.550 **
EI vs **PCI**			0.979 ***	0.941 **	0.800 ***	0.857 ***
EI vs **PCC**			0.991 ***	1.000 *	0.981 **	0.932 ***
EI vs **PCE**			1.000 ***	1.000 **	0.982 **	1.000 ***
EC vs **EE**	0.833 *	0.396 **	0.277 **	0.258 *	0.284 *	0.424 **
EC vs **PCI**	0.827 ***	0.49 ***	0.901 ***	0.816 ***	0.777 ***	0.669 ***
EC vs **PCC**	0.978 ***	0.744 ***	0.958 ***	1.000 ***	0.948 ***	0.829 ***
EC vs **PCC**	1.000 **	0.922 ***	0.994 ***	1.000 ***	0.945 ***	1.000 ***
EE vs **PCI**	0.114	0.092	0.378 ***	0.344 ***	0.158 *	0.063
EE vs **PCC**	0.313 *	0.201 **	0.624 ***	0.784 ***	0.618 ***	0.238 **
EE vs **PCE**	0.957 ***	0.588 ***	0.810 ***	0.854 ***	0.794 ***	0.733
PCI vs **PCC**	0.137 **	0.135 ***	0.280 ***	0.249 **	0.173 **	0.266 ***
PCI vs **PCE**	0.405 ***	0.429 **	0.691 ***	0.510 ***	0.599 ***	0.582 ***
PCC vs **PCE**	0.003	0.012	0.255 ***	0.234 ***	0.191 **	0.060

Tabla 3.4.4.6 Disimilitud (%) en la composición de especies de las áreas de asociaciones para cada año usando SIMPER (EI: Estuarial Interna; EC: Estuarial Central; EE: Externa Estuarial; PCI: Plataforma Costera Interna; PCC: Plataforma Costera Central, PCE: Plataforma Costera Externa)

		EI	*EC*	*EE*	*PCI*	*PCC*
1981	*PCE*		93.29	70.93	64.64	53.50
	PCC		88.52	61.59	58.95	
	PCI		82.21	57.90		
	EE		74.85			
1994	*PCE*	99.93	98.54	89.52	78.96	68.19
	PCC	98.22	94.64	81.88	68.35	
	PCI	96.01	89.65	73.77		
	EE	84.59	75.51			
	EC	71.01				
1998	*PCE*	98.39	97.87	88.83	80.00	65.65
	PCC	95.91	95.36	79.49	69.02	
	PCI	90.16	88.67	69.41		
	EE	81.48	74.28			
	EC	81.15				

		EI	*EC*	*EE*	*PCI*	*PCC*
1983	*PCE*		89.43	75.37	73.51	64.09
	PCC		83.10	69.69	66.51	
	PCI		74.57	64.18		
	EE		69.84			
1995	*PCE*	100.00	99.04	91.09	82.07	59.92
	PCC	99.68	98.00	89.41	74.04	
	PCI	98.33	91.31	78.30		
	EE	88.62	75.97			
	EC	69.94				
1999	*PCE*	99.47	97.69	84.94	83.68	71.25
	PCC	97.33	94.56	79.07	76.32	
	PCI	93.22	86.84	69.87		
	EE	84.70	78.35			
	EC	50.96				

Tabla 3.4.4.7 Biomasa promedio (tn/mn^2) de cada especie por área de asociación y año. Las especies típicas son mostradas en negrita, y aquellas especies que discriminan las áreas de asociaciones dentro de cada año son subrayadas.

	Estuarial Interna				Estuarial Central						Estuarial Externa					
Especie	94	95	98	99	81	83	94	95	98	99	81	83	94	95	98	99
Brevoortia aurea	0.491	**0.366**	**0.034**	**23.979**	**0.562**	**0.552**	**0.940**	**1.911**	**0.144**	**1.838**	0.003	0.015	0.087	1.236	0.215	0.216
Micropogonias furnieri	**3.892**	3.318	1.995	**28.496**	1.352	**3.698**	**4.305**	**3.733**	3.579	2.574	0.340	2.619	1.529	1.302	**3.893**	**0.929**
Macrodon ancylodon	**0.776**			**5.166**	**0.211**	**2.366**	**2.775**	**2.584**	**1.043**	3.571	0.027	0.079	**0.285**	**0.435**	0.351	0.509
Mugil sp	0.004		**0.844**		0.046	0.002	**1.423**	0.277	**0.272**	0.126			0.018	0.108	0.104	0.009
Netuma barbus	**1.837**			0.293	0.012		0.059	0.125		0.055			0.017	0.005	0.019	0.030
Urophycis brasiliensis	0.003				0.008	0.005	0.063	0.068	0.019	0.032	0.002	0.150	0.136	0.119	0.107	0.009
Menticirrhus americanus	0.000		0.036		0.010	0.022	0.058	0.035	0.019	0.006	0.013	0.004	0.063	0.153	0.042	0.057
Paralonchurus brasiliensis	0.061		0.127		0.043	**0.244**	**0.949**	**0.534**	0.191	0.064	0.004	**0.345**	**0.507**	**0.494**	**0.153**	0.114
Myliobatis goodei			**0.571**	0.177	0.059	**1.894**	**1.070**	**0.733**	0.254	**0.586**	**2.930**	**4.647**	**1.083**	**2.985**	**3.237**	**0.396**
Parona signata				0.012	1.749	0.131	0.320	0.360	0.018	0.127	**0.867**	1.463	**0.555**	**0.596**	**0.581**	**0.908**
Conger orbignyanus				0.006		0.004	0.131	0.068	0.009	0.064	0.002	0.008	0.045	0.011	0.044	0.141
Cynoscion guatucupa			**0.315**	0.018		0.006	0.059	0.042	1.099	**0.645**	**2.263**	1.035	**0.693**	0.401	**3.895**	**1.327**
Paralichthys orbygnianus				0.187			0.217	0.062		0.123			0.057	0.273	0.022	0.029
Prionotus punctatus					0.151	0.001	0.519		0.188	0.003	**0.770**	0.015	**2.014**	**2.768**	0.350	**0.296**
Pomatomus saltatrix					0.002		0.029		0.001	0.002		0.199	0.043	0.042	0.077	0.025
Stromateus brasiliensis					0.168	0.066		0.066	0.000	0.009	**0.267**	**1.147**	0.147	**0.894**	0.032	**0.210**
Porichthys porosissimus						0.000	0.009		0.000	0.014	0.014		0.015	0.004	0.004	
Prionotus nudigula						0.001					0.244				0.005	0.009
Trichiurus lepturus							0.131	0.093	0.034	0.030		0.002	0.026	0.088	**0.792**	0.260
Sympterygia bonapartii								**1.436**	0.045	0.683	0.100	0.019	**0.762**	**0.681**	**0.994**	**1.155**
Paralichthys patagonicus							0.082	0.088	0.041				**0.342**	**0.586**	0.127	0.045
Diplodus argenteus					0.020				0.004		0.444	0.037		0.033	0.081	
Sparus pagrus					0.008						**2.860**		0.002		0.108	0.012
Paralichthys sp					**0.169**						0.672					
Atlantoraja castelnaui											0.097	0.130	0.313	0.511	0.230	0.255
Rhinobatos horkelii							0.191				0.011		0.759	0.403	0.049	0.050
Squatina guggenheim							0.154				0.242		**0.876**	1.731	**0.620**	**0.462**
Percophis brasiliensis						0.038	0.015				**0.709**	0.039	0.002	0.008		0.066
Mustelus schmitti						0.271					1.247	**4.046**	7.818	**10.171**	2.158	5.356
Umbrina canosai						0.092					0.177	0.130	1.862	4.076	1.990	0.007
Sympterygia acuta										0.040			0.026		0.079	
Atlantoraja cyclophora						0.011						0.267	0.037	0.007		0.041
Xystreuris rasile						0.008						**0.392**		0.002		
Zapteryx brevirostris						0.000					**4.835**	0.099		0.130	0.179	0.034
Trachurus lathami											0.002		0.455	0.600	2.247	1.961
Dasyatis pastinaca											0.162	0.386		0.070	0.042	0.004
Rioraja agassizi											0.013			0.029	0.039	0.013
Discopyge tschudii											0.159	0.000	0.005	0.042		
Dules auriga											0.002	0.037			0.001	
Galeorhinus galeus											0.330					0.438
Rajidae													0.017			
Psammobatis sp.												**1.247**			0.024	0.012
Pseudopercis semifasciata												0.028			0.004	
Mustelus fasciatus													0.967			
Paralichthys isosceles											0.009					
Callorhinchus callorhynchus											0.125					
Acanthistius brasilianus												0.001				0.002
Cheilodactylus bergi																0.008
Merluccius hubbsi																
Squalus sp																
Scomber japonicus						0.131						0.100				
Squalus acanthias																

Tabla 3.4.4.7 (Continuación) Biomasa promedio (tn/mn^2) de cada especie por área de asociación y año. Las especies típicas son mostradas en negrita, y aquellas especies que discriminan las áreas de asociaciones dentro de cada año son subrayadas.

	Plataforma Costera Interna						Plataforma Costera Central						Plataforma Costera Externa					
Especie	81	83	94	95	98	99	81	83	94	95	98	99	81	83	94	95	98	99
Brevoortia aurea	0.031	0.353	0.000		0.096	0.035		0.007	0.001									
Micropogonias furnieri	**2.298**	1.571	**1.007**	0.492	**0.844**	**0.815**	0.388	0.546	0.273	0.102	0.099	0.193	0.409	0.024				
Macrodon ancylodon	0.142	0.000			0.108	0.028	0.004				0.000							
Mugil sp.																		
Netuma barbus			0.009		0.004	0.003					0.004							
Urophycis brasiliensis	0.025	**1.074**	0.100	0.046	0.018	0.010	0.011	0.337	0.041	0.022	0.042	0.030					0.009	
Menticirrhus americanus		0.004	0.006		0.013	0.006	0.000											
Paralonchurus brasiliensis		**0.328**	0.013	0.145	0.084	0.059	0.005	**0.746**						**0.795**				
Myliobatis goodei	2.817	**4.891**	**1.521**	0.334	2.216	**2.262**	1.361	1.765	0.255	0.184	0.610	0.355	0.281	1.039			0.048	0.023
Parona signata	**2.585**	0.350	**5.655**	**9.357**	**1.782**	**1.210**	0.181	0.088	**0.774**		1.144	**0.259**		0.005	0.139		0.187	0.032
Conger orbignyanus	0.013	0.020	0.036	0.023	0.053	0.051		0.071	0.076			0.037						
Cynoscion guatucupa	**18.831**	**9.578**	**6.287**	**8.514**	**8.497**	1.954	12.200	7.183	**3.869**		4.013	**11.567**	0.854	0.113	0.413		0.014	0.037
Paralichthys orbygnianus			0.106	0.089	0.123	0.063					0.061	0.036						0.078
Prionotus punctatus	0.168	0.016	0.410	0.283	0.318	0.054	0.033	**1.077**				0.024		**1.089**				
Pomatomus saltatrix	0.001	0.000	0.023		0.667	**0.495**	0.005		0.014		0.005	0.017					0.002	
Stromateus brasiliensis	0.311	**0.587**	0.762	**2.892**	0.200	0.318	**1.061**	**0.901**	**6.085**	**12.994**	**1.735**	**1.587**	0.178	**0.679**	**9.173**	**7.687**	**1.996**	**0.611**
Porichthys porosissimus	0.015	0.045	0.136	0.002	0.021	0.132	0.002	0.000	0.003		0.283	0.001					0.005	
Prionotus nudigula	**2.823**	0.005	0.425	**0.627**	0.085	0.076	2.026	0.109	**0.707**	**4.959**	**0.937**	**0.387**	1.740	**2.614**	0.174	0.255	**2.278**	**0.175**
Trichiurus lepturus		0.000	0.012	0.021	0.307	0.157			0.008		0.025	0.121						
Sympterygia bonapartii	**0.584**	**0.339**	0.596	0.440	**0.741**	**0.786**	0.058	0.037	0.253		0.296	0.017	0.503	0.134	0.467		0.404	0.138
Paralichthys patagonicus		0.003	**0.090**	0.394	0.227	0.051	0.102	0.001	**0.953**		**0.783**	0.032	**0.633**	0.069	**1.396**		**0.848**	0.027
Diplodus argenteus	0.047	0.003	0.092		0.002	0.013	0.001		0.008		0.290							
Sparus pagrus	0.434		0.009	0.168	0.056	0.061	**0.862**	0.001	0.082		0.007	**0.427**	0.237	0.001	0.396	0.021	0.025	0.013
Paralichthys sp.	**0.592**	0.140		1.743			**0.777**	0.040		**2.313**			0.333	0.398		1.582		
Atlantoraja castelnaui	**0.546**	0.170	0.418	0.497	**0.583**	0.259	**0.586**	**0.598**	0.588		0.282	0.041	**1.129**	**1.191**	0.691		0.390	0.062
Rhinobatos horkelii		0.013	**0.879**	0.013	0.040	0.007	0.019		0.086									
Squatina guggenheim	**0.437**	0.029	**1.238**	**1.598**	**0.933**	**0.414**	**0.417**	0.277	**0.840**	**0.901**	**1.735**	**0.483**	**1.202**	1.497	**0.746**	0.381	**1.680**	**0.339**
Percophis brasiliensis	**0.453**	0.005	**0.752**	**6.661**	**0.554**	**0.026**	2.227	0.077	2.149	3.544	3.718	1.276	**2.644**	**0.526**	**4.126**	0.346	**4.245**	**1.410**
Mustelus schmitti	**6.512**	5.210	**8.167**	**6.406**	**5.260**	6.343	4.355	7.230	5.370	0.546	4.047	1.474	5.458	**7.611**	**20.597**	0.368	**8.595**	0.188
Umbrina canosai	0.025	0.217	0.827	0.010	**4.748**	0.476	0.826	0.016	0.110			**1.678**						0.005
Sympterygia acuta	0.117	0.060	0.113	0.012	0.161	0.047	0.029	0.003	0.038		0.174	0.003	0.023	0.005	0.006		0.047	
Atlantoraja cyclophora	0.024	**0.321**	0.047	0.009	0.026	0.009	0.023	**0.545**	0.138		0.065	0.016	**0.462**	**0.734**	0.243		0.238	0.059
Xystreuris rasile	0.049	0.198	0.068	0.014	0.052		0.158	0.124	**0.328**		**0.430**	0.003	**0.500**	0.194	**0.811**		**0.706**	0.004
Zapteryx brevirostris	**0.726**	0.012		**0.914**	**0.291**	0.073	**1.090**	0.124		0.020	0.189	0.036	0.017	**0.199**			0.012	
Trachurus lathami	0.049		**0.889**	0.173	3.867	2.236	0.324	0.002	**1.898**	2.302	**6.268**	6.852	**0.496**	0.026	1.732	**3.616**	5.943	**2.431**
Dasyatis pastinaca	0.099	**0.736**	0.077		0.044	0.073	0.045	0.132	0.048		0.068	0.007						
Rioraja agassizi	0.213	0.048		0.130	**0.282**	0.051	**0.369**	0.082	0.014		**0.588**	0.034	**0.452**	0.235	0.062		0.196	0.017
Discoryge tschudii	**0.410**	0.005	**0.863**	**1.275**	0.052	0.020	**0.723**	0.373	**1.686**	1.266	0.581	**0.165**	**1.750**	**2.087**	1.553	1.149	**2.735**	**0.324**
Dules auriga	0.034	0.003	0.003	0.000	0.052	0.010	0.016	0.023	0.010		0.134	0.043	0.002	0.031			0.214	0.140
Galeorhinus galeus	**1.634**	0.455	0.312	0.179	0.051	0.664	1.384	**2.497**	**0.710**	**0.829**	0.125	**4.425**	**0.764**	2.176	0.111	0.464	0.074	**0.351**
Rajidae			0.309	0.946				0.253	**0.934**						0.076	**1.123**		
Psammobatis sp.	0.062	0.269	0.022	0.023	0.016	0.007	0.057	0.060	0.017		0.100	0.001	0.238	0.076	0.087		0.114	0.003
Pseudopercis semifasciata	0.013	0.038		0.014	0.026		0.067	0.067	0.160	**0.902**	0.182	0.204	**1.167**	0.102	**1.770**	**1.244**	**0.628**	**0.499**
Mustelus fasciatus			0.220				**0.882**	0.046				0.034						
Paralichthys isoseles	0.031						0.062				0.030	0.000	**0.367**		0.055		0.092	0.015
Callorhinchus callorhynchus	0.181	0.006		0.117		0.078	**0.507**	0.024	0.438	0.079	0.046	0.015	0.448		0.174			0.013
Acanthistius brasilianus	0.064	0.000	0.033	0.058	0.013	0.022	2.162	0.022	**2.088**	**2.792**	0.043	0.052	**4.167**	0.205	1.725	0.552	**0.612**	**0.229**
Cheilodactylus bergi	0.001						0.928	0.001	0.086	2.128		0.027	0.195	0.026	**16.047**	**6.760**	**1.089**	0.105
Merluccius hubbsi	0.003			0.009		0.001	0.004	0.010	0.038	1.505	0.020		0.105		**9.945**	**3.652**		0.024
Squalus sp.			0.004	0.016					0.014		0.011			0.020	0.059			
Scomber japonicus		0.012			0.002		0.001				0.047	0.013	0.000		0.001	6.143	0.064	
Squalus acanthias	0.002		0.390			0.005	0.355	**0.468**	0.162	0.063		0.049	**0.538**	0.371	0.254	0.185	0.011	0.127

Capitulo IV

Discusión y Conclusiones

Discusión

Existen áreas de asociaciones de peces persistentes en el ecosistema costero?

Un claro patrón espacial ha sido identificado entre 1981 y 1999 en la distribución de seis áreas de asociaciones de peces demersales a través del ecosistema costero entre los 34° y 41° S. Dichas áreas de asociaciones son consistentemente distinguibles todos los años, tanto por las características ambientales (Figura 3.1.1.5, 3.1.2.5, 3.1.3.5, 3.1.4.5, 3.1.5.5, 3.1.6.5, 3.4.4.2), como por la combinación de especies que las estructuran (Figura 3.1.1.3, 3.1.2.3, 3.1.3.3, 3.1.4.3, 3.1.5.3, 3.1.6.3, 3.4.4.1). Las áreas de asociaciones muestran un marcado grado de consistencia temporal en sus límites, con alguna variación en su extensión y localización (Figura 3.1.1.2, 3.1.2.2, 3.1.3.2, 3.1.4.2, 3.1.5.2, 3.1.6.2).

Las asociaciones costeras han sido objeto de investigaciones por diferentes autores, en las que se analizó la ictiofauna para un determinado año, ya sea considerando la totalidad (Anganuzzi 1983; Lasta et al. 1998, Díaz de Astarloa et al. 1999) o parte del ecosistema costero (Ishino et al. 1983, Menni & López 1984, Prenski & Sánchez 1988, Jaureguizar et al. 2003a, en prensa).

Anganuzzi (1983), mediante el uso del método de clasificación automática aplicado (TWINSPAN), identificaron cuatro áreas de asociaciones a lo largo del ecosistema costero durante el otoño (Figura 4.1). Considera un grupo A que cubre el sector de la plataforma bonaerense al Sur de los 38° S, dominada por *Percophis brasiliensis* y *Mustelus* sp.; un grupo B que cubre el sector externo de la plataforma al Norte de 38° S, dominado por *Prionotus*

punctatus, Zapteryx Brevirostris y *Trichiurus lepturus;* un grupo C en la zona estuarial del Río de la Plata y su influencia, dominado por *Trichiurus lepturus, Prionotus punctatus, Menticirrhus americanus, Parona signata,* y un grupo D que abarca el área de influencia de la ría de Bahía Blanca y zona de El Rincón, dominado por *Cynoscion guatucupa* y *Umbrina canosai.* Los grupos A y B cubren el área más alejada de la costa, y muestran mayor similitud entre ellos que los grupos del área costera (C y D).

Lasta et al. (1998) mediante análisis de agrupamiento jerárquico del ecosistema costero al norte y al sur de los 38° S, identificaron ocho áreas de asociaciones de peces durante primavera (4 áreas en cada zona) (Figura 4.2). En la zona norte, identificaron tres áreas principales: un área que cubre la parte central e interna del estuario (Área D), dominada por *Micropogonias furnieri, Sympterygia bonapartii,* y *Brevoortia aurea*; y tres áreas que cubren la zona externa del estuario y la parte costera, un área norte (Área A) dominada por *Cynoscion guatucupa,* un área central (Área B) dominada por *Mustelus Schmitti* y *Prionotus punctatus,* y una área sur (Área C) dominada por *Discopyge tschudii, Cheilodactilus bergi, Percophis brasiliensis, Pseudopercis semisfasciatus,* y *Mustelus fasciatus.* En la zona sur, se identificaron tres áreas principales: área costera interna (Grupo B), dominado por *Mustelus schmitti* y *Cynoscion guatucupa,* un área costera central (Grupo A) dominado por *Stromateus brasiliensis, Percophis brasiliensis* y *Mustelus schmitti,* y un área costera externa (Grupo D) dominado por *Cheilodactilus bergi.*

Díaz de Astarloa et al. (1999) mediante un Análisis de Correlación Canónica identificaron seis áreas de asociaciones a lo largo de la costa del ecosistema costero para el invierno de 1993 (Figura 4.3). Consideran un Área 1 que cubre una pequeña zona al norte de la plataforma costera uruguaya, dominada por *Trachurus lathami, Engraulis anchoita, Cynoscion guatucupa, Squatina guggenheim, Scomber japonicus* y *Mullus argentinus.* En la

región estuarial definen dos áreas, las Áreas 2 y 3. El Área 2 cubre la zona central y externa del estuario del Rió de la Plata, y la zona costera interna de Uruguay, dominada por *E. anchoita, T. lathami, C. guatucupa, Micropogonias furnieri, Myliobatis goodei, Brevoortia aurea* y *Macrodon ancylodon*. El Área 3 que cubre la arte más interna del Río de la Plata, está dominada por *B. aurea, M. furnieri, Mugil platanus,* y *Netuma barbus*. El Área 4 que abarca una estrecha franja costera entre el sur de cabo San Antonio, y el norte de Mar del Plata, esta dominada por *E. anchoita, Mustelus schmitti, Stromateus brasiliensis* y *S. japonicus*. El Área 5 desde el norte de Mar del Plata hasta Bahía Anegada (40° 20′ S), esta dominada por *T. lathami, E. anchoita, M goodei, C. guatucupa, Percophis brasiliensis*. El Área 6 cubre desde Bahía Anegada hasta el norte del Golfo San Matías, esta dominada por *M. schmitti, M. goodei, Parona signata, Notorynchus cepedianus,* y *S. japonicus*.

Ishino et al. (1983) estudiaron la distribución de peces marinos de la Argentina desde la zona central del ecosistema costero bonaerense (alrededor 37.5° S) hasta el extremo sur de la plataforma durante otoño, invierno y verano. En todas las estaciones del año identificaron una región costera norte, que limita al sur y externamente con las áreas de asociación del extremo meridional del área investigada en este estudio. Dicha área esta dominada por *Percophis brasiliensis, Discopyge tschudii, Acanthistius brasilianus, Mugiloides semisfasciatus, Stromateus brasiliensis,* y especies de la familia Bothidae (Figura 4.4).

Menni & López (1984) en su trabajo sobre tipos de distribución de peces marinos del de la Argentina desde los 37,5° S hasta el Estrecho de Magallanes durante invierno, delimitaron un área de asociación (Grupo A) correspondiente al extremo sur del área investigada en este estudio. También consideraron seis tipos de fauna (Especies raras, Especies de amplia distribución, Fauna Magallánica, Fauna de mezcla de la plataforma interna, y Fauna estrictamente bonaerense), y mostraron que las especies correspondientes a las dos últimos tipos fueron más abundantes en dicha área. Estas especies son *Atlantoraja*

castelnaui, Mustelus sp., Pagrus pagrus, Squatina argentina, Percophis brasiliensis, Atlantoraja cyclophora, P. fasciatus, Cheilodactylus bergi, Prionotus nudigula, Rioraja agassizi, M. goodei, Parona signata, y *Galeorhinus galeus* (Figura 4.5). Menni & López (1984) muestran que sus asociaciones coinciden con las descriptas por Menni & Gosztonyi (1982) también sobre la base de datos que cubren la mayor parte del Mar Argentino.

Prenski & Sánchez (1988) analizaron la ictiofauna de la Zona Común de Pesca Argentina Uruguaya durante otoño, mediante análisis de clasificación automática aplicado (TWINSPAN). Definieron un grupo costero (Grupo A) que se localiza a lo largo de la costa Uruguaya a partir de los 34° S y alcanza en su limite sur la parte central del Rió de la Plata, y un Grupo B que cubre la región externa del grupo A, y alcanza la latitud de Mar del Plata. El Grupo A esta dominado por *Micropogonias furnieri, Cynoscion guatucupa, Umbrina canosai, Urophycis brasiliensis, Sympterygia* sp., y *Mustelus* sp. El Grupo B esta dominada por *Myliobatis* sp., *Parona signata, Paralichthys* sp., y *Squatina argentina.* También consideran un Grupo C que cubre la parte más externa de la plataforma costera, en aguas a próximas a la isobata de 50 m entre los 35 y 39°. Este grupo esta dominado por *Cheilodactilus bergi, Squalus* sp., *Merluccis hubbsi, Trichiurus lepturus*, y *T. picturatus.* Representa un grupo de transición entre los grupos costeros (A y B) y de altura (E, F, G, y H) (Figura 4.6).

Jaureguizar et al. (2003a, en prensa) mediante análisis de agrupamiento jerárquico basado en presencia y ausencia, y análisis canónico de correspondencia rectificado (DCCA) basado en la biomasa de la especies a lo largo el año, indicaron una persistente estructuración estacional de la comunidad estuarial en áreas: interna, central y externa (Figura 4.7). El área interna que cubre la cabecera del estuario, caracterizada por especies dulceacuícolas (*Luciopimelodus pati* y *Parapimelodus valenciennesi*) y marinas eurihalinas (*Micropogonias furnieri, Macrodon ancylodon* y *Brevoortia aurea*); el área central que cubre la región

mixohalina, dominada por especies marinas eurihalinas (*Micropogonias furnieri, Paralonchurus brasiliensis, Macrodon ancylodon, Paralichthys orbignyanus, Menticirrhus americanus, Brevoortia aurea*, y *Ramnogaster arcuata*), y el área externa que cubre la boca del estuario, dominada por especies marinas (*Discopyge tschudii, Zapteryx brevirostris, Rioraja agassizi, Rhinobatos horkelii, Trachurus lathami, Percophis brasiliensis, Mustelus schmitti, Myliobatis goodei, Stromateus brasiliensis*) (Figura 4.7).

García et al. (2003) mediante análisis de agrupamiento jerárquico y de ordenación (nMDS) de la comunidad íctica a lo largo de una transecta, desde al agua dulce y somera hasta el talud continental, identificaron cuatro áreas principales de asociaciones de especies: un área continental que cubre la región de agua dulce del Río de la Plata, dominada por especies dulceacuícolas (i.e *Paraloricaria vetula, Pimelodus albicans, Leporinus obtusidens, Pterodoras granulosus*); un área estuarial que cubre la región del estuario propiamente dicha, dominada por especies marinas (e.g. *Micropogonias furnieri, Macrodon ancylodon, Brevoortia aurea, Cynoscion guatucupa, Conger orbignyanus, Sympterygia bonapartii*, y *Prionotus punctatus*); un área continental que cubre la zona costera hasta los 50 m de profundidad, dominada por *Trachurus lathami, Mustelus schmitti, Squatina guggenheim* y *Percophis brasiliensis;* y un área Talud que cubre las aguas profundas sobre el talud continental, dominada por *Squalus acanthias, Merluccis hubbsi Squalus mitsukurii, Macruronus magallanicus, Helicolenus dactylopterus lahillei* y *Bassanago albescens* (Figura 4.8)

La comparación de los resultados de los trabajos anteriores, muestra que los distintos autores han identificado en el ecosistema costero diferente número de áreas de asociaciones, y además un gran solapamiento entre las mismas.

Nuestros resultados muestran una separación relativamente más consistente entre las áreas de asociaciones del ecosistema costero que los trabajos anteriores. La persistencia

temporal observada en las áreas de asociaciones durante 6 primaveras, abarcando 18 años, otorga validez a las áreas identificadas en este trabajo, respecto a las identificadas en los trabajos anteriores en los que sólo se analiza la comunidad íctica costera en un determinado año, ya sea considerando la totalidad (Anganuzzi 1983, Lasta et al. 1998, Díaz de Astarloa et al. 1999) o parte del ecosistema costero (Ishino et al. 1983, Menni & López 1984, Prenski & Sánchez 1988, Jaureguizar et al. 2003a, en prensa). Ishino et al. (1983), Menni & Gosztonyi (1982), y Menni & López (1984) estudiaron las asociaciones de la mayor parte del Mar Argentino, aunque solo parcialmente el área considerada en este trabajo. Menni & Gosztonyi (1982), consideraron datos de cruceros realizados con 10 años de diferencia, y encontraron que las especies características aparecían consistentemente a pesar del tiempo transcurrido, y lo mismo ocurrió con los datos de Menni & López (1984) respecto a los de Menni & Gosztonyi (1982). Respecto a las biomasas, Menni & López (1984), mostraron una distribución regular de las biomasas dentro de cada área de asociación, en la que las especies dominantes en biomasa eran las especies blanco de diversas pesquerías tradicionales.

Coincidiendo con lo observado por Jaureguizar et al. (2003a, en prensa), en este trabajo se determinaron diferencias en la composición de especies dentro del estuario que justifican la división del área del Grupo C (zona estuarial y su influencia) definida por Anganuzzi (1983), el Área A (zona estuarial) definida Prenski & Sánchez (1988), al Área 2 (zona central y externa del estuario, y la zona costera interna de Uruguay) definida por Díaz de Astarloa et al. (1999), y el área estuarial definida por Gracia et al. (2003), en tres áreas de asociaciones a lo largo del eje principal del estuario. En este trabajo no se encontraron diferencias que justifiquen la división latitudinal en tres zonas del área estuarial más externa propuesta por Lasta et al. (1998).

El ecosistema de la plataforma costera, coincidiendo con lo observado por Anganuzzi (1983), Prenski & Sánchez (1988), y Lasta et al. (1998), muestra una organización de áreas de asociaciones paralelo a la costa. Esta organización espacial es distinta de la distribución espacial Norte a Sur identificada en la plataforma costera por Díaz de Astarloa et al. (1999). Nosotros determinamos diferencias en la composición de especies dentro del ecosistema de plataforma costera que justifican la división del área del Grupo A definido por Menni & López (1984) en tres áreas, y la subdivisión de las áreas definidas por Anganuzzi (1983) y Lasta et al. (1998) al sur de los 38° S.

La composición de las áreas reflejan ambientes distintos?

La mayoría de las investigaciones previas de asociaciones en el sistema costero han indicado que el principal cambio de la ictiofauna ocurre entre las áreas costera interna y externa, que corresponden a las áreas de asociaciones de la plataforma costera interna, y de plataforma costera externa-central de este estudio. Este análisis muestra que la zonación más importante es la que hay entre el ambiente estuarial y el de plataforma, que implica cambios en la abundancia relativa de las especies y cambios en la composición específica. El punto medio del principal eje canónico (Eje 1) del análisis de ordenación (DCCA), que en todos los años separa los dos principales ambientes, indica la presencia a lo largo del sistema costero entre los 34 y 41° S, de dos ecosistemas principales: el ecosistema estuarial, y el ecosistema de plataforma costero (Figura 3.1.1.1, 3.1.2.1, 3.1.3.1, 3.1.4.1, 3.1.5.1, 3.1.6.1).

En el ecosistema estuarial, las áreas de asociaciones muestran la influencia de la descarga continental del Rió de la Plata, que se manifiesta en valores bajos y muy variables de la salinidad. Las áreas de asociaciones de la plataforma costera están bajo influencia marina,

con salinidades altas y poco variables. La temperatura muestra una tendencia inversa a la salinidad, con valores medios que disminuyen hacia las aguas profundas junto con el aumento de su variabilidad, indicando mayor influencia de las aguas oceánicas sobre el área de plataforma costera externa (Figura 3.4.4.2). El incremento de la variabilidad de los factores ambientales considerados indica que la estabilidad relativa del ambiente disminuye desde el océano hacia aguas arriba del estuario. Este patrón es típico de sistemas estuariales, que se caracterizan por gradientes abióticos resultantes de la convergencia de ambientes marinos y dulceacuícolas (Day et al. 1981).

Esta estructuración del ecosistema estuarial a lo largo de su eje longitudinal, corrobora las observaciones realizadas en otros ambientes del mismo tipo, como los estuarios Peel-Harvey (Australia, Loneragan et al. 1987), Elbe (Alemania, Thiel et al. 1995), Humbert (Inglaterra, Marshall & Elliot 1998), y la Bahía de Delaware (U.S.A., Wagner & Austin 1999, Able et al. 2001). La estructuración espacial del ecosistema estuarial ha sido relacionada principalmente con las diferencias específicas en la tolerancia de las especies a la salinidad (Able et al. 2001, Marshall & Elliot 1998). Especies de la misma familia toleran diferentes rangos salinos, como ha sido localmente observado en rayas (Menni & López 1984, Menni & Stehmann 2001), lenguados (Díaz de Astarloa 1994), y especies de esciénidos (Rico 2000, Mianzan et al. 2001) (Jaureguizar et al. en prensa). *Paralichthys orbignyanus*, especie diagnóstica del área estuarial central, es más eurihalina que *Paralichthys patagonicus*, que está asociada al área de la plataforma costera externa. Jaureguizar et al. (en prensa) consideran *Paralichthys patagonicus* como una especie diagnóstica del área estuarial externa. *P. orbignyanus* usa áreas estuariales de cría como Lagoa dos Patos en Brasil (Chao et al. 1982) y la laguna de Mar Chiquita en Argentina (Díaz de Astarloa 1994). Rico (2000) distinguió dentro de los esciénidos especies con preferencia por ambientes marinos y especies que toleran un amplio rango salino en el estuario del Río de la Plata. *Cynoscion guatucupa*,

Umbrina canosai y *Menticirrhus americanus* mostraron una afinidad con salinidades altas y sólo penetran en el estuario hasta los 20 ups, mientras que *Micropogonias furnieri* y *Macrodon ancylodon*, que se distribuyeron en todo el ambiente estuarial, disminuyen sus abundancia en dirección a la plataforma. Los resultados de este estudio corroboran las observaciones de Rico (2000), y las especies presentaron similar rango salino. Sin embargo nosotros encontramos tendencias distintas en las abundancias dentro de dicho rango salino, que corresponden a las distintas áreas de asociación. Dentro de la zona estuarial, *Micropogonias furnieri* está asociada al área interna (0.1- 15.9 ups), mientras que *Macrodon ancylodon* está asociada al área central (14.1 - 25.0 ups). De la misma forma, *Umbrina canosai* y *Menticirrhus americanus*, que sólo penetran en el estuario hasta los 20 ups, está asociadas al área estuarial externa (23.7-28.3 ups), mientras que *Cynoscion guatucupa* está asociada al área de la plataforma costera interna (31.6 - 32.7 ups).

Conforme a la clasificación de la ictiofauna estuarial propuesta por Rico (2000), siguiendo Whitfield (1999), diferentes categorías de especies fueron asociadas con las áreas definidas en este trabajo. La ictiofauna asociada al área estuarial interna incluye especies dulceacuícolas (*Parapimelodus valenciennesi*), anádromas (Bagre marino, *Netuma barbas* que penetra en estuarios y ríos para reproducción) (Sverlij et al. 1998), y residentes estuariales (*Micropogonias furnieri*, *Brevoortia aurea*). Las especies asociadas al área estuarial central fueron principalmente residentes estuariales (*Macrodon ancylodon*, *Paralonchurus brasiliensis*, *Paralichthys orbignyanus*) y en menor grado migradores estuariales (*Mugil platanus*). En contraste con el área estuarial central, las especies asociadas al área externa fueron especies marinas migrantes (*Sympterygia bonapartii*, *Mustelus schmitti* y *Myliobatis goodei*) o visitantes (*Zapteryx brevirostris*, *Umbrina canosai*, *Trichiurus lepturus*. Las especies marinas residentes (e.g. *Cynoscion guatucupa*, *Discopyge tschudii*, *Paralichthys patagonicus*, *Percophis brasiliensis* y *Atlantoraja castelnaui*), identificadas como especies

diagnosticas del área estuarial externa (Jaureguizar et al. 2003a, en prensa), fueron identificadas como especies diagnosticas de la ictiofauna del área de la plataforma interna (*Cynoscion guatucupa*), y externa (*Discopyge tschudii, Paralichthys patagonicus, Percophis brasiliensis*, y *Atlantoraja castelnaui*).

Estos resultados muestran que las diferencias en la composición de especies de las áreas de asociación estuariales reflejan la transición desde una asociación de especies marina, característica del área externa, a una comunidad de especies dulceacuícola en la zona interna. Nuestros resultados coinciden con lo observado por Jaureguizar et al. (2003a, en prensa), quienes indican que las áreas geográficas definidas por las asociaciones están espacialmente correlacionadas con la estructuración salina vertical que define tres condiciones de estratificación del estuario (Mianzan et al. 2001). El área central representa el área mixohalina donde las condiciones de marcada estratificación vertical (Guerrero et al. 1997), es limitada por zonas con máximo gradiente horizontal de salinidad (Mianzan et al. 2001). La zona borde entre la comunidad íctica dulceacuícola y la comunidad íctica mixohalina está cercana a la localización del frente salino de fondo definido por Guerrero et al. (1997) (Jaureguizar et al. 2003a). Esta área representa el límite para la intrusión de algunas especies dulceacuícolas (*Luciopimelodus pati, Leporinus fasciatus, Parapimelodus valenciennesi*) al área mixohalina y de la incursión de algunas especies marinas (*Micropogonias furnieri, Macrodon ancylodon)* hacia la cabecera del estuario utilizando la intrusión de aguas marinas a lo largo del fondo, que forman cuña salina definida por Guerrero et al. (1997) (Jaureguizar et al. 2003a). La disminución del número de las especies marinas a lo largo del gradiente ambiental hacia la cabecera del estuario esta correlacionada con disminución de la salinidad (Couseeau 1985, Boschi 1988, Jaureguizar et al. 2003a)

En el ecosistema de la plataforma costera se definieron tres áreas de asociaciones, que en la región bajo la influencia del estuario del Río de la Plata se ubican externamente al ecosistema estuarial (Figura 3.1.1.2, 3.1.2.2, 3.1.3.2, 3.1.4.2, 3.1.5.2, 3.1.6.2). Esta organización espacial paralela a la costa, que constituye comunidades con mucho intercambio latitudinal de especies, ha sido observada por Anganuzzi (1983) y Lasta et al. (1998) en Argentina, y también en otras plataformas continentales, incluyendo la costa entre los golfos de Tehuantepec (México) y Papagayo (Costa Rica), de Angola, de Congo y Gabón, en la costa noreste de América del Sur entre los ríos Orinoco y Maroni (Bianchi 1992), el sur de Brasil (Rossi-Wongtschowski & Paes 1993, Rocha & Rossi-Wongtschowski 1998), la costa oeste de Australia (Hyndes et al. 1999), de Sudáfrica (Smale et al. 1993), el noreste de los Estados Unidos (Garrison 2001), la costa central oeste de Florida (Pierce & Mahmoudi 2001), la costa italiana del mar Mediterránea (Colloca et al. 2003).

La composición de las áreas de asociaciones de peces en la plataforma costera mostró que las especies asociadas al área interna de la plataforma costera son especies euritérmicas, características de la Fauna Bonaerense (Menni & Gosztonyi 1982, Menni & López 1984), como *Cynoscion guatucupa, Myliobatis goodei* y *Mustelus schmitti*. Las especies asociadas al área de la plataforma costera externa son especies de aguas frías, características de la Fauna de Mezcla de la Plataforma Interna (Menni & Gosztonyi 1982, Menni & López 1984), como *Atlantoraja castelnaui, Percophis brasiliensis, Discopyge tschudii, Trachurus lathami, Pseudopercis semisfasciatus, Cheilodactylus bergi, Merluccis hubbsi* y *Stromateus brasiliensis*.

Que influencia la distribución de las asociaciones ícticas?

Muchos mecanismos pueden influir en la distribución de las peces dentro de los sistemas costeros y estuariales, y por consiguiente en la estructuración de los patrones espaciales y temporales. Se considera que los patrones a gran escala (kilómetros) en la distribución de los organismos, resultan primariamente de las respuestas de las especies a sus ambientes físicos, porque las variables abióticas dominantes son consideradas filtros fisiológicos que juegan un rol vital en la estructuración de las comunidades. Los factores abióticos pueden fijar el marco de la comunidad, mientras que las interacciones bióticas redefinen el patrón de distribución dentro de cada marco (Menge & Olson 1990). Varias investigaciones sobre asociaciones de peces demersales en plataformas continentales indican que el principal cambio faunístico ocurre a lo largo del gradiente de profundidad y de temperatura (Menni & Gosztonyi 1982, Menni & López 1984, Mahon & Smith 1989, Bianchi 1992, Rossi-Wongtschowski & Paes 1993, Smale et al. 1993, Rocha & Rossi-Wongtschowski, 1998, Rätz 1999, Magnusen 2002, Colloca et al. 2003), profundidad y salinidad (Pierce & Mahmoudi 2001, Bianchi 1992). La organización espacial de las comunidades estuariales es afectada por la salinidad (Loneragan et al. 1987, Bulger et al. 1993, Thiel et al. 1995, Able et al. 1997, Marshall & Elliot 1998, Wagner & Austin 1999, Whitfield 1999, Able et al. 2001, Jaureguizar et al.2003a, en prensa) y la profundidad (Wantiez et al. 1996, Hyndes et al. 1999). La temperatura (Peterson & Ross 1991), turbidez (Blaber & Blaber 1980; Cyrus & Blabler 1992) y algunos componentes del hábitat como la composición de la comunidad bentonica y el tipo de sustrato (Wantiez et al. 1996) también influencian dicha organización.

Las características físicas de las masas de aguas reflejan el efecto combinado de la intensidad lumínica, presión, y temperatura que dependen de la profundidad. Según nuestros

resultados, la temperatura de fondo y la profundidad, y en menor grado la salinidad, ejercen la mayor influencia en la estructuración espacial de la comunidad de peces en el sistema costero y estuarial, Como estas variables co-varían, es difícil interpretar el efecto independientemente de cada una.

En el estuario del Río de la Plata, Jaureguizar et al (en prensa) mostraron que la salinidad de fondo tiene mayor influencia que la temperatura de fondo sobre la estructuración espacial de las asociaciones de peces, mientras que la temperatura parece ser más importante en la separación de las asociaciones en aguas de la plataforma Argentina (Menni & Gosztonyi 1982, Menni & López (1984). García et al. (2003) estudiaron el patrón íctico desde el ambiente dulceacuícola al talud de la plataforma continental a través del estuario del Río de la Plata, e identificaron la salinidad y la temperatura de fondo como los principales factores que determinan diferencias significativas en la composición de las asociaciones de peces.

Conforme al patrón de distribución de las especies en función de la salinidad, temperatura, y profundidad en el sistema costero (Díaz de Astarloa et al. 1999), la distribución espacial de las especies que en este trabajo se consideran asociadas al ecosistema estuarial (e.g *Micropogonias furnieri, Paralonchurus brasiliensis, Paralichthys orbignyanus, Menticirrhus americanus, Mugil platanus*) está influenciada por la salinidad. El patrón de distribución espacial de las especies asociados al ecosistema de la plataforma costera en este trabajo (e.g. *Cynoscion guatucupa, Rhinobatos horkelii, Galeorhinus galeus, Percophis brasiliensis, Pseudopercis semisfasciatus, Discopyge tschudii*), esta influenciado por la temperatura.

Los resultados de nuestro trabajo sugieren que dentro de cada masa de agua o ambiente, la salinidad en el ecosistema estuarial y la temperatura en el ecosistema de la

plataforma costera, son los factores más relevantes en cada caso en la estructuración de la comunidad de peces.

Que factores y como, influenciaron la estructura temporal de la composición de las áreas de asociaciones ícticas?

La explotación intensiva ha dejado cambios dramáticos en la estructura y productividad de los ecosistemas marinos a través del océano mundial. Las capturas pueden tener tanto efectos directos como indirectos sobre la dinámica de los sistemas marinos a través de la remoción directa de biomasa, la captura selectiva de especies que afectan la cadena de alimentación, y la degradación de hábitat por la redes de pesca (Fogarty & Murawski 1998, Jennings & Kaiser 1998, Jennings et al 2001). El efecto sobre las comunidades de peces demersales de la remoción selectiva de especies blancos de la pesquería, del descarte de especies no blanco de la pesquería, y de la modificación de hábitat, resultan en cambios de las biomasas promedios, en la composición de especies y estructura de talla, tanto en ambientes estuariales como de plataforma (Blaber et al. 2000, Bianchi et al. 2000, Stevens et al. 2000, Zwanenburg 2000).

Los resultados de nuestro trabajo indican que ha habido cambios en la estructura de la comunidad íctica del sistema costero durante los últimos 18 años. Diferentes indicadores de la comunidad, a saber las curvas de k-dominancia, las curvas de abundancia biomasa (ABC), y el espectro de talla, proveen evidencias de que el efecto de la pesca tuvo mayor influencia que los factores ambientales sobre el cambio temporal de la comunidad de peces. Estos indicadores corroboran los resultados del análisis de ordenación temporal realizado en este

trabajo, que indican que la dinámica temporal de la composición de especies está influenciada principalmente por el esfuerzo de pesca.

Aunque los cambios entre áreas y entre periodos de tiempo en la composición de especies fueron estadísticamente significativos, los cambios de biomasa en la comunidad íctica del ecosistema se debieron primariamente a cambios en las abundancias relativas de las especies más que a cambios en la composición especifica. No se han observado en el área estudiada cambios en la composición específica. Las especies que fueron principales blancos históricos de la pesca costera (Carozza et al 2001), como *Micropogonias furnieri, Cynoscion guatucupa, Mustelus schmitti* y *Squatina guggenheim* explican el mayor porcentaje de la variación temporal de la ictiofauna costera (> 25 % de disimilitud temporal). Algunas especies no blanco de la pesquería (*Myliobatis goodei, Stromateus brasiliensis, Trachurus lathami*, y *Parona signata*) contribuyen en menor grado a la variación en biomasa entre las especies principales (Tabla 3.2.1.6). La mayoría del cambio en biomasa de las especies blanco y no blanco de la pesquería implicó una disminución de la biomasa, que fue particularmente evidente para las especies de condrictios. La declinación en la abundancia relativa de las especies con historias de vida lenta, como los condrictios, es el resultado de dos factores principales: sólo pueden sostener bajas tasas de mortalidad, y son deseables y muy explotadas (Jennings et al. 2001). Las estimaciones de la captura media de las especies en el área norte de la plataforma costera en los últimos años muestran una tendencia negativa para *Micropogonias furnieri* (Carozza et al. 2000) y *Cynoscion guatucupa* (Ruarte et al. 2000b). Esto también ocurre en muchas especies de condrictios, que han sido impactadas negativamente entre 1994 y 1999, mostrando una disminución mayor al 50 % de la biomasa para *Callorhinchus callorhynchus, Zapteryx brevirostris, Rhinobatos horkelli, Discopyge tschudii, Squalus acanthias, Atlantoraja castelnaui, Atlantoraja cyclophora* y *Psammobatis* sp., en el ambiente costero (Massa et al. en prensa, Massa & Hozbor 2003). Estos resultados

apoyan lo propuesto por varios autores (Gomes et al. 1995, Haedrich & Barnes 1997, Fogarty & Murawski 1998, Greenstreet et al. 1999), quienes han indicado que la explotación intensa de peces no solo conduce a la reducción en la abundancia de algunas especies blanco de la pesquería, sino que los cambios en biomasa pueden ser observados en todas las especies de la comunidad. Sus estudios mostraron que tanto las especies comerciales como las no comerciales de la comunidad del noroeste de Newfoundland (Gomes et al. 1995, Haedrich & Barnes 1997), de George Bank (Fogarty & Murawski 1998) y del Mar del Norte (Greenstreet & Hall 1996, Greenstreet et al. 1999) declinaron en biomasa durante un período de alta explotación pesquera.

En el área estudiada unas pocas especies muestran un aumento de la biomasa. La mayoría de estas especies fueron teleósteos no blanco de la pesquería (*Umbrina canosai, Trachurus lathami,* y *Brevoortia aurea*).

Galeorhinus galeus, condrictio blanco de la pesquería, presentó un extraño patrón en su abundancia. Este mostró una clara tendencia decreciente hasta el año 1998, pero en el año 1999 hubo mayor abundancia que en los años 80. *G. galeus* es uno de los tiburones más explotados por la actividad pesquera en el mundo. Lucifora (2003) en un revisión de esta especie para el Atlántico sudoccidental, indica que la captura por unidad de esfuerzo de *G. galeus* y *Mustelus schmitti* combinados disminuyó el 85 % en 12 años en Brasil. En Uruguay los desembarques de *G. galeus* tienen una tendencia decreciente, cayendo de más de 1000 toneladas en 1977 a 158 en 1997. En Argentina, hasta el cierre de la pesquería en 1999, la flota costera de Puerto Quequén capturó entre 252000 y 14170 individuos al año. Massa & Hozbor (2003) indicaron que durante el período 92-98 no se han registrados capturas comerciales de *G. galeus* superiores a las 200 t en la plataforma Argentina. Lucifora (2003) mediante un análisis demográfico, muestra que la población de *G. galeus* del Atlántico

Sudoccidental tiene una baja productividad y es altamente susceptible a la sobreexplotación, e indica que la situación actual es de sobrepesca. A pesar de estos antecedentes, estos resultados como los de Massa et al. (en prensa), muestran una tendencia creciente en la biomasa de *G. galeus* para 1999. Dichos autores sugieren que el sistema de arrastre no es el arte de pesca mas adecuado para la evaluación de stock de esta especie y que produce un sesgo en la información sobre densidad.

No todas las especies son igualmente vulnerables a la pesquería. Aparte del simple factor que redes con malla grande pueden capturar individuos más grandes, la vulnerabilidad está determinada por el comportamiento y la historia de vida de las especies. El comportamiento determina la susceptibilidad a las redes de pesca, y de aquí la mortalidad por pesca. La historia de vida determina como las poblaciones responden a un dado nivel de mortalidad por pesca. La susceptibilidad a la pesca de peces más grandes y con maduración tardía, sugiere que las especies pequeñas y con maduración temprana podrían aumentar su abundancia relativa en una comunidad multiespecífica intensamente explotada. Sin embargo, mientras que la historia de vida de las especies pequeñas puede facultarlas para mantener mayores tasas de mortalidad instantánea que las especies más grandes, las especies pequeñas también pueden sufrir menor tasa de mortalidad por pesca simplemente porque son menos deseables y escapan a través de la malla de las redes (Jennings et al. 2001). Como se detalla a continuación, basado en la biología y comportamiento de las especies que aumentaron su biomasa (*Trachurus lathami, Umbrina canosai, Brevoortia aurea*) durante la explotación intensiva en el área estudiada, suponemos que la baja susceptibilidad a la pesca estuvo determinada principalmente por la historia de vida, y en menor grado por su comportamiento.

Trachurus lathami (surel) es una especie pelágica-costera cuyo hábitat natural esta comprendido entre las isobatas de 50 y 100 m. Es frecuentemente capturada en un rango entre

80 y 230 mm Lt (250 mm Lt talla máxima observada), la edad de maduración es de 1,5 años para hembras y de 2 años machos (140 y 150 mm de Lt correspondientemente), y se han registrado individuos de 14 años de edad (Cousseau & Perrota 1998). La temprana edad de maduración y la pequeña talla de esta especie, indican una baja susceptibilidad a la pesca, que la facultaría para incrementar su abundancia en esta comunidad costera durante la explotación intensiva.

Umbrina canosai (pargo blanco) es una especie de hábitos costeros que realiza migraciones periódicas entre Río Grande del Sur (Brasil), donde se reproduce y pasa el invierno, y las plataformas costeras de Uruguay y Argentina, a las que llega a fines de primavera-verano para alimentarse (Cousseau & Perrota 1998). En el sur Brasil esta especie fue muy importante en los desembarques en Río Grande en la década del 70, aunque muestra una importante disminución entre 1976-1994, principalmente entre 1976 desde 75,000 t a en 1983 37,000 t (Haimovici 1997). En años recientes parece haberse estabilizado (Haimovici com. pers.). Estudios realizados en Brasil muestran que es una especie longeva, con comportamiento migratorio, elevada fecundidad y estado de desove prolongado, talla de primera madurez sexual de 184 mm para machos y 219 mm para hembras, y con baja mortalidad natural (Haimovici 1997). En la plataforma costera Argentina no es una especie comercial, y forma un componente importante del descarte de la pesquería costera. Es frecuentemente capturada con un rango entre 230 y 380 mm de Lt (430 cm de Lt talla máxima observada), y se han registrado individuos de 20 años de edad (Cousseau & Perrota 1998). Presenta distribución agregada en pequeños cardúmenes (Ruarte, comentario personal). Aunque hay escasa información sobre su historia de vida en la plataforma costera Argentina para determinar como respondería a un dado nivel de mortalidad por pesca, la talla de primera madurez sexual determinada en el sur de Brasil y las tallas frecuentemente capturadas en el área estudiada son inferiores a la tallas de *Micropogonias furnieri*. La corvina rubia (*M.*

furnieri) es muy parecida e intensamente explotada en esta área, su talla de primera madurez sexual es de 309.5 mm de Lt para machos y 349.8 mm de Lt para hembras (Machi & Acha 1998) cuando cuentan entre 4 y 5 años de edad, y las tallas más frecuentes en las capturas comerciales están entre 30 y 55 cm (Cousseau & Perrota 1998, Izzo & Rico 2003). La baja susceptibilidad de *Umbrina canosai* a la pesca, estaría principalmente determinada por la baja talla de madurez sexual, y en menor grado por su distribución en cardúmenes, que hace que esta especie, no deseada por los pescadores, contribuya a la mayor proporción de la captura durante arrastres de pesca, por lo que los pescadores tienden a cambiar su área de (Ruarte com. pers.).

Estudios de crecimiento de *Brevoortia aurea* (saraca) han establecido edades entre 0 y 11 años correspondientes a 30 y 410 mm, considerándose juveniles a los ejemplares con edades entre 0 y 2 años (López Cazorla 1985). A la región de Bahía Blanca llega cardúmenes, y las edades entre 3 y 11 años son frecuentemente capturadas como especie acompañante de otras especies de importancia económica para la flota de pesca costera (*Micropogonias furnieri* y *Cynoscion guatucupa*). Asimismo, el grupo de edad 0 forma parte, como especie acompañante, de la pesca dirigida a otras especies (camarones, langostino) donde se utilizan redes de malla de 20 mm de abertura (López Cazorla 1985). La talla de madurez sexual menor que la talla de madurez sexual de las especies asociadas en la misma área de distribución, junto con su alta tasa de reproducción, podrían otorgarle a *B. aurea* una baja susceptibilidad a la pesca, lo mismo que su distribución en cardúmenes.

Dado que una sola medida no es adecuada para evaluar todas las propiedades que resumen la variación en la estructura de las asociaciones de peces (ICES 2000, Rice 2000, 2003), el uso de varios indicadores sensitivos a aspectos particulares de la variación de la estructura del ecosistema permitieron realizar diferentes inferencias sobre la variación

temporal de la comunidad íctica. El espectro de talla de la comunidad integrada, las curvas de dominancia-*k*, y las curvas abundancia-biomasa (ABC), proveen evidencias de que el cambio temporal de la ictiofauna estudiada fue hacia: **a)** comunidades progresivamente dominadas por pocas especies, **b)** comunidades muy perturbadas, y **c)** comunidades cuya estructura esta dominada progresivamente por individuos más jóvenes (Figuras 3.3.1.2 a 3.3.2.5)..

Las comunidades ícticas demersales de las plataformas continentales de regiones templado-frío (latitudes altas) parecen moverse a regímenes de alta dominancia durante periodos explotación intensiva. En la porción este de la Scotian Shelf, en la plataforma somera de Portugal (Bianchi et al. 2000), y en el Mar del Norte (Greenstreet & Hall 1996, Greenstreet et al. 1999), las comunidades han sido progresivamente dominadas por pocas especies. Greenstreet et al. (1999) indicaron que la mayor declinación en la diversidad de especies e incremento en la dominancia en el Mar del Norte se produce donde la pesca ha tenido históricamente los mayores niveles de esfuerzo.

Los resultados de este trabajo coinciden con los comentados, e indican que durante el periodo de explotación intensiva entre 1981 y 1999, la comunidad del área estudiada fue dominada progresivamente por pocas especies (curvas de dominancia-*k*, Figura 3.3.1.1). La mayor declinación en la diversidad de especies y el incremento en la dominancia ocurre en el área de asociación estuarial externa, seguida por las áreas de la plataforma costera externa y central. Aunque hay pocos datos sobre el patrón espacial del esfuerzo de pesca en el área estudiada, las áreas de asociación donde se produce el mayor cambio en la dominancia de la comunidad coinciden con las cuadriculas de pesca donde se han producido las mayores capturas entre 1992-1999 (Carozza et al. 2001). Durante este periodo, se mantienen constantes los rangos de esloras de las flotas que operan sobre el recurso costero (rada o ría, costera, y de

altura), y hay un incremento en el esfuerzo de pesca (horas de pesca) para las flotas costera y de altura (Carozza et al. 2001).

Teniendo en cuenta que el número total acumulado de las especies por arrastre indica la riqueza específica del área, y que el total puede ser alcanzado rápidamente si el área es homogénea, pero lentamente si el área es heterogénea en su ictiofauna, se concluye que las áreas estuariales tienen menor numero de especies que las áreas de la plataforma costera, y que el impacto de la pesca ha sido mayor en las áreas de plataforma donde provocó que la ictiofauna fuera progresivamente dominadas por pocas especies llegando a una comunidad dominada por una o dos especies (curvas de dominancia-k, Figura 3.3.1.1).

El patrón temporal de las curvas ABC (Comparación Abundancia-Biomasa) en el área estudiada indica una progresiva perturbación en todo el sistema costero desde 1981 (Figuras 3.3.1.2 a 3.3.1.7). Asimismo, el patrón las curvas ABC en cada una de las áreas mostró un incremento en la perturbación de la asociaciones hacia el área de la plataforma costera externa, indicando que las distintas áreas dentro del ecosistema costera han sido expuestas a diferentes grado de perturbación.

En este proceso de perturbación las especies grandes (k-estrategas, de talla grande y larga longevidad) son menos favorecidas en comparación con las especies oportunistas (r-estrategas, de talla pequeña y corta longevidad). Dentro de condiciones de perturbación, la distribución del número de individuos entre las especies se comporta en forma diferente que la distribución de biomasa entre las especies. La estructura de las áreas de asociaciones pasa desde una condición donde la biomasa es dominada por una /s pocas especies grandes a una condición donde la comunidad es progresivamente dominada por una o pocas especies pequeñas, que aunque dominen en número no dominan en biomasa.

La pendiente del espectro de talla integrada de la comunidad indicó una disminución de la longitud promedio de la captura en el área estudiada. Esto se ha observado en comunidades de peces demersales de diferentes ecosistemas de plataforma sujetos a explotación (Bianchi et al. 2000, Zwanenburg 2000). Este patrón fue atribuido a la remoción selectiva de los peces más grandes por los pescadores, más que a la proliferación de sus presas (Jennings et al 2001). Conforme a esto, la disminución en la talla media observada en nuestros resultados indica que en el área estudiada hay menor número relativo de individuos más viejos, produciendo un cambio en la estructura de la población en la que predominan las clases de edades más jóvenes.

La relación de la pendiente y la intercepción puede indicar cambios en el régimen de explotación (ver citas en Jennings et al. 2001) y, en recientes estudios del Mar del Norte, la pendiente del espectro de talla de la comunidad integrada parece ser una función lineal de la intensidad de pesca (Gislason & Rice 1998). Nuestros resultados coinciden con dichas observaciones, mostrando que las mayores pendientes en la tendencia del espectro de tallas de la comunidad integrada reflejan el patrón espacial del esfuerzo de pesca costero, que en la zona comprendida por el área de asociación de la plataforma costera interna-central, y estuarial central históricamente se ha dirigido principalmente sobre *Micropogonias furnieri, Cynoscion guatucupa, Mustelus schmitti, Squatina guggenheim* y rayas como principales especies blancos (Carozza et al. 2001).

Los resultados de este trabajo muestran que la declinación de la talla de condrictios fue mayor que en teleósteos, y que las especies blanco y no blanco de la pesquería mostraron un comportamiento diferente de acuerdo al área de asociación, que refleja que la pesca tuvo efecto diferencial sobre especies con diferentes historias de vida (Jennings et al. 1999). La mayor vulnerabilidad de los elasmobranquios respecto a los teleósteos produciría que aquellos

declinen primariamente por la pesquería (Stevens et al. 2000), y la disminución de los condrictios sería responsable de las mayores variaciones en la diversidad de peces en repuesta a la pesca, como ha sido sugerido para el este del Atlántico Norte (Rogers et al. 1999).

Las especies con maduración tardía, lento crecimiento, gran talla y baja tasa potencial de incremento de la población, pueden declinar más rápidamente en condiciones de explotación que las especies con historias de vida más rápidas (Jennings et al. 2001). Las rayas y tiburones parecen ser particularmente susceptibles a la sobreexplotación debido a la estrategia de vida k, caracterizada por lento crecimiento, maduración tardía, extenso período de gestación, y baja fecundidad, que resultan en un bajo potencial reproductivo y una baja capacidad de incremento de la población. Dado su estrategia de vida, a muchas poblaciones de elasmobranquios les tomaría décadas recobrarse una vez sobreexplotadas (Stevens et al. 2000). Las poblaciones de teleósteos típicamente muestran en el reclutamiento una variabilidad considerable en corto plazo, principalmente debido a los factores ambiéntales que afectan sus huevos y larvas. Sus estrategias alta fecundidad - alta mortalidad, les proveen de una mayor capacidad para los cambios denso-dependientes que en el caso de los elasmobranquios.

Aunque los elasmobranquios mostraron una tendencia general a decrecer en el espectro de tallas tanto para las especies blanco y no blanco de la pesquería, los subconjuntos mostraron un comportamiento diferente de acuerdo al área de asociación (Figuras 3.3.2.1 a 3.3.2.5). En las áreas de la plataforma costeras los subconjuntos presentan tendencias inversas en el espectro de talla, con disminución en las tallas de las especies blanco y aumento en las especies no blanco. Este aumento en la talla de las especies no blanco de la pesquería se debería a la inmigración de individuos más grandes al área o a un aumento real de las tallas de

los individuos en el área. Esta última hipótesis sugiere que es posible una supervivencia de los condrictios no blanco de las pesquerías al ser descartados en operaciones de pesca.

En el área de asociación de la plataforma costera interna donde la talla de los condrictios blanco de la pesca tiende a disminuir, la talla de las especies condrictios no blanco tiende a aumentar. En esta área de asociación aparecen asociadas dos especies blanco principales de la pesca (*Mustelus schmitti* y *Sympterygia bonapartii*), y tres especies no blanco (*Myliobatis goodei*, *Rhinobatos horkelli* y *Zapteryx brevirostris*). La biomasa de *Sympterygia bonapartii* permanece relativamente constante o tienden levemente a aumentar en la plataforma costera interna, así como en el resto de las áreas. La biomasa de *Mustelus schmitti* presenta una pequeña tendencia a disminuir. Por otro lado, a partir de 1994 *Zapteryx brevirostris* tiende a disminuir su biomasa mientras que la biomasa de *Myliobatis goodei* tiende levemente a aumentar en esta área de asociación y en las áreas adyacentes, y no se ha registrado un incremento en las capturas desembarcadas de estas especies no blanco de la pesquería en los últimos años (Carozza et al. 2001). Esto indica que la disminución de la talla media de las especies blanco estaría determinada principalmente por la disminución en la talla de *Mustelus schmitti*. Una disminución de la talla junto con un aumento de la biomasa de *Sympterygia bonapartii*, explicaría la tendencia observada en esta área de asociación y solo seria posible en el caso de reclutamientos favorables, especialmente porque los juveniles de *S. bonapartii* se encuentran asociados a la parte interna del área costera (Mabragaña et al. 2002). De la misma forma, el aumento en la tendencia de talla para los condrictios no blanco, estaría explicado principalmente por un aumento en los individuos más grandes de *Myliobatis goodei*, dado que la biomasa de *Zapteryx brevirostris* tiende a disminuir. No se observó un claro patrón en la biomasa de *Rhinobatos horkelii* en esta área, Massa et al. (en prensa) indicaron para *Z. brevirostris* y *R. horkelii* una disminución mayor al 50 % de sus biomasas durante los últimos años en el ecosistema costero. Villwock de Miranda & Vooren (2003)

indican que la abundancia de *R. horkelii* en el Atlántico sudoccidental disminuyó el 85 % entre 1985 y 1997. La baja abundancia de *R. horkelii* en el sur de Brasil (30°-34° S), centro de distribución de esta especie, fue debida a la alta mortalidad por pesca, la cual ha sido un punto critico en su ciclo de vida, ya que afecta casi exclusivamente hembras en estadio tardío de preñez, que forman concentraciones densas y vulnerables en aguas someras (Lessa & Vooren 1982).

Por otro lado, las biomasas de *M. goodei* en las áreas adyacentes al área de la plataforma costera interna no muestran una clara disminución que permita indicar movimiento del recurso hacia esta área (de la plataforma costera interna), lo que permite suponer que el aumento de individuos más grandes de esta especie estaría determinado por su supervivencia al descarte en las operaciones de arrastre. En el área de la plataforma costera central donde la tendencia de la talla de las especies blanco de la pesquería tiende a disminuir, tres especies (*Galleorhinus galeus*, *Squatina guggenheim* y *Callorhinchus callorhynchus*) que reciben un fuerte impacto de las pesquerías fueron especies comunes residentes.

Las especies de tiburones y rayas en el Atlántico sur muestran un amplio rango de longitud de maduración (Massa 1998, Cousseau & Perrota 1998, Menni & Stehmann 2000, Mabragaña et al. 2002, Lucifora 2003), por lo cual puede esperarse que cada especie sea afectada diferencialmente por la pesquería. Aunque sólo los individuos más grandes son desembarcados, la mayoría de las tallas son capturadas en arrastres debido a su talla al alumbramiento o en la eclosión del huevo. Dado que solo los individuos maduros pueden contribuir a la próxima generación, la supervivencia en el período juvenil es un factor clave. Por consiguiente es esperado que aquellas especies con la menor longitud y/ o edad a la madurez tengan mayor chances de sobrevivir a niveles crecientes de explotación (Walker & Hislop 1998). Asimismo, las especies ovíparas presentan una mayor tasa de fecundidad que

las especies vivíparas, y la baja fecundidad de las especies vivíparas respecto a las ovíparas harían sus poblaciones especialmente vulnerables para la pesquería (Lucifora 2003)

Dada la falta de datos de edad, las limitadas evidencias disponibles indican que la talla relativa a la talla máxima a la cual la madurez es alcanzada por *Mustelus schmitti* es mayor respecto a *Sympterygia bonapartii*. La mayor talla relativa de madurez de *M. schmitti*, y su condición de especie vivípara (*S. bonapartii* es ovípara), y que sus juveniles al alumbramiento (25-28 cm, Menni et al. 1986) son más grandes que los juveniles de *S. bonapartii* (9 cm, Lucifora com. pers.) promueven a que *M. schmitti* esté siendo más afectada por la pesquería que *S. bonapartii*. Esto explica la disminución de las biomasas de *M. schmitti*, y su mayor contribución respecto de *S. bonapartii* a la disminución de las tallas de las especies blancos en el área de la plataforma costera interna.

En el caso de los osteictios, el espectro de tallas de las especies no blanco de la pesquería mostró una tendencia a aumentar para toda el área estudiada, mientras que las especies blanco de la pesquería no mostraron una tendencia clara. Asimismo, estos subconjuntos mostraron un comportamiento diferente en cada área de asociación. Las talla de las especies no blanco de la pesquería tienden a aumentar en el área estuarial externa y en la plataforma costera central, y tienden a disminuir en el área de la plataforma costera interna, y externa. La talla de las especies blanco de la pesquería tiende aumentar solamente en el área externa estuarial, mientras que en el resto de las áreas mostró una tendencia decreciente. Esto muestra que en al mayoría de las áreas los subconjuntos muestran la misma tendencia en el espectro de talla. Este patrón evidencia que los osteictios a diferencia de los condrictios, tendrían baja tasa de supervivencia al descarte durante las operaciones de arrastre, y aunque las especies no sean blanco directo de las pesquerías estarían siendo afectadas de la misma forma.

En las áreas donde están asociadas las especies de teleósteos históricamente blancos principales de la pesca, como *Cynoscion guatucupa* en el área de la plataforma costera interna, y *Cheilodactilus bergi*, *Merluccis hubbsi* o *Pseudopercis semisfasciatus* en el área de la plataforma costera externa, tanto las especies blanco como las especies no blanco de la pesquería muestran la misma tendencia decreciente en el espectro de talla. Asimismo, donde estuvieron asociadas especies que son blanco de la pesquería pero el esfuerzo de pesca dirigido a estas especies es menor, como *Sparus pagrus* en el área estuarial externa, la talla de los teleósteos no blancos de la pesquería muestra una tendencia a aumentar. De las especies teleósteos no blanco de la pesquería asociadas a esta área (*Diplodus argenteus*, *Menticirrhus americanus*, *Prionotus punctatus*, y *Trichiurus lepturus*), sólo *Trichiurus lepturus* ha mostrado un claro aumento en su biomasa durante los últimos años. El pez sable es un predador voraz, su dieta está compuesta principalmente por merluza, anchoita y caballa, seguidos por calamar, y su talla máxima observada es de 150 cm (Cousseau & Perrota 1998). Las tallas medias capturadas de *T. lepturus* son superiores a las tallas máximas observadas de las otras especies no blanco de la pesquería asociadas en esta área (*Diplodus argenteus*, 35 cm de Lt; *Menticirrhus americanus*, 43 cm de Lt; y *Prionotus punctatus*, 39 cm de Lt), por lo cual incremento en la talla del grupo de especies no blanco de la pesquería en esta área esta determinado principalmente por la inmigración (mayor abundancia) de *T. lepturus* desde el sur de Brasil, donde es el centro de su distribución y es uno de los teleósteos bentopelágicos más abundantes de la plataforma continental (Haimovici 1997). Sus densidades en el estuario del Río de la Plata están asociadas con la penetración de las masas de agua continental subtropical durante los periodos cálidos forzada por el flujo hacia el sur de la corriente de Brasil (Jaureguizar et al. en prensa).

Las reducciones en la talla media podrían deberse a largos períodos de pesca selectiva por talla, o resultar de reducciones en la tasa de crecimiento por disminución de la

temperatura del agua, o ambos pueden actuar en forma conjunta. A pesar del incremento de la temperatura de aguas de fondo y del esfuerzo de pesca en la porción oeste de la Scotian Shelf entre 1968 y 1998, se ha observado una disminución en la talla medias la comunidad íctica demersal indicando que el efecto de la pesca tuvo un impacto mayor sobre la talla media que el producido por la temperatura (Zwanenburg 2000, Zwanenburg et al. 2002).

En el área estudiada hubo un aumento en el esfuerzo de pesca durante los últimos años (Carozza et al. 2001), y como se muestra en este estudio, la temperatura del agua (fondo y superficie) presenta poca variación, a lo sumo aumentó, revelando que la pesca actuó sobre la talla media de la comunidad estudiada en oposición a la temperatura del sistema. Estos resultados coinciden con lo observado en la Scotian Shef (Zwanenburg 2000, Zwanenburg et al 2002), donde la pesca tuvo mayor impacto sobre la talla promedio que el cambio producido por la temperatura del agua. Sin el efecto de la pesca, la poca variación o incremento de la temperatura del agua en el área estudiada no habría resultado en la disminución observada en el peso y estructura de talla de la comunidad

Los distintos resultados obtenidos de los indicadores de la comunidad íctica del sistema costero estudiada, indican que la ictiofauna pasa a través de una serie de cambios estructurales cuando aumenta la explotación. Como ha sido indicado por Jennings et al. (2001), esta tendencia es realmente predecible en áreas sujetas a diferentes intensidades de pesca, y a través del tiempo para una misma área como se ha observado en este trabajo. Al principio de la pesquería, los individuos más grandes de todas las especies disminuyen en abundancia, y las especies más grandes forman una menor proporción de la abundancia total (Haedrich & Barnes 1997), y últimamente la comunidad entera es dominada por individuos y especies más pequeños.

Las últimas tres décadas en la Scotian Shelf representaron tiempos de alta (1980), y baja (1970, 2000) biomasa de peces, y regímenes de alta y baja temperatura de fondo. A pesar de los grandes cambios en la abundancia de algunas especies y las condiciones ambientales, las áreas de asociaciones ícticas relativamente persistieron en la misma localización y con una mezcla predecible de al menos las especies más comunes (Zwanenburg & Jaureguizar enviado)

Las áreas de asociaciones identificadas en este trabajo mostraron un marcado grado de consistencia temporal en sus límites y son claramente distinguibles una de otra en todos los años. Su localización exacta cambia a lo largo del tiempo, pero ocupan relativamente la misma posición geográfica cada año. La combinación de especies comunes es predecible, a pesar de los grandes cambios en la abundancia de algunas de ellas, y del impacto perturbador de la pesquería.

Durante este trabajo se evidenciaron cambios en las condiciones ambientales del sistema costero. En particular, la influencia de la mayor descarga del Río de la Plata durante el fenómeno del Niño, asociado a las mayores precipitaciones (Robertson & Mechoso 1998, Grimm et al. 2000, Camilloni & Barros 2000, Lucas et al. enviado), provoca un desplazamiento de las áreas estuariales hacia la plataforma costera. Este fenómeno produce una menor similitud entre las estaciones de muestreo asociadas a la prolongación norte de las áreas de asociaciones de la plataforma costera interna y central, así (Año 1983, 1998, Figura 3.1.2.2 y 3.1.5.2). Hay también cambios asociados a disminuciones en el caudal del Río de la Plata durante el fenómeno de la Niña, que producen un desplazamiento de las áreas estuariales aguas arriba del sistema (Año 95 y 99 Figura 3.1.4.2). Asimismo se observó que cuando las condiciones de descarga no fueron tan extremas, los límites de las áreas de asociaciones son relativamente más estables. Estos resultados corroboran lo propuesto por Mahon & Smith

(1989) y Greenstreet & Hall (1996), y observado por Zwanenburg & Jaureguizar (enviado) en la Scotian Shelf, acerca de que la persistencia de los límites espaciales entre las asociaciones puede ser atribuido a la naturaleza constante de los factores del hábitat, tal como temperatura, profundidad, y tipo de sedimento.

Como ha sido sostenido por algunos autores, la presencia de consistentes diferencias entre la composición de especies de varios sitios es un factor que debería ser considerado en los planes de manejo para aguas costeras (Hyndes et al. 1999). En este trabajo, las especies que componen las áreas de asociaciones se identificaron como especies residentes (especies que son consistentemente típica de la asociación) y especies facultativas (que ocupan un área periódicamente o contribuyen menos a la similitud de un área entre años). Se mostró que la dinámica de la composición de especies dentro las áreas de asociaciones en el tiempo, es más el resultado del cambio en las abundancias de las especies facultativas que de las especies residentes que contribuyeron menos del 50 % de la variación temporal de las áreas. La relativa estabilidad en la composición de especies residentes de las áreas de asociaciones, provee un cierto grado de previsibilidad que puede ser útil para un manejo de estas áreas en una aproximación basada en ecosistemas.

Uno de los pre-requisitos fundamentales para el manejo de las pesquerías y otras actividades humanas basadas en ecosistemas, es la identificación práctica de límites geográficos y/o temporales para la conservación o mantenimiento de sus componentes, especialmente a niveles superiores al específico. Varios trabajos han sido enfocados en la definición de los limites de los grandes ecosistemas tantos en la forma de "large marine ecosystem" (e.g. Alexander 1989, Sherman & Skjoldal 2002) o "large ecological geographic zones" (Longhurst 1998). Sin embargo dichas áreas engloban múltiples comunidades y jurisdicciones de manejo especialmente sobre plataformas continentales, y como ha sido

mostrado por Bianchi (1992) para las zonas tropicales, o Zwanenburg & Jaureguizar (enviado) en el Atlántico Norte, hay claros signos de zonación e indicadores de estrategias de vida en una escala mucho menor que las grandes áreas o ecosistemas propuestos.

Para alcanzar los objetivos propuestos a niveles de ecosistemas en el manejo de las pesquerías y otras actividades, se requiere la definición de áreas intermedias entre los LME y provincias ecológicas, y las simples áreas de manejo de especies. Como lo sugerido por Zwanenburg & Jaureguizar (enviado) en el Atlántico Norte, las áreas de asociaciones demersales identificadas en este trabajo corresponden a un nivel ecológico intermedio adecuado, dado que definen comunidades de organismos con cierta persistencia temporal y cuya composición es previsible.

Conclusiones

En resumen mis análisis permiten concluir que:

- Hay seis áreas de asociaciones consistentemente distinguibles una de otra en todos los años en el ecosistema costero, tanto por las características ambientales, como por la combinación de especies que las estructuran.
- Los cambios espaciales en las asociaciones están primariamente relacionados con las características físicas de las masas de aguas, y en cada masa de agua o ambiente, diferentes factores como la salinidad en el estuario o la temperatura en la plataforma, son más relevantes en la estructuración espacial de la comunidad de peces.
- Las áreas de asociaciones muestran un marcado grado de consistencia temporal en sus límites, con cierta variación temporal en cuanto a su extensión y localización determinada por la variación ambiental.
- La variación explicada por los factores considerados en el análisis temporal, sugieren que el esfuerzo de pesca costero es el principal factor responsable del cambio temporal de las asociaciones de peces, afectándolas como un todo.
- Los cambios temporales en la ictiofauna de las áreas de asociaciones de peces producidos durante los últimos 18 años, muestran cambios en biomasas y que la estructura de la comunidad tiende progresivamente a estar dominada por pocas especies y pequeños individuos, perturbando el sistema costero.

- Los cambios de biomasa en la comunidad íctica del ecosistema se debieron primariamente a cambios en las abundancias relativas de las especies, más que a cambios en la composición especifica.

- La mayoría de los cambios en biomasa de las especies blanco y no blanco de la pesquería implicó una disminución de la biomasa, que fue particularmente evidente para las especies de condrictios.

- Hubo una progresiva perturbación en todo el sistema costero desde 1981, y las curvas ABC en cada una de las áreas mostró un incremento en la perturbación de las asociaciones hacia el área de la plataforma costera externa, indicando que las distintas áreas dentro del ecosistema costera han sido expuestas a diferentes grados de perturbación.

- Las mayores pendientes en la tendencia del espectro de tallas integrada de la comunidad reflejan el patrón espacial del esfuerzo de pesca costero.

- La declinación de la talla de condrictios fue mayor que la de teleósteos, y que las especies blanco y no blanco de la pesquería mostraron un comportamiento diferente de acuerdo al área de asociación, que refleja que la pesca tuvo efecto diferencial sobre las especies con diferentes historias de vida, y sugiere que es posible una supervivencia de los condrictios no blanco de las pesquerías al ser descartados en operaciones de pesca.

- A pesar de los grandes cambios en la abundancia de algunas de ellas, y del impacto perturbador de la pesquería, la combinación de especies comunes de las áreas de asociación es predecible

- La relativa estabilidad en la composición de especies de las áreas de asociaciones puede ser útil para un manejo de estas áreas en una aproximación basada en ecosistemas

Dr. ROBERTO C. MENNI
Profesor Titular

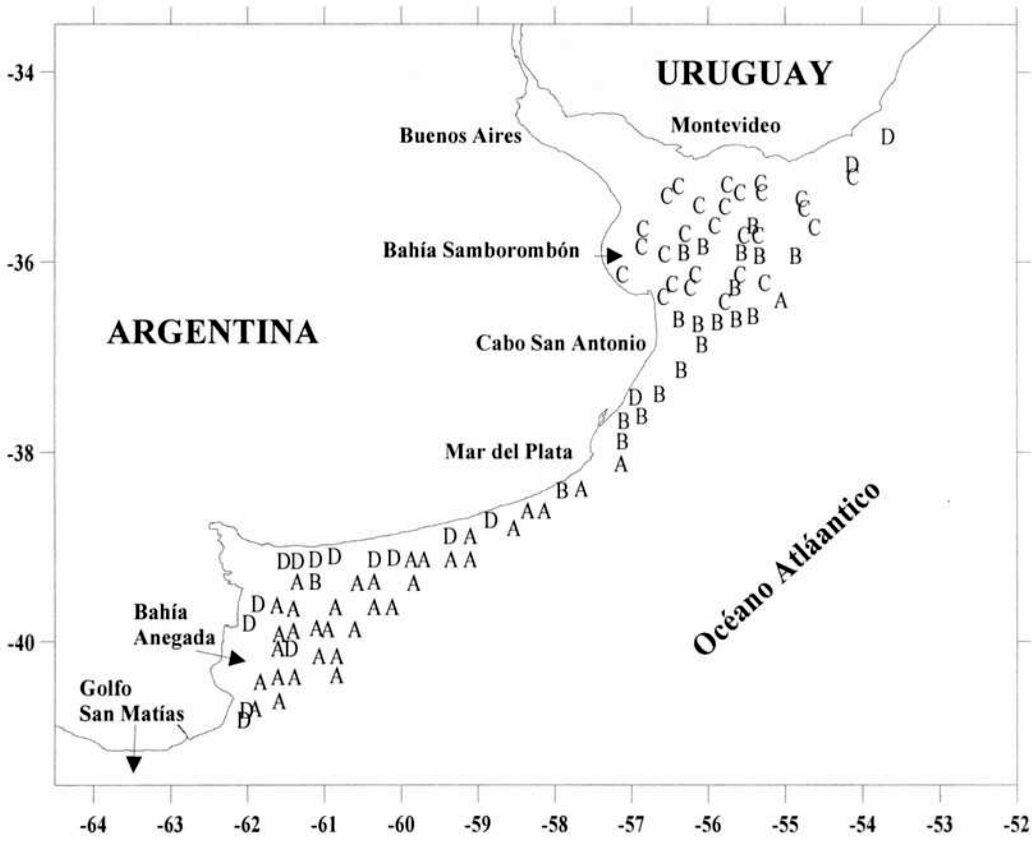


Figura 4.1: Distribución de los lances de pesca, caracterizados según las zonas a que fueron asignadas por el TWINSPAN. Redibujado de Anganuzzi (1983).

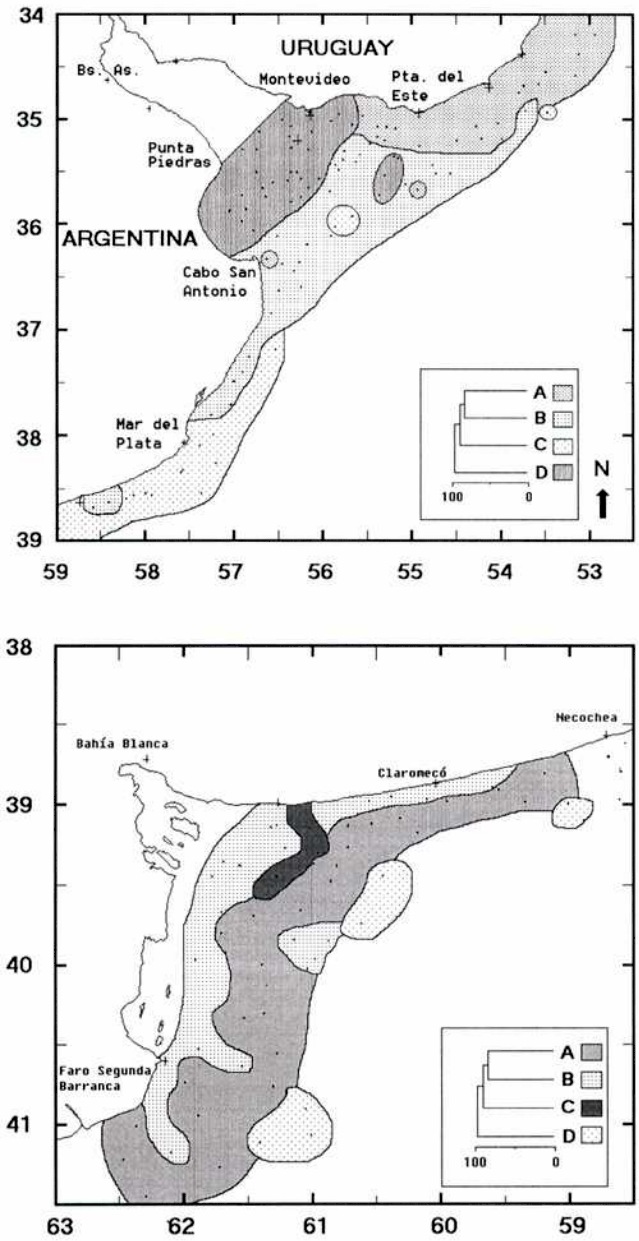


Figura 4.2: Áreas de distribución de los grupos de lances de pesca asociados según la abundancia de especies de peces (toneladas /milla náutica cuadrada) y esquema representativo del dendrograma correspondiente. Área Río de la Plata y El Rincón, Campaña H-13/94 Tomado de Lasta et al. (1998).

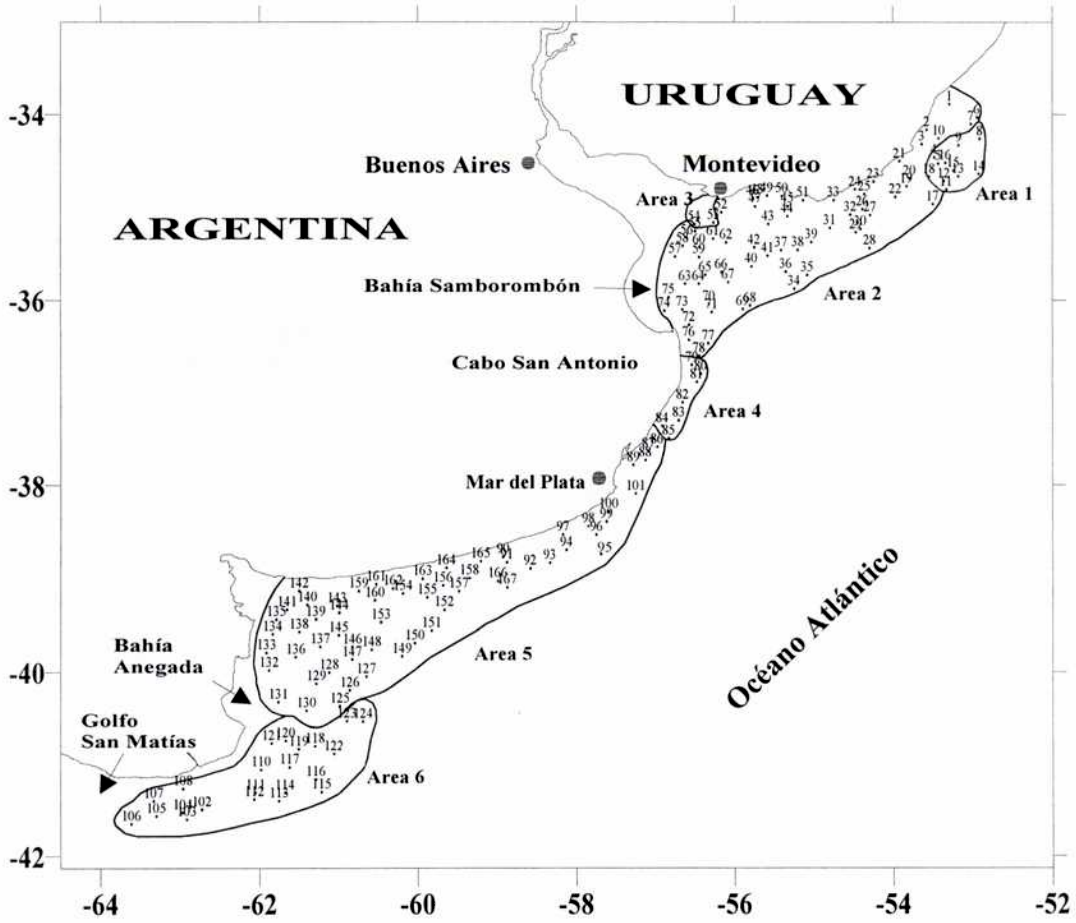


Figura 4.3: Delimitación de la Áreas conformadas por la agrupación de las estaciones de pesca a través del Análisis de Correlación Canónica en el área de estudio. Redibujado de Díaz de Astarloa et al. (1999).

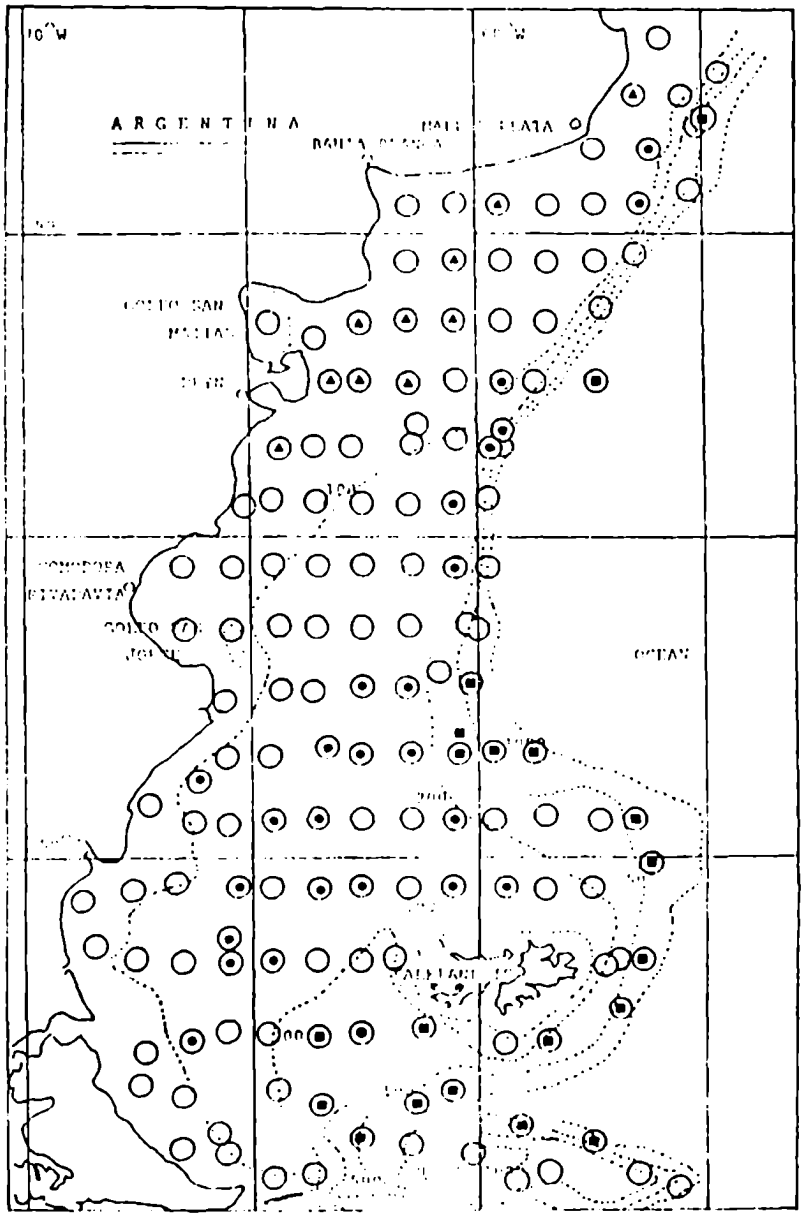


Figura 4.4: Estaciones de muestreo (marcas O) y ocurrencia de los principales grupos en la estación de verano de 1979 (▲ grupo definido en la región costera norte, Segundo grupo). Tomado de Ishino et al. 1983

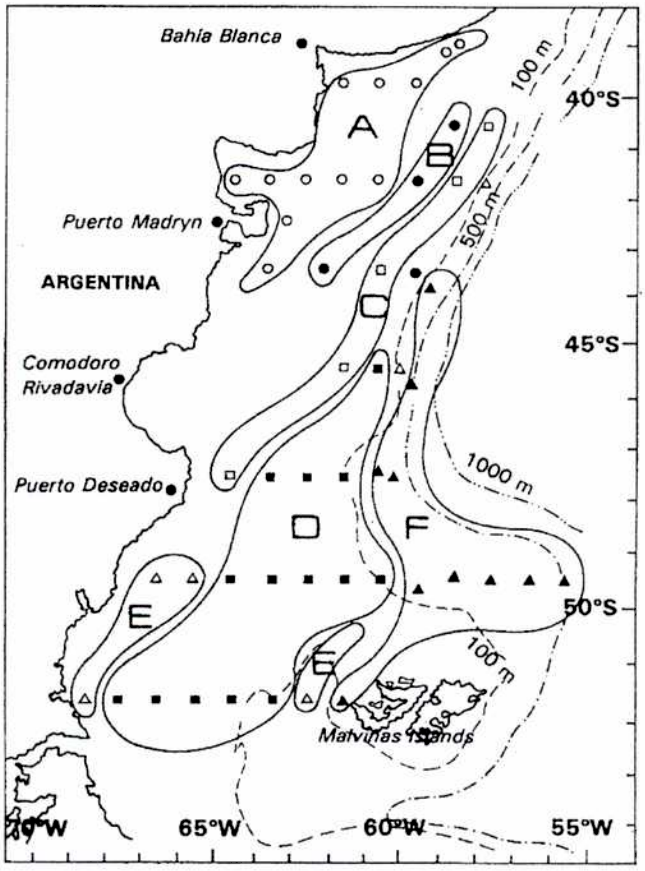


Figura 4.5: "Shinkai Maru" Estaciones de muestreo agrupadas por áreas resultantes del análisis de agrupamiento UPGM de la matriz de Jaccard . Tomada de Menni & López (1984)

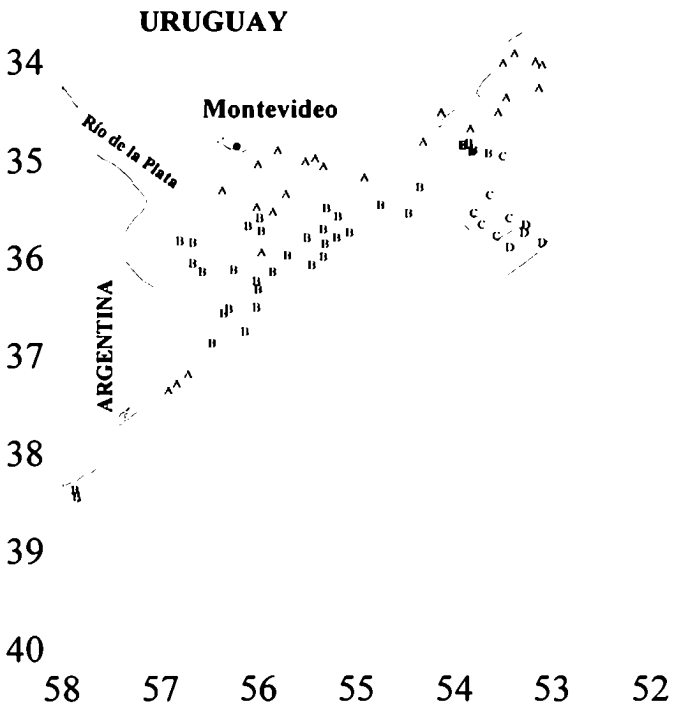


Figura 4.6: Campaña de otoño. Ubicación geográfica de los lances de pesca expresando las letras (A, B, C, E, F, G, H) cada uno de los grupos asignados por el TWINSPAN. Re dibujado de Prenski & Sánchez (1988)

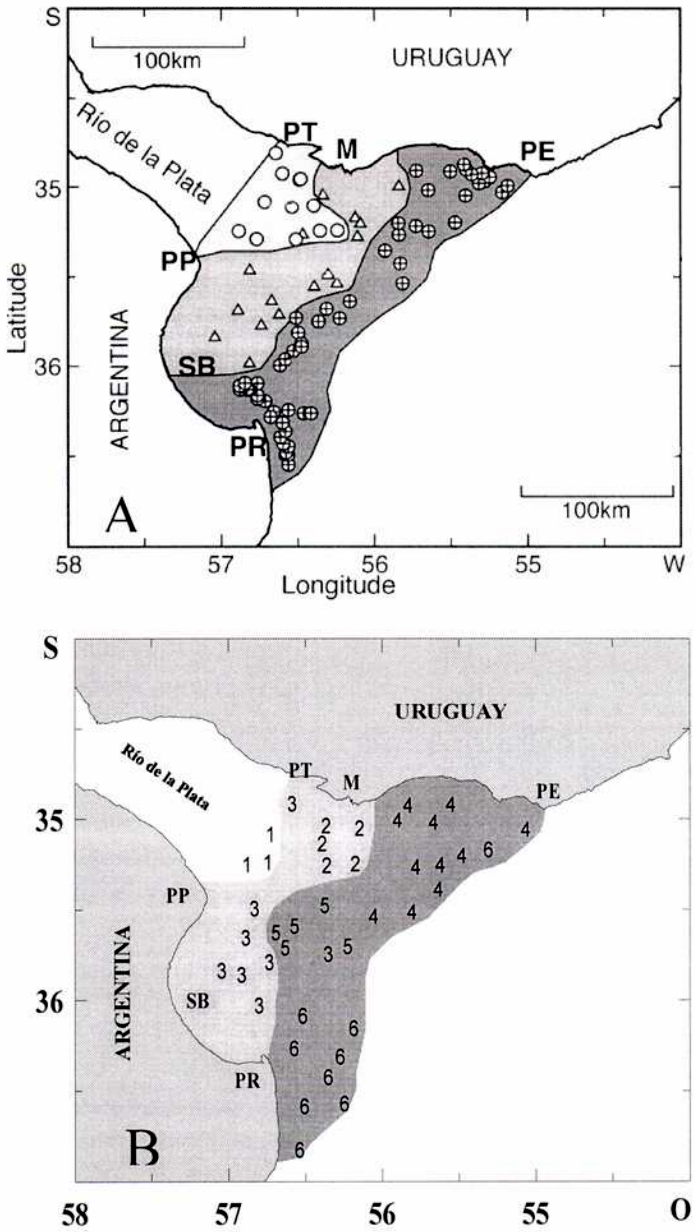


Figura 4.7: Áreas de asociaciones ícticas definidas en el estuario del Río de la Plata: A) mediante análisis de agrupamiento jerárquico basado en presencia-ausencia, B) DCCA análisis basado en abundancia (tn /mn^2). Tomado de Jaureguizar et al. (2003a, en prensa) correspondientemente.

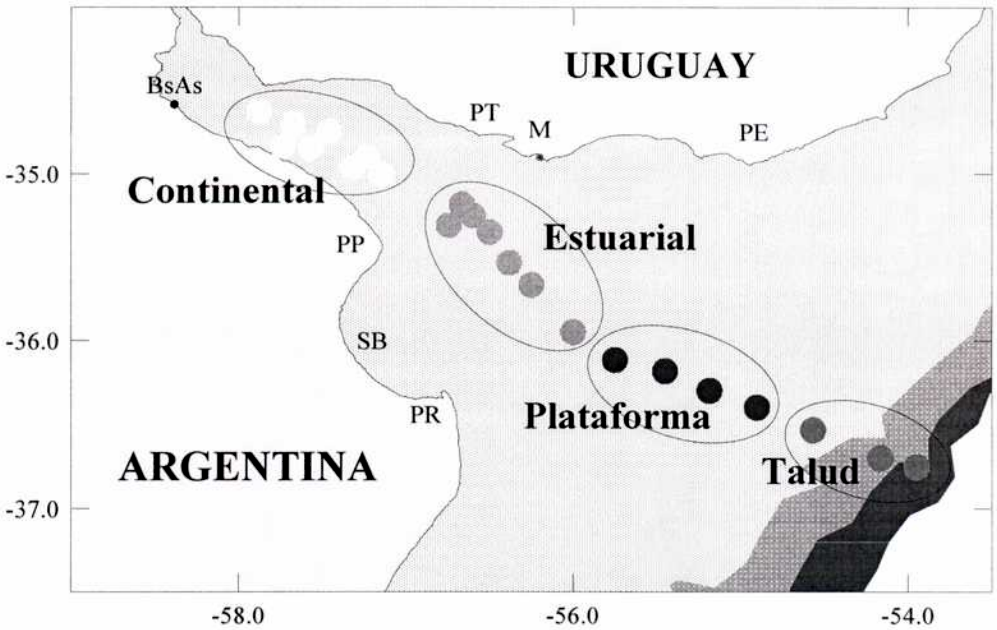


Figura 4.8: Ubicación de las áreas de asociaciones ícticas definidas por análisis de agrupamiento basado en biomasa (tn/ mn^2). Tomado de García et al. (2003).

Capitulo V

Referencias bibliográficas

Able K.W., Nemerson D.M., Busch R. & Light P. 2001. Spatial variation in Delaware Bay (U.S.A.) Marsh Creek Fish Assemblages. Estuaries 24: 441-452.

Acha E.M., Mianzan H., Lasta C.A. & Guerrero R.A. 1999. Estuarine spawning of the whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* (Pisces: Sciaenidae), in the Río de la Plata, Argentina. Marine and Freshwater Research 50: 57-65.

Alexander L.M. 1989. Large Marine Ecosystems as global management units. En: Sherman K. & L.M. Alexander (eds.) Biomass Yields and Geography of Large Marine Ecosystems. AAAS Selected Symposium 111. Boulder, CO: Westview Press, 339-344 p.

Anganuzzi A. 1983. Estructura de la comunidad de peces del área costera bonaerense. Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional de Mar del Plata, Mar del Plata, Argentina, 60 p.

Arnol G.P. 1981. Movements of fish in relation to water currents. En: Aidley J. (ed) Animal Migration. Cambridge University Press, 55-79 p.

Balech E. 1949. Estudio crítico de las corrientes marinas. Physis 20: 159-164.

Balech E. 1954. Contribución a la terminología zoogeográfica. Revista de Biología Marina Montemar 4 (1-3): 231-238.

Balech E. 1964. Caracteres biogeográficos de la Argentina y Uruguay. Boletín del Instituto de Biología Marina Mar del Plata 7: 107-112.

Balech E., Ehrlich M.D. & Reta R. enviado. Esquema biogeográfico del Mar Argentino. INIDEP.

Bianchi G. 1992. Demersal Assemblages of the Tropical continental shelves. Doctoral Thesis, University of Bergen, Bergen, Norway, 217 p.

Bertolotti M.I., Errizti E., Cabut D.A., Alvarez M.V., Pagani A., Carriquiriborde L., Oroquieta P. & Prado L. 1989. Situación del sector pesquero costero en la Republica Argentina. En: Arriaza A. (ed) Pesca Artesanal. Hacia un desarrollo costero integrado. Memorias del segundo seminario latinoamericano de pesca artesanal, Talcahuano, Chile, 18-63 p.

Bianchi G., Gislason H., Graham K., Hill L., Jin X., Koranteng K., Manickchand-Heileman S., Payá I., Sainsbury K., Sanchez F. & Zwanenburg K. 2000. Impact of fishing on the size composition and diversity of demersal fish communities. ICES Journal of Marine Science 57: 558-571.

Blaber S.J.M. & Blaber T.G. 1980. Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. Journal of Fish Biology 17: 143-162.

Blaber S.J.M., Brewer D.T. & Salini J.P. 1989. Species composition and biomasses of fishes in different habitats of a tropical northern australian estuary: their occurrence in the adjoining sea and estuarine dependence. Estuarine, Coastal and Shelf Science 29 (6): 509-531.

Blaber S.J.M., Brewer D.T. & Salini J.P. 1995. Fish distribution and the nursery role of the shallow inshore waters of a tropical bay in the Gulf of Carpentaria, Australia. Estuarine, Coastal and Shelf Science 40: 177-193.

Blaber S.J.M., Cyrus D.P., Albaret J.J., Ching C.V., Day J.W. & Elliot M. 2000. Effects of fishing on the structure and functioning of estuarine and nearshore ecosystem. ICES Journal of Marine Science 57:590-602.

Boschi E.E 1988. El ecosistema del Río de la Plata (Argentina y Uruguay). Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología Universidad Nacional Autónoma de Mexico 15(2): 159-182.

Bulger A.J., Hayden B.P., Monaco M.E., Nelson D.M., McCormick-Ray G.M. 1993. Biologically-based estuarine salinity zones derived from a multivariate analysis. Estuaries 16: 311-322.

Caille G.M. 1996. La pesca artesanal en las costas de patagónia: hacia una visión global. Informe técnico del plan de manejo integrado de la zona costera patagónica 7, 13 p.

Camilloni I. & Barros V. 2000. The Paraná River response to El Niño 1982-83 and 19978-98 events. Journal of Hydrometeorology 1: 412-430.

Carozza C., Lasta C. & Ruarte C. 2000. Corvina rubia (*Micropogonias furnieri*). En: Bezzi S., Akselman R. & Boschi E. (eds) Síntesis del estado de las pesquerías marítimas argentinas y de la Cuenca del Plata, Años 1997-1998, con una actualización de 1999, Capitulo II: Recursos a recuperar. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Mar del Plata, Argentina, 53-64 p.

Carozza C.R., Navarro L, Jaureguizar A.J. & Bertolotti M. 2001. Asociación íctica costera bonaerense "variado costero" Informe I. Informe Técnico Interno INIDEP N° 48, 28 p.

CARP (Comisión Administradora del Río de la Plata) 1989. Estudio para la evaluación de la contaminación en el Río de la Plata. Comisión Administradora del Río de la Plata, Montevideo-Buenos Aires. Informe de Avance, 422 p.

Chao L.N., Pereira L.E., Paez Vieira J., Benvenuti M. & Cunha L.P.R. 1982. Relacao preliminir dos peixes estuarinos e marinos da Lagoa dos Patos e regiao costeira adjacente, Rio Grande do Sul, Brasil. Atlantica 5: 67-75.

Christiansen V. 1996. Managing fisheries involving predator and prey species. Reviews in Fish Biology and Fisheries 6:417-442.

Clarke K.R. & Warwick R.M. 2001 (eds). Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 2nd edition, PRIMER-E Plymouth.

Clarke K.R. 1990. Comparison of dominance curves. Journals of Experimental Marine Biology and Ecology 138:143-157.

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

Colloca F., Cardinale M., Belluscio A., & Ardizzone G. 2003. Pattern of distribution and diversity of demersal assemblages in the central Mediterranean sea. Estuarine, Coastal and Shelf Science 56: 469-480.

Cousseau M.B. 1985. Los peces del Río de la Plata y de su Frente Marítimo En: Yañez-Arancibia A. (ed) Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons: towards an ecosystem integration. Universidad Nacional Autónoma de México, México, 515-534 p.

Cousseau M.B. 1986. Estudios biológicos sobre peces costeros con datos de dos campañas de investigación realizadas en 1981. VI. El gatuzo (*Mustelus schmitti*). Publicaciones de la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo I: 60-65.

Cousseau M.B., Cotrina C.P., Cordo H.D. & Burgos G.E. 1986. Análisis de datos biológicos de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) y pescadilla de red (*Cynoscion striatus*) obtenidos en dos campañas del año 1983. Publicaciones de la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo 2: 319-332.

Cousseau M.B. & Perrotta R. 1998. Peces Marinos de Argentina. Biología, Distribución, Pesca. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Mar del Plata, Argentina, 167 p.

Cousseau M.B., Carozza C.R. & Macchi G.J. 1998. Abundancia, reproducción y distribución de tallas del gatuzo (*Mustelus schmitti*) en la zona común de pesca argentino-uruguaya y en El Rincón. Noviembre 1994. En: Lasta C. (ed.) Resultados de una campaña de evaluación de recursos demersales costeros de la Provincia de Buenos Aires y del litoral uruguayo. Noviembre, 1994. INIDEP Informe Técnico 21: 103-115.

Cushing D.H. 1975. Marine ecology and fisheries. Cambridge University Press, London, 278 p.

Cyrus D.P. & Blaber S.J.M. 1992. Turbidity and salinity in a tropical northen australian estuary and their influence on fish distribution. Estuarine, Coastal Shelf Science 35: 545-563.

Dato C. 1998. Informe de avance. "La pesquería de merluza en el área de Isla Escondida". Informe Técnico Interno INIDEP N° 1, 8 p.

Day J.H., Baber S.J.M. & Wallace J.H. 1981. Estuarine fishes. En: Day J.H (ed), Estuarine ecology with particular reference to southern Africa. A.A. Blakema, Rotterdam, 197-221 p.

Díaz de Astarloa J.M. 1994. Las especies del Genero Paralichthys del Mar Argentino (Pisces, Paralichthyidae). Morfología y Sistemática. Tesis de Doctorado, Universidad de Mar del Plata, Mar del Plata, Argentina, 194 p.

Díaz de Astarloa J.M., Aubone A. & Cousseau M.B. 1999. Asociaciones ícticas de la plataforma costera de Uruguay y norte de Argentina, y su relación con los parámetros ambientales. Physis 57: 29-45.

EPAP (Ecosystem Principles Advisory Panel) NMFS (National Marine Fisheries Service) 1999. Ecosystem-based fishery management. A report to Congres by the Ecosystem Principles Advisory Panel. US Department of Commerce, Silver Spring, MD, 54 p.

Fogarty M.F. & Murawski S.A. 1998. Large-scale disturbance and the structure of marine system: fishery impacts on Georges Bank. Ecological application 8(1): S6-S22.

Framiñan M.B. & Brown O.B. 1996. Study of the Río de la Plata turbidity front, Part 1: Spatial and temporal distribution. Continental Shelf Research 16(10): 1259-1282.

Framiñan M.B., Etala M.P., Acha E.M., Guerrero R.A., Lasta C.A. & Brown, O. 1999. Physical characteristics and processes of the Río de la Plata estuary. En: Perillo G.M., Piccolo M.C. & Pino M. (eds), Estuaries of South America. Their Geomorphology and Dynamics. Springer-Verlag, Berlin, 161-194 p.

Garcia M.L., Jaureguizar A.J. & Protogino L.C. 2003 Fish assemblages along the riverine-marine environment gradient. Resúmenes de la Joint Meeting of Ichthyologists and Herpetologists, Manaus, Brasil.

Garrison L.P. 2001. Spatial patterns in species composition in the northeast United States continental shelf fish community during 1966-1999. En: Spatial Processes and Management of Marine Populations, Alaska Sea Grant College Program AK-SG-01-02.

Gauch H.G. 1982. Multivariate analysis in community ecology. Cambridge University Press, Cambridge.

Gislason H. & Rice J. 1998. Modelling the response of size and diversity spectra of fish assemblages to changes in exploitation. ICES Journal of Marine Science 55: 362-370.

Gislason H., Sinclair M., Sainsbury K. & O'Boyle R. 2000. Symposium overview: incorporing ecosystem objectives within fisheries management. ICES Journal of Marine Science 57: 468-475.

Gomez M.C., Haedrich R.L. & Villagarcía M.G. 1995. Spatial and temporal changes in the groundfish assemblages on the Northeast Newfoundland/Labrador shelf, Northwest Atlantic 1978-1991. Fisheries oceanography 4 (2): 85-101.

Greenstreet S.P.R. & Hall S.J. 1996. Fishing and ground –fish assemblages structure in the north-western North Sea: an analysis of long-term and spatial trends. Journal of animal ecology 65: 577-598.

Greenstreet S.P.R., Spence F.E. & McMillan J.A. 1999. Fishing effects in northeast Atlantic shelf areas: patterns in fishing effort, diversity and community structure. V. Changes in structure of the North Sea groundfish species assemblages between 1925 and 1996. Fisheries Research 40: 153-183.

Grimm A.M., Barros V.R. & Doyle M.E. 2000. Climate variability in Southern South America associated with El Niño and La Niña events. Journal of Climate 13: 35-58.

Guerrero R.A. & Piola A.R. 1997. Masas de agua en la plataforma continental. En: Boschi E. (ed.) El Mar Argentino y sus Recursos Pesquero, Tomo I: Antecedentes históricos de las exploraciones en el mar y las características ambientales. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Mar del Plata, Argentina, 107-119 p.

Guerrero R.A. 1998. Oceanografía física del estuario del Río de la Plata y el sistema costero de El Rincón. En: Lasta C. (ed.) Resultados de una campaña de evaluación de recursos demersales costeros de la Provincia de Buenos Aires y del litoral uruguayo. Noviembre, 1994. INIDEP Informe Técnico 21: 29-54.

Guerrero R.A., Acha E.M., Framiñan M.B. & Lasta C.A. 1997. Physical oceanography of the Río de la Plata estuary, Argentina. Continental Shelf Research 17(7): 727-742.

Haedrich R.L. & Barnes S.M. 1997. Changes over time of the size structure in an exploited shelf fish community. Fisheries Research 31: 229-239.

Haimovici M. (ed.) 1997. Recursos Pesqueiros Demersais Da Regiao Sul. FEMAR, Río de Janeiro, Brazil, 80 p.

Hansen J. 2000. Anchoita (*Engraulis anchoita*). En: Bezzi S., Akselman R. & Boschi E. (eds) Síntesis del estado de las pesquerías marítimas argentinas y de la Cuenca del Plata, Años 1997-1998, con una actualización de 1999, Capitulo IV: Recursos a Desarrollar. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Mar del Plata, Argentina, 205-216 p.

Hoffmann J.A.J., Nuñez M.N. & Piccolo M.C. 1997. Características climáticas del océano Atlántico Sudoccidental. En: Boschi E. (ed.) El Mar Argentino y sus Recursos Pesquero, Tomo I: Antecedentes históricos de las exploraciones en el mar y las características ambientales. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Mar del Plata, Argentina, 163-193 p.

Höflich O. 1984. Climate of the South Atlantic. En: Van Loon H. (ed.) Climates of the Oceans. World Survey of Climatology, 15, Elsevier, New York, 1-132 p.

Horne J.K. & Campana S.E. 1989. Environmental factors influencing the distribution of juvenile groundfish in nearshore habitats of Southwest Nova Scotia. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 46: 1277-1286.

Hyndes G.A., Platell M.E., Potter I.C., Lenanton R.C.J. 1999. Does the composition of the demersal fish assemblages in temperate coastal waters change with depth and undergo consistent seasonal changes?. Marine Biology 134: 335-352.

ICES 2000. Ecosystem effects of fishing. ICES Marine Science Symposia, vol. 210, 791 p.

ICES/SCOR 1999 Proceedings of an ICE/SCOR Symposium held in Montpellier, France 16-19 March.

Ishino M., Iwasaki K., Otsuka K. & Kihara K. 1983. Demersal fish community in relation to the abiotic environmental conditions in the waters off Argentina. Journal of the Tokyo University of Fisheries 70(1-2):37-58.

Izzo P. & Rico R. 2003. Distribución de tallas de especies demersales costeras provenientes de los desembarques comerciales- Año 2001. Informe Técnico Interno INIDEP 39, 18 p.

Jaureguizar A.J, Menni R., Bremec C., Mianzan H. & Lasta C. 2003a. Fish assemblage and environmental patterns in the Río de la Plata estuary. Estuarine, Coastal and Shelf Science 56 (5-6): 921-933.

Jaureguizar A.J., Bava J., Carozza C.R. & Lasta C.A. 2003b. Distribution of whitemouth croaker Micropogonias furnieri in relation to environmental factors at the Río de la Plata estuary, South America. Marine Ecology Progress Series 255: 271-282.

Jaureguizar A.J, Menni R., Guerrero R. & Lasta C. en prensa. Environmental factors structuring fish communities of the Rio de la Plata estuary. Fisheries Research.

Jennings S. & Kaiser M.J. 1998. The effects of fishing on marine ecosystems. En: Blaxter J.H.S., Southward A.J. & Tyler P.A. (eds) Advances in Marine Biology Vol. 34. Academic Press Limited, 201-352 p.

Jennings S., Kaiser M.J. & Reynold J.D (eds) 2001. Fishing effects on populations and communities. En: Marine Fisheries Ecology. Blackwell Science Ltd, Londres, 239-257 p.

Jongman R.H.G., C.J.F. ter Braak & van Tongeren O.F.R. 1995. Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge University press, 299 p.

Joseph E.B. 1973. Analysis of a nursery ground. En: Pacheco A.L. (ed.) Proceeding of a workshop on egg, larval and juvenile of fish in the Atlantic Coast Estuaries, 118-121 p.

Kremen C. 1992. Assessing the indicators properties of species assemblages for natural areas monitoring. Ecological Applications 2(2): 203-217.

Lambshead P.J.D., Platt H.M. & Shaw K.M 1983. The detection of difference among assemblages of marine benthic species based on an assessment of dominance and diversity. Journal of Natural History 17: 859-874.

Lasta C.A. 1995. La Bahía Samborombón: zona de desove y cría de peces. Tesis Doctoral, Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina, 320 pp.

Lasta C.A. & Ciechomski J.D. 1988. Primeros resultados de los estudios sobre la distribución de huevos y larvas de peces en Bahía Samborombón en relación a temperatura y salinidad. Comisión Técnica Mixta del Frente 4: 133-141.

Lasta C.A., Bremec C. & Mianzan H. 1998. Áreas ícticas costeras en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya (ZCPAU) y en el litoral de la provincia de Buenos Aires.

En: Lasta C.A. (ed.) Resultados de una campaña de evaluación de recursos demersales costeros de la Provincia de Buenos Aires y litoral Uruguayo. Noviembre, 1994. INIDEP Informe Técnico 21: 91-101.

Lasta C.A, Carozza C.R., Ruarte C.O. & Jaureguizar A.J. 1999. Ordenamiento Pesquero en el Ecosistema Costero Bonaerense. Informe Técnico Interno INIDEP N° 25, 20 p.

Lasta C.A., Ruarte C.O. & Carozza C.R. 2001. Flota Costera Argentina: antecedentes y situación actual. En: Bertolotti M.I., Verazay G.A., Akselman R. (eds) El Mar Argentino y sus recursos pesqueros. Tomo 3: Evolución de la flota pesquera argentina, artes de pesca y dispositivos selectivos. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Mar del Plata, Argentina, 165 p.

Lessa R.P. & Vooren F.M. 1982. Elasmobranch life cycles and the human factor in the coastal waters of south Brazil. Atlantica 5 (2): 71.

Lima I.D., Garcia C.A. & Moller O. 1996. Ocean surface processes on the southern Brazilian shelf: Characterization and seasonal variability. Continental Shelf Research 16: 1307-1317.

Link J.S. 2002. What does ecosystem-based fisheries management mean?. Fisheries 24(4): 18-21.

Lonardi A.G. & Ewing M. 1971. Sediment transport distribution in the Argentine basin. 4. Bathymetry of the continental margin, Argentine basin and other related province. Canyons and sources of sediment. En: Ahrens, L. H., Press, F., Runcorn, S. & Urey H. (eds) Physics and chemistry of the Earth. Elmsford, Pergamon Press, New York, 8, 79-121 p.

Loneragan N.R., Potter I.C., Lenanton R.C.J. & Caputi N. 1987. Influence of environmental variables on the fish fauna of the deeper waters of a large Australian estuary. Marine Biology 94: 631-641.

Longhurst A. 1998. Ecological Geography of the sea. Academic Press, Boston, 398 p.

Longhurst A.R. & Pauly D. (1987). Ecological of tropical oceans. Academic Press, New York.

Lopez Cazorla A. 1985. Edad, crecimiento y comportamiento migratorios de *Brevoortia aurea* (Agassiz, 1829) (Osteichthyes, Clupeidae) de Bahía Blanca (Argentina). Investigación Pesquera 49 (2): 297-313.

López R.B. 1963. Problemas sobre la distribución geográfica de los peces marinos sudamericanos. Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales. "Bernardino Rivadavia" I (3): 109-135.

López R.B. 1964. Problemas de la distribución geográfica de los peces marinos sudamericanos. Boletín del Instituto de Biología Marina 7: 57-63.

Lucas A.J., Guerrero R.A., Mianzan H.W., Acha E.M. & C.A. Lasta enviado. Coastal oceanographic regimes of the Northern Argentine Continental Shelf (34 - 43°S). Continental Shelf Research.

Lucifora L.O. 2003. Ecología y conservación de los grandes tiburones costeros de bahia Anegada, Provincia de Buenos Aires, Argentina. Tesis Doctoral, Universidad Nacional de Mar del Plata, Argentina, 498 p.

Lusquiños A.J. & Valdéz, A.J. 1971. Aporte a los conocimientos de las masas de agua del Atlántico Sudoccidental. Servicio de Hidrografía Naval H-659, 48 p.

Mabragaña E., Lucifora L.O & Massa A.M. 2002. The reproductive ecology and abundance of *Sympterygia bonapartii* endemic to the south-west Atlantic. Journal of Fish Biology 60: 951-967.

Macchi G.J. & Acha E.M. 1998. Aspectos reproductivos de las principales especies de peces en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya y en El Rincón. Noviembre, 1994. En: Lasta C.A. (ed.) Resultados de una campaña de evaluación de recursos demersales costeros de la Provincia de Buenos Aires y litoral Uruguayo. Noviembre, 1994. INIDEP Informe Técnico 21: 67-89.

Macchi G.J. & Christiansen E.H. 1996. Análisis temporal del proceso de maduración y determinación de la incidencia de atresias en la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*). Frente Marítimo 11: 73-83.

Macchi G.J. 1998. Preliminary estimate of spawning frequency and batch fecundity of striped weakfish, *Cynoscion striatus*, in coastal waters off Buenos Aires province. Fishery Bulletin 96: 375-381.

Macchi G.J., Acha E.M. & Lasta C.A. 2002. Reproduction of black drum (*Pogonias cromis*) in the Río de la Plata estuary, Argentina. Fisheries Research 59: 83-92.

Maes J., Taillieu P.A., Van Damme P.A., Cottenie K. & Ollevier F. 1998. Seasonal patterns in the fish and crustacean community of a turbid Temperate Estuary (Zeeschelde Estuary, Belgium). Estuarine Coastal and Shelf Science 47: 143-151.

Magnussen E. 2002. Demersal fish assemblages of Faroe Bank: species composition, distribution, biomass spectrum and diversity. Marine Ecology Progress Series 238: 211-225.

Mahon R. & Smith R.W. 1989. Demersal fish assemblages on the Scotian Shelf, Northwest Atlantic: spatial distribution and persistence. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 46: 134-152.

Mahon R., Brown S.K., Zwanenburg K.C.T., Atkinson D.B., Buja K.R., Claflin L., Howell G. D., Monaco M.E., O'Boyle R.N. & Sinclair M. 1998. Assemblages and biogeography of demersal fishes of the east coast of North America. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 55: 1704-1738.

Marshall S. & Elliott M. 1998. Environmental influences on the fish assemblage of the Humbert Estuary, U.K. Estuarine Coastal and Shelf Science 46: 175-181.

Massa A. 1998. Estructura poblacional del gatuzo (*Mustelus schmitti*) en la costa bonaerense y uruguaya asociada a condiciones oceanográficas. Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional de Mar del Plata, Mar del Plata, Argentina, 58 p..

Massa A.M. & Hozbor N.M. 2003. Peces cartilaginosos de la plataforma Argentina: explotación, situación y necesidades para un manejo pesquero adecuado. Frente Marítimo 19 (Sec. B): 199-206.

Massa A.M., Lucifora L.O. & Hozbor N.M. en prensa. Condrictios de la región costera bonaerense y uruguaya. En: Sánchez R. & Bezzi S. (eds) El Mar Argentino y sus recursos pesqueros. Tomo IV: Biología y reproducción. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Mar del Plata, Argentina.

Massa A.M., Mabragaña E. & Lucifora L.O. 2001. Reproductive ecology of the rio skate, *Rioraja agassizi*, from northern Argentina. En: Adriana Santos-Martínez (ed) Resúmenes IX Congreso Latinoamericano sobre Ciencias del Mar (IX COLACAMAR), San Andres, Colombia. Uniblibos, Bogota, Colombia, 535 p.

McHugh J.L. 1966. Management of estuarine fisheries. En: Smith R.F., Swart A.H. & Neil W.H. (eds) A symposium on estuarine fisheries. American Fishery Society Special Publication 3: 133-154.

Meneses P. & Paesch L. 1999. Características de las especies obtenidas como captura incidental en las campañas de evaluación dirigida a merluza, corvina y pescadilla. En: Arena G. & Rey M. (eds.) Estudios realizados sobre los elasmobranquios dentro del Río de la Plata y la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya en el marco del "Plan de Investigación Pesquero". INAPE-PNUD URU/92/003, Montevideo, Uruguay, 4-12 p.

Menge B.A. & Olson A.M. (1990). Role of scale and environmental factors in regulations of community structure. Trends in Ecology and Evolutions 5: 52-57.

Menni R.C. 1981. Sobre la distribución de los peces marinos de la Argentina. En: Symposia VI Jornadas Argentinas de Zoología, La Plata, Argentina, 57-73 p.

Menni R.C. 1983. Los peces en el medio marino. Sigma, Buenos Aires, Argentina, 169 p.

Menni R.C. & Gostonyi A.E. 1982. Benthic and semidemersal fish associations in the argentine sea. Studies on Neotropical Fauna and Environment 17: 1-29.

Menni R.C. & López H.L. 1984. Distributional Patterns of Argentine Marine Fishes. Physis 42 (103): 71-85.

Menni R.C. & Stehmann M.F.W. 2000. Distribution, environment and biology of batoid fishes off Argentina, Uruguay and Brasil. A review. Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales, n. s. 2 (1): 69-109.

Menni R.C., Cousseau M.B. & Gosztonyi A.R. 1986. Sobre la biología de los tiburones costeros de la Provincia de Buenos Aires. Anales de la Sociedad Científica Argentina Tomo CCXIII 1986: 3-26.

Menni R.C., Ringuelet R.A. & Aramburu R.H. 1984. Peces marinos de la Argentina y Uruguay. Editorial Hemisferio Sur, Buenos Aires, Argentina, 359 p.

Mianzan H.W., Lasta C.A., Acha E.M., Guerrero R.A., Macchi G.J. & Bremec C. 2001. The Río de la Plata estuary, Argentina-Uruguay. En: Seeliger U., de Lacerda L.D. & Kjerfve B. (eds) Ecological Studies: Coastal Marine Ecosystems of Latin America. Springer-Verlag, Berlin, 186-204 p.

Miller J.M., Redd J.P. & Pietrafase L. 1984. Patterns mechanisms and approaches to the study of migrations of estuarine dependent fish larvae and juveniles. En: McCleave J.D., Arnold G.P., Dodson J. & Neil W. (eds) Mechanisms of migrations in Fish. Plenum Press, New York, 209-226 p.

Monaco M.E., Lowery T. A. & Emmet R. L. 1992. Assemblage of U.S. west coast estuaries based on the distribution of fishes. Journal of Biogeography 19: 251-267.

Nakata H. 1989. Transport and distribution of fish eggs and larvae in the vecinity of coastal fronts. Rapports et Process-Verbaux des Reunion Conseil International pour L'exploration de la Mer 191: 153-159.

Noss R.F. 1990. Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. Conservation Biology 4 (4): 355-364.

Ornellas A.B. & Coutinho R. 1998. Spatial and temporal patterns of distribution and abundance of a tropical fish assemblage in a seasonal Sargasum bed, Cabo Frio Island, Brazil. Journal of Fish Biology 53 (Suppl. A): 198-208.

Parker G., Paterlini M.C. & Violante R.A. 1997. El fondo Marino. En: Boschi E. (ed.) El Mar Argentino y sus Recursos Pesquero. Tomo I: Antecedentes históricos de las exploraciones en el mar y las características ambientales. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Mar del Plata, Argentina, 65-87 p.

Pereira C.S. 1989. Seasonal variability in the coastal circulation on the Brazilian continental shelf (29° S- 35 °S). Continental Shelf Research 9: 285-299.

Peterson, M.S. & Ross S.T. 1991. Dynamics of littoral fishes and decapods along a coastal river-estuarine gradient. Estuarine Coastal and Shelf Science 33: 467-483.

Pierce D.J. & Mahmoudi B. 2001. Nearshore fish assemblages along the central west coast of Florida. Bulletin of Marine Science 68(2): 243-270.

Piola A.R. & Rivas A.L. 1997. Corrientes en la plataforma continental. En: Boschi E. (ed.) El Mar Argentino y sus Recursos Pesquero. Tomo I: Antecedentes históricos de las exploraciones en el mar y las características ambientales. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Mar del Plata, Argentina, 119-132 p.

Piola R.A., Campos E.J.D., Möller Jr. O.O., Charo M. & Martinez C. 2000. Subtropical shelf front off eastern South America. Journal Geophysical Research 105(C3): 6565-6578.

Prenski B. & Sánchez F. 1988. Estudio preliminar sobre asociaciones ícticas en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya. Publicaciones de la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo 4: 75-87.

Rätz H,-J 1999. Structure and changes of the demersal fish assemblages off Greenland, 1982-96. NAFO Science Council Studies 32:1-15.

Rice J. 2000. Evaluating fishery impacts using metrics of community structure. ICES Journal of Marine Science 57: 682-688.

Rice J. 2003. Environmental health indicators. Ocean & Coastal Management 46:235-259.

Rico R. 2000. La salinidad y la distribución espacial de la ictiofauna en el estuario del Río de la Plata. Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional de Mar del Plata, Mar del Plata, Argentina, 76 p.

Ringuelet R.A. 1961. Rasgos fundamentales de la zoogeografía de la Argentina. Physis 22 (63):151-170.

Robertson A.W. & Mechosos C.R. Interannual and decadal cycles in River Flows of Southeastern South America. Journal of Climate 11: 2570-2581.

Rocha G.R.A.& Rossi-Wongtschowski C.L.D.B 1998. Demersal fish community on the inner shelf of Ubatuba, southeastern Brazil. Revista Brasilera de Oceanografía 46 (2): 93-109.

Rogers S.I, Clarke K.R. & Reynolds J.D. 1999. The taxonomic distinctness of coastal bottom-dwelling fish communities of the North-east Atlantic. Journal of Animal Ecology 68: 769-782.

Rossi-Wongtschowski C.L.D.B & Paes E.T. 1993. Padroes espaciais e temporais da comunidade de peixes demersais do litoral norte do Estado de Sao Paulo-Ubatuba, Brasil. Publicacao Especial do Instituto Ocenaográfico. Sao Paulo. 10: 169-188.

Ruarte C., Lasta C. & Carozza C. 2000a. Delimitación de un área de veda para protección de juveniles de pescadilla de red (*Cynoscion guatucupa*). En: Resumen de trabajos Decimoquinto simposio científico-tecnológico de la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo, Mar del Plata, Argentina, 14-15 p.

Ruarte C., Lasta C., Carroza C 2000b. Pescadilla de Red (*Cynoscion guatucupa*). En: Bezzi S., Akselman R. & Boschi E. (eds) Síntesis del estado de las pesquerías marítimas

argentinas y de la Cuenca del Plata, Años 1997-1998, con una actualización de 1999. Capitulo II: Recursos a recuperar. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero, Mar del Plata, Argentina, 65-74 p.

Sherman K. & Alexander L.M. (eds.) 1986. Variability and management of large marine ecosystems. AAAS Selected Symposium 99, Westview Press, Boulder , CO.

Sherman, K. & Skjoldal H.R. (eds) 2002. Large Marine Ecosystems of the North Atlantic: Changing States and Sustainability. Blackwell Science, New York, 449 p.

Sinclair, M. 1988. Marine populations: An essay on population regulation and speciation. Washington Sea Grant University of Washington Press, Seattle, 252 p.

Smale M.J., Roel B.A. Badenhorst A. & Field J.G. 1993. Analysis of the demersal community of fish and cephalopods on the Agulhas bank, South Africa. Journal of Fish Biology 43: 169-191

Stevens J.D., Bonfil R., Dulvy N.K. & Walker P.A. 2000. The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. ICES Journal of Marine Science 57: 476-494.

Sverlij S.B., Lopez H.L., Delfino Schenke R.L. & Espinach Ros A. 1998. Peces del Río Uruguay. Publicaciones de la Comisión Administradora del Río Uruguay, 30 p.

Thiel R., Sepulveda A., Kafemann R. & Nellen W. 1995. Environmental factors as forces structuring the fish community of the Elbe Estuary. . Journal of Fish Biology 46: 47-69.

Tyler A.V., Gabriel W.L. & Overholtz,W. J. 1982. Adaptative Management Based on Structure of Fish Assemblages of Northen Continental Shelves. En: M.C. Mercer

(ed.) Multispecies approaches to fisheries management advice. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 59: 146-156.

Urien C.M. 1967. Los sedimentos modernos del Río de la Plata Exterior. Boletín del Servicio de Hidrografía Naval 4 (2): 113-213.

Urien C.M. & Ewing M. 1974. Recents sediments and environments of Southern Brazil, Uruguay, Buenos Aires and Río Negro continental shelf. En: Burke C.A. & Drake C.L. (eds) The Geology of the Continental Margins. Springer Verlag, New York, 2nd., 155-199 p.

Villwock de Miranda L. & Vooren C.M. 2003. Captura e esforço da pesca de elasmobrânquios demersais no sul do Brasil. Nos anos de 1975 a 1997. Frente Marítimo 19: 217-231.

Wagner C.M. & Austin H.M. 1999. Correspondence between environmental gradients and summer littoral fish assemblages in low salinity reaches of the Chesapeake Bay, USA. Marine ecology Progress Series 177: 197-212.

Walker P.A. & Hislop J.R.G. 1998. Sensitive skates or resilient rays? Spatial and temporal shifts in rays species composition in the central and north-western North Sea between 1930 and the present day. ICES Journal of Marine Science 55:392-402

Wantiez L., Hamerlin-Vivien M. & Kulbicki M. 1996. Spatial and temporal variation in a soft-bottom fish assemblages in St Vincent Bay, New Caledonia. Marine Biology 125: 801-812.

Warwick R.M. 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. Marine Biology 92:557-562.

Warwick R.M., Pearson T.H. & Ruswahyuni 1987. Detection of pollution effects on marine macrobenthos: further evaluation of the species abundance/biomass method. Marine Biology 95: 193-200.

Whitfield A.K. 1999. Ichthyofaunal assemblages in estuaries: A South African case study. Reviews in Fish Biology and Fisheries 9: 151-186.

Zwanenburg K.C.T. 2000. The effects of fishing on demersal fish communities of Scotina Shelf. ICES Journal of Marine Science 57:503-509.

Zwanenburg K.C.T. & Jaureguizar A.J. enviado. Long-term structure and dynamics of demersal fish communities on the Scotian Shelf - Implications for ecosystem based management. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences.

Zwanenburg K.C.T., Bowen D., Bundy A., Drinkwater K., Frank K., O'Boyle R., Sameoto D. & Sinclair M. 2002. Decadal changes in the Scotian shelf large marine ecosystem. En: Sherman K. & Skjoldal H.R. (eds) Large Marine Ecosystem of North America, Changing states and sustainability. Elsevier Science B.V., 105-150 p.

Agradecimientos

Agradecimientos

A todos aquellos que de una u otra forma me brindaron su confianza y espero que esto les sirva como parte de mi agradecimiento por tanta confianza depositada.

En especial a mis directores, Dr. Carlos Lasta y Dr. Roberto Menni, que supieron ser cómplices y me apoyaron en todas las idas y vueltas en estos años. Al Dr. Carlos Lasta por brindarme su confianza, aliento incondicional, y por su lectura crítica. Al Dr. Roberto Menni por el apoyo y la lectura crítica durante todas las etapas del trabajo, y por confiar en las recomendaciones del Dr. Hermes Mianzan y la Dra. Claudia Bremec para que me guíe en este camino. A estos últimos, gracias por el apoyo en el inicio de este trabajo, y espero no haberlos defraudado a pesar de las muchas discusiones en el medio.

A Raúl Guerrero, Silvia Jáuregui, y flia, por su apoyo y estimulo brindado durante estos años en Mar del Plata. A Raúl que acompaño siempre mis intenciones, por su lectura crítica, y en especial por las largas charlas oceanográficas para que disimule mi ignorancia.

A Claudia Carozza por confiar y permitirme seguir en este tema dentro del marco del Proyecto Costero del INIDEP.

A Kees Zwanenburg, que me brindó su apoyo incondicional y su más sincera amistad, e intercambió puntos de vista que enriquecieron la interpretación de los resultados, y permitieron otros alcances.

A Carlos Bertello y Juan Bocanfuso por enseñarme el oficio arriba de los barcos, y por su apoyo para que pueda emprender el camino hacia el norte.

A Ana Navarro, por su apoyo cuando no salio la primera beca, y por seguir siendo cómplice de este "sátrapa pringlense" en la buenas y en las malas.

A mis compañeros y colegas Ana Massa, Natalia Hozbor, y Juan Waessle, que me brindaron todo su apoyo en momentos de turbulencia. A ellos, así como a Luis Lucífora y Jorge Colonello, quienes me brindaron información y puntos de vista que enriquecieron la interpretación de los resultados.

A mi gran amigo Jose Bava, con quien la venimos luchando juntos desde la facultad para seguir en esto que nos apasiona, y al cual le digo que no baje los brazos. Espero que este trabajo sirva para devolverle un poco de todas aquellas líneas que me motivaron para seguir adelante a la distancia.

A Patricia González, mi hermanita uruguaya, le debo mucho de lo que viví en el norte, que permitió darle un enfoque distinto al trabajo, y que junto a Justin, Ray, Dorothy, Emmanuel, Andy, y Brian me brindaron su apoyo y amistad incondicional.

Este trabajo fue financiado parcialmente por un subsidio de la SeCyT, y por haber sido beneficiado de una beca doctoral de CONICET. El INIDEP ha facilitado la información, y el equipamiento para su procesamiento. El Instituto Nacional del Agua, y la Autoridad Interjurisdiccional de Cuencas de los Rió Limay, Neuquén y Rió Negro han facilitado la información sobre caudales

A mis amigos, Alberto, Adrian, Ana, Cucho, Constanza, Chili, Fernando, Gaston, Guillermo, Juan, Leo, Marita, Pichi, Polilla, Rodrigo, Sofia, y Willy.

A mis padres, a mi hermana, y abuelos, que con su sacrificio de años me brindaron todo para desarrollarme en lo que me gusta, y espero que este trabajo refleje un poco del esfuerzo realizado por ellos durante años.