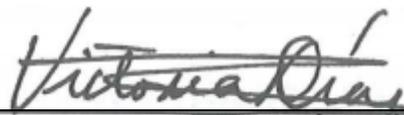


Tesis defendida por
Luis Enrique Ángeles González

y aprobada por el siguiente Comité

Dra. Ma. Elena Solana Arellano
Codirectora

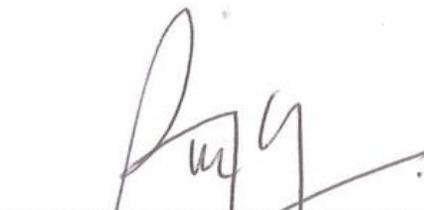
Dr. Jorge Adrián Rosales Casián
Codirector



Dr. Walter Daesslé Heuser
Miembro del Comité

Dra. Victoria María Díaz Castañeda
Miembro del Comité

M. en C. Olga Flores Uzeta
Miembro del Comité



Dr. Víctor Manuel Ortega Wong
Miembro del Comité

Dr. David Alberto Rivas Camargo
Coordinador del Posgrado en Ecología
Marina

Dr. Jesús Favela Vara
Director de Estudios de Posgrado

Noviembre, 2014

**CENTRO DE INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA Y DE EDUCACIÓN
SUPERIOR DE ENSENADA**



**PROGRAMA DE POSGRADO EN CIENCIAS
EN ECOLOGÍA MARINA**

**Caracterización del macrobentos en la franja costera de
Bahía de los Ángeles, Baja California mediante métodos
bayesianos**

Tesis

para cubrir parcialmente los requisitos necesarios para obtener el grado de
Maestro en ciencias

Presenta:

Luis Enrique Ángeles González

Ensenada, Baja California, México

Noviembre, 2014

Resumen de la tesis que presenta Luis Enrique Ángeles González como requisito parcial para la obtención del grado de Maestro en Ecología Marina.

Caracterización del macrobentos en la franja costera de Bahía de los Ángeles, Baja California mediante métodos bayesianos

Resumen elaborado por:

Luis Enrique Ángeles González

El macrobentos es un grupo faunístico el cual puede ser utilizado para biomonitoreo de los ecosistemas. No obstante a su utilidad, existe una falta de conocimiento de la composición taxonómica de este grupo en Bahía de los Ángeles. En el presente trabajo se evaluaron diferencias estacionales en verano (18 de septiembre del 2013) e invierno (6 de febrero del 2014) en las condiciones físicas de la bahía (temperatura, salinidad y oxígeno), sedimentológicas (materia orgánica y granulometría) y características comunitarias (abundancia, densidad, productividad secundaria y composición macrobéntica) en 6 estaciones de monitoreo en una isobata de 10-15 metros a lo largo de franja costera. Para caracterizar la fauna macrobéntica se utilizaron índices ecológicos y métodos estadísticos bayesianos y frecuentistas. Se observaron gradientes estacionales en la temperatura y salinidad para verano ($30.05 \pm .40$ °C, $32.14\% \pm 0.11$) e invierno (15.80 ± 0.67 °C, $34.71\% \pm 0.66$). Con respecto a las características sedimentológicas la franja se vió constituida por arenas; las concentraciones de materia orgánica se encontraron en concentraciones de 1 a 3% para ambos periodos estacionales sin diferencias estadísticas.

En la presente tesis se reportan 120 familias. Se observaron cambios estacionales en, equitatividad, abundancia, densidad y composición faunística. Se encontraron mayores valores equitatividad en verano que en invierno. De manera contraria la productividad secundaria fue inferior en verano (0.39 gC/m²) que en invierno (0.88 gC/m²). La fauna macrobéntica se encontró dominada por poliquetos (65% abundancia total, 73% en verano y 63% en invierno) compuestos principalmente por la familia Spionidae (40% de la abundancia de poliquetos, 23% en verano y 47% invierno). Otros grupos dominantes fueron los crustáceos conformados en su mayoría por la familia Phoxocephalidae (13% de abundancia total, 26% en verano y 6% en invierno) y Corophidae (26% de abundancia total, 36% en invierno), antozoarios por la familia Diadumenidae y foronídeos por la familia Phoronidae.

Se encontraron diferencias entre grupos formados por clústers mediante análisis frecuentistas ($p < 0.05$) y bayesianos (factor de Bayes > 3 o $< .3$). No obstante a lo anterior, los supuestos de los análisis bayesianos son más robustos que los de los análisis no paramétricos. En los grandes grupos faunísticos se encontraron mayores abundancias y densidades en invierno que en verano. Las diferencias observadas en abundancias y densidades se deben probablemente al estrés ocasionado por las condiciones físicas y comportamientos ecológicos. Se recomienda una expansión del muestreo a otras isobatas y la inclusión de otras estaciones.

Palabras clave: **Macrobentos, estadística frecuentista, estadística bayesiana, Bahía de los Ángeles**

Abstract of the thesis presented by Luis Enrique Ángeles González as a partial requirement to obtain the Master of Science degree in Marine Ecology

Characterization of macrobenthos in the coastal strip of Bahía de los Angeles, Baja California with bayesian methods

Abstract by:

Luis Enrique Ángeles González

The macrobenthos is a faunistic group which can be used for ecosystem biomonitoring. Even though its usefulness, there is a lack of knowledge of the taxonomic composition of this group in the protected natural area of Bahía de los Angeles. In the present study, we evaluated seasonal differences in summer and winter for community characteristics (abundance, density, high productivity and macrobenthic composition) and in 6 monitoring stations on a 10-15 m isobath along coastal. The physical conditions of the bay (temperature, salinity and oxygen), sedimentology (grain size and organic matter) were also estimated and compared in time and space. To characterize the macrobenthic fauna, ecological indices were used. Bayesian statistical methods and frequentist were also compared. 120 families are reported. Seasonal changes in evenness, secondary productivity, abundance, density, and faunal composition were observed. Higher values of evenness were found in summer in comparison with winter. Conversely secondary productivity was lower in summer (0.39 gC/m^2) than in winter (0.88 gC / m^2). The macrobenthic fauna was dominated by polychaetes (65% total abundance, 73% in summer and 63% in winter) mainly composed by de family Spionidae (40% abundance of polychaetes, 23% in summer and 47% winter). Other crustaceans were other dominant groups formed mostly by the family Phoxocephalidae (13% of total abundance, 26% in summer and 6% in winter) and Corophidae (26% of total abundance, 36% in winter), anthozoans by the family Diadumenidae and Phoronida by the family Phoronidae. We found higher abundances and densities in winter than in summer. This observed differences are probably due to stress caused by the physical conditions of the bay and ecological behaviors. Differences between groups formed by cluster analysis using frequentist ($p < 0.05$) and Bayesian analysis (Bayes factor > 3 or $< .3$) were showed. Nonetheless, the assumptions of the Bayesian analysis are more robust than those of non-parametric analysis. Seasonal gradients were observed in temperature and salinity for summer ($30.05 \pm 0.40 \text{ }^\circ\text{C}$, $32.14 \text{ }^\circ\text{‰} \pm 0.11$) and winter ($15.80 \pm 0.67 \text{ }^\circ\text{C}$, $34.71 \text{ }^\circ\text{‰} \pm 0.66$). The sedimentology characteristics of the coast consist in sands; concentrations of organic matter were found at intervals of 1-3% for both seasonal periods with no statistical differences.

Keywords: Macrobenthos, frequentist statistics, bayesian statistics, Bahía de los Angeles

Dedicatoria

A mi padre y madre por su apoyo incondicional durante el posgrado.

Agradecimientos

Agradezco al CONACYT quienes permitieron mediante su apoyo (beca) elaborar este posgrado y poder desempeñarme en este ambiente. A CICESE por darme la oportunidad de pertenecer al posgrado de Ecología Marina.

A un nivel más personal agradezco sinceramente a la Dra. Ma. Elena Solana Arellano por su paciencia (principalmente este punto), apoyo, disponibilidad y básicamente por ser una figura maternal en Ensenada, Baja California. Al Dr. Jorge Adrián Rosalés Casián por los comentarios del presente trabajo principalmente en redacción en la que soy muy malo y por los constantes chocolates regalados; me daba la energía para seguir redactando esta tesis en lo posible al menos.

A Olga Flores Uzeta por su apoyo total durante toda la realización de esta tesis y la identificación taxonómica de organismos junto con Maricarmen Necoche; pienso yo que merecen un título tanto o más que yo. Si en este mundo existiese justicia lo tendrían, pero no lo es, así que nimodos. A los doctores Luis Walter, Victoria Díaz y Victor Wong por sus invaluable comentarios para el mejoramiento de mi trabajo, independientemente de los comentarios, quisiera recalcar la gran disponibilidad que tuvieron hacia mi persona y responder mis dudas que fueron muchas, y probablemente seguirán así lo que dure mi vida. Se los agradezco mucho.

Reduciendo el estatus social de a quienes estoy agradeciendo pues me enfocó en el laboratorio de matemáticas de ecología marina. A Edgar Josymar Torrejón Magallanes un buen amigo de Perú, aparentemente la gente creía que nos peliaríamos. A Juan Manuel Galaviz por las cervezas pues Edgar no es fiestero y a quien prácticamente se encuentra adoptada por nuestro laboratorio su novia Luz Martínez porque se encuentra siempre cheleando con dicha persona. A Abilene Gizeh Colín por ser el toque femenino que le faltaba al laboratorio de matemáticas.

Al posgrado de ecología marina quienes sus nombres copiaré y pegaré del grupo de buena vibra del Facebook: Laura Galván, Rubén Rodríguez, Masao Fajardo, Cecilia Mozqueda, Rafa Ramírez, Aideé Egremy, Fernanda Urrutia, Víctor García, Gerardo Quintanilla, Andrea Glockner, las Karen, Elena Nalesso, Ofir Molina, Liliana Espinoda etc. A gente que labora CICESE como la señorita Sandra quién me abrió infinidad de veces el laboratorio. A la gente que conocí fuera del posgrado que son prácticamente inexistentes pero podría mencionar a la ornitóloga Adriana que aunque quería sacarla a pasear ella, era la que a mí me sacaba por que tiene coche y yo no. En fin, muchísima gente más que agradecer, muchas cosas más que decir, muchos sentimientos invade al terminar este trabajo pero ninguno más bello que darle punto final por que debo imprimirlo a más tardar el día de hoy dentro de 2 horas y se me oscurece.

Tabla de contenido

	Página
Resumen español	i
Resumen inglés	ii
Dedicatorias	iii
Agradecimientos	iv
Lista de Figuras	viii
Lista de Tablas	xiii
1. Introducción	1
1.1 Ecología del macrobentos.....	1
1.2 Análisis bayesianos y frecuencistas.....	3
1.3 Antecedentes.....	5
1.4 Justificación, Objetivos e hipótesis.....	8
1.4.1 Justificación.....	8
1.4.2 Objetivos.....	9
1.4.3 Hipótesis.....	9
1.5 Área de estudio.....	10
1.6 Características físicas e hidrografía.....	11
2. Metodología	12
2.1 Trabajo de campo	12
2.2 Identificación taxonómica.....	13
2.3 Software.....	13
2.4 Análisis estadísticos.....	14
2.5 Granulometría y materia orgánica.....	14
2.6 Parámetros físicos.....	16

Tabla de contenido (continuación)

2.7 Descripción de las comunidades ecológicas.....	16
2.8 Producción secundaria.....	19
3. Resultados	21
3.1 Propiedades físicas.....	21
3.2 Granulometría.....	26
3.3 Materia orgánica.....	27
3.4 Fauna macrobéntica.....	31
3.5 Resultados poliquetos.....	34
3.6 Resultados moluscos.....	58
3.7 Resultados crustáceos.....	67
3.8 Resultados antozoarios.....	82
3.9 Resultados foronídeos.....	88
3.10 Resultados de grupos misceláneos.....	93
4. Discusión	96
4.1 Variables físicas.....	97
4.2 Temperatura.....	97
4.3 Salinidad.....	98
4.4 Distribución de tamaño de grano del sedimento.....	100
4.5 Materia orgánica.....	102
4.4 Poliquetos.....	103
4.5 Moluscos.....	108
4.6 Crustáceos.....	109
4.7 Antozoarios.....	114
4.8 Foronídeos.....	117
4.12 Métodos estadísticos.....	118

Tabla de contenido (continuación)

5. Conclusiones.....	120
Lista de referencias.....	122
Anexos.....	136
Listado taxonómico	136
Tablas.....	140
Scripts en R.....	152

Lista de Figuras

Figura		Página
1	Mapa de BLA. Modificado de Hernández-Nava (2001).....	10
2	Promedio de temperatura superficial en BLA en el periodo 16 de junio del 2002-10 de junio del 2003. Figura basada en el trabajo de Blanco-Betancourt <i>et al.</i> (2004).....	11
3	Mapa de BLA con las estaciones de monitoreo durante el periodo de estudio. Mapa obtenido mediante google earth.....	13
4	Temperatura en BLA por estación de monitoreo y periodo de muestreo.....	21
5	Clúster para estaciones de monitoreo con respecto a la temperatura y periodo de muestreo en BLA (grupo 1 azul, grupo 2 rojo).....	22
6	Distribución a posteriori de la media poblacional de la diferencia de medias de temperatura y los promedios de temperatura de los dos grupos.....	22
7	Salinidad en BLA por estación de monitoreo y periodo de muestreo.....	23
8	Clúster para estaciones de monitoreo con respecto a la salinidad y periodo de muestreo en BLA (grupo 1 azul, grupo 2 rojo).....	23
9	Distribución a posteriori de la diferencia de medias de salinidad y los promedios de los dos grupos.....	24
10	Oxígeno disuelto por estación de monitoreo.....	25
11	Clúster para estaciones de monitoreo con respecto al oxígeno disuelto y periodo de muestreo en BLA (grupo 1 azul, grupo 2 rojo).....	25
12	Distribución a posteriori de la diferencia de medias de oxígeno disuelto y los promedios de los dos grupos para el periodo de invierno.....	26

Lista de figuras (continuación)

13	Concentración de materia orgánica (% MO) en partículas de arena durante verano (a) e invierno (b).....	28
14	Agrupaciones clúster para distintos tamaños de partícula de MO, (<250µm, >250µm y completa) para las estaciones de monitoreo y periodo verano (a) e invierno (b) y periodos combinados (c) (grupo 1 azul, grupo 2 rojo, grupo 3 verde).....	30
15	Abundancia (%) de fauna macrobéntica por grandes grupos durante verano (a), durante invierno (b), y para ambos periodos combinados (c).....	32
16	Productividad secundaria para organismos macrobénticos en BLA de acuerdo a lo establecido por Brey (1990) durante verano e invierno.....	32
17	Valores de índice de diversidad por estación de monitoreo para los periodos de verano e invierno.....	33
18	Valores de índice de equitatividad por estación de monitoreo para los periodos de verano e invierno.....	33
19	Distribución de abundancia (N. individuos) de poliquetos por estación de monitoreo para los periodos de verano e invierno.....	34
20	Abundancia (N.individuos) de familias de poliquetos por estación de monitoreo durante verano.....	37
21	Abundancia (N.individuos) de familias de poliquetos por estación de monitoreo durante invierno.....	40
22	Abundancia (%) de poliquetos por familia durante verano (a), durante invierno (b), y para ambos periodos combinados (c)...	41
23	Promedio de densidad (ind/m ²) por estación de monitoreo durante el periodo verano (a) e invierno (b). Las barras representan la desviación estándar.....	47
24	Clúster para la densidad (ind/m ²) de poliquetos por estación de monitoreo y para el periodo verano e invierno (grupo 1 azul, grupo 2 rojo).....	48

Lista de figuras (continuación)

25	Productividad secundaria para poliquetos en BLA de acuerdo a lo establecido por Brey (1990) durante verano e invierno.....	48
26	Representación del modelo ANOVA entre los distintos factores (Estación,Periodo,Estación+Periodo,Estación + Periodo + Estación:Periodo) para poliquetos.....	49
27	Distribucion a posteriori de poliquetos del modelo para el factor Periodo.....	49
28	ACP para las estaciones de poliquetos en BLA para las estaciones de monitoreo y periodo de muestro de verano e invierno.....	50
29	MDS con distancia euclidiana para familias de poliquetos durante los periodos de muestreo de verano (septiembre) e invierno (febrero).....	51
30	Regresión bayesiana de la relación densidad-temperatura y densidad-salinidad de poliquetos (a), Spionidae (b) y Goniadidae (c) con los datos de ambos periodos de muestreo.....	55
31	Clúster con distancia bray-curtis de poliquetos por estación de monitoreo para el periodo de verano (a), invierno (b) y ambos periodos combinados (c) (grupo 1 azul, grupo 2 rojo, grupo 3 verde, grupo 4 amarillo).....	58
32	Distribución de abundancia (N. individuos) de moluscos por estación de monitoreo para los periodos de verano e invierno..	59
33	Abundancia (N.individuos) de familias de moluscos por estación de monitoreo durante verano.....	63
34	Abundancia (N.individuos) de familias de moluscos por estación de monitoreo durante invierno.....	66

Lista de figuras (continuación)

35	Abundancia (%) de moluscos por familia durante verano (a), durante invierno (b), y para ambos periodos combinados (c).....	67
36	Distribución de abundancia (N. individuos) de crustáceos por estación de monitoreo para los periodos de verano e invierno..	68
37	Abundancia (N. individuos) de familias de crustáceos por estación de monitoreo durante verano.....	71
38	Abundancia (N. individuos) de familias de crustáceos por estación de monitoreo durante invierno.....	73
39	Abundancia (%) de crustáceos por familia durante verano (a), durante invierno (b), y para ambos periodos combinados (c)..	74
40	Promedio de densidad (ind/m ²) de crustáceos por estación de monitoreo durante el periodo verano (a) e invierno (b). Las barras representan la desviación estándar	75
41	Clúster para la densidad (ind/m ²) de crustáceos por estación de monitoreo y para el periodo verano e invierno (grupo 1 azul, grupo 2 rojo, grupo 3 verde).....	75
42	Productividad secundaria para crustáceos de acuerdo a lo establecido por Brey (1990) para durante verano e invierno....	76
43	Representación del modelo ANOVA entre los distintos factores (Estación, Periodo, Estación+Periodo, Estación+Periodo+Estación: Periodo) para crustáceos.....	77
44	Distribucion a posteriori de crustáceos del modelo para el factor Estación+Periodo+Estación:Periodo.....	79
45	MDS con distancia euclidiana para familias de crustáceos durante los periodos de muestreo de verano (septiembre) e invierno (invierno).....	81
46	Distribución de abundancia (N.individuos) de antozoarios por estación de monitoreo para los periodos de verano e invierno.....	83

Lista de figuras (continuación)

47	Promedio de densidad (ind/m ²) de antozoarios por estación de monitoreo durante el periodo verano (a) e invierno (b). Las barras representan la desviación estándar	83
48	Clúster para la densidad (ind/m ²) de antozoarios por estación de monitoreo y para el periodo verano e invierno.....	84
49	Productividad secundaria para antozoarios de acuerdo a lo establecido por Brey (1990) durante el verano e invierno.....	85
50	Representación del modelo ANOVA entre los distintos factores (Estación, Periodo, Estación+Periodo, Estación+Periodo + Estación:Periodo) para antozoarios.....	85
51	Distribución a posteriori de antozoarios del modelo para el factor Estación+Periodo+Estación:Periodo	87
52	Distribución de abundancia (N. individuos) de foronídeos por estación de monitoreo para los periodos de verano e invierno.....	88
53	Promedio de densidad (ind/m ²) de foronídeos por estación de monitoreo durante el periodo verano (a) e invierno (b). Las barras representan la desviación estándar (DE).....	89
54	Clúster para la densidad (ind/m ²) de foronídeos por estación de monitoreo y para el periodo verano e invierno.....	89
55	Representación del modelo ANOVA entre los distintos factores (Estación,Periodo,Estación+Periodo,Estación+Periodo+Estación:Periodo) para foronídeos.....	90
56	Distribucion a posteriori de foronídeos del modelo para el factor Estación+Periodo+Estación:Periodo.....	92
57	Distribución de abundancia (N. individuos) de cefalocordados (a), nemátodos (b), nemertinos (c), sipuncúlidos (d) y ofiúridos (e) por estación de monitoreo para los periodos de verano e invierno.....	94
58	Productividad secundaria de cefalocordados (a), nemertinos (b), sipuncúlidos (c) ofiúridos (d) acuerdo a la metodología de Brey (1990) durante el verano e invierno	95

Lista de tablas

Tabla		Página
1	Interpretación del factor de Bayes de acuerdo a Jeffrey (1961).....	5
2	Clasificación granulométrica en las estaciones de monitoreo de BLA para los periodos de muestreo de verano e invierno	26
3	Concentraciones de materia orgánica (% MO) en las zonas de BLA y durante las estaciones de verano e invierno.....	29
4	Resultados de los análisis frecuentistas y bayesianos para materia orgánica de las agrupaciones por periodo de muestreo (verano, invierno y verano-invierno).....	31
5	Frecuencia de ocurrencia (%FO) e índice de valor biológico (IVB) de familias de poliquetos durante el periodo de verano e invierno.....	43
6	Frecuencia de ocurrencia (%FO) e índice de valor biológico (IVB) de las familias de poliquetos durante los periodos combinados de verano e invierno.....	45
7	Valores de intercepto, pendiente e intervalos de credibilidad para poliquetos (a), Spionidae (b) y Goniadidae (c) con respecto a la temperatura y salinidad.....	56
8	Resultados de los análisis frecuentistas para la relación densidad-granulometría en poliquetos en el periodo verano.....	57
9	Resultados de los análisis frecuentistas(a) y bayesianos (b) para la relación densidad y estación-periodo de monitoreo de crustáceos.....	76
10	Resultados de los análisis bayesianos para la relación densidad-granulometría en crustáceos en el periodo verano.....	82
11	Resultados de los análisis frecuentistas(a) y bayesianos (b) para la relación densidad y estación-periodo de monitoreo de antozoarios.....	84

Lista de tablas (continuación)

12	Resultados de los análisis frecuencistas(a) y bayesianos (b) para la relación densidad y estación-periodo de monitoreo de foronídeos.....	90
13	Abundancia de familias de ofiúridos por estación de monitoreo y periodo de muestreo.....	95

1. Introducción

1.1 Ecología del macrobentos

La fauna macrobéntica es un grupo heterogéneo de organismos asociados al fondo marino y representan un enlace en el flujo de energía en la cadena trófica pues su papel funcional reside en la transferencia de energía entre los productores primarios y consumidores secundarios al formar parte esencial de esta (Jean y Fruguet, 1994; Edgar y Shaw, 1995). Estos organismos también proveen servicios ecosistémicos a través de la biodepositación (Graf y Rosenberg, 1997), bioturbación y bioirrigación modificando la geoquímica y la estructura de las propias comunidades (Gage y Tyler, 1991; Aller, 1994; Boudreau, 1994; Graf y Rosenberg, 1997; Paarlberg *et al.* 2005; Díaz-Castañeda y Reish, 2009).

En la biodepositación la fauna suspensívora se alimenta de partículas en la columna de agua. Eventualmente las partículas son depositadas como heces sobre o dentro del sedimento (Graf y Rosenberg, 1997; Díaz-Castañeda y Reish, 2009). Mediante la bioturbación los organismos se encargan de redistribuir la materia orgánica (MO) presente en las capas superiores del sedimento las cuales son movidas constantemente por corrientes o procesos de suspensión, y que a su vez capturan MO (Díaz-Castañeda y Reish, 2009). Para mantener un metabolismo aeróbico los organismos ventilan sus madrigueras con agua rica en oxígeno, esto es conocido como bioirrigación. Debido a que esta es realizada de manera intermitente se crean oscilaciones del potencial redox en los sedimentos adyacentes (Aller, 1994). Esto genera periodos oxigenados e hipóxicos. La sucesión de estas condiciones favorecen la mineralización de distintos tipos de MO y se reduce su acumulación (Aller, 1994) permitiendo una colonización de especies menos tolerantes a condiciones hipóxicas hasta que eventualmente se estabiliza la comunidad (Nilsson y Rosenberg, 2000).

Numerosas investigaciones se han enfocado en los factores que estructuran las poblaciones bénticas (Feller *et al.* 1992; Rosenberg *et al.* 2004; Nicolaidou *et al.* 2006). La diversidad, la abundancia, biomasa, productividad secundaria y la variación espacio-

temporal macrobéntica está determinada por factores físicos (temperatura, salinidad y oxígeno), características sedimentológicas (granulometría y MO) y a la presencia o ausencia de vegetación (Buchanan, 1984; Snelgrove y Butman, 1994; Knox, 2001; Herman *et al.* 2001; Norkko *et al.* 2001; Defeo *et al.* 2006). Ha sido descrito que dentro de esta fauna macrobéntica los grupos dominantes tienden a ser los crustáceos, moluscos y poliquetos (Sourie, 1957; Pichon, 1967; Dexter, 1969; McLachlan, 1983), sin embargo, la cantidad de especies presentes tienden a ser bajas y altamente especializadas a su ambiente (Defeo y McLachlan, 2005). Los procesos que provocan estas variaciones son estudios necesarios de cualquier ecosistema (Scheiner y Willing, 2008) por lo tanto son importantes estudiarlos tanto de manera particular como sus relaciones en conjunto:

Temperatura. La temperatura afecta la gametogénesis (meiosis) y reproducción (Olive y Garwood, 1981; Olive, 1984), ocasiona cambios estacionales de abundancia y biomasa relacionados principalmente con eventos de reclutamiento y aumentos de mortalidad (Beukema *et al.* 2000; Ducrotoy e Ibañez, 2002; Salen-Picard y Arlhac, 2002)

Granulometría. El tamaño de partículas que componen el sedimento es muy importante para la mayoría de organismos bénticos ya que habitan sobre o dentro de este y sus estrategias de alimentación se encuentran adaptadas de acuerdo a esta característica (McLachlan *et al.* 1995). La distribución del tamaño de partículas se encuentra relacionada con la velocidad de la corriente (Buchanan, 1984; Snelgrove y Butman, 1994), debido a que el flujo de agua incrementa el tamaño de partícula del sustrato (Armenteros *et al.* 2003), esto a su vez puede reflejarse en una variación espacial y temporal (Desroy *et al.* 2007).

Materia orgánica y oxígeno. Fabiano *et al.* (1995) señalan que la cantidad y calidad de MO afecta la función de los organismos del macrobentos, su metabolismo y la estructura de las comunidades. Una adición de MO por aporte terrestre o marino (Mudryk, 2004) o vegetación (Kneib *et al.* 1980) modifica la densidad y biomasa de las especies en las comunidades macrobénticas (Dye, 1981; Rodil *et al.* 2008). Si la adición es moderada esta es considerada como un factor positivo (Gray, 1992) debido a una mayor cantidad de alimento disponible (Bachelet *et al.* 2000). Sin embargo si la adición de MO es muy alta provoca una eutroficación provocando un cambio adverso en las condiciones

ambientales lo que ocasiona el aumento en la abundancia de especies tolerantes y la disminución de aquellas sensibles a esta modificación (Pearson y Rosenberg, 1978; Reise *et al.* 1989; Gray, 1992; Heip, 1995). Esto sucede por la reducción de las concentraciones de oxígeno y la liberación de ácido sulfhídrico. Especies poco tolerantes a condiciones hipóxicas sufren una mortalidad masiva y aumenta las densidades de especies más tolerantes (Amanieu *et al.* 1975; Rosenberg y Loo, 1988; Baden *et al.* 1990; Olive y Cadnam, 1990; Desprez *et al.* 1992; Fallesen, 1992; Peterson *et al.* 1994; Rybarczyk *et al.* 1996).

1.2 Análisis bayesianos y frecuentistas

La forma en que relacionemos las variaciones espacio-temporales se encuentran basadas en nuestra pregunta de interés. Para esto debemos seleccionar los métodos estadísticos relevantes a este objetivo de acuerdo a los datos disponibles. Obtener conclusiones generales a partir de datos es la base de toda la investigación científica. Sin embargo, los datos contienen incertidumbres provenientes de los elementos medidos o la variabilidad del proceso de medición.

Una aproximación estadística que cada vez más investigadores utilizan es la estadística Bayesiana la cual ha ganado apoyo desde la publicación de Dixon y Ellison (1996) y ha sido cada vez más utilizada para la toma de decisiones relacionadas con cuestiones ecológicas, aunque se considera que en general sigue siendo rara vez utilizada (Ellison, 2004).

Esta estadística se basa en el teorema de Bayes descrito por Thomas Bayes y publicado post mortem por Richard Price en *Philosophical Transactions of the Royal Society* en 1763. De Finetti, Jeffreys, Savage, Lindley desarrollaron la estadística bayesiana moderna a mediados del siglo XX (Bolstad, 2007) basándose en el teorema de Bayes el cual se sustenta en la probabilidad condicional y está definido por la siguiente ecuación:

$$P(\theta|x) = \frac{P(x|\theta)P(\theta)}{P(x)} \quad (1)$$

Donde $P(\theta|x)$ es la distribución de probabilidad a posteriori del parámetro o los parámetros estudiados dado nuestro conjunto de datos. El término $P(x|\theta)$ es la verosimilitud de Fisher (Reckhow, 1990; Box y Tiao, 2011) considerado como el valor de plausibilidad o credibilidad de los valores observados. Esta expresa la posibilidad de obtener los diferentes valores de los parámetros medidos cuando tenemos una o más observaciones de nuestros datos. $P(\theta)$ es la probabilidad a priori. Según Cox y Hinkley (1979) la probabilidad a priori puede ser representada mediante tres valores: un valor que represente el conocimiento existente sobre el objeto de estudio, un valor subjetivo de acuerdo a las creencias del investigador o un valor fijo establecido dado el desconocimiento del parámetro medido. $P(x)$ es una constante normalizadora.

La estadística bayesiana posee varias características que la diferencian de la estadística frecuentista o inferencial (Ellison, 1996; Ellison, 2004 y Bolstad, 2007). En la estadística frecuentista o inferencial los parámetros poblacionales son constantes pero desconocidos. Las pruebas se realizan generalmente con una muestra aleatoria de tamaño n pero la interpretación es sobre todas las posibles muestras de tamaño n que pudieron haber sucedido pero que no sucedieron. Establecer un parámetro fijo es complicado pues dentro los ecosistemas la replicación de los resultados no es por lo general posible debido a que la respuesta a un tratamiento difiere (Hurlbert, 1984; Ellison, 1996). En la estadística bayesiana consideramos el parámetro aleatorio puesto que son inciertos los valores de estos. Permitir que el parámetro sean una variable aleatoria permite realizar declaraciones sobre probabilidad (Bolstad, 2007). Estas afirmaciones sobre los parámetros son interpretados como “grados de credibilidad o verosimilitud”.

Las probabilidades son siempre interpretadas como frecuencias relativas de muestras “grandes”. En la estadística frecuentista se analiza la hipótesis nula H_0 para aceptarla, es decir que $\mu = \mu_0$ o rechazarla y aceptar la hipótesis alternativa H_a , lo que se interpreta como $\mu \neq \mu_0$, todo esto a un nivel α de significancia. Sin embargo según Ellison (1996) realizar un experimento un número infinito de veces asegura que provocaríamos errores tipo I. Tampoco considera la variabilidad innata de los datos a diferencia de la estadística bayesiana.

Además, dado las características iterativas de la estadística bayesiana la información posteriori puede ser utilizada como información a priori en estudios posteriores. La

metodología bayesiana lidia con valores extremos pues son marginalizados de la distribución posterior conjunta a diferencia de la estadística frecuentista donde sesgaría los análisis. También nos permite realizar predicciones de distribuciones futuras a diferencia de la estadística frecuentista y lidiar con la incertidumbre de los datos (Bolstad, 2007).

La estadística Bayesiana nos permite realizar análisis de varianza (ANOVA). Los ANOVA y pruebas t Bayesianos son interpretadas mediante el factor de Bayes (FB). Con el FB comparamos una hipótesis nula contra una hipótesis alternativa y mediante esta calculamos la verosimilitud para cada una de nuestras hipótesis. Por lo tanto podemos considerar este FB como un radio de verosimilitud donde las hipótesis son contrastadas (Diesnes, 2011):

$$FB = \frac{P(\text{Hipotesis 1})}{P(\text{Hipotesis 2})} \quad (2)$$

La interpretación del FB fue establecido por Jeffrey (1961). La interpretación sugerida es mostrada en la tabla 1.

Tabla 1. Interpretación del factor de Bayes de acuerdo a Jeffrey (1961).

Intervalo de valores	Significado del FB
1.00-3.00 o 1.00-0.30	Evidencia escasa
3.00 o 10.00 o 0.30-0.10	Evidencia sustancial
10.00-30.00 o 0.10-0.03	Evidencia fuerte
30.00-100.00 o 0.03-0.01	Evidencia muy fuerte
>100.00 o <0.01	Evidencia decisiva

1.3 Antecedentes

En Bahía de los Ángeles (BLA) pocos grupos faunísticos bénticos han sido estudiados. Los estudios realizados en los años 60 iniciaron con monitoreos por la fundación Beaudette y el Instituto de Oceanografía Scripps, los muestreos fueron realizados en abril de 1962 y octubre de 1963 en la zona centro-sur de BLA, con el objetivo de comparar

una bahía considerada “prístina” con las costas de California, Estados Unidos (Barnard y Grady, 1968).

Para los poliquetos, Reish (1968) reportó 112 especies de las cuales solo 22 habían sido reportadas en el Golfo de California. Reish (1968) reportó altas abundancias de poliquetos en abril de 1962 (39,470 individuos) mientras que en octubre de 1963 su abundancia se redujo (7,100 individuos). También describió seis nuevas especies en BLA: *Microphthalmus riojai*, *Aricidea rosea*, *Prionospio longibranchiata*, *Pectinaria bartmanae*, *Eucbone barnardi* y *Encone cortezi*. El autor agrupó a los poliquetos de acuerdo a sus preferencias de sustrato y notó que las especies más comunes de poliquetos ocurren cerca de los sedimentos arenosos, así mismo, menciona que en abril de 1962 cinco especies fueron dominantes mientras que en octubre de 1963 nueve especies fueron dominantes. La clasificación de las especies más comunes por afinidad de sustrato fue la siguiente:

Abril 1962: Sustrato arenoso: *Capitata ambiseta*, *Chaetozone corona*, *Praxillella affinis pacifica*, *Haploscoloplos elongatus*, *Spiopbanes bombyx*. Arenas limosas: *C. ambiseta*, *H. elongatus*, *Aricidea rosea* y *Tharyx parvus*. Arenas limosas y limos: *A. rosca*, *C. ambiseta*. Limos: *Prionospio cirrifera*, *A. rosea* y *C. ambiseta*.

Octubre 1963: Sustrato arenoso: *Prionospio pinnata*, *Armandia bioculata*, *Glycera tesseleta*. Arenas limosas: *P. pinnata*, *Magelona californica*, *Prionospio cirrifera*, *Tharyx parvus*. Limos arenosos: *Aglaopbamus dicirris*, *Onuphis zebra*, *P. cirrifera*. Limos: *O. zebra*, *Cossura candida*.

En el caso de los anfípodos Barnard (1969) menciona que la fauna es pobre en riqueza y abundancia en comparación con el sur de California. Las abundancias más altas de anfípodos ocurrieron a profundidades de 2 a 6 m (4,569 individuos/m²), mientras que en profundidades de entre 7 y 46 m la abundancia disminuyó considerablemente entre 75 a 208 individuos/m². Las regiones con profundidades entre 2-8 m de fondos arenosos estaban dominados por *Erichthonius braisiliensis* y *Podocerus fulanus*; en profundidades de 7 a 36 m en arena fina dominaron *Ampelisca cristata*, *A. compressa* y *Platyschnopus metagracilis*; en profundidades de 36 a 46 m con fondos de fango marrón dominaron

Heterophoxus oculatus, *Ampelisca cristata* y *A. compressa*. Este autor notó una alta reducción de las abundancias y densidades de anfípodos en octubre con respecto a abril.

Donath-Hernández (1987; 1988 y 1993) identificó once especies de cumáceos y expandió la distribución de *Cyclaspis nubila*, *Oxyurostylis pacifica*, *O. tertia* y *Campylaspis rubromaculata*; también describió tres nuevas especies: *Diastylis calderoni*, *Cyclaspis concepcionensis* y *Cyclaspis bituberculata* y estableció que la distribución se encontraba relacionada con los tamaños de las partículas del sedimento de la zona debido a los hábitos alimenticios y mecanismos de respiración. Donath-Hernández (1993) establece que existe una reducción de abundancia de cumáceos del 89% en el monitoreo de octubre de 1963.

Los moluscos recolectados durante abril de 1962 y octubre de 1963 analizados por Coan (1968) presentaron una abundancia menor en octubre (1,832 individuos) que abril (4,060 individuos), a su vez indicó que la abundancia y riqueza de especies disminuyó con la profundidad. Las especies dominantes descritas por Coan (1968) fueron *Tellina arenica* (95.5 ind/m²), *Cadulus panamensis* (65 ind/m²) y *Nuculata acrita* (63.2 ind/m²). Otras especies dominantes reportadas fueron *Acteocina carinata* (40.5 ind/m²), *Nassarius tiarula* (26.4 ind/m²) y *Diplodonta sericata* (20.6 ind/m²). El autor menciona que James Rohlf realizó un estudio computacional en donde la fauna de la bahía se consideraba una sola comunidad con la excepción de la fauna somera de octubre de 1963 (Coan, 1968). Un estudio posterior por Johnston y Villalba-Atondo (1992) establecieron que *Pecten vogdesi*, *Dosinia ponderosa*, *Argopecten circularis* y *Chione fluctifraga* presentaron densidades de 16.25 individuos por cuatro litros de sedimentos presentando tallas máximas de 52 mm a 18 m de profundidad y concentraciones de MO de 3.94%.

Para explicar la razón de la disminución de organismos bentónicos notadas en BLA tres hipótesis han sido propuestas. Reish (1968) y Barnard (1969) proponen que la disminución de abundancia de poliquetos y anfípodos podría estar asociada a las elevadas temperaturas presentes en octubre (25 °C) comparadas con abril (18 °C). Reish (1968) y Barnard y Grady (1968) menciona que la disminución en abundancias y densidades puede deberse a las mareas rojas observadas en marzo de 1961, abril de 1962 y abril de 1963, estas disminuirán el oxígeno y provocarían un impacto en el bentos. Coan (1968) estableció una tercera hipótesis para explicar la reducción de los moluscos,

el propone que las tendencias notadas en BLA podrían estar asociada a la depredación de peces de fondo durante ciertas estaciones. Yee (2009) demostró en BLA que la reproducción del bivalvo *Nodipecten subnodosus* es afectada por altas temperaturas (30°C), debido a que provoca un proceso de reabsorción histológico en las gónadas; por lo tanto ya existen antecedentes de que las condiciones físicas provocan estrés fisiológico en la fauna macrobéntica.

1.4 Justificación, Objetivos e hipótesis

1.4.1. Justificación

Mediante el biomonitoreo es posible evaluar los impactos realizados por actividades humanas (Díaz-Castañeda y Reish, 2009). La utilización de organismos bentónicos como bioindicadores permite detectar el estrés del ecosistema debido a que no presentan altas tasas de movilidad y no pueden alejarse de las zonas de impacto (Díaz-Castañeda y Reish, 2009). Sin embargo, el análisis taxonómico de organismos bentónicos requiere un gran conocimiento y familiaridad de la fauna local (Vanderklift, 1996; De Biasi *et al.* 2003) por lo tanto ha sido propuesto trabajar al nivel taxonómico de familias (Baldó *et al.* 1999) debido a que no existe una pérdida de información sustancial (De Biasi *et al.* 2003) y permite realizar una evaluación de los ecosistemas más rápidos y menos costosos (Baldó *et al.* 1999).

En BLA, a pesar de la utilidad del biomonitoreo del macrobentos, no existe un conocimiento actualizado de la estructura de esta comunidad, pues los trabajos más completos publicados datan de hace más de 20 años (Reish 1968; Barnard 1969; Coan, 1968; Donath-Hernández, 1987; 1988 y 1993). La utilización de estadística bayesiana para caracterizar la estructura de las comunidades macrobénticas permitiría generar una línea base para evaluar los posibles impactos. Las características iterativas de la estadística bayesiana en donde un conjunto de parámetros a posteriori pueden ser utilizados como datos a priori en el siguiente monitoreo; ofrecen un análisis más robusto paulatinamente (Ellison, 2004). Esta línea base puede ser utilizada como una herramienta

que facilite el uso y manejo de los recursos por parte de los tomadores de decisiones de esta Zona Natural Protegida.

1.4.2. Objetivos

Dentro de los objetivos de la presente tesis se encuentran los siguientes:

Objetivo general

- Caracterizar la estructura de la comunidad macrobéntica en la franja costera de BLA, B.C durante dos periodos estacionales (verano e invierno).

Objetivos específicos

1. Caracterizar las condiciones físicas y sedimentológicas de la franja costera de BLA durante verano e invierno.
2. Relacionar los parámetros poblacionales y ecológicos de la comunidad macrobéntica con las condiciones físicas y sedimentológicas en verano e invierno.
3. Comparar análisis bayesianos con análisis frecuentistas.

1.4.3. Hipótesis

La literatura indica que existirán diferencias espacio-temporales de los parámetros físicos y características sedimentológicas. Estas controlarán la distribución y variación de las comunidades macrobénticas y serán favorables durante la estación del año fría (invierno) en contraste con la estación cálida (verano) según lo reportado en BLA. También se considera que la estadística bayesiana será una metodología más robusta que la estadística frecuentista en el análisis de la variación espacio temporal de las comunidades macrobénticas.

1.5 Área de estudio

BLA se ubica en la costa oriental de Baja California, frente al Canal de Ballenas y a Isla Ángel de la Guarda a $29^{\circ} 00'$ latitud norte y $113^{\circ}30'$ longitud oeste (Amador-Buenrostro *et al.* 1991), y a 550 Km al sur de Ensenada. Esta bahía es un cuerpo de agua que presenta una conexión a mar abierto en su porción norte y sureste (Fabián y Villalba-Atondo, 1991). La bahía presenta una forma trapezoidal con 16 km de largo por 6.4 km de ancho (Amador-Buenrostro *et al.* 1991). Su región costera continental presenta frentes montañosos, su planicie costera es angosta en su extremo oeste y amplio en su porción sur. La playa de la bahía presenta una barra arenosa de 1.5 km de largo en su porción noroeste, un estero de 1 km (estero La Mona) de ancho en su extremo sur y acantilados bien desarrollados en el este y oeste (figura 1).



Figura 1. Mapa de BLA. Modificado de Hernández-Nava (2001).

1.6 Características físicas e hidrografía

Blanco-Betancourt *et al.* (2004) realizaron un estudio de la temperatura superficial de BLA del 16 de junio del 2002 al 10 de junio del 2003. Existe un incremento paulatino en temperatura de junio a septiembre; este último con un máximo valor promedio de 28.7 °C. Posteriormente a septiembre la temperatura decrece presentando una temperatura mínima de 15.3 °C en marzo (figura 2).

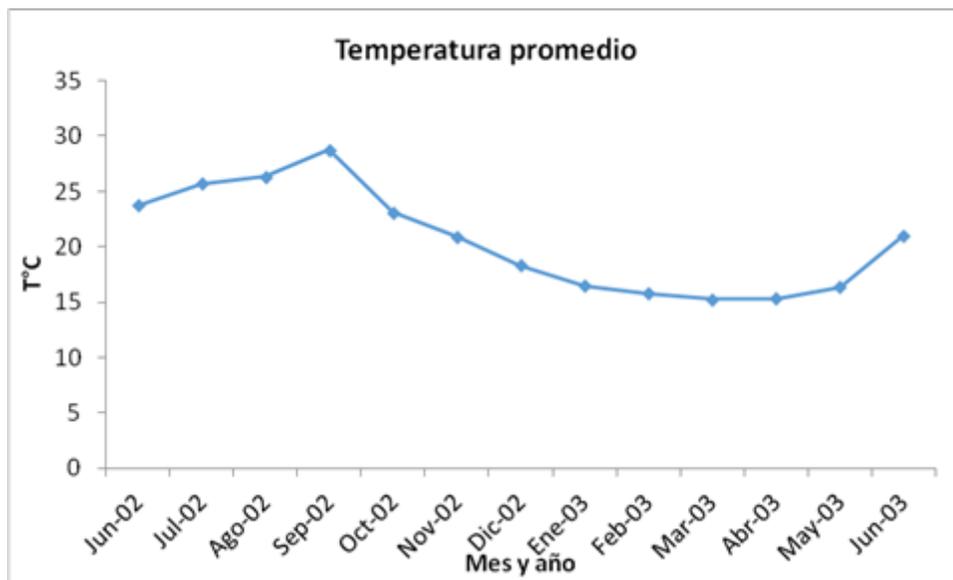


Figura 2. Promedio de temperatura superficial en BLA en el periodo 16 de junio del 2002-10 de junio del 2003. Figura basada en el trabajo de Blanco-Betancourt *et al.* (2004).

Amador-Buenrostro *et al.* (1991) señalaron que la configuración de la costa y la batimetría explican la circulación presente en BLA y observaron un giro persistente frente a Punta La Gringa (zona norte) y la parte central de la bahía; las corrientes más fuertes se presentaron en el sur de Punta La Gringa y el sur de la bahía. Ellos registraron las corrientes de mareas de 3 cm/s; en el caso de corrientes inducidas por el viento se llegan a presentar velocidad de hasta de 25 cm/s. Reporta en invierno vientos de norte y noreste, en verano vientos de este y sureste mientras que en primavera y otoño existe una gran variación en la dirección e intensidad de estos vientos (Amador-Buenrostro *et al.* 1991). Las mareas son del tipo semidiurno con un intervalo de 1.22 m (Barnard y Grady, 1968).

2. Metodología

2.1 Trabajo de campo

Se realizaron dos monitoreos en la franja costera de BLA el 18 de septiembre del 2013 (verano) y el 6 de febrero del 2014 (invierno). En cada muestreo se definieron seis estaciones de monitoreo a lo largo de la bahía con el propósito de cubrir la mayoría de la franja costera de BLA (Figura 3). Se monitoreó en un intervalo batimétrico de 10-15 m, salvo la estación de monitoreo 6 en donde el intervalo batimétrico fue de entre 5-10 m; el cambio de esta estación se debió a que la estación de monitoreo originalmente propuesta presentó mayor profundidad y sedimento rocoso. En cada estación, se midieron los parámetros físicos y químicos (temperatura, salinidad y oxígeno disuelto) mediante una sonda YSI, la profundidad con una sonda portátil sumergible PS-7 y se obtuvieron coordenadas geográficas con un GPS.

Se recolectaron muestras para la fauna macrobéntica utilizando una draga Petit Ponar (área: 225 cm²) de 14 kg de peso aproximado la cual penetra unos 12 cm en el fondo marino. En cada estación se realizaron cuatro lances con draga. El sedimento recolectado fue tamizado por medio de una malla de 1 mm de acuerdo al criterio de Ferraro *et al.* (1994) y Couto *et al.* (2010). El material retenido en el tamiz fue colocado en frascos con una solución de magnesio hepta hidratado (como relajante de organismos), etiquetado y fijado con una solución de formaldehído al 4% neutralizada con borato de sodio. En cada estación se tomaron aproximadamente 20 g adicionales de sedimento para determinar la granulometría y el contenido de MO (C orgánico), estas muestras se colocaron en bolsas plásticas y fueron almacenadas con hielo para su preservación y análisis en el Instituto de Investigaciones Oceanológicas (IIO) de la Universidad Autónoma de Baja California (UABC) y en el Centro de Investigación Científica y Educación Superior de Ensenada (CICESE).



Figura 3. Mapa de BLA con las estaciones de monitoreo durante el periodo de estudio. Mapa obtenido mediante google earth.

2.2 Identificación taxonómica

Las muestras se lavaron agua corriente utilizando un tamiz de malla de 500 μm . La macrofauna retenida se transfirió a viales con etanol al 70%. La observación de la fauna macrobéntica se efectuó bajo microscopio estereoscópico y fue separada e identificada a nivel familia y contabilizada.

2.3 Software

Para el análisis granulométrico se utilizó el programa SYSGRAN 3.0. Para la realización de análisis estadísticos e índices ecológicos se utilizó la plataforma de programación R 3.1.0. Ejemplos de los scripts utilizados se encuentran mostrados en el anexo.

2.4 Análisis estadísticos

En el presente estudio se utilizaron los análisis frecuentistas no paramétricos de estadístico Mann-Whitney y Kruskal-Wallis. Las pruebas post-hoc no paramétricas fueron realizadas mediante el paquete “**asbio**” (Aho, 2014). En los estadísticos bayesianos se usaron una t bayesiana y ANOVA bayesiano de un factor y dos factores mediante el paquete “**BayesFactor**” (Morey *et al.* 2014).

Si era posible se realizaba un análisis de escalamiento multidimensional (MDS) con distancia euclidiana con el paquete “**vegan**” (Oksanen *et al.* 2013), análisis de componentes principales (ACP) con el paquete “**pgirmess**” (Giraudoux, 2013) y regresiones bayesianas mediante el paquete “**Bolstad**” (Curran y Bolstad, 2013). El MDS es una técnica que está diseñada para construir un “mapa” que muestre las relaciones entre un número de objetos, proporcionando una tabla de distancias entre ellos (Solana *comm pers*). Según Gurrea (2000) “*El ACP es una técnica estadística de síntesis de la información, o reducción de la dimensión (número de variables).*” Mediante las regresiones lineales bayesianas encontramos la relación entre un predictor x y la respuesta y (Bolstad, 2007).

2.5 Granulometría y materia orgánica

En cada estación de monitoreo se recolectaron muestras de sedimento para determinar la granulometría y la MO. Estas muestras fueron descongeladas y colocadas en un liofilizador durante tres días. La liofilización es un proceso en el que la muestra de sedimento se introduce en una cámara de vacío para realizar la separación del agua por sublimación, de esta forma se asegura que la muestra se encuentre sin humedad. Para la granulometría se pesó la muestra de sedimento (>20 g) y pasó a través de una serie de tamices (1.4 cm, 1 cm, 710 μm , 500 μm , 355 μm , 125 μm , 90 μm , y 65 μm) por un periodo de quince minutos. El sedimento retenido en cada tamiz fue pesado con una balanza de precisión Denver Instrument M220D con resolución de ± 0.01 g. Estas

muestras fueron clasificadas de acuerdo a la escala Udden-Wentworth, posteriormente fueron transformadas en un valor ϕ . McManus (1965) define este valor ϕ como “La transformación logarítmica de la razón del diámetro de grano en mm con un grano estándar de 1 mm de diámetro.” La ecuación es la siguiente:

$$\phi = -\log_2 \frac{\text{diámetro en mm}}{1.0\text{mm}} \quad (1)$$

Con este valor ϕ se obtuvo la clasificación granulométrica (arena fina, arena media y arena gruesa) (Folk y Ward, 1957) mediante el programa Sysgran 3.0.

La concentración de MO se obtuvo mediante el método de pérdida por ignición (Dean, 1974). La MO es oxidada a una temperatura de 550 °C a dióxido de carbono y cenizas, después de esta oxidación se calcula la diferencia de peso entre la muestra pre oxidación y post oxidación. El protocolo de trabajo fue proporcionado en el laboratorio del Dr. W. Daesslé del IIO. El procesamiento de las muestras para medir la MO son los siguientes:

1. Se homogenizó la muestra de sedimento, esta muestra homogeneizada fue molida.
2. Los crisoles donde se colocaría el sedimento eran lavados. Posteriormente se secaron en una estufa a una temperatura de 100 °C por un periodo de una hora. Una vez secos se dejaron enfriar a una temperatura ambiente.
3. Se pesaron los crisoles (**A**). Después se agregó sedimento a los crisoles y se colocaron nuevamente en la estufa a 100 °C durante 1 hora.
4. Se dejaron enfriar los crisoles dentro de un desecador a temperatura ambiente durante 1 h. Pasada 1 h se pesaron los crisoles, dentro del peso se encuentra considerado el sedimento seco, carbonatos y la materia orgánica (**B**). Después de esto calculamos **C**, este se encuentra dado por la sustracción de **B-A**
5. Se colocaron los crisoles en una mufla a una temperatura de 550 °C durante una hora. Después de que se retiraron de la mufla, los crisoles fueron colocados dentro del desecador para que se enfriasen a una temperatura ambiente.
6. Se pesó el crisol. El peso consistió en el mismo peso del crisol, el sedimento seco y los carbonatos (**D**). Se calculó **E** que consiste en **D-C**. Subsecuentemente se calculó **F** la cual consiste en **C-E**, en ella ya se considera la MO.

Al obtener estos valores podemos calcular el porcentaje de MO perdida. Este porcentaje se encuentra dado por la siguiente fórmula:

$$\frac{C}{F} * \frac{100\%}{X} \quad (2)$$

Los valores de MO fueron agrupados mediante clústers de distancia euclidiana, es decir, la distancia entre dos puntos y dada por la formula pitágora transformando este valor en espacio métrico. Debido a que los clústers no ofrecen una comparación estadística (Solana *comm. pers.*), los grupos formados fueron analizados mediante estadística frecuentista no paramétrica (Kruskal-Wallis, Mann-Whitney) y análisis bayesianos (t bayesiana, ANOVA bayesiano).

2.6 Parámetros físicos

Se utilizó un clúster de distancia euclidiana como análisis exploratorio de las características fisicoquímicas. Este análisis clúster nos permitió agrupar los sitios de acuerdo a la similitud que presentaban. Posteriormente eran evaluados mediante análisis frecuentistas no paramétricos y análisis bayesianos. Si era posible, se utilizaban pruebas post-hoc frecuentistas no paramétricas y pruebas post-hoc bayesianas.

2.7 Descripción de las comunidades ecológicas

Se determinó la abundancia de los organismos macrobénticos a grandes grupos y a nivel taxonómico de familia para estructurar la comunidad (Sanders, 1960), mediante esta se calculó el porcentaje de abundancia de las familias más abundantes a nivel comunidad y a grandes grupos mediante un pie 3D con el paquete “**plotrix**” (Lemon, 2006). Descrito los organismos a grandes grupos se utilizaron varios índices ecológicos para describir a la comunidad macrobéntica en su totalidad. Estos índices ecológicos permiten analizar la diversidad ecológica y medir propiedades de la comunidad y su estructura (Pielou, 1975).

Además la medición de los índices ecológicos son indicativos del bienestar del ecosistema (Magurran, 1988).

En el presente trabajo se utilizó el índice de diversidad de Shannon-Wiener el cual mide la probabilidad de predecir a que especie pertenecerá un individuo escogido aleatoriamente (Pielou; 1975, Magurran 1988). Este índice obtuvo mediante el paquete “**vegan**” (Okansen *et al.* 2014) se encuentra dada por la siguiente la ecuación:

$$H' = -\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \quad (3)$$

Donde H es el índice de Shannon-Wiener, p_i es la proporción de i -ésima especie y S es el total de especies. Si el índice es calculado para una muestra de tamaño significativo es posible obtener una distribución normal con la cual es posible realizar análisis paramétricos, los cuales son más robustos que los análisis no paramétricos (Solana *comm. pers*).

El índice de equitabilidad de Pielou (Pielou, 1977) indica cómo se encuentran repartido los organismos entre diferentes familias y está dada por la siguiente ecuación:

$$J' = \frac{H'}{H_{max}} \quad (4)$$

Donde H' es el Índice de Shannon-Weaver y H_{max} es considerada la máxima diversidad teórica posible, la cual se encontraría en las situaciones donde todas las especies serían igualmente abundantes esta puede ser representada como $H_{max} = \ln S$. Los valores de este índice se encuentran en el intervalo de entre 0 y 1.0. Cuando se obtiene un valor de 1.0 se entiende que todas las especies se encuentran igualmente abundantes.

Mediante la abundancia calculamos el porcentaje de abundancia de las familias por cada uno de los grandes grupos; si la abundancia de estos era bajo se combinaban en un grupo llamado misceláneos. Con esta abundancia también se determinó el Índice de

Valor Biológico (IVB). Con el IVB podemos indicar las familias más representativas y constante en el tiempo dentro de la comunidad (Sanders, 1960). Loya-Salinas y Escofet (1990) establecen los pasos para calcular el IVB:

1. Preparación de la planilla. Las especies (en este caso familias) son acomodadas en orden decreciente por su abundancia, abundancia relativa, abundancia relativa acumulativa y el rango asignado, en la última columna se anota el puntaje para cada familia.
2. Establecimiento del número de especies a utilizar mediante el porcentaje acumulativo de referencia. Dentro del presente estudio se utilizó el total de familias y el porcentaje acumulativo del 100%.
3. Asignación de puntajes. En este trabajo utilizamos una asignación de valores de 18 a 1.
4. Cálculo del IVB. El patrón general de dominancia se encuentra expresado por el puntaje máximo y el número de muestras obtenidas de esa comunidad:

$$IVB_{max} = NM \times P_{max} \quad (5)$$

Donde NM es el número de muestras y P_{max} es el puntaje máximo.

También se estimó la densidad de los grandes grupos. Smith (1986) define la densidad como el número de individuos en una unidad de área. La densidad promedio fue representada por estaciones del año con respecto a las estaciones de monitoreo. Las densidades de las estaciones de monitoreo durante el periodo de verano e invierno fueron agrupadas mediante un clúster. Para evaluar si las agrupaciones presentaron diferencias se realizaron análisis no paramétricos frecuentistas y bayesianos.

Para determinar si las interacciones entre las estaciones de monitoreo y periodos de muestreo tuvieron influencia en las densidades se utilizó un ANOVA bayesiano de dos factores. Con este se obtuvo cuatro modelos con distintos factores con diferentes valores de FB. El modelo con los factores con mayor poder descriptivo fue seleccionado y su distribución posteriori graficada con una iteración de 500 veces. Este modelo nos indicó

que elemento explica mejor la densidad de los organismos. No existe un análisis no paramétrico frecuencista equivalente.

Para los grandes grupos faunísticos con altas abundancias se determinó la similitud entre las estaciones de monitoreo y se agruparon en un dendograma mediante la técnica Bray-Curtis utilizando el paquete “**vegan**” (Okansen *et al.* 2014). Este está basado en la presencia-ausencia de las familias y en las abundancias en las unidades de muestreo, se encuentra dada por la siguiente ecuación (Magurran, 1988):

$$C_n = \frac{2jN}{(aN+bN)} \quad (6)$$

Donde C_n es el valor de coeficiente de Bray-Curtis, aN es el número total de individuos en el sitio a , bN es el número total de individuos en el sitio b y jN es la suma de las abundancias menores de las especies halladas en ambas localidades

2.8 Producción secundaria

Los organismos recolectados de cada uno de los cuatro núcleos fueron pesados y su valor fue transformado como carbono por metro cuadrado (gC/m^2) basado en lo propuesto por Rowe (1983) donde:

Proporción de peso húmedo a peso seco: 5:1

Proporción de peso seco a peso seco libre de cenizas: 10:9

Posteriormente fue realizada la estimación de la producción secundaria con el modelo propuesto por Brey (1990) y modificado por Xiping y Lizhe (2010):

$$\log P = -0.4 + 1.007 \times \log \beta - 0.27 \times \log W \quad (7)$$

Donde P es la producción secundaria ($\text{m}^{-2}\text{a}^{-1}$), B es la biomasa recolectada (gm^{-2}) y W es la media de la productividad secundaria del total de individuos.

3. Resultados

3.1 Propiedades físicas

Para el periodo de verano se obtuvo una temperatura promedio de $30.05 \pm .40$ °C. La temperatura máxima registrada fue de 30.49 °C mientras que la mínima fue de 29.42°C. En invierno la temperatura promedio fue de 15.80 ± 0.67 °C. La temperatura máxima alcanzada fue de 16.51 °C mientras que la mínima tomó un valor de 14.7 °C (figura 4).

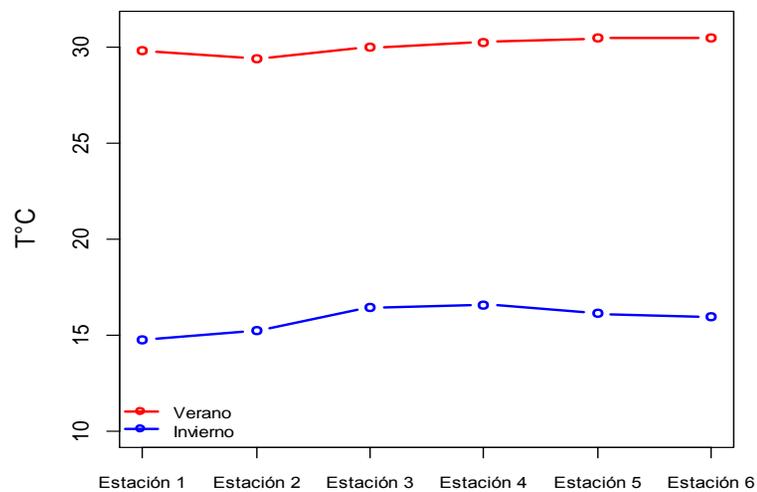


Figura 4. Temperatura en BLA por estación de monitoreo y periodo de muestreo.

El clúster para las estaciones de los dos periodos a la temperatura dividió las estaciones de monitoreo en dos grandes grupos, esta separación corresponde a los periodos de muestreo de verano e invierno (figura 5).

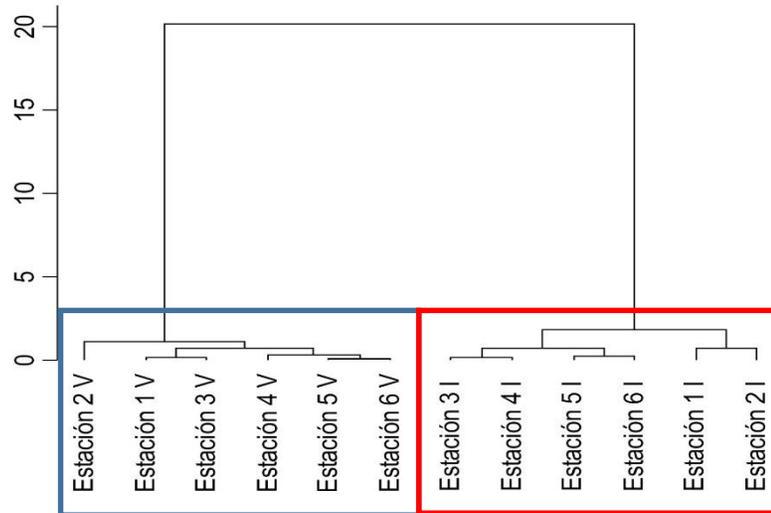


Figura 5. Clúster para estaciones de monitoreo con respecto a la temperatura y periodo de muestreo en BLA (grupo 1 azul, grupo 2 rojo).

Para corroborar la separación de los grupos, se realizó una prueba frecuentista de Mann-Whitney dando como resultado diferencia entre ambos grupos ($p=3.01 \text{ e-}09$). Comparativamente, una t bayesiana también fue realizada. El **FB** fue de $9.13\text{e}+48 \pm 7.04\%$ señalando diferencias decisivas. La figura 6 muestra la distribución a posteriori de los grupos (los grupos se encuentran señalados como “group” en las distribuciones a posteriori).

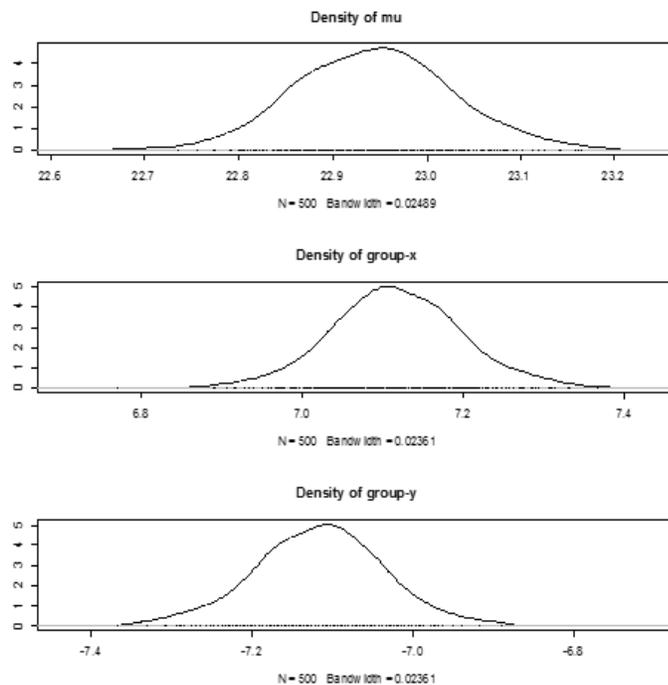


Figura 6. Distribución a posteriori de la media poblacional de la diferencia de medias de temperatura y los promedios de temperatura de los dos grupos.

Por otra parte la salinidad promedio fue de $32.14\text{‰} \pm 0.11$ para verano. En invierno se obtuvo una salinidad promedio de $34.71\text{‰} \pm 0.66$. La mayor salinidad en verano fue de 32.03‰ y la menor de 31.96‰ . Similarmente, en invierno la mayor de salinidad fue de 35.01‰ mientras que la mayor fue de 33.09‰ (figura 7).

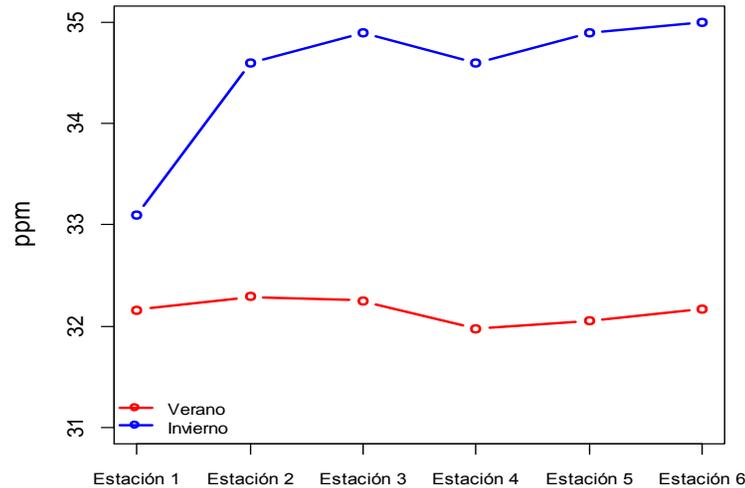


Figura 7. Salinidad en BLA por estación de monitoreo y periodo de muestreo.

El clúster dividió a las salinidades registradas en dos grupos correspondientes a los periodos de verano e invierno, con excepción de la estación de monitoreo 1 durante invierno que fue agrupada en verano (figura 8)

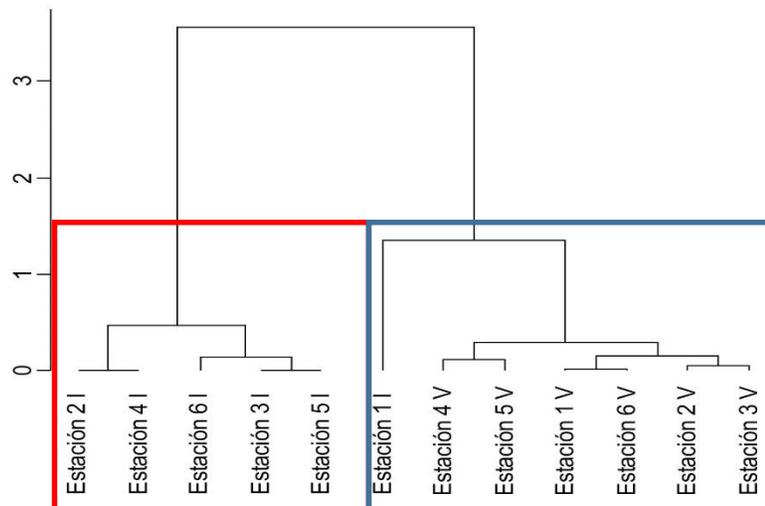


Figura 8. Clúster para estaciones de monitoreo con respecto a la salinidad y periodo de muestreo en BLA (grupo 1 azul, grupo 2 rojo).

El análisis frecuencista mostró diferencias entre los dos grupos de salinidades estacionales ($p = 3.96e-06$), el análisis de t bayesiana también mostró diferencias decisivas con un **FB** de **1.60 e+50± 0%**. Estos resultados indican diferencias entre los grupos con respecto a la salinidad. La distribución a posteriori se muestra en la figura 9.

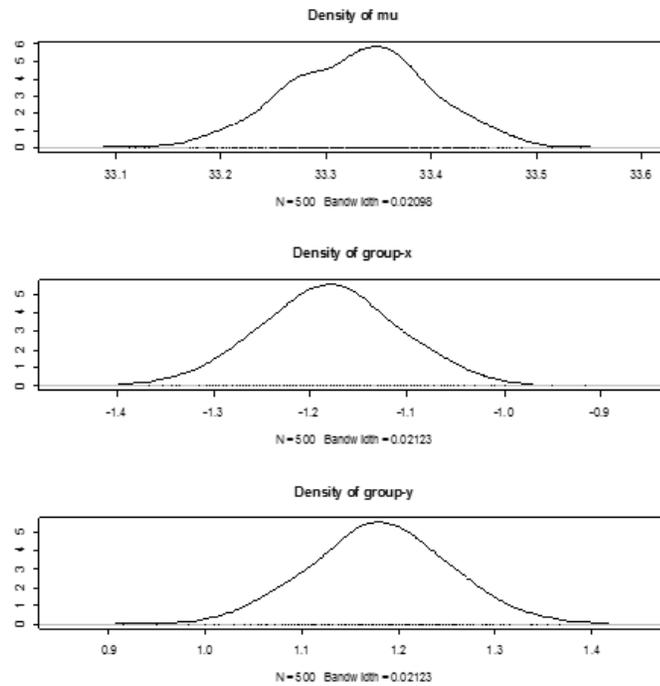


Figura 9. Distribución a posteriori de la diferencia de medias de salinidad y los promedios de los dos grupos.

Debido a un mal funcionamiento de la sonda YSI en verano, solo fue posible medir oxígeno disuelto para el periodo de invierno. En este caso se obtuvo un valor promedio de 4.63 ml/l ± 0.74 . El valor más alto registrado fue de 6.08 ml/l mientras que el más bajo registrado fue de 4.04 ml/l (figura 10).

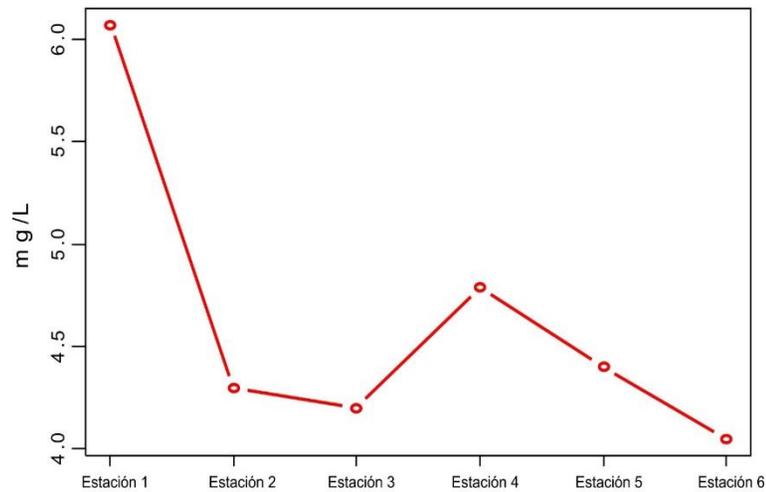


Figura 10. Oxígeno disuelto por estación de monitoreo en invierno.

Un clúster de las estaciones de monitoreo con respecto al oxígeno disuelto dividió la bahía en dos grupos en donde la estación 1 se encuentra separada de las demás estaciones (figura 11).

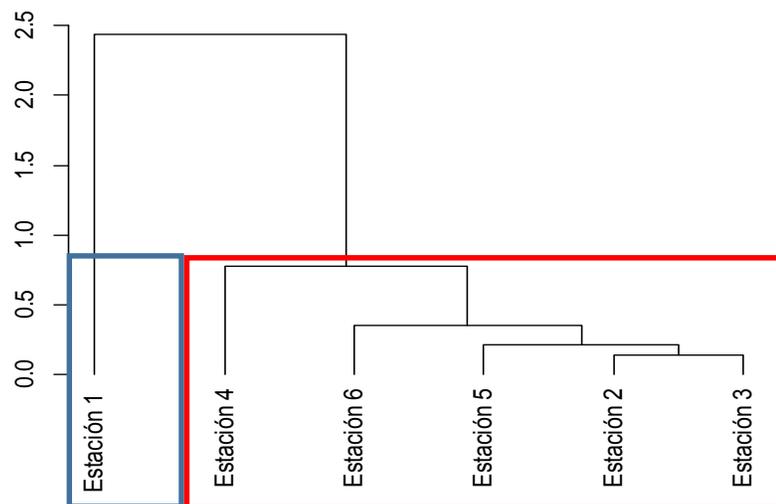


Figura 11. Clúster para estaciones de monitoreo con respecto al oxígeno disuelto y periodo de muestreo en BLA (grupo 1 azul, grupo 2 rojo).

La prueba no-paramétrica de Mann-Whitney ($p=0.002$) mostró diferencias similar a la t bayesiana ($FB=1791.20 \pm 0\%$) que señaló la existencia de evidencia decisiva entre los dos grupos de oxígeno registrado en las estaciones de monitoreo. Las distribuciones a posteriori de los grupos de oxígeno se encuentran en la figura 12.

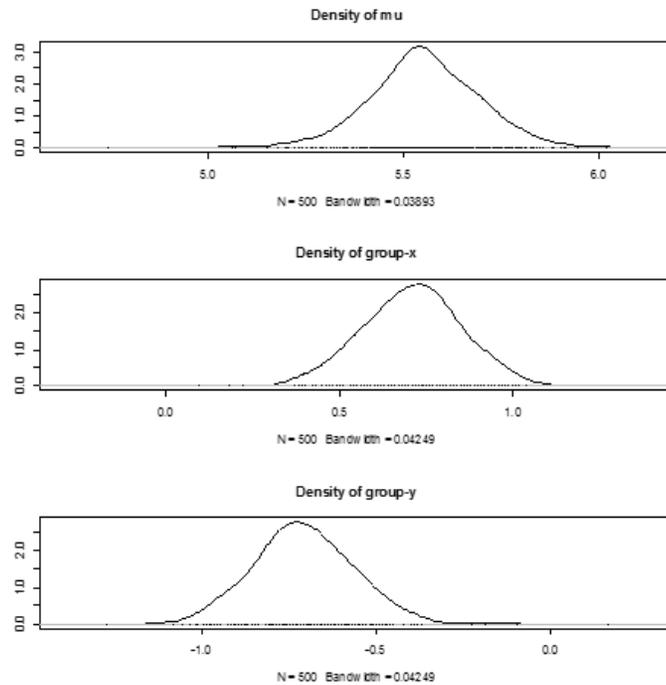


Figura 12. Distribución a posteriori de la diferencia de medias de oxígeno disuelto y los promedios de los dos grupos para el periodo de invierno.

3.2 Granulometría

La totalidad de la franja costera monitoreada de BLA está compuesta por tamaño de sedimento arenas. En verano se encontraron arenas finas en la estación de monitoreo 1 y 3, arenas medias en la estación de monitoreo 2, 4 y 5 y arenas gruesas en la estación de monitoreo 6. En el caso de invierno la estación monitoreo 1, 2, 3 y 4 presentaron arenas medias. La estación de monitoreo 5 y 6 presentaron arena gruesa (tabla 2).

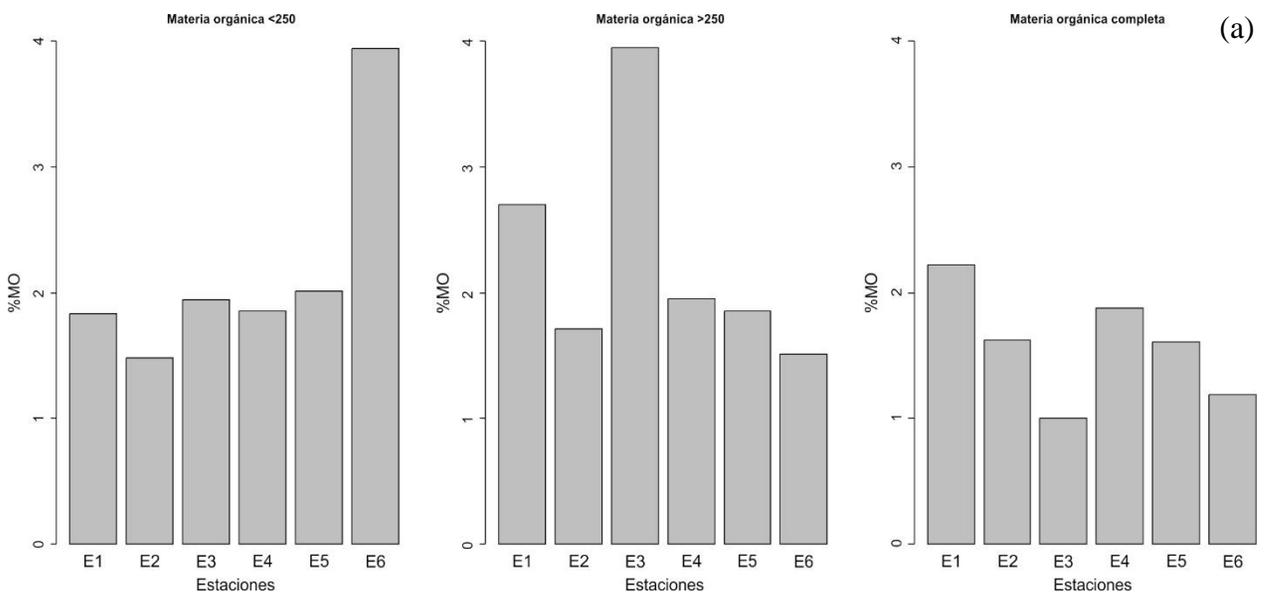
Tabla 2. Clasificación granulométrica en las estaciones de monitoreo de BLA para los periodos de muestreo de verano e invierno.

Estación	Verano	Invierno
1	Arena fina	Arena media
2	Arena media	Arena media
3	Arena fina	Arena media
4	Arena media	Arena media
5	Arena media	Arena gruesa
6	Arena gruesa	Arena gruesa

3.3 Materia orgánica

Se obtuvieron los porcentajes de MO para tres grupos de tamaño de partículas (<250 μm , >250 μm y la muestra completa). Para verano las partículas de arena de menor tamaño (<250 μm) presentaron el más alto porcentaje de MO en la estación de monitoreo 6 con 3.93%, mientras que el menor (1.48%) se registró en la estación de monitoreo 2. Para partículas >250 μm el mayor porcentaje de MO se registró en la estación de monitoreo 3 (3.95%) y el menor en la estación de monitoreo 6 (1.51%). La MO de muestra completa tuvo el mayor valor de 2.22% en la estación de monitoreo 1 y el menor valor (1.0%) en la estación de monitoreo 3 (figura 13)

Durante el invierno, las partículas de arena más pequeñas (<250 μm) presentaron el más alto porcentaje de MO (3.78%) en la estación de monitoreo 6, y el menor porcentaje (1.32%) en la estación de monitoreo 3. Para arenas de talla >250 μm la mayor concentración de MO fue de 2.72% en la estación de monitoreo 4, y el menor valor registrado fue de 1.4% en la estación de monitoreo 5. En las muestras completas de arenas, la estación de monitoreo 1 ubicada al norte de BLA presentó el mayor porcentaje de MO (2.7%), y la estación de monitoreo 2 tuvo el menor valor de 1.28% (figura 13).



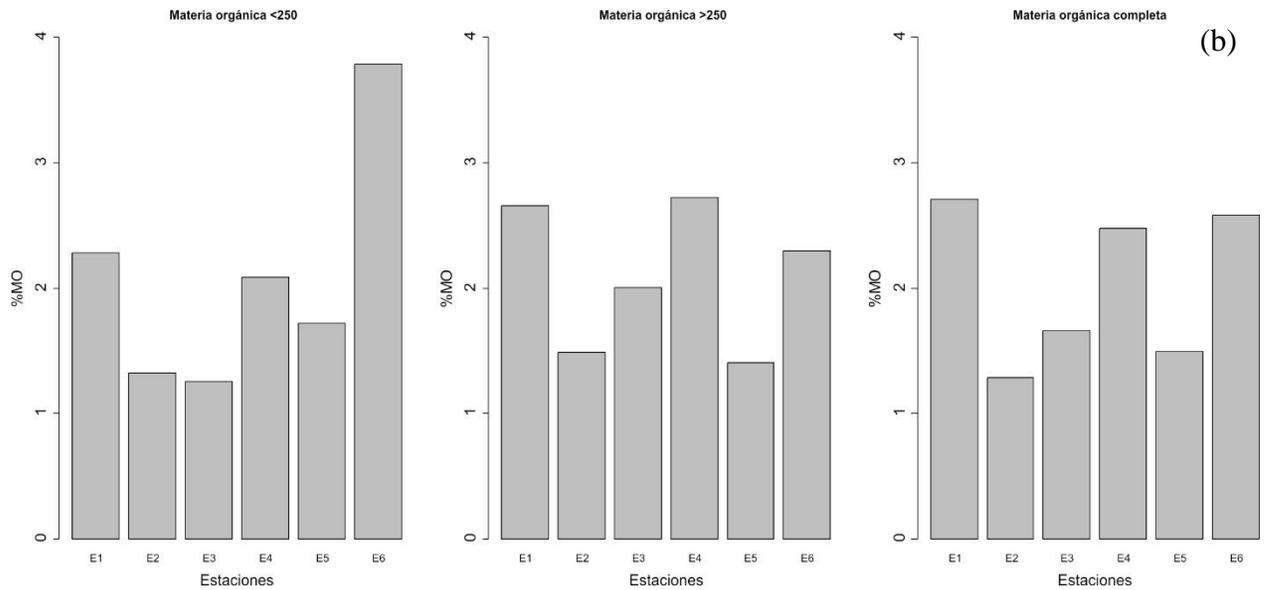


Figura 13. Concentración de materia orgánica (% MO) en partículas de arena durante verano (a) e invierno (b).

Para el análisis estadísticos de los porcentajes de MO se agregaron los valores de la estación de monitoreo 1 y 2 (zona norte), estaciones de monitoreo 3 y 4 (zona centro), y estaciones de monitoreo 5 y 6 (zona sur), y se determinaron los promedios. Durante verano las partículas de <250 μm presentaron el más alto porcentaje de MO en la zona sur y el menor porcentaje (1.65%) en la zona norte. Para partículas >250 μm el mayor porcentaje se presentó en la zona centro (2.95%) y el menor valor (1.68%) se presentó en la zona sur. Para la muestra completa de arenas, el más alto porcentaje de MO se presentó en el norte (1.92%) y el más bajo en el sur con 1.40% (tabla 3).

En invierno 2014, las partículas de arena de <250 μm presentaron su mayor porcentaje (MO 2.75%) en la zona sur y el menor valor (1.67%) en la zona centro. Las partículas superiores a >250 μm presentaron el más alto porcentaje de MO en la zona centro (2.36%) y el menor en la zona sur (1.85%). Para la muestra de arena completa, la zona centro registró el más alto porcentaje de MO (2.06%) y el más bajo en la zona norte con 1.99% (tabla 3).

Tabla 3. Concentraciones de materia orgánica (% MO) en las zonas de BLA y durante las estaciones de verano e invierno.

Periodo estacional	Zona	%MO <250µm	%MO >250µm	%MO Completa
Verano	Norte	1.65 ± 0.24	2.20 ± .69	1.92 ± .42
	Centro	1.89 ± .06	2.95 ± 1.41	1.43 ± .62
	Sur	2.97 ± 1.36	1.68 ± .24	1.40 ± .29
Invierno	Norte	1.80 ± .67	2.07 ± .82	1.99 ± 1.00
	Centro	1.67 ± .58	2.36 ± .50	2.06 ± 0.57
	Sur	2.75 ± 1.45	1.85 ± .63	2.03 ± 0.76

Se realizaron clústers para formar agrupaciones para verano, invierno y con ambos periodos estacionales (figura 14). No obstante a las agrupaciones realizadas los análisis no paramétricos frecuentistas no paramétricos y bayesianos no encontraron diferencias (tabla 4). Al no presentar diferencias no serán consideradas en la evaluación de las densidades de los organismos macrobéntico.

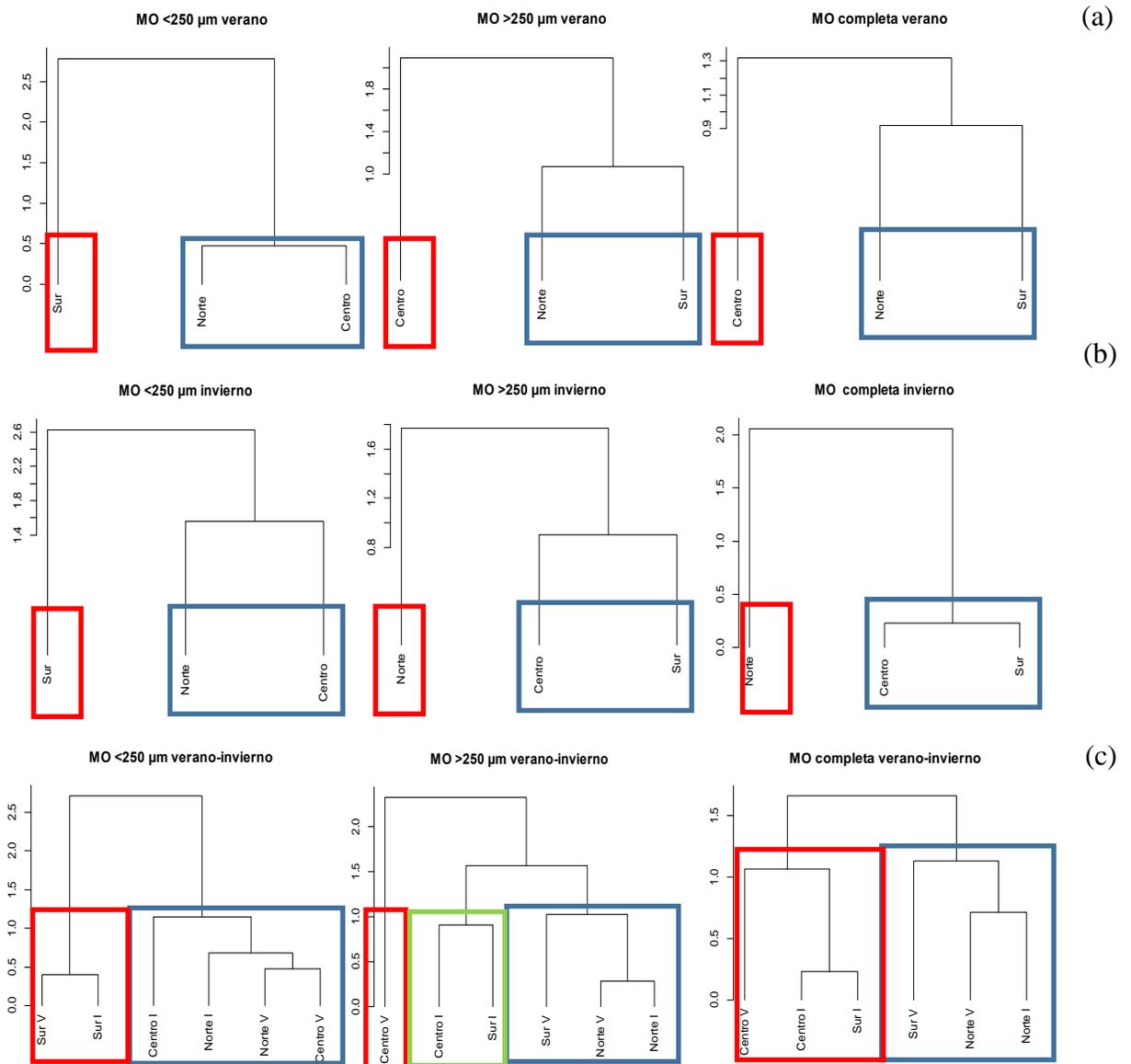


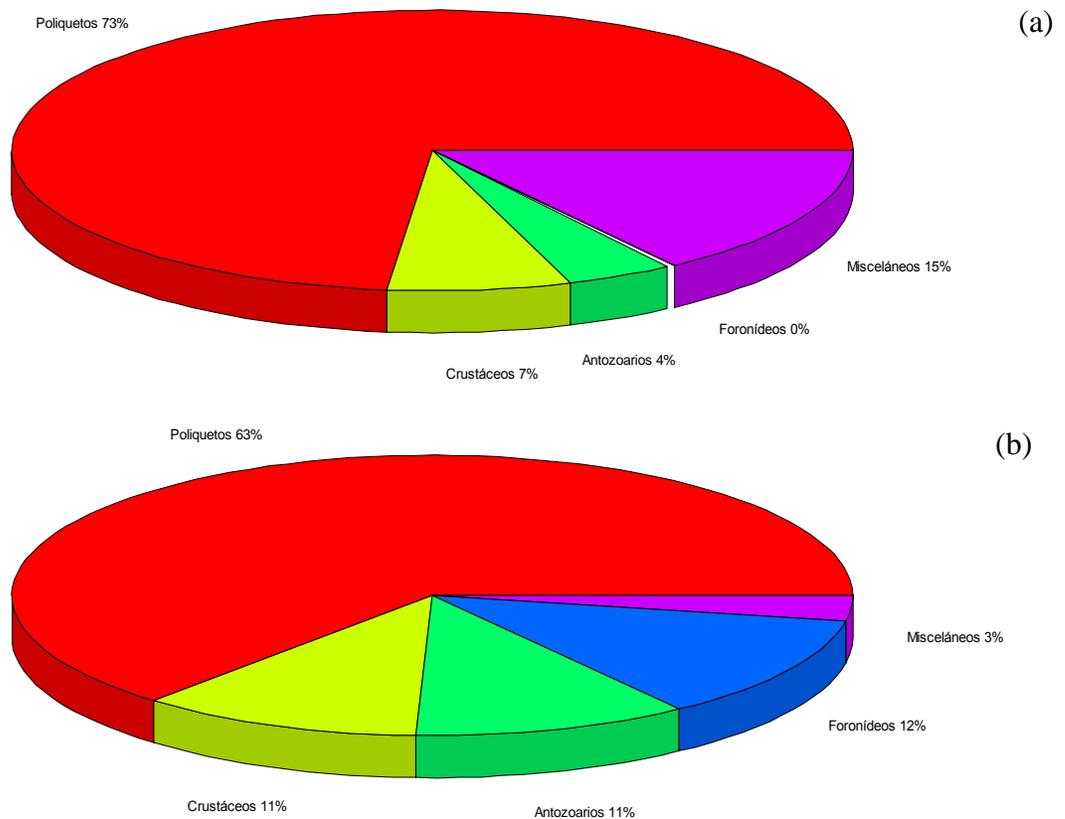
Figura 14. Agrupaciones clúster para distintos tamaños de partícula MO, (<250 μm , >250 μm y completa) para las estaciones de monitoreo y periodo verano (a) e invierno (b) y periodos combinados (c) (grupo 1 azul, grupo 2 rojo, grupo 3 verde).

Tabla 4. Resultados de los análisis frecuencistas y bayesianos para materia orgánica de las agrupaciones por periodo de muestreo (verano, invierno y verano-invierno).

Análisis frecuencistas	%MO <250 µm	%MO >250 µm	%MO Completa	Análisis bayesianos	%MO <250 µm	%MO >250 µm	%MO Completa
Verano	0.13	0.26	0.8	Verano	1.24±0.1	0.90±0	0.62±0
Invierno	0.53	1	1	Invierno	0.89±0	0.57±0	0.57±0
Verano-Invierno	0.15	0.44	0.74	Verano-Invierno	2.58±0.03	0.63±0.82	0.48±0.01%

3.4 Fauna macrobéntica

. En BLA se identificaron un total de 120 familias. Los micromoluscos no fueron incluidos debido a la alta cantidad de organismos presentes ya que la verificación de organismos vivos es particularmente difícil. El grupo mejor representado fue el de los poliquetos constituyendo el 65% de la fauna macrobéntica. La poliquetofauna fue dominante tanto en verano (73%) e invierno (63%) (figura 15).



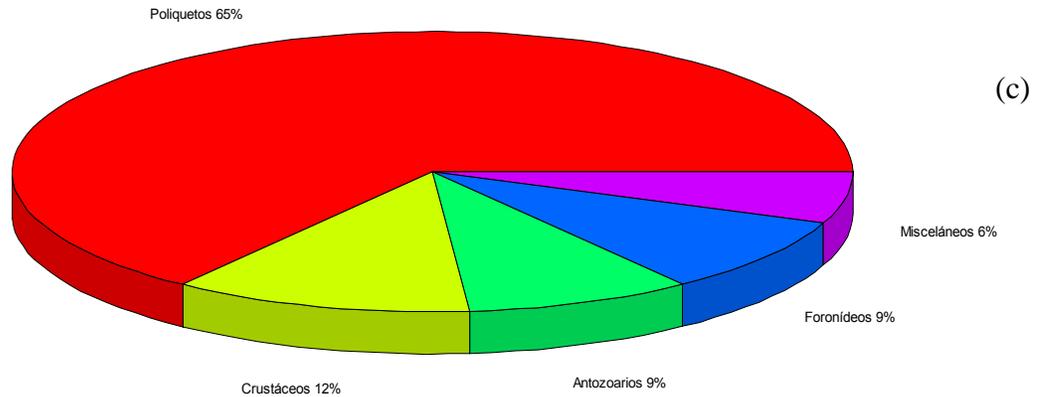


Figura 15. Abundancia (%) de fauna macrobéntica por grandes grupos durante verano (a), durante invierno (b), y para ambos periodos combinados (c).

Al analizar la productividad secundaria se notó una tendencia temporal pues existió un aumento de esta de verano (0.39 gC/m^2) a invierno (0.88 gC/m^2) (figura 16).

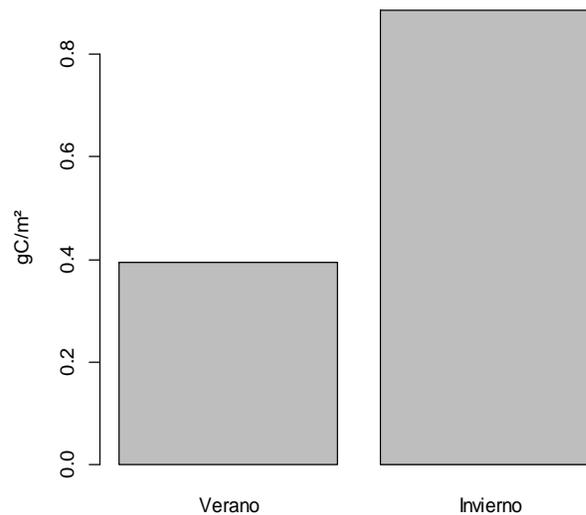


Figura 16. Productividad secundaria para organismos macrobénticos en BLA de acuerdo a lo establecido por Brey (1990) durante verano e invierno.

En verano el índice de diversidad más alto se encontró en la estación 1 de monitoreo (2.71) en tanto que el valor más bajo de diversidad se encontró en la estación de monitoreo 6 (0.62). En invierno la mayor diversidad fue encontrada en la estación de monitoreo 5 (2.50) por el contrario la menor diversidad registrada fue en la estación de monitoreo 2 (1.72), las tendencias sugieren que las diversidad suelen ser más altas en verano que en invierno (figura 17).

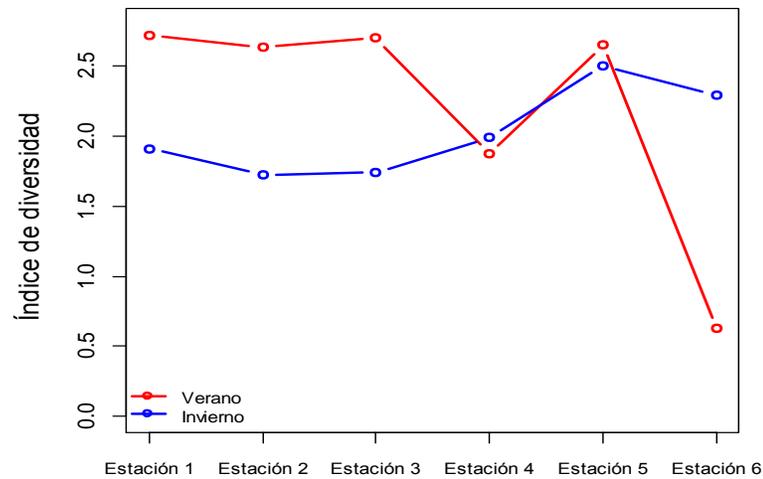


Figura 17. Valores de índice de diversidad por estación de monitoreo para los periodos de verano e invierno.

Para evaluar si existían diferencias entre el verano e invierno se realizaron pruebas estadísticas frecuentistas y bayesianas. No se encontraron diferencias mediante la prueba Mann-Whitney ($p=0.24$) ni la t bayesiana ($FB=0.50 \pm 0\%$).

En verano el mayor valor de equitatividad se obtuvo en la estación de monitoreo 5 (0.85), el menor valor se observó en la estación de monitoreo 6 (0.45). En invierno nuevamente la estación de monitoreo 5 tuvo la mayor equitatividad (0.76) mientras que la menor se analizó en la estación de monitoreo 2 (0.51), nuevamente las tendencias sugieren que los valores de equitatividad son superiores en verano (figura 18).

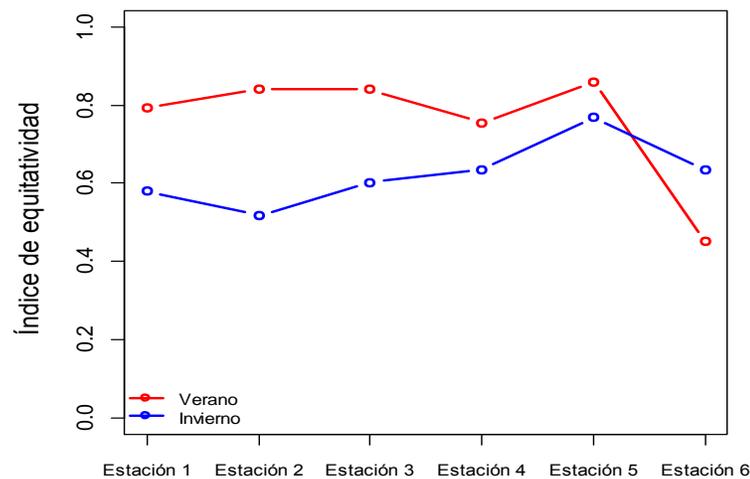


Figura 18. Valores de índice de equitatividad por estación de monitoreo para los periodos de verano e invierno.

3.5 Resultados poliquetos

La abundancia total de poliquetos durante los monitoreos fue de 1,537 individuos pertenecientes a 30 familias de las cuales 23 familias (447 individuos) fueron identificadas en verano y 28 familias (1,090 individuos) en invierno. Para verano la estación 2 presentó la mayor abundancia (112 individuos) en tanto que la estación 6 no se encontraron poliquetos. En invierno, en la estación de monitoreo 4 se presentó la mayor abundancia de poliquetos (226 individuos) y la menor abundancia (135 individuos) en la estación 6 (figura 19).

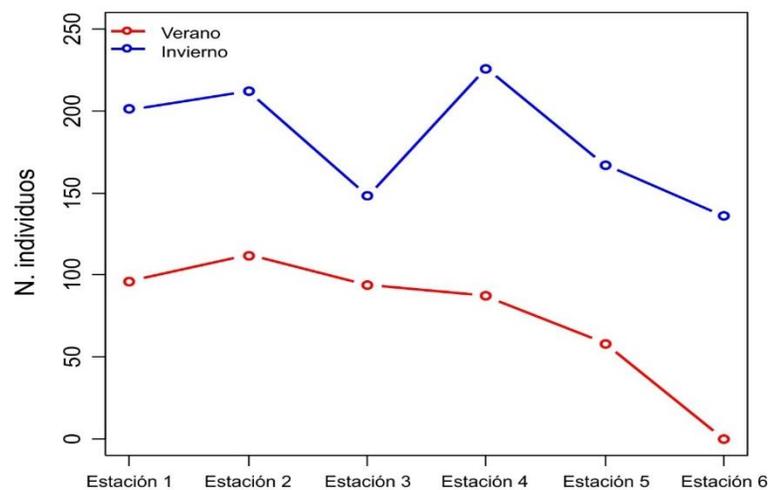
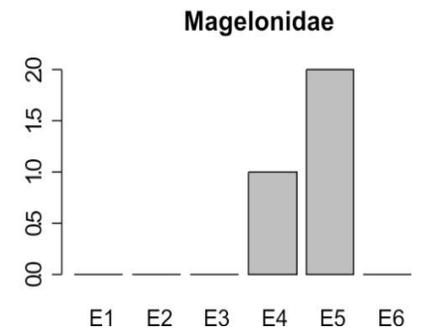
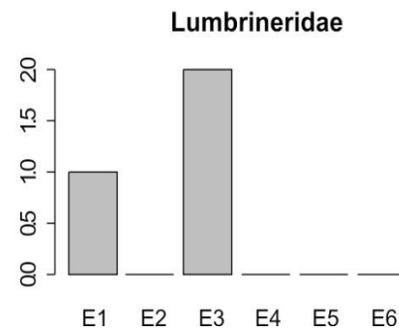
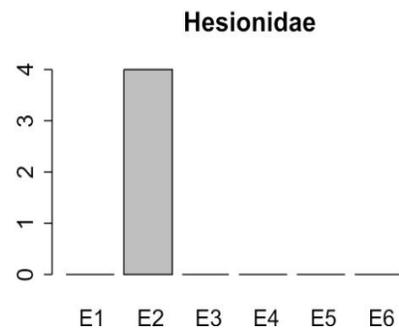
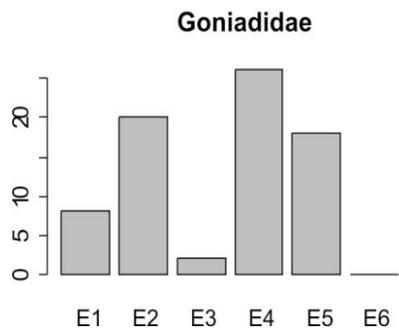
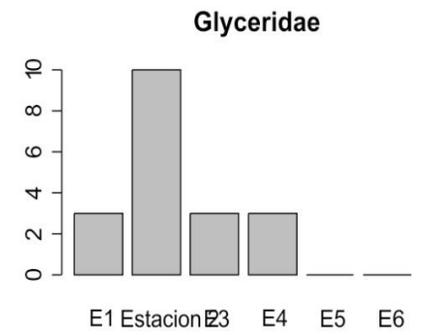
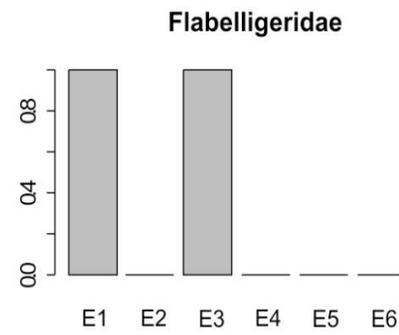
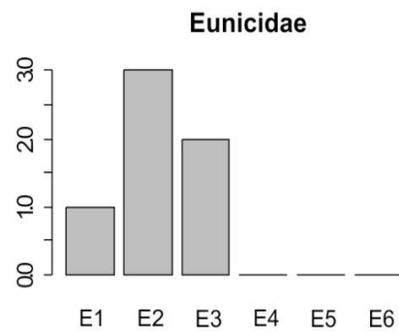
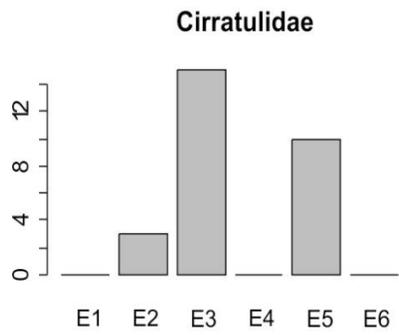
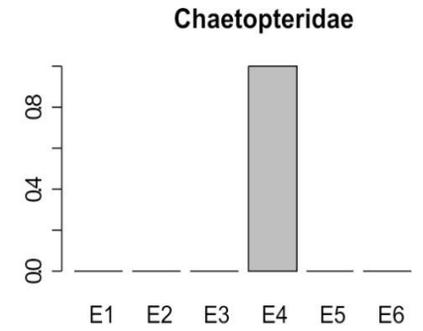
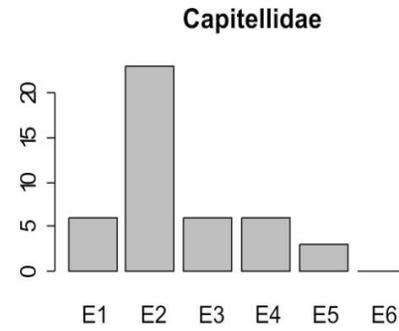
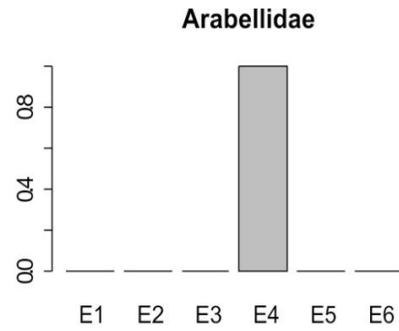
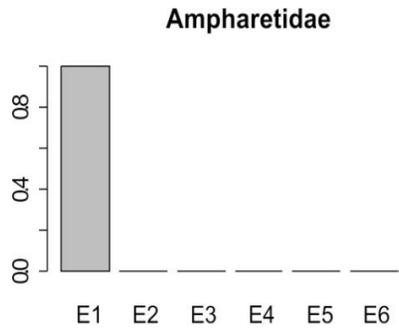


Figura 19. Distribución de abundancia (N. individuos) de poliquetos por estación de monitoreo para los periodos de verano e invierno.

Los poliquetos de la familia Spionidae fueron los más abundantes (614 individuos) al analizar conjuntamente ambos periodos de monitoreo, contribuyendo con el 40% de la abundancia total (figura 20). En verano se recolectaron 102 individuos de esta familia que representaron el 23% de la abundancia de ese periodo estacional distribuida en toda la franja costera con excepción de la estación de monitoreo 6. La segunda familia más abundante fue Goniadidae con un total de 74 organismos representando el 16% de la abundancia. Esta familia se distribuyó de la estación de monitoreo 1 a la 5, aunque las mayores abundancias se encontraron en las estaciones 2, 4 y 5, y menores abundancias en el resto de las estaciones. La tercera familia más abundante es la familia Capitellidae con 44 individuos representando el 10% de la abundancia en verano, esta familia se

encontró de la estación 1 a la 5 pero presenta un pico de abundancia en la estación 2 (figura 20).

En invierno la familia más abundante también fueron los organismos Spionidae. En invierno se registraron 507 individuos representando el 47% total de abundancia en ese periodo de muestreo. La familia Spionidae se encontró distribuida en toda la franja costera muestreada. La segunda familia más abundante fueron los organismos Sabellidae con un total de 135 individuos y 12% de la abundancia, los cuales se encontraron en todas las estaciones de monitoreo y con su máximo de abundancia presente en la estación 4. Esta familia se encontró presente en todas las estaciones aunque la mayor abundancia encontrada fue en la estación 4. La familia Cirratulidae siguió en abundancia con 124 individuos (11% de la abundancia en invierno), la estación de monitoreo 3 presentó la mayor abundancia (figura 21). En la estación de monitoreo 2 no se encontraron organismos presentes. Las familias de poliquetos con abundancias menores a 15 individuos se combinaron en el grupo "Misceláneos" para su representación porcentual de abundancia (figura 22).



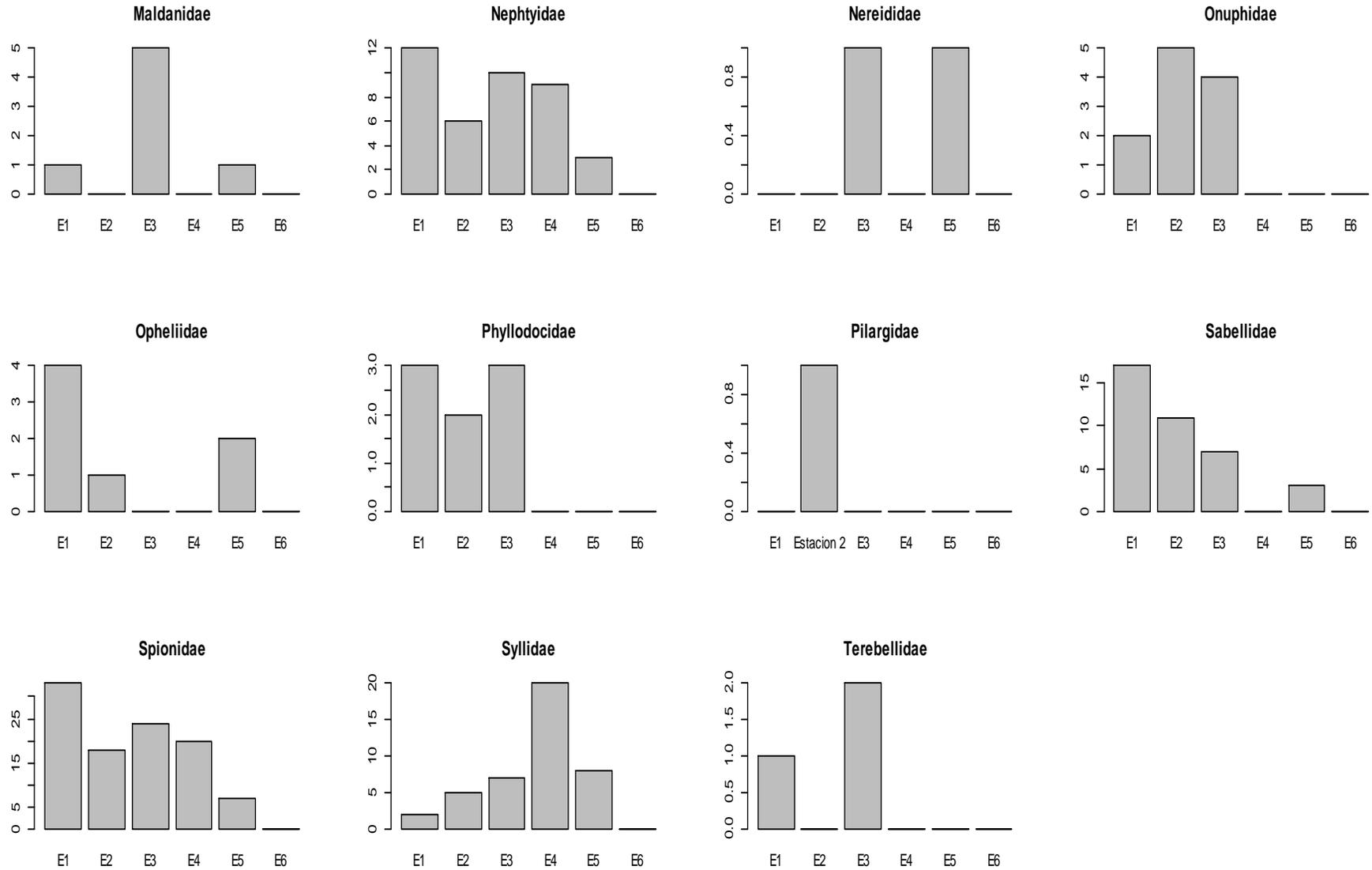
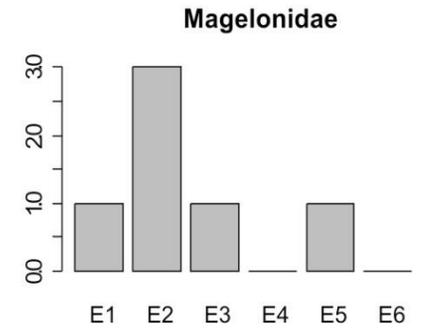
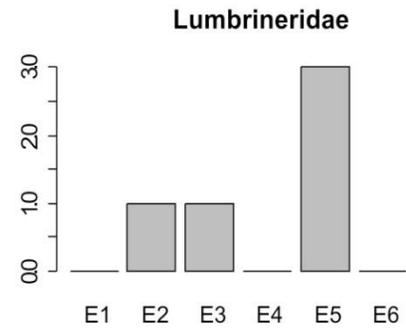
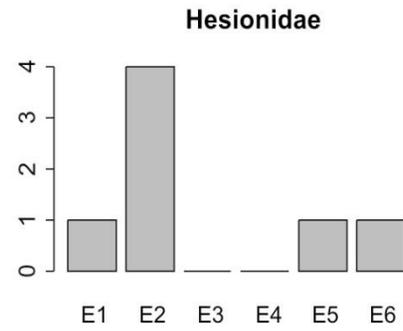
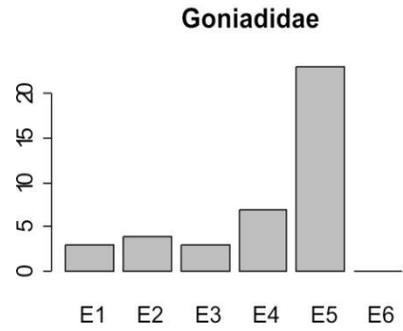
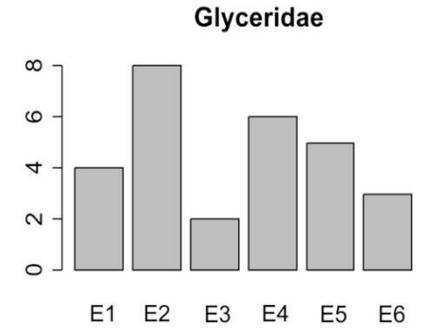
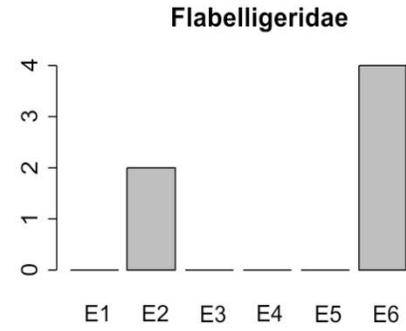
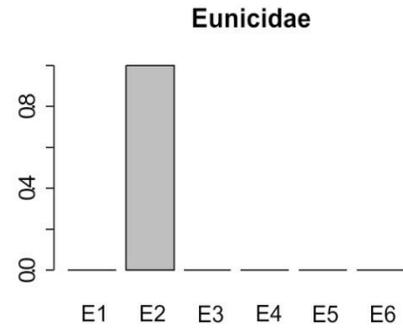
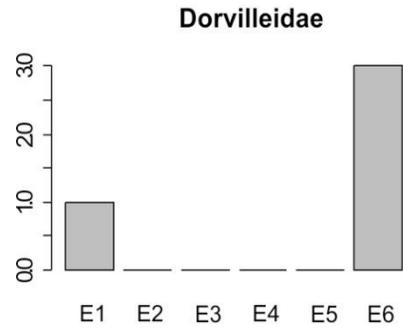
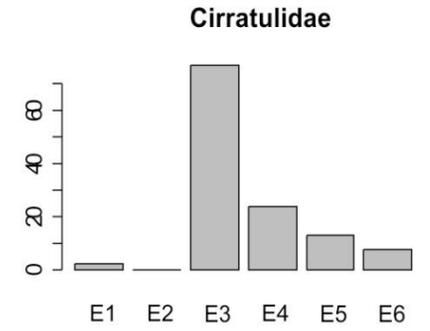
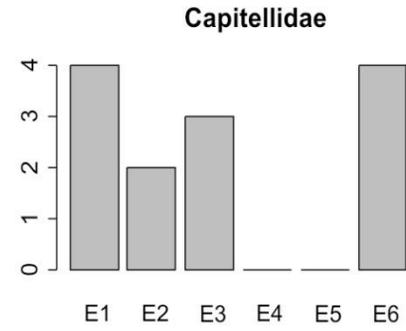
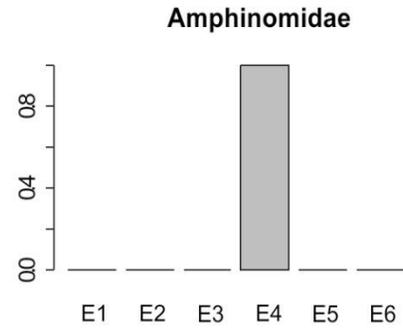
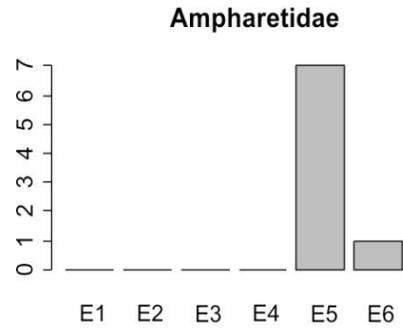
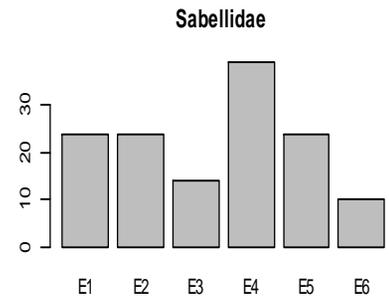
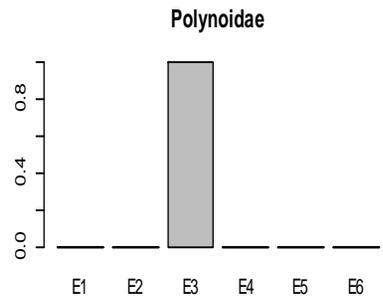
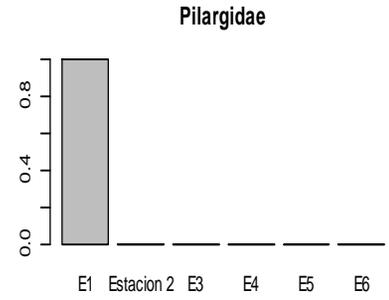
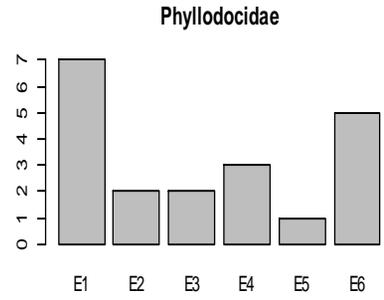
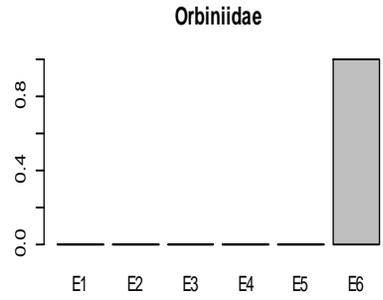
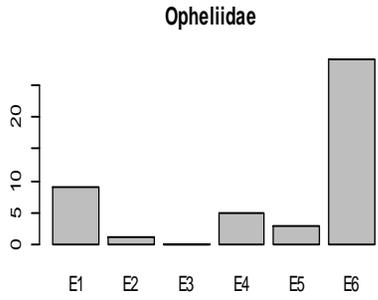
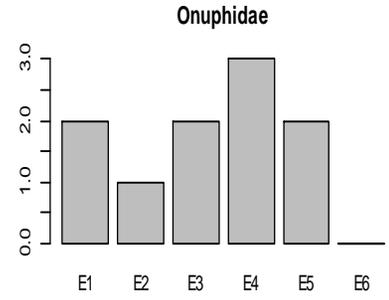
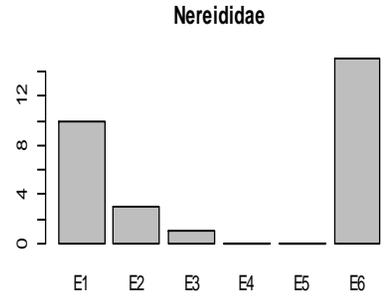
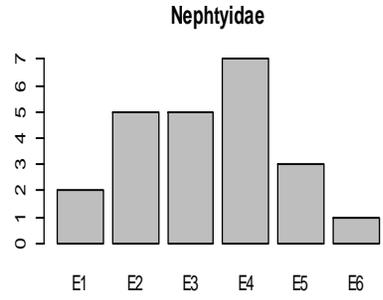


Figura 20. Abundancia (N.individuos) de familias de poliquetos por estación de monitoreo durante verano.





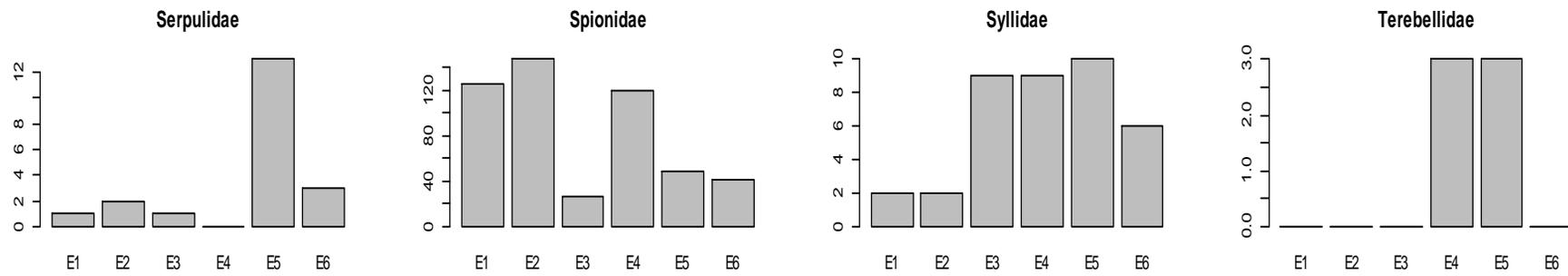


Figura 21. Abundancia (N.individuos) de familias de poliquetos por estación de monitoreo durante invierno.

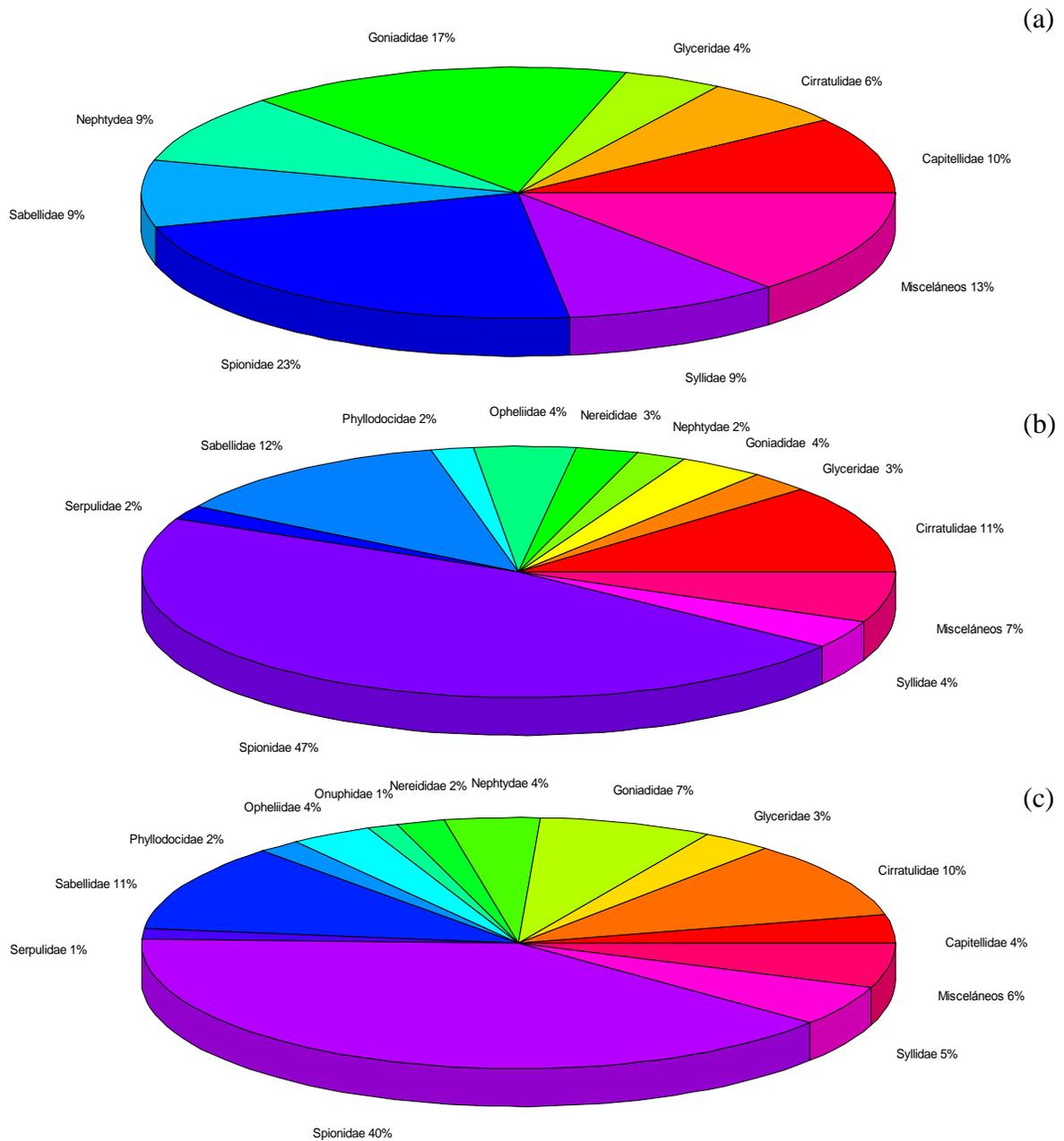


Figura 22. Abundancia (%) de poliquetos por familia durante verano (a), durante invierno (b), y para ambos periodos combinados (c).

El IVB determinó que durante verano las cinco familias en orden de importancia fueron Spionidae, Goniadidae, Nephtyidae, Capitellidae y Syllidae, mientras que en invierno fueron Spionidae, Sabellidae, Syllidae, Cirratulidae y Glyceridae (Tabla 5). Para ambos

periodos de monitoreo, el IVB ubicó a las familias de poliquetos más importantes a Spionidae, Sabellidae, Syllidae, Nephtyidae y Gonididae (tabla 6).

Tabla 5. Frecuencia de ocurrencia (%FO) e índice de valor biológico (IVB) de familias de poliquetos durante el periodo de verano e invierno.

Verano	%FO E1	%FO E2	%FO E3	%FO E4	%FO E5	IVB	Invierno	%FO E1	%FO E2	%FO E3	%FO E4	%FO E5	%FO E6	IVB
Spionidae	34.38	16.07	25.53	22.99	12.07	84	Spionidae	62.19	69.34	17.57	52.65	29.34	30.15	107
Goniadidae	8.33	17.86	2.13	29.89	31.03	76	Sabellidae	11.94	11.32	9.46	17.26	14.37	7.35	99
Nephtyidae	12.50	5.36	10.64	10.34	5.17	74	Syllidae	1.00	0.94	6.08	3.98	5.99	4.41	76
Capitellidae	6.25	20.54	6.38	6.90	5.17	73	Cirratulidae	1.00	0.00	52.03	10.62	7.78	5.88	73
Syllidae	2.08	4.46	7.45	22.99	13.79	70	Glyceridae	1.99	3.77	1.35	2.65	2.99	2.21	72
Sabellidae	17.71	9.82	7.45	0.00	5.17	61	Goniadidae	1.49	1.89	2.03	3.10	13.77	0.00	68
Glyceridae	3.13	8.93	3.19	3.45	0.00	49	Nephtyidae	1.00	2.36	3.38	3.10	1.80	0.74	68
Cirratulidae	0.00	2.68	15.96	0.00	17.24	43	Phyllodocidae	3.48	0.94	1.35	1.33	0.60	3.68	60
Onuphidae	2.08	4.46	4.26	0.00	0.00	33	Opheliidae	4.48	0.47	0.00	2.21	1.80	21.32	57
Opheliidae	4.17	0.89	0.00	0.00	3.45	30	Nereididae	4.98	1.42	0.68	0.00	0.00	11.03	52
Phyllodocidae	3.13	1.79	3.19	0.00	0.00	29	Capitellidae	1.99	0.94	2.03	0.00	0.00	2.94	47
Maldanidae	1.04	0.00	5.32	0.00	1.72	29	Serpullidae	0.50	0.94	0.68	0.00	7.78	2.21	47
Eunicidae	1.04	2.68	2.13	0.00	0.00	25	Onuphidae	1.00	0.47	1.35	1.33	1.20	0.00	41
Magelonidae	0.00	0.00	0.00	1.15	3.45	23	Magelonidae	0.50	1.42	0.68	0.00	0.60	0.00	28
Lumbrineridae	1.04	0.00	2.13	0.00	0.00	16	Hesionidae	0.50	1.89	0.00	0.00	0.60	0.74	28
Terebellidae	1.04	0.00	2.13	0.00	0.00	16	Lumbrineridae	0.00	0.47	0.68	0.00	1.80	0.00	22
Nereididae	0.00	0.00	1.06	0.00	1.72	13	Flabelligeridae	0.00	0.94	0.00	0.00	0.00	2.94	21
Flabelligeridae	1.04	0.00	1.06	0.00	0.00	12	Terebellidae	0.00	0.00	0.00	1.33	1.80	0.00	19
Arabellidae	0.00	0.00	0.00	1.15	0.00	12	Ampharetidae	0.00	0.00	0.00	0.00	4.19	0.74	18
Chaetopteridae	0.00	0.00	0.00	1.15	0.00	12	Pisionidae	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.74	16
Hesionidae	0.00	3.57	0.00	0.00	0.00	10	Dorvilleidae	0.50	0.00	0.00	0.00	0.00	2.21	14
Ampharetidae	1.04	0.00	0.00	0.00	0.00	8	Maldanidae	0.00	0.00	0.00	0.00	2.40	0.00	10
Pilargidae	0.00	0.89	0.00	0.00	0.00	6	Polynoidae	0.00	0.00	0.68	0.00	0.00	0.00	8
Serpullidae	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0	Amphinomidae	0.00	0.00	0.00	0.44	0.00	0.00	7
Pisionidae	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0	Orbiniidae	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.74	6
Dorvilleidae	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0	Eunicidae	0.00	0.47	0.00	0.00	0.00	0.00	5

Con respecto a la densidad de poliquetos, durante verano, la estación de monitoreo 5 registro el más alto valor con $1,244 \text{ ind/m}^2 \pm 469$, en contraste la estación de monitoreo 6 careció de poliquetos. El valor mínimo de densidad ($644 \text{ ind/m}^2 \pm 752.06$) registrada se encontró en la estación de monitoreo 1 (figura 22). En invierno la mayor densidad fue encontrada en la estación de monitoreo 1 con un total de $2,233.33 \text{ ind/m}^2 \pm 1,093.72$. En la estación de monitoreo 6 se obtuvo la menor densidad con $1,511 \text{ ind/m}^2 \pm 706.82$ (figura 23).

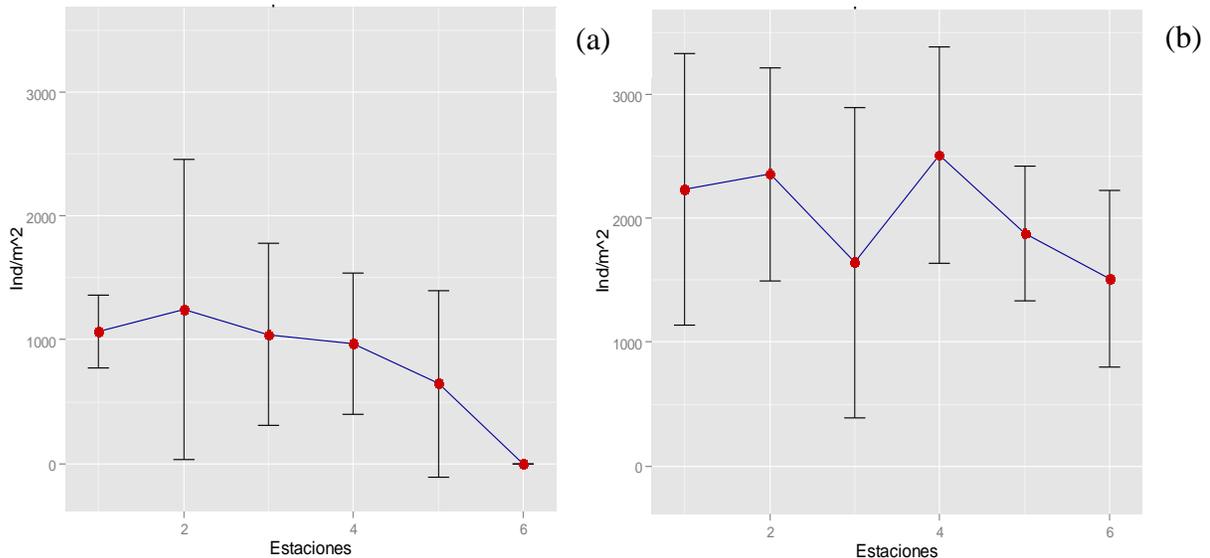


Figura 23. Promedio de densidad (ind/m^2) por estación de monitoreo durante el periodo verano (a) e invierno (b). Las barras representan la desviación estándar.

El clúster para estaciones de monitoreo y periodos dividió las densidades entre las estaciones y fechas en dos agrupaciones que consisten en verano e invierno con la excepción de la estación 6 en invierno que fue agrupada a los meses de verano. El clúster dividió las densidades en dos grupos (figura 24). La prueba Mann-Whitney ($p= 2.915 \text{ e-} 05$) encontró diferencias; la t bayesiana ($\text{FB} = 1437.70 \pm 0\%$) muestras que evidencia decisiva de diferencias.

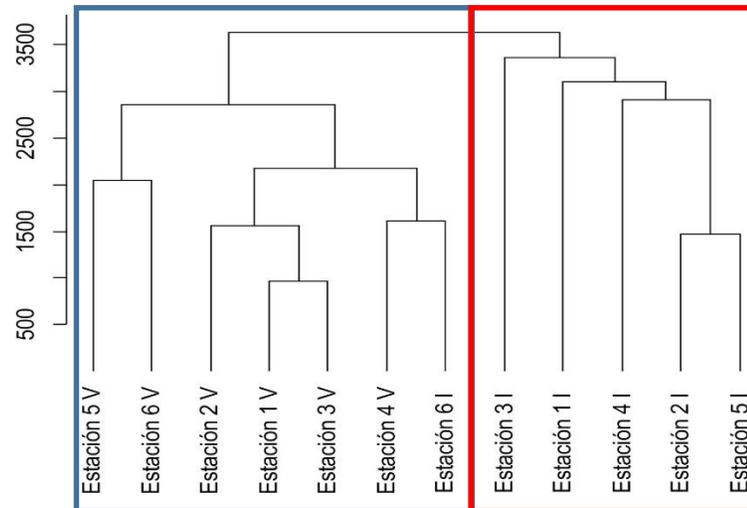


Figura 24. Clúster para la densidad (ind/m^2) de poliquetos por estación de monitoreo y para el periodo verano e invierno (grupo 1 azul, grupo 2 rojo).

Los valores de productividad se duplicaron de verano ($0.21 \text{ gC}/\text{m}^2$) a invierno ($0.47 \text{ gC}/\text{m}^2$) (figura 25).

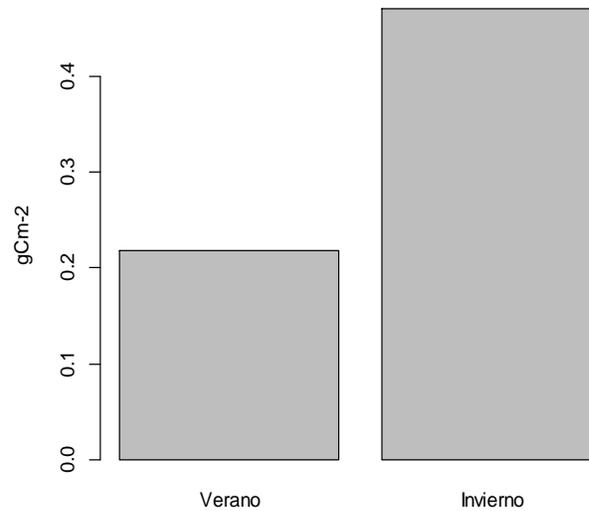


Figura 25. Productividad secundaria para poliquetos en BLA de acuerdo a lo establecido por Brey (1990) durante verano e invierno.

Se realizó un ANOVA bayesiano con dos factores: periodo (periodo estacional) y estación (estación de monitoreo). El factor con el mayor poder explicativo para verano e invierno fue Periodo, con un **FB** de $1824.26 \pm 0\%$ indicando que la evidencia es decisiva. El modelo con el menor poder explicativo fue Estación, con un valor **p** de 0.33 ± 0 indicando

que existe escasa evidencia de que exista una relación entre la densidad y las estaciones de monitoreo. Se puede observar el FB del resto de los factores en la figura 27. Las distribuciones a posteriori para el factor de mayor poder explicativo Periodo se muestra en la figura 27.

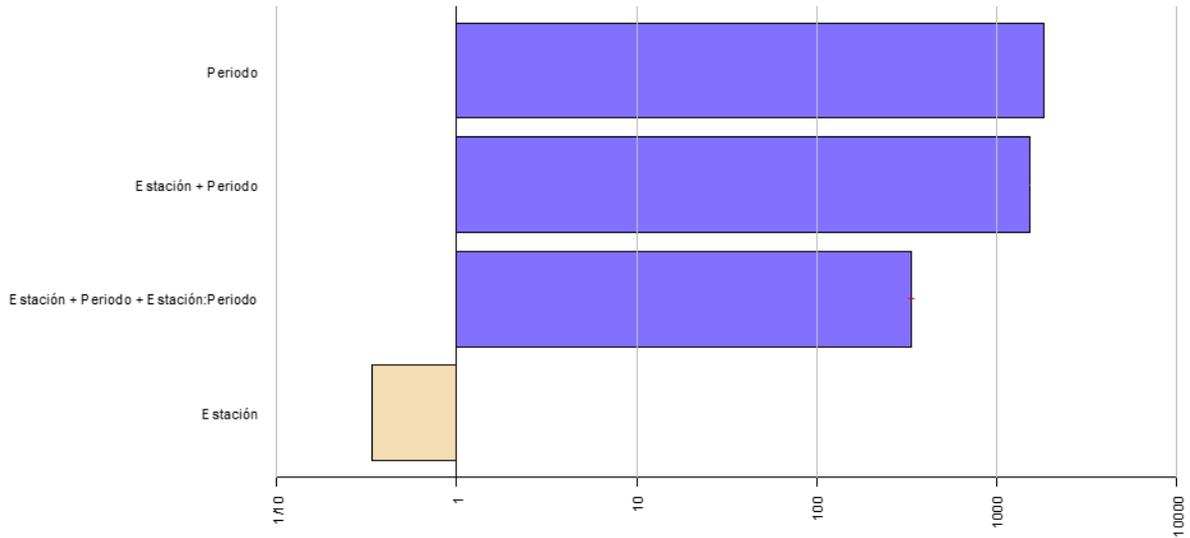


Figura 26. Representación del modelo ANOVA entre los distintos factores (Estación, Periodo, Estación + Periodo, Estación + Periodo + Estación:Periodo) para poliquetos.

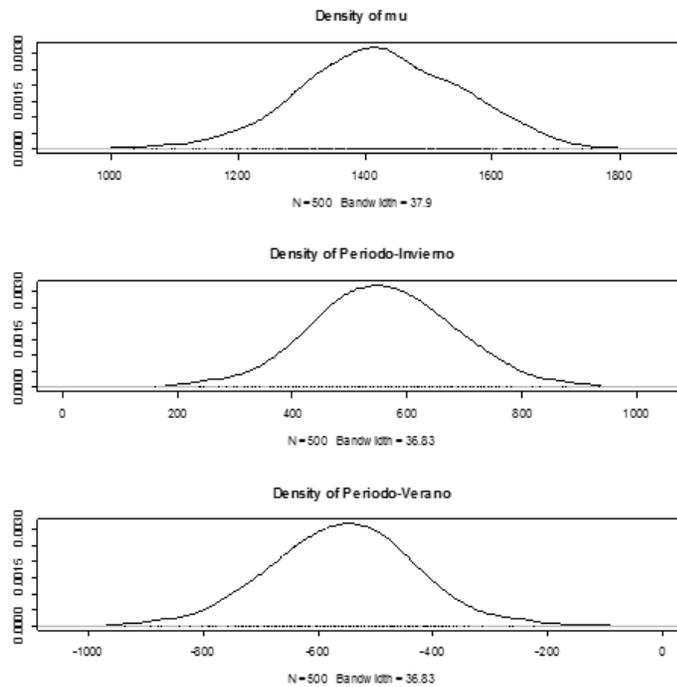


Figura 27. Distribución a posteriori de poliquetos del modelo para el factor Periodo.

Al realizar el ACP se observó que las estaciones de verano e invierno fueron separadas. Las estaciones de verano se encontraron caracterizadas por altas temperaturas, valores menores de salinidades, densidades y productividad secundaria. Las estaciones de invierno se encuentran caracterizados por temperaturas menores y salinidades, densidades y productividad secundaria mayores (figura 28).

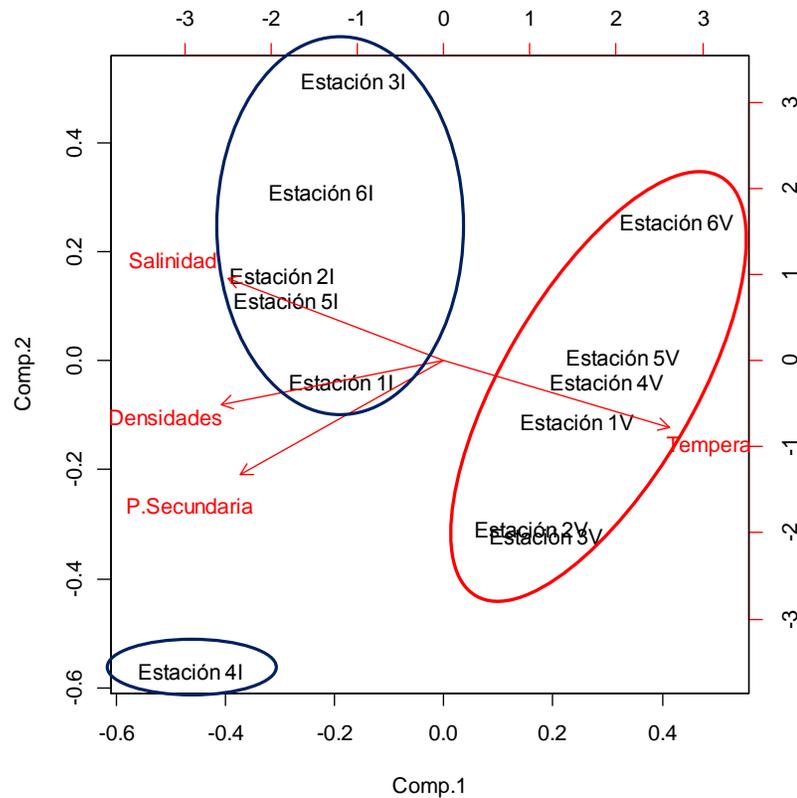


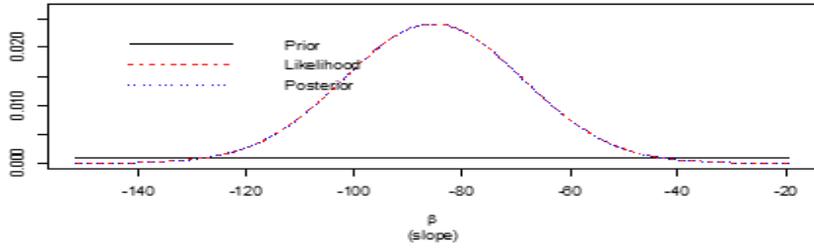
Figura 28. ACP para las estaciones de poliquetos en BLA para las estaciones de monitoreo y periodo de muestro de verano e invierno.

Para verificar que familias tenían afinidades por los periodos de verano e invierno se realizó un análisis MDS con distancia euclidiana. La base de datos original fue transformada mediante raíz cuadrada. Mediante esta transformación el análisis MDS tuvo un estrés inicial de **0.07720092** y un estrés final de **0.07389682**. Se observa que las familias Goniadidae, Nephthyidae y Capitellidae prefieren las condiciones en verano, mientras que las familias Cirratulidae, Glyceridae, Nereididae, Opheliidae, Sabellidae, Serpullidae y Spionidae son beneficiadas invierno (figura 29).

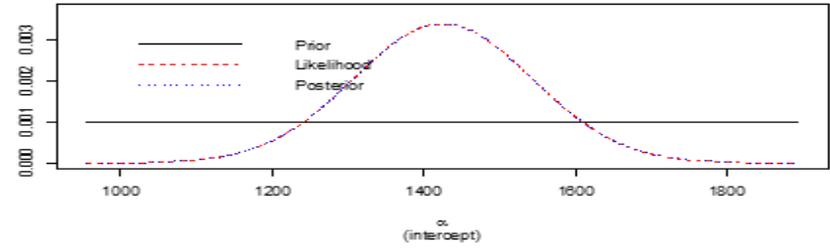
Se realizaron regresiones bayesianas con temperatura y salinidad para observar las tendencias de densidades de los poliquetos de acuerdo a las variaciones de temperatura y salinidad para poliquetos generales y dos familias, una con afinidad al periodo de invierno y otro al periodo de verano. También fueron graficadas las tendencias de las familias Spionidae y Goniadidae (figura 30). Se nota que en general los poliquetos presentan mayores densidades a menor temperatura y mayor salinidad. Lo anterior también fue observado para la familia Spionidae. Esta tendencia cambia para la familia Goniadidae la cual presenta mayores densidades a temperaturas y salinidades superiores. Los valores de la media a posteriori, desviación estándar posteriori e intervalos de credibilidad se observan en la tabla 7.

(a)

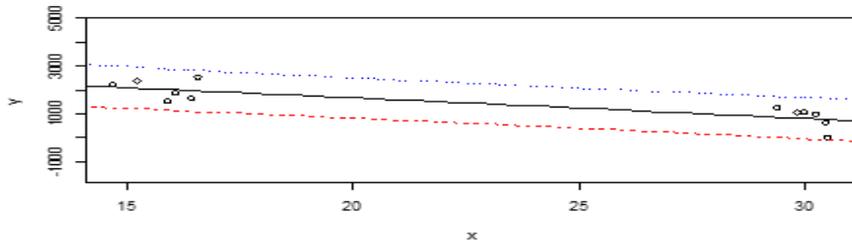
Prior, likelihood and posterior for β



Prior, likelihood and posterior for α_z

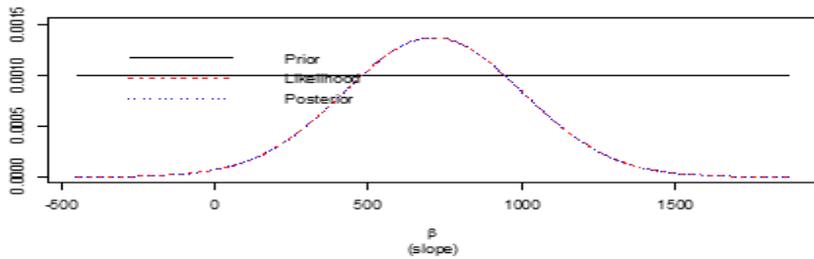


Predictions with 95% bounds

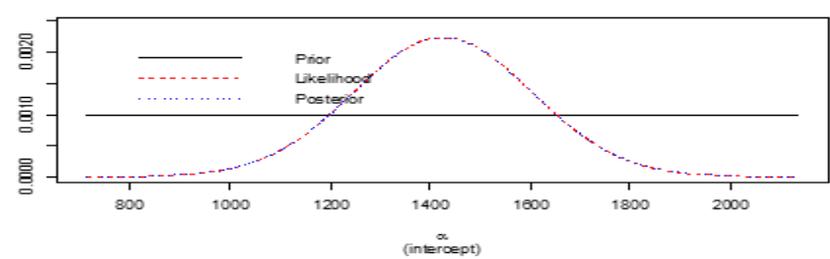


Temperatura

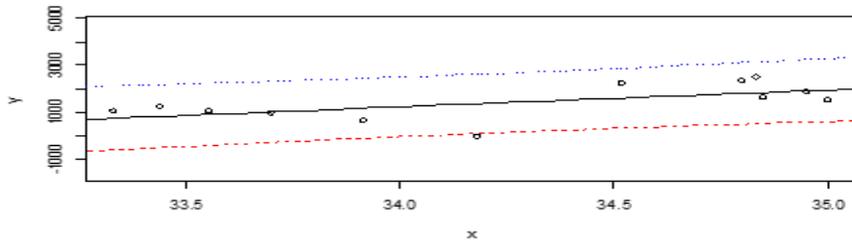
Prior, likelihood and posterior for β



Prior, likelihood and posterior for α_z



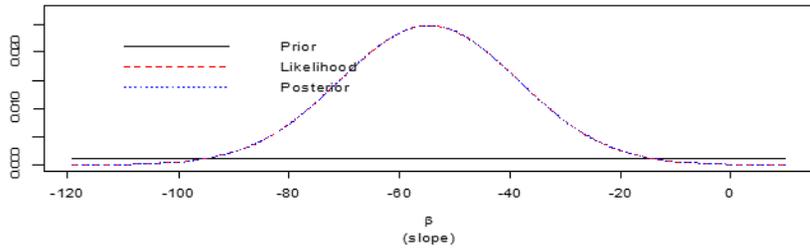
Predictions with 95% bounds



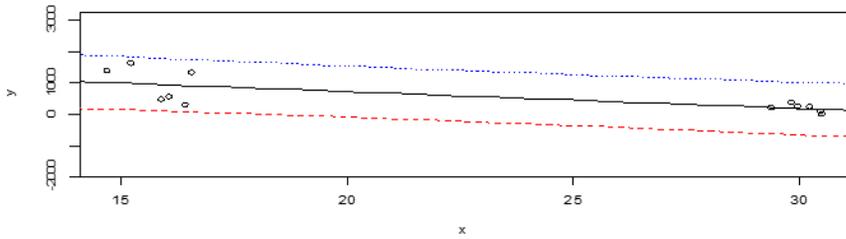
Salinidad

(b)

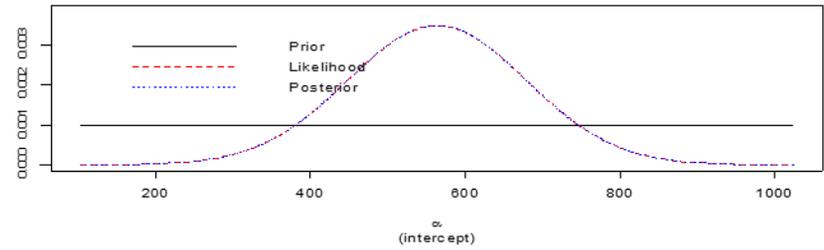
Prior, likelihood and posterior for β



Predictions with 95% bounds

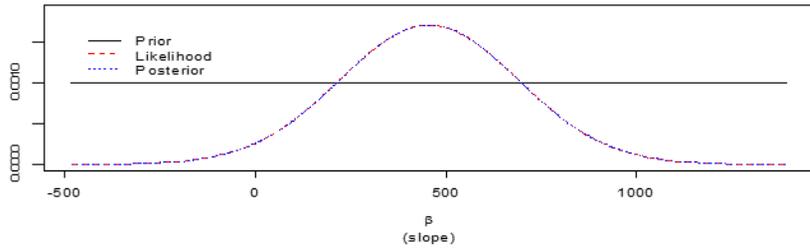


Prior, likelihood and posterior for $\alpha_{\bar{x}}$

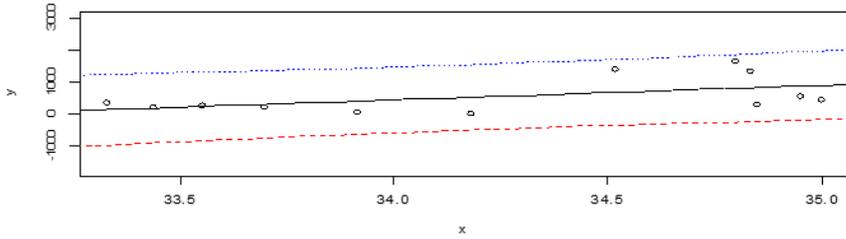


Temperatura

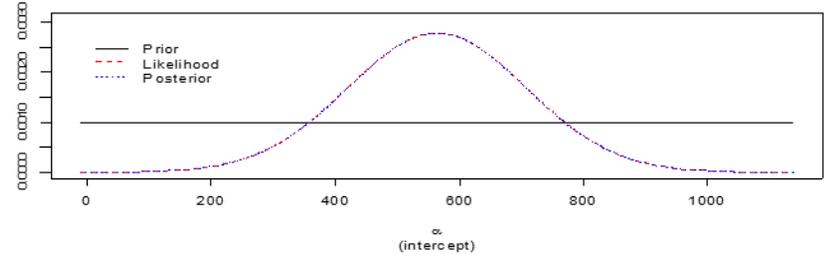
Prior, likelihood and posterior for β



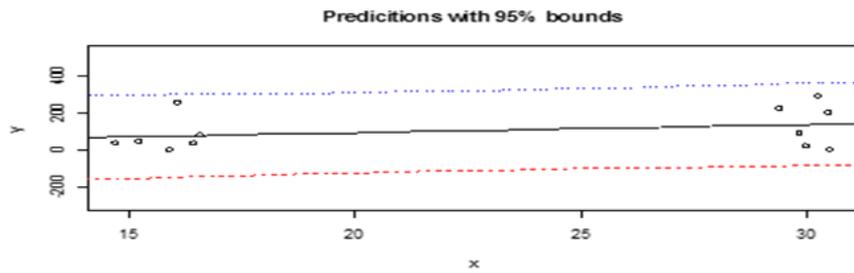
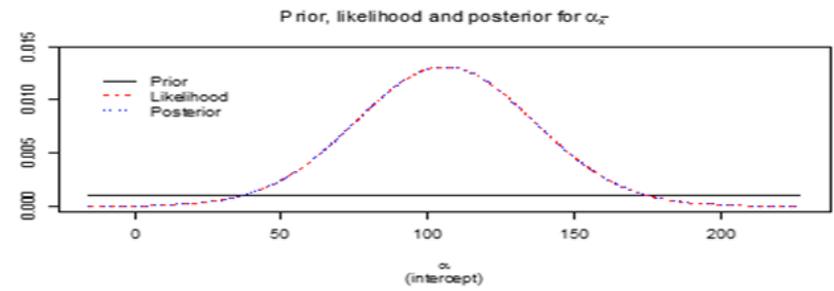
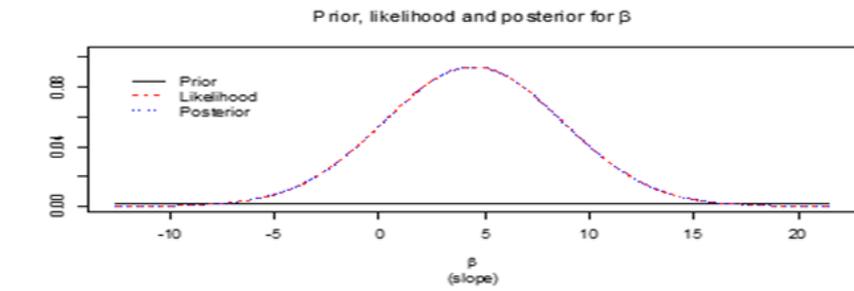
Predictions with 95% bounds



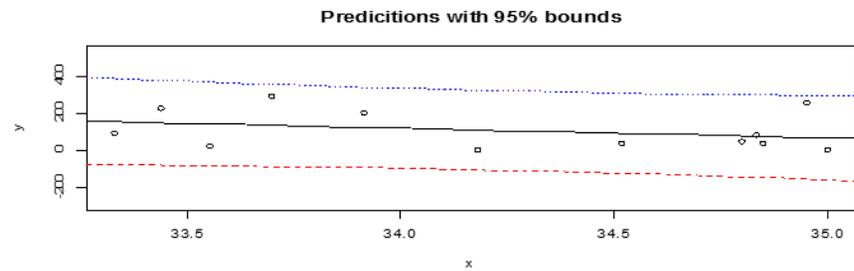
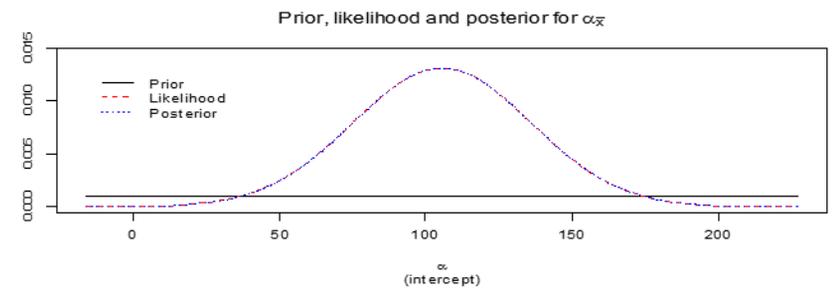
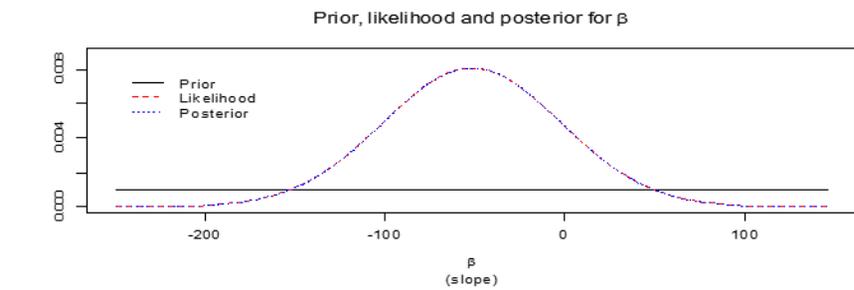
Prior, likelihood and posterior for $\alpha_{\bar{x}}$



Salinidad



Temperatura



Salinidad

Figura 30. Regresión bayesiana de la relación densidad-temperatura y densidad-salinidad de poliquetos (a), Spionidae (b) y Goniadidae (c) con los datos de ambos periodos de muestreo.

Tabla 7. Valores de intercepto, pendiente e intervalos de credibilidad para poliquetos (a), Spionidae (b) y Goniadidae (c) con respecto a la temperatura y salinidad.

Temperatura	Media a posteriori	Desviación estándar a posteriori	Salinidad	Media a posteriori	Desviación estándar a posteriori
Intercepto	1425	117.86		1425	178.38
Pendiente	-85.3	16.511		712.1	290.31
Intervalo de credibilidad	-117.65, -52.93			143.07, 1281.06	

(a)

Temperatura	Media a posteriori	Desviación estándar a posteriori	Salinidad	Media a posteriori	Desviación estándar a posteriori
Intercepto	563.9	115.32		563.9	143.7
Pendiente	-54.59	16.155		455.5	233.87
Intervalo de credibilidad	-86.25, -22.92			-2.93, 913.84	

(b)

Temperatura	Media a posteriori	Desviación estándar a posteriori	Salinidad	Media a posteriori	Desviación estándar a posteriori
Intercepto	105.6	30.4		105.6	30.423
Pendiente	4.465	4.2587		-51.5	49.514
Intervalo de credibilidad	-3.88, 12.81			-148.54, 45.54	

(c)

Debido a que el tamaño de los granos de arena varió de verano (arenas fina, media, y gruesa), a invierno (media y gruesa), se decidió no incluirlos en el análisis multifactorial. Por lo tanto se analizó la relación de la granulometría y densidad de poliquetos por separado. La prueba Kruskal-Wallis para verano encontró diferencias entre la densidad y la granulometría ($p=0.027$). Los valores de la prueba a posteriori se encuentran en la tabla 8. En invierno solo existen dos tipos de arenas (medias y gruesas) por ende se realizó la prueba no paramétrica Mann-Whitney, esta no encontró diferencias ($p=0.31$).

Tabla 8. Resultados de los análisis frecuencistas para la relación densidad-granulometría en poliquetos en el periodo verano.

	Arena media	Arena gruesa
Arena fina	1	0.034
Arena media		0.045

El ANOVA bayesiano para verano encontró evidencia escasa en la relación entre el tipo de sedimento y la densidad de poliquetos (**FB=2.62 ± 0.34%**) al igual que la t bayesiana en invierno (**FB=0.69 ± 0.03%**).

Se utilizó el índice de similitud de Bray-Curtis para agrupar los sitios de acuerdo a la similitud de las familias presentes de cada estación. El análisis muestra que en verano se obtuvieron tres grupos; la primera consiste de las estaciones de monitoreo 1 a 4. Las estaciones de monitoreo 5 y 6 fueron separadas como dos grupos independientes. Durante invierno, las estaciones de monitoreo 1, 2 y 4 formaron un grupo, la estación de monitoreo 3 se presenta separada y las estaciones de monitoreo 5 y 6 forman un tercer grupo. Al combinar periodos estacionales la estación de monitoreo 1 y 3 de verano y 3,5 y 6 de invierno se agrupan. Las estaciones de monitoreo 2,4 y 5 de verano forman un segundo grupo. Las estaciones de monitoreo 1, 2 y 4 de invierno forman un tercer grupo. La estación de monitoreo 6 no pudo ser colocada en ningún grupo.

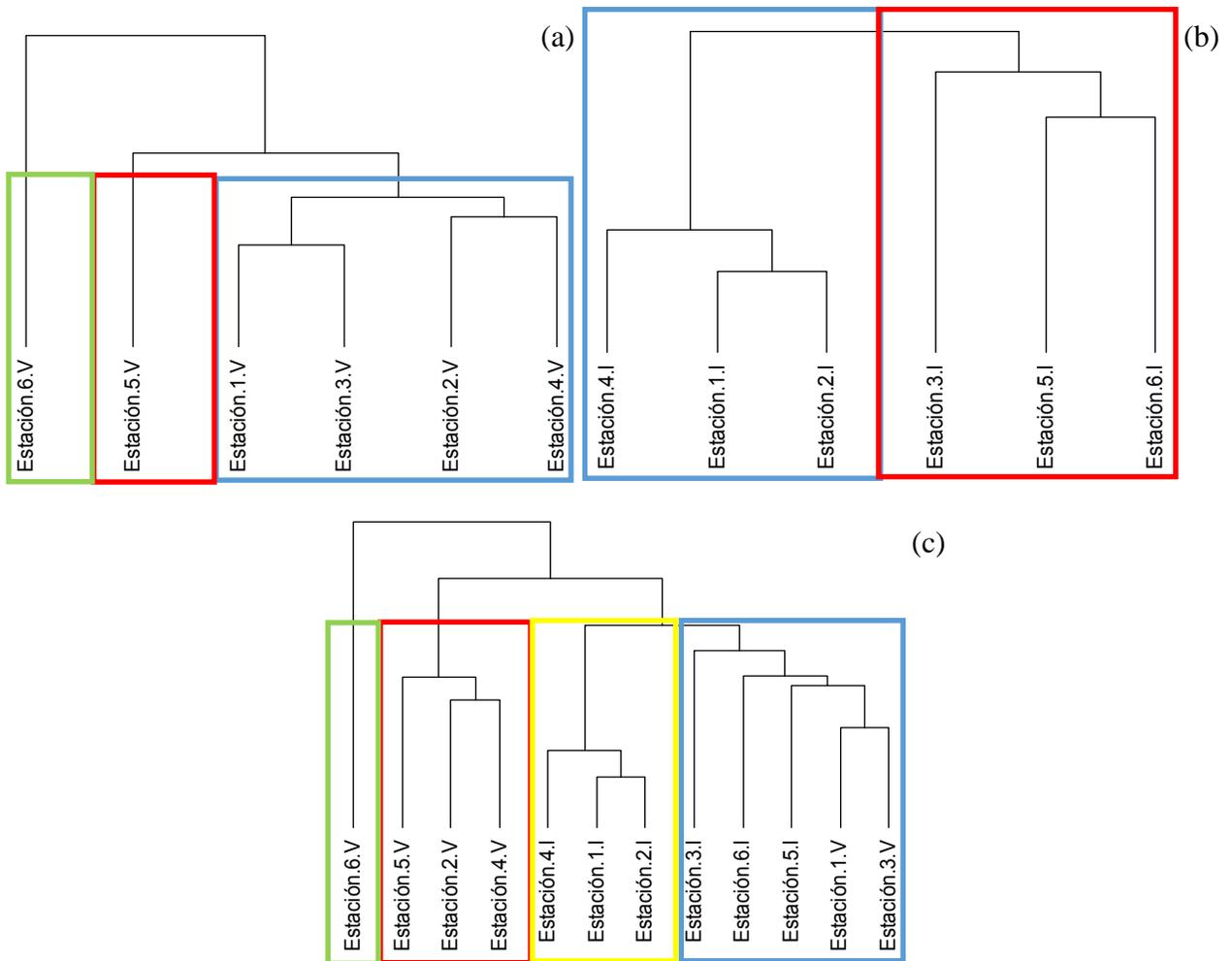


Figura 31. Clúster con distancia bray-curtis de poliquetos por estación de monitoreo para el periodo de verano (a), invierno (b) y ambos periodos combinados (c) (grupo 1 azul, grupo 2 rojo, grupo 3 verde, grupo 4 amarillo).

3.6 Resultados moluscos

La abundancia total de moluscos fue de 35,956 individuos correspondientes a 47 familias, 42 familias (22,899 individuos) identificadas en verano y 36 familias (13,057 individuos) en invierno. Para verano la estación de monitoreo 4 tuvo la mayor abundancia (5,181 individuos), la menor abundancia se encontró en la estación de monitoreo 2 (2,012 individuos). En invierno, la estación de monitoreo 6 presentó la mayor abundancia (8,587 individuos) y la menor abundancia nuevamente en la estación 2 de monitoreo (411 individuos) (figura 32).

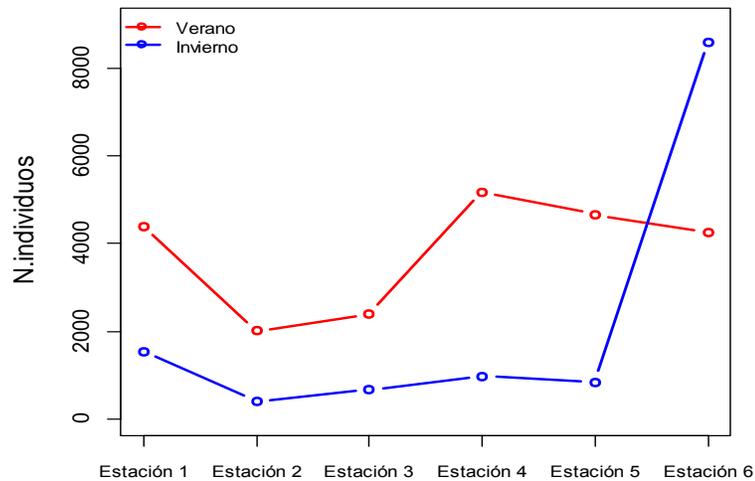
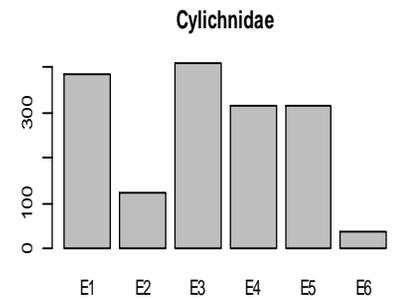
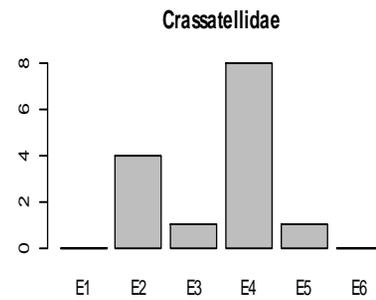
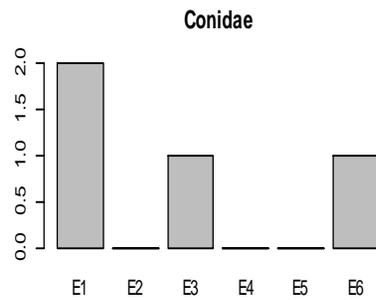
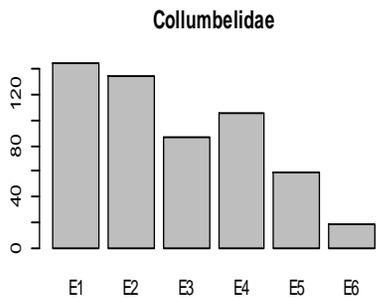
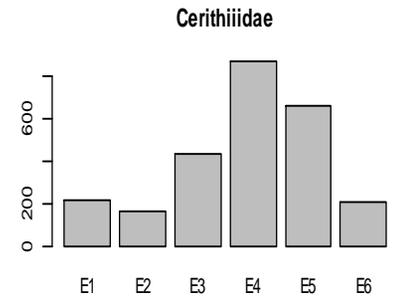
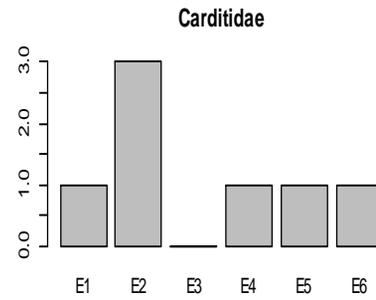
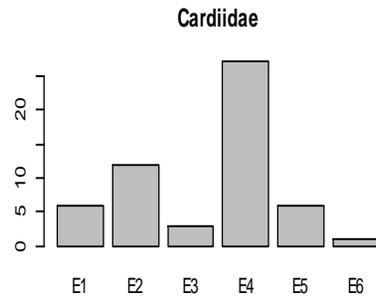
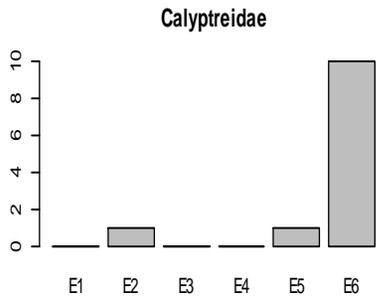
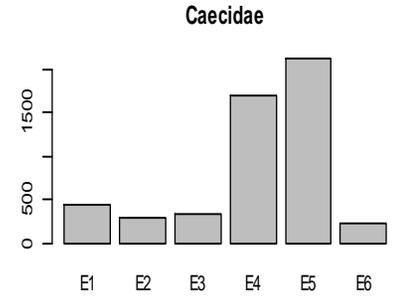
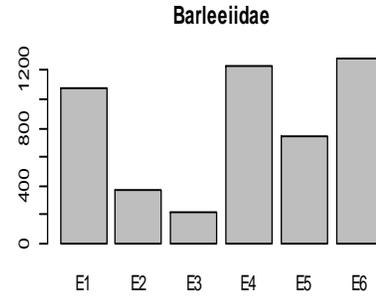
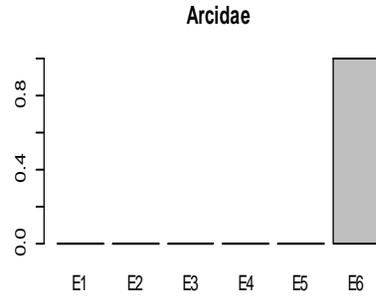
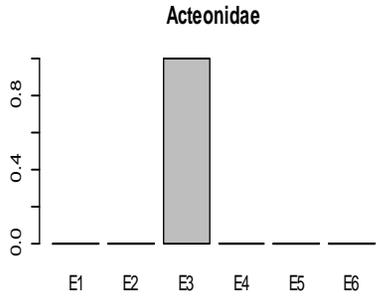
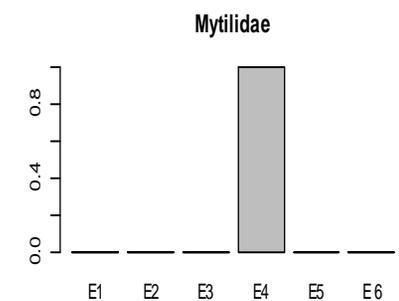
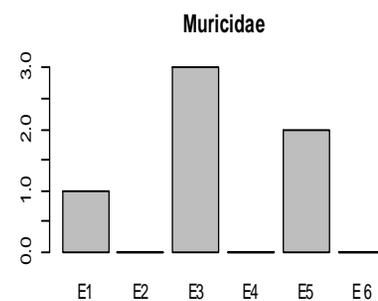
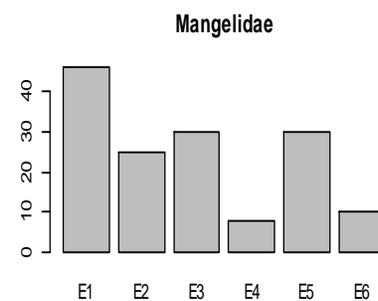
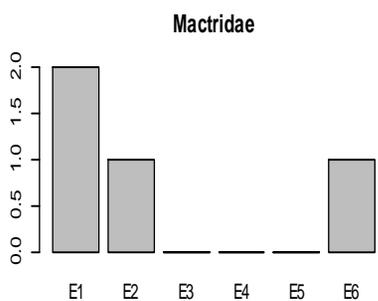
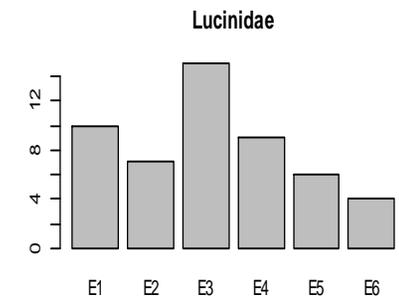
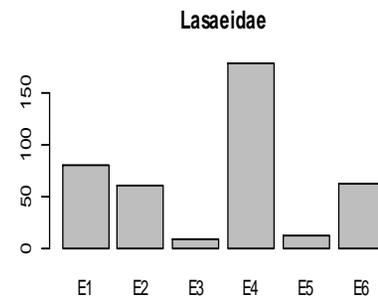
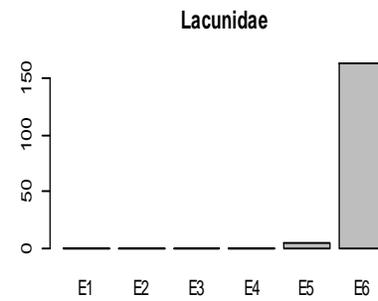
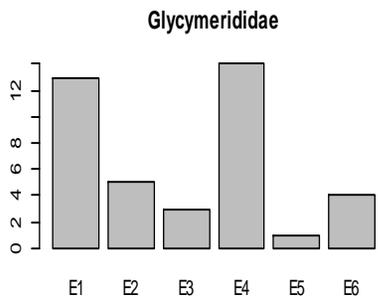
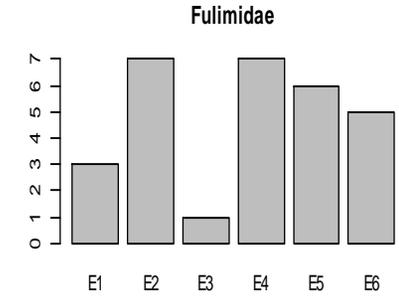
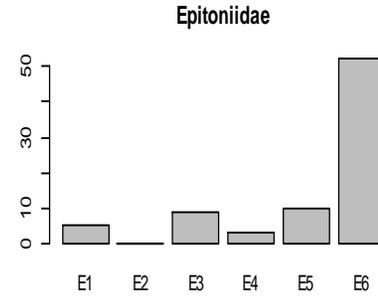
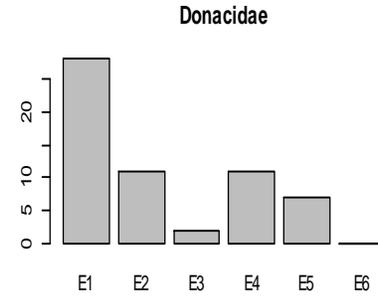
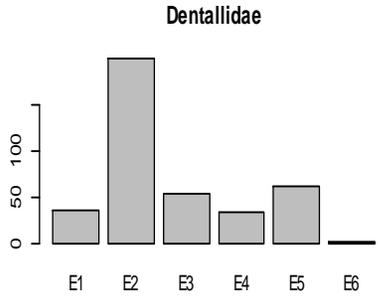


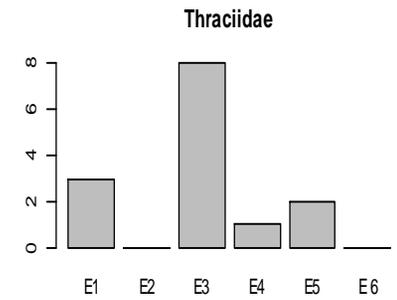
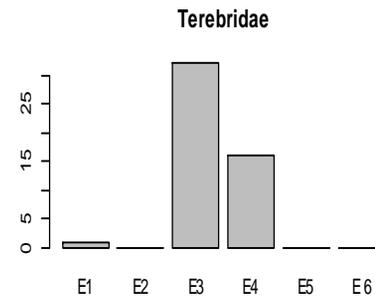
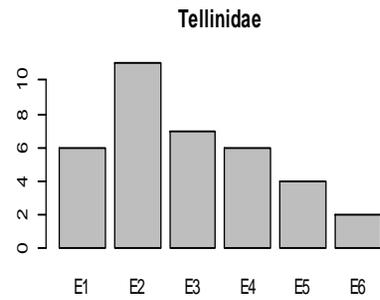
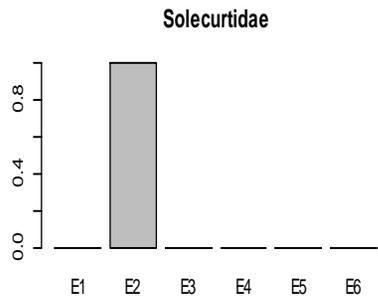
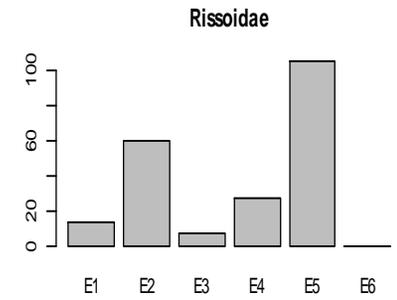
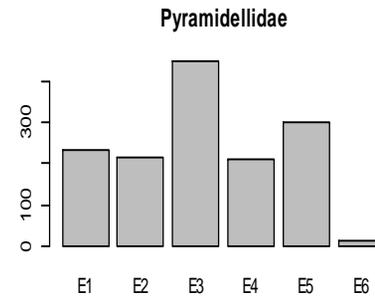
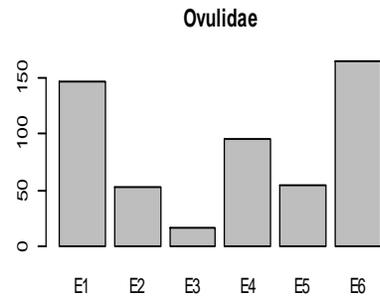
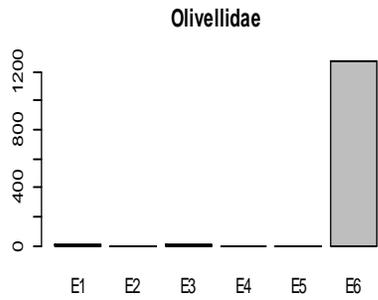
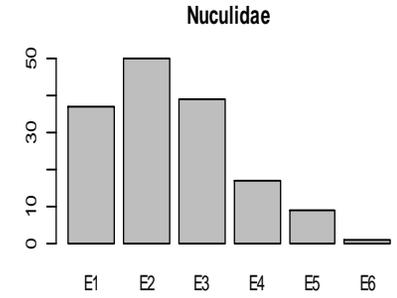
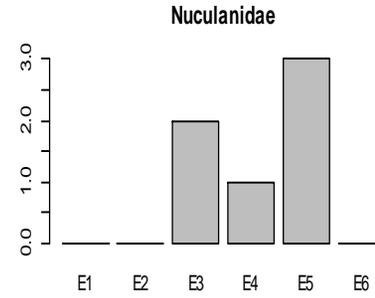
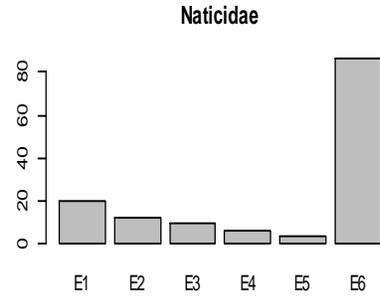
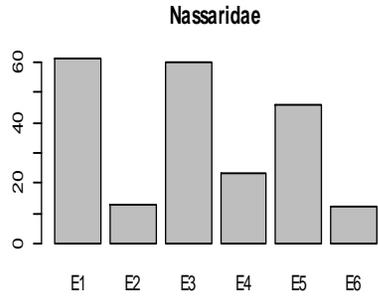
Figura 32. Distribución de abundancia (N. individuos) de moluscos por estación de monitoreo para los periodos de verano e invierno.

La familia de micromoluscos Vermetidae fue la más abundante (9,909 individuos) al analizar ambos periodos de monitoreo contribuyendo con el 25% de la abundancia total (figura 35). En verano se recolectaron 5,097 individuos de la familia Caecidae representando el 26% de la abundancia en verano, la segunda familia más abundante fue Barleiididae con 4,914 organismos representando el 24% de la abundancia y la tercera familia más abundante fue la familia Ceriithidae con 2,573 individuos representando el 12% de la abundancia en el periodo verano. Todas estas familias presentaron distribuciones en toda la franja costera aunque la familia Ceriithidae presentó un pico de abundancia en la estación de monitoreo 4.

En invierno la familia más abundante fueron los micromoluscos Vermetidae registrándose 7,790 individuos contribuyendo al 60% de la abundancia obtenida en ese periodo. La segunda familia más abundante fue Barleiididae con 1,415 individuos y siendo un 11% de la abundancia. La familia Ceriithidae siguió en abundancia con 807 individuos (6% de la abundancia en invierno). Estas familias se encontraron distribuidas en toda la franja costera aunque la familia Vermetidae y Barleiididae presentaron un pulso en abundancia en la estación de monitoreo 6, en tanto que la familia Ceriithidae presentó una mayor abundancia en la estación de monitoreo 4.







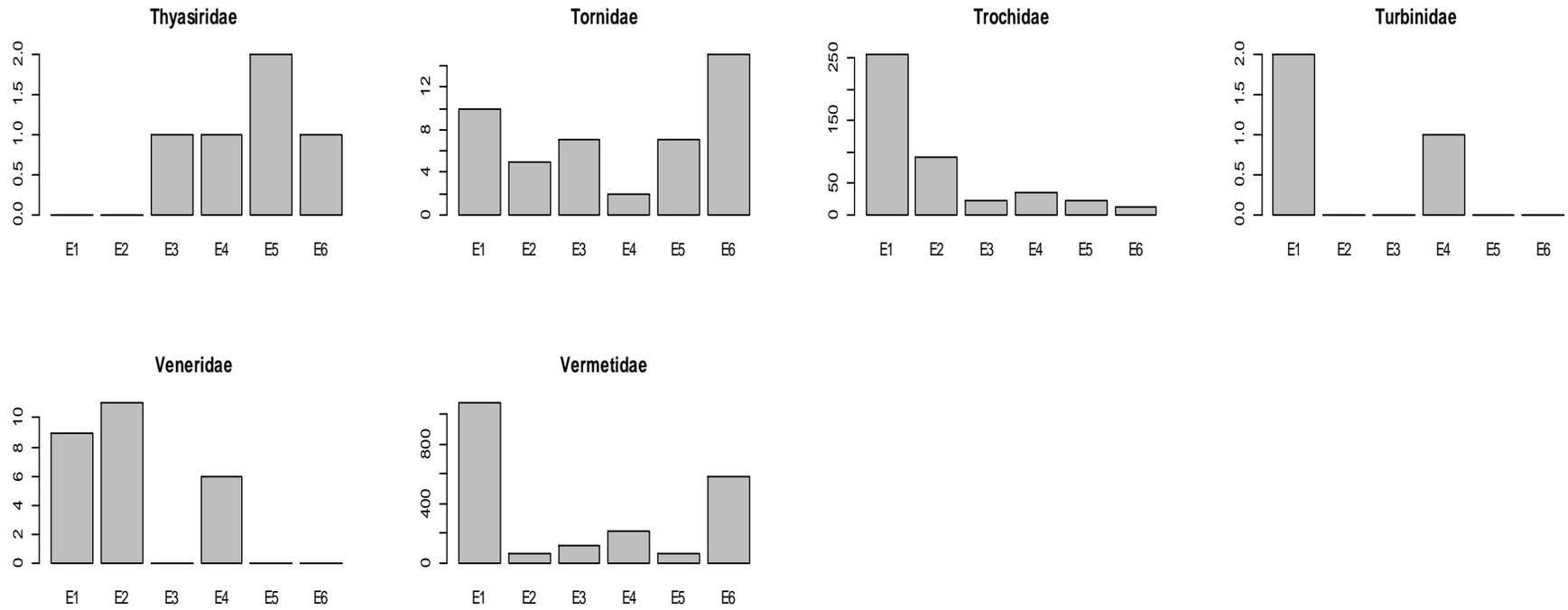
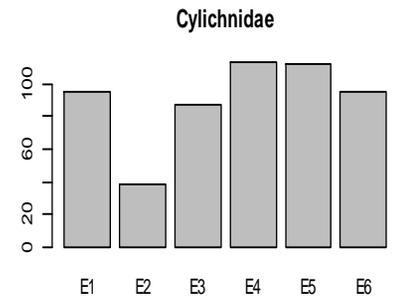
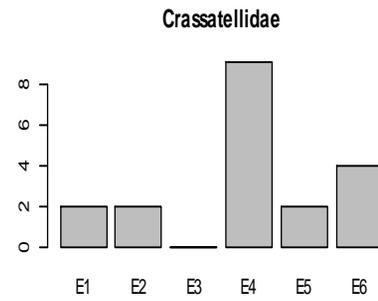
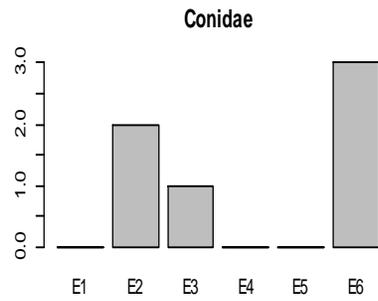
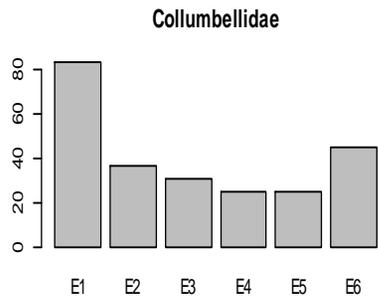
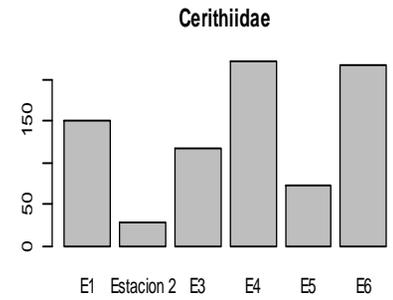
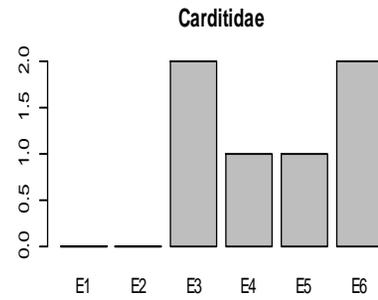
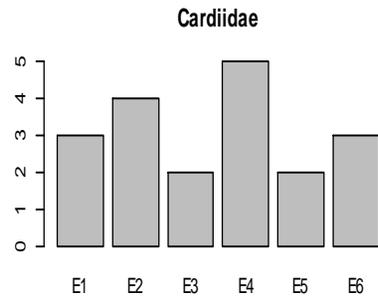
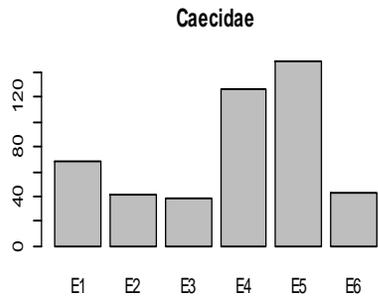
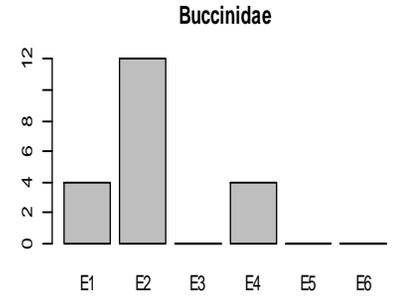
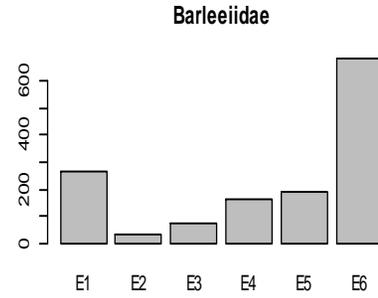
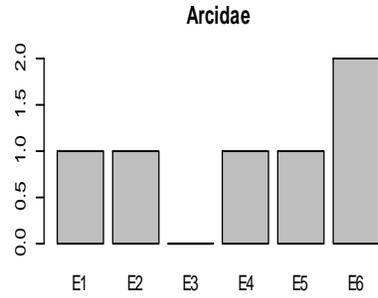
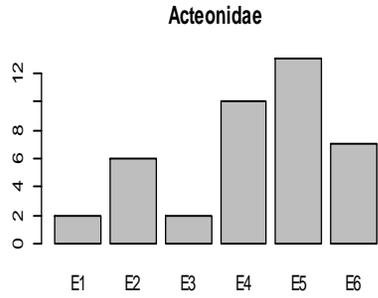
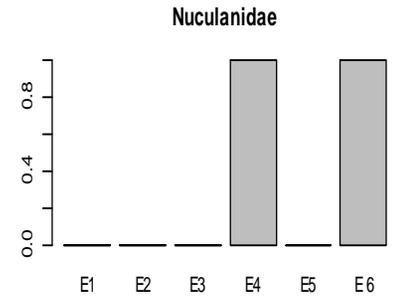
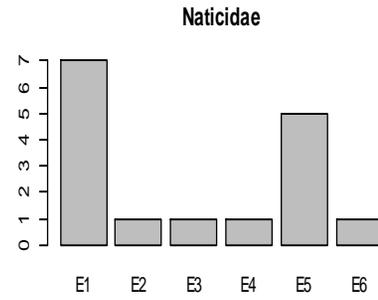
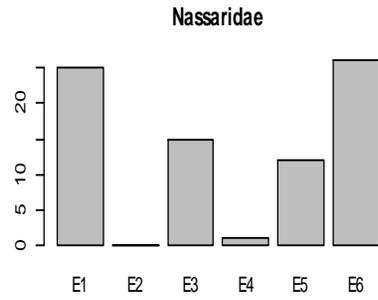
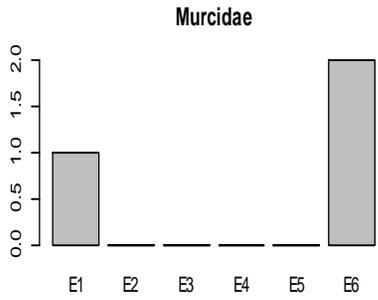
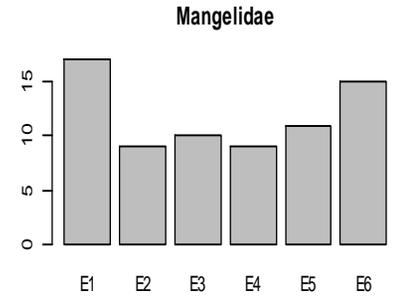
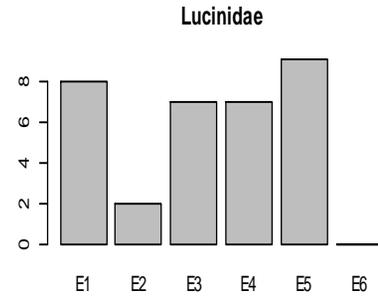
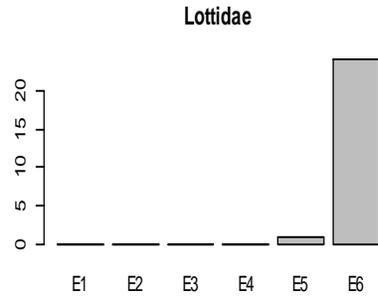
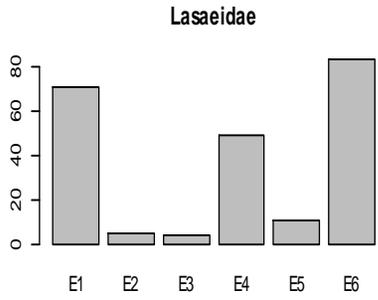
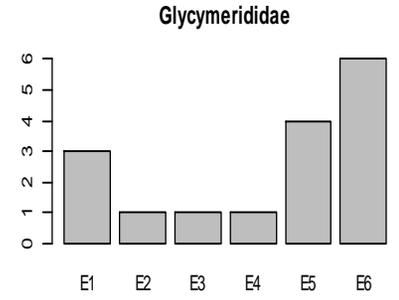
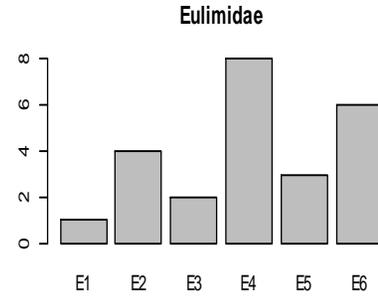
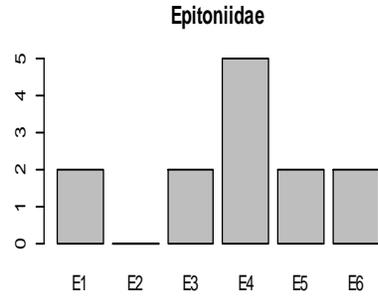
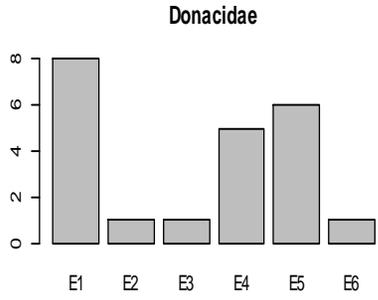


Figura 33. Abundancia (N.individuos) de familias de moluscos por estación de monitoreo durante verano.





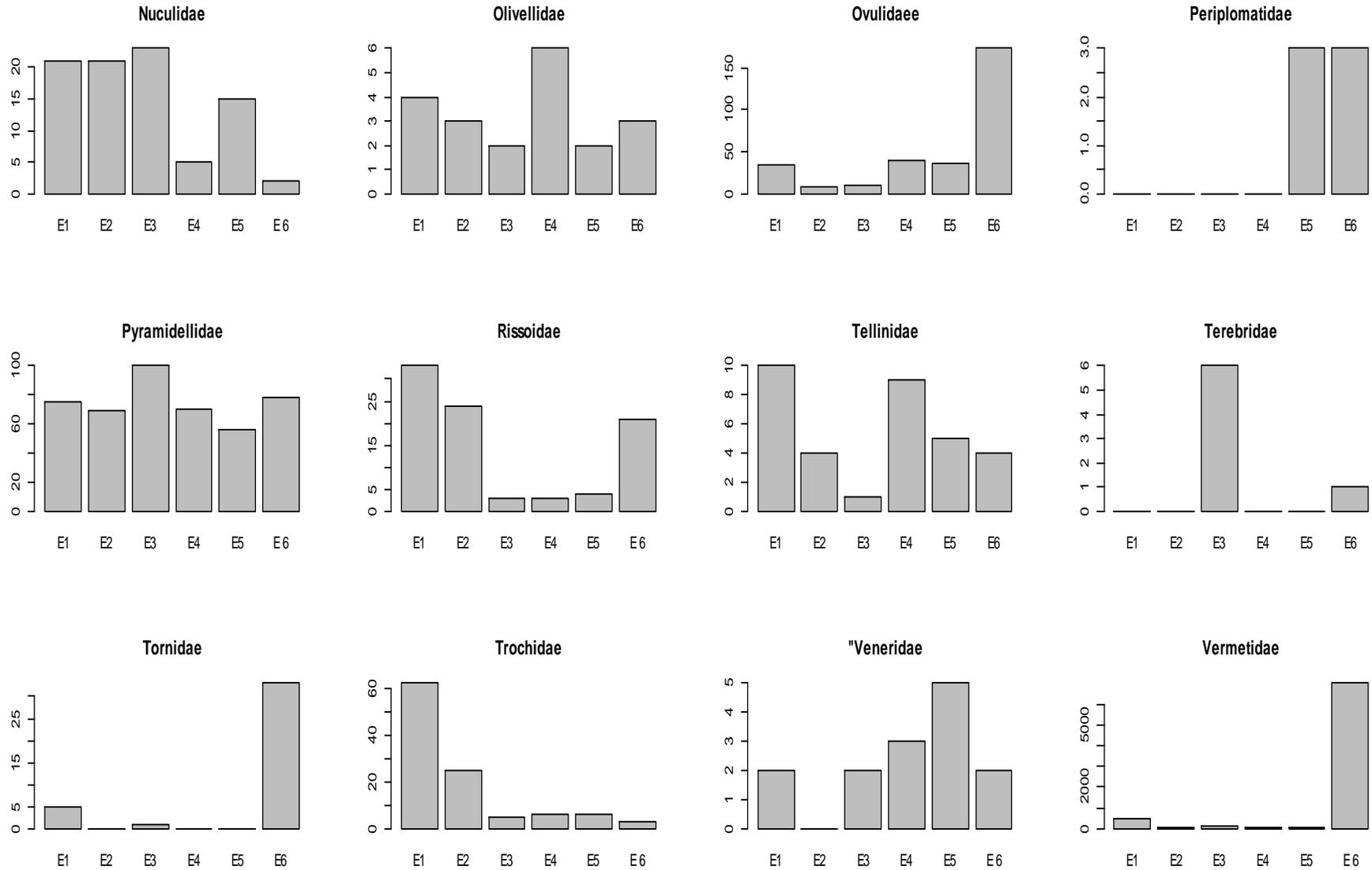


Figura 34. Abundancia (N.individuos) de familias de moluscos por estación de monitoreo durante invierno.

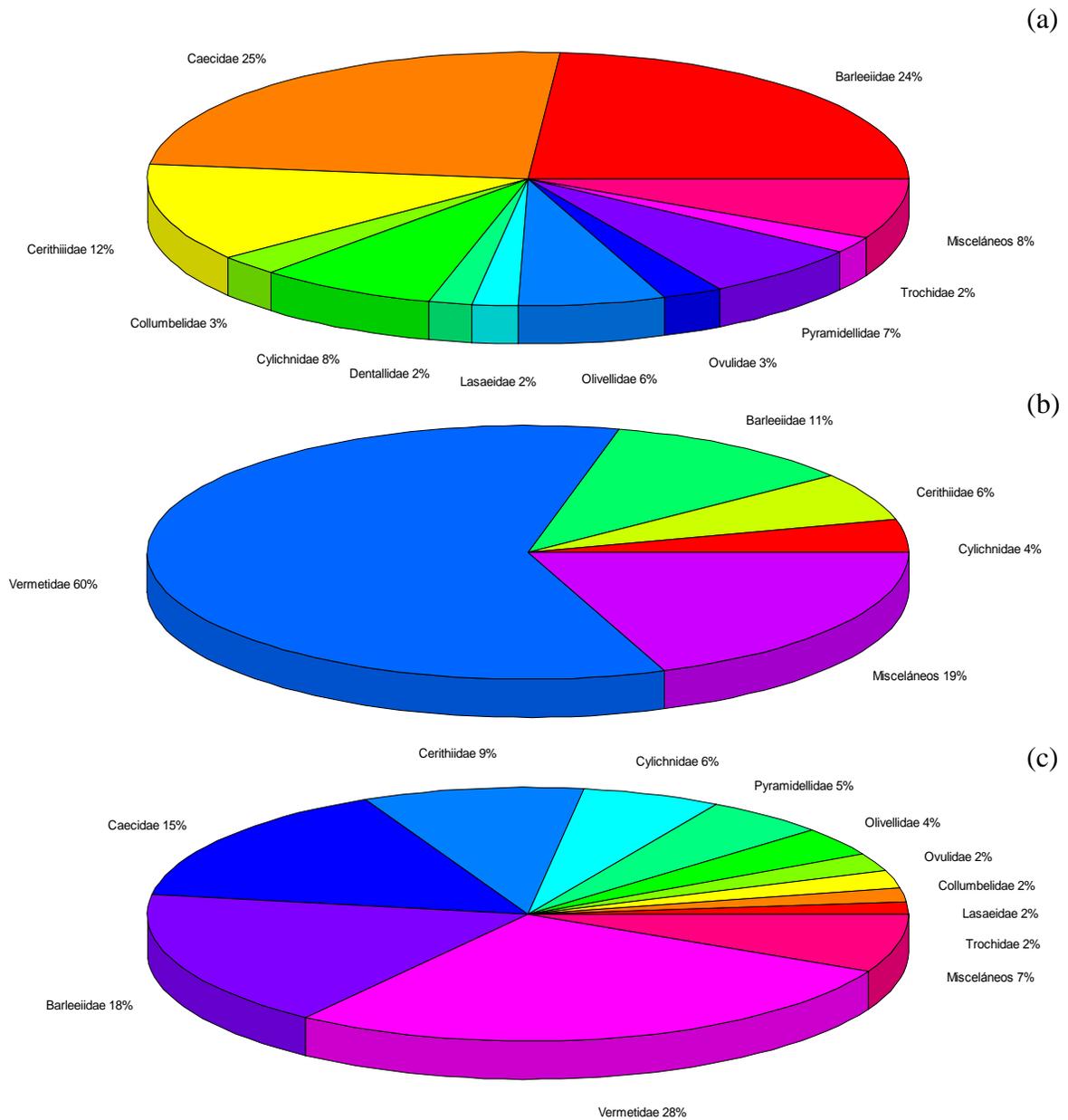


Figura 35. Abundancia (%) de moluscos por familia durante verano (a), durante invierno (b), y para ambos periodos combinados (c).

3.7 Resultados crustáceos

En total se contabilizaron 274 individuos de crustáceos pertenecientes a 33 familias, 24 familias en verano y 23 en invierno. Durante verano se registraron 87 individuos, la estación de monitoreo 1 presentó la abundancia más alta (43 individuos) mientras que la estación de monitoreo 4 presentó la menor abundancia (tres individuos). En invierno se

registraron 187 individuos de crustáceos, la estación 6 presentó la mayor abundancia con 123 individuos, la menor abundancia (dos individuos) se presentó en la estación de monitoreo 3 (figura 36).

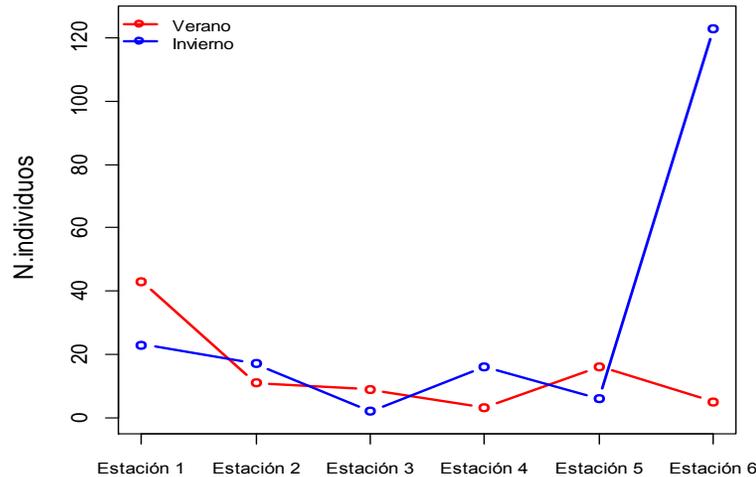
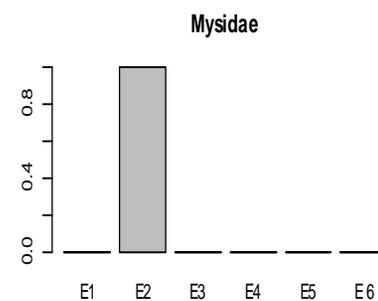
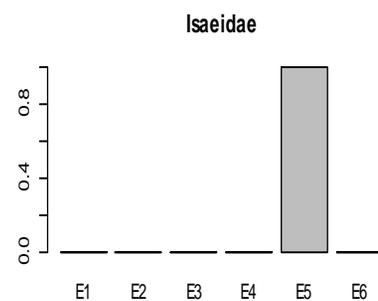
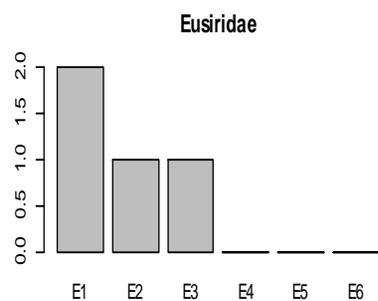
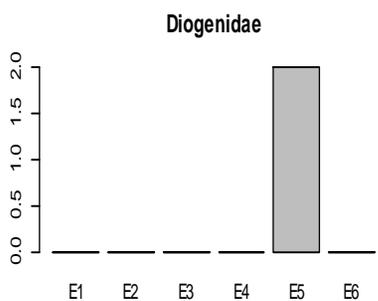
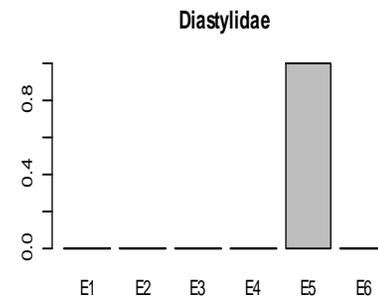
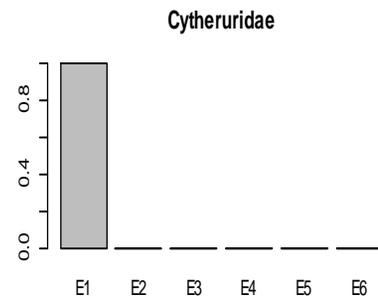
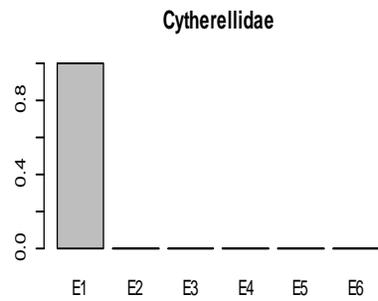
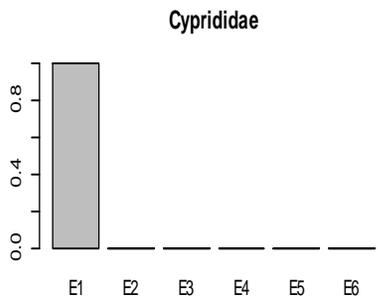
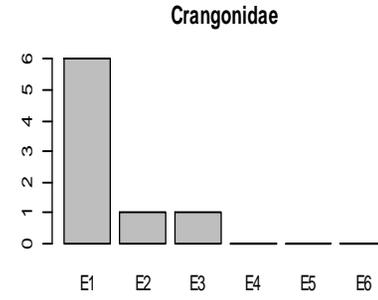
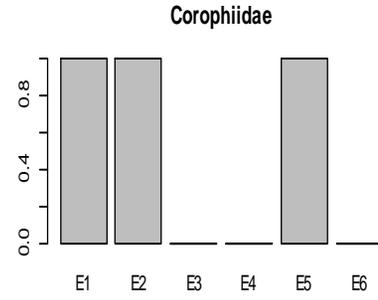
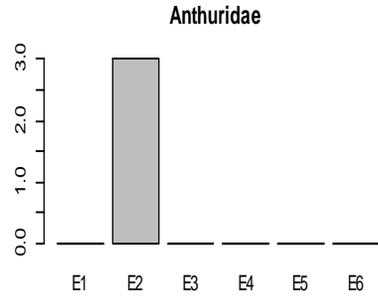
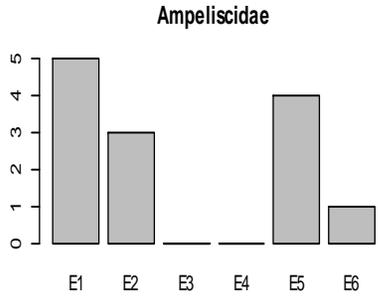


Figura 36. Distribución de abundancia (N. individuos) de crustáceos por estación de monitoreo para los periodos de verano e invierno.

A nivel de familia y durante verano, la mayor abundancia fue presentada por Phoxocephalidae con 23 individuos, contribuyendo con 26% de la abundancia de crustáceos; 21 individuos se encontraron en la estación de monitoreo 1, y los dos individuos restantes en la estación de monitoreo 2 (figura 37). La segunda familia más abundante fue Ampeliscidae con 13 individuos que contribuyeron con 15% de la abundancia de verano; la estación de monitoreo 1 tuvo la mayor abundancia con 5 individuos. En la estación de monitoreo 3 y 4 no fueron encontrados organismos Ampeliscidae, en la estación de monitoreo 6 solo se registró un individuo. La familia Crangonidae fue la tercera más abundante con ocho individuos (9% de la abundancia). Se agruparon en su mayoría en la estación de monitoreo 1 en donde se contabilizaron seis organismos, en la estación 2 y 3 se registró un individuo.

En invierno la familia más abundante fue Corophiidae con 68 organismos representando el 38% de la abundancia. Esta familia se localizó principalmente en la estación de monitoreo 6 con 64 organismos, sin embargo, no se encontraron presentes en la estación de monitoreo 3, 4 y 5. En la estación 1 solo se encontró un organismo. La segunda familia

más abundante fue la familia Aoridae con 22 individuos contribuyendo con el 12% de la abundancia y con la mayor abundancia (20 individuos) registrada en la estación de monitoreo 6, y los dos individuos restantes se ubicaron en la estación de monitoreo 2. La familia Gammaridae fue la tercera familia más abundante con 15 individuos, todos registrados en la estación de monitoreo 6 representando el 5% de la abundancia total.



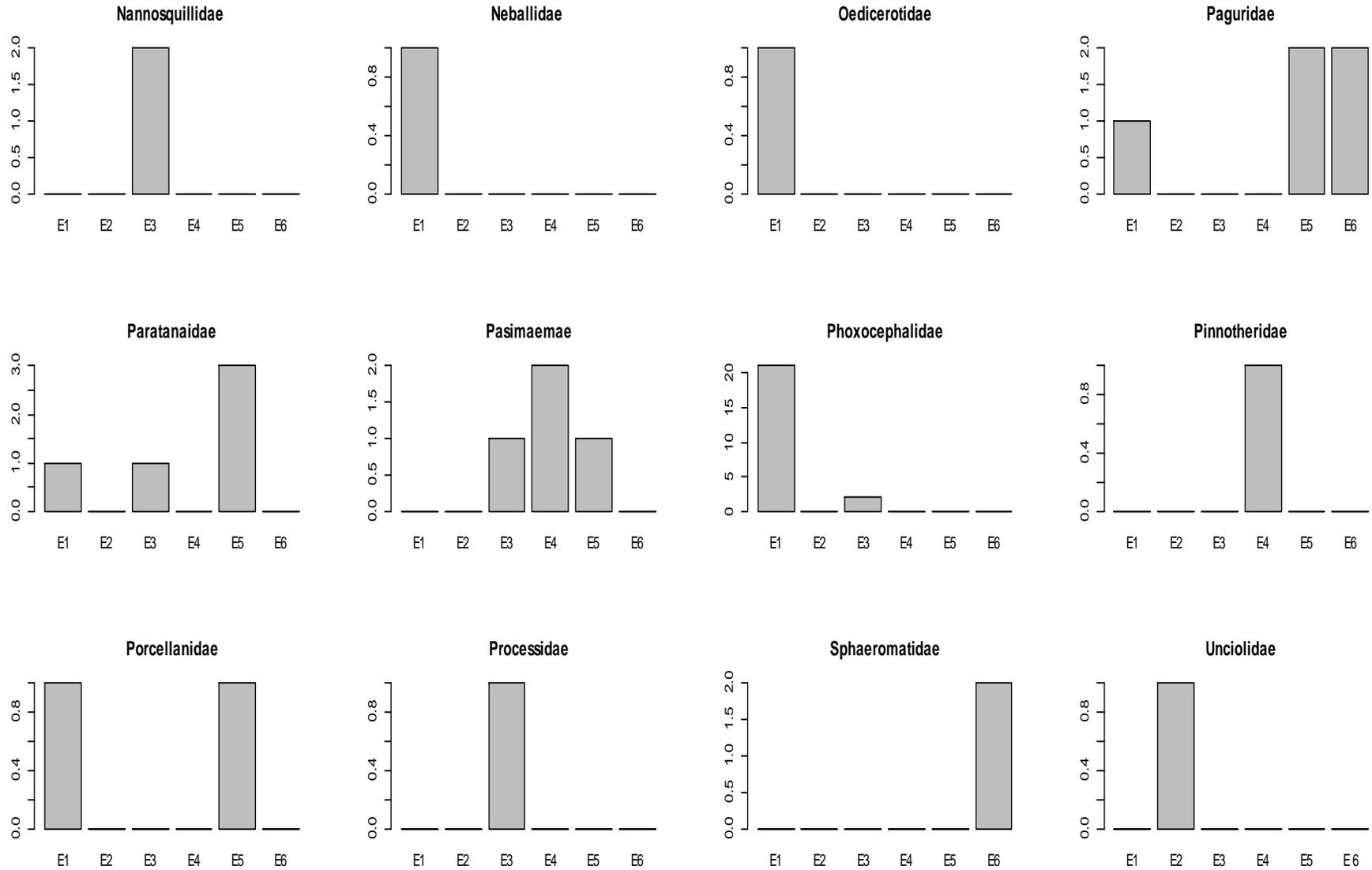
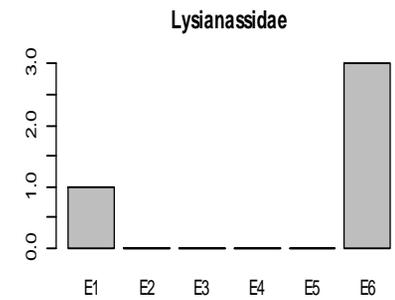
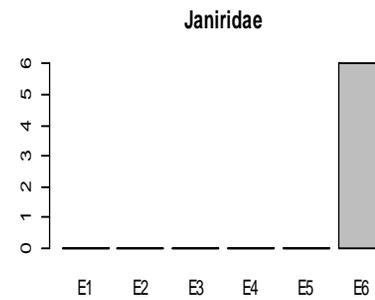
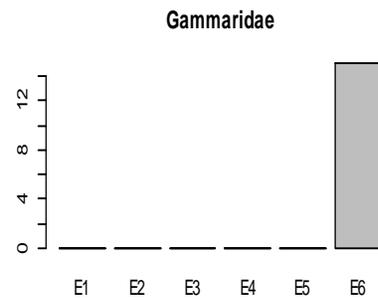
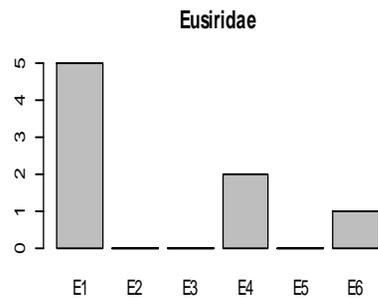
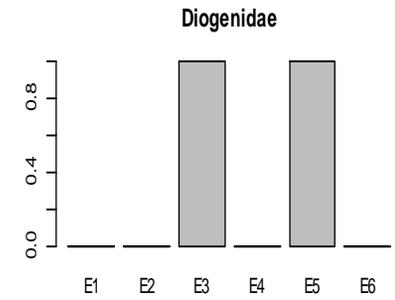
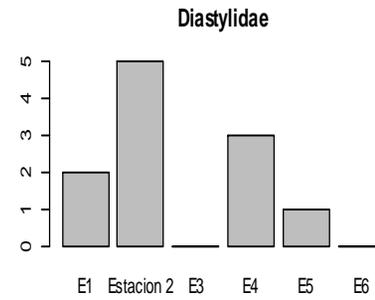
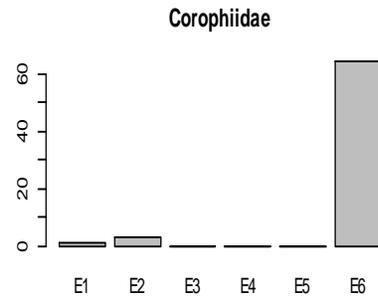
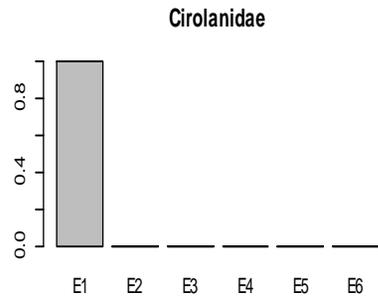
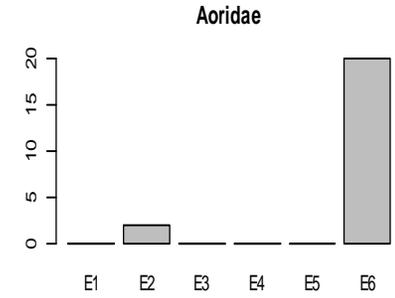
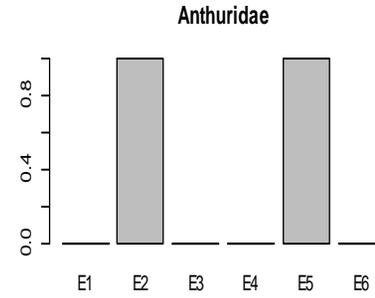
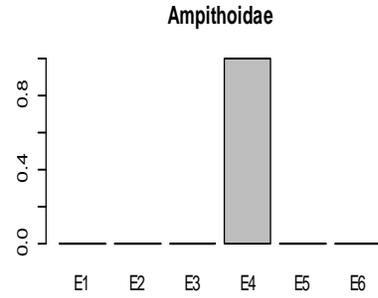
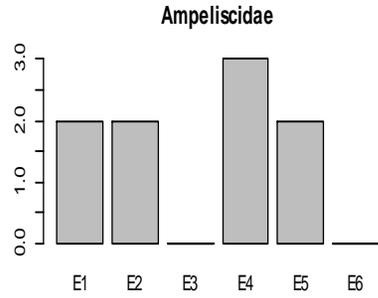


Figura 37. Abundancia (N.individuos) de familias de crustáceos por estación de monitoreo durante verano.



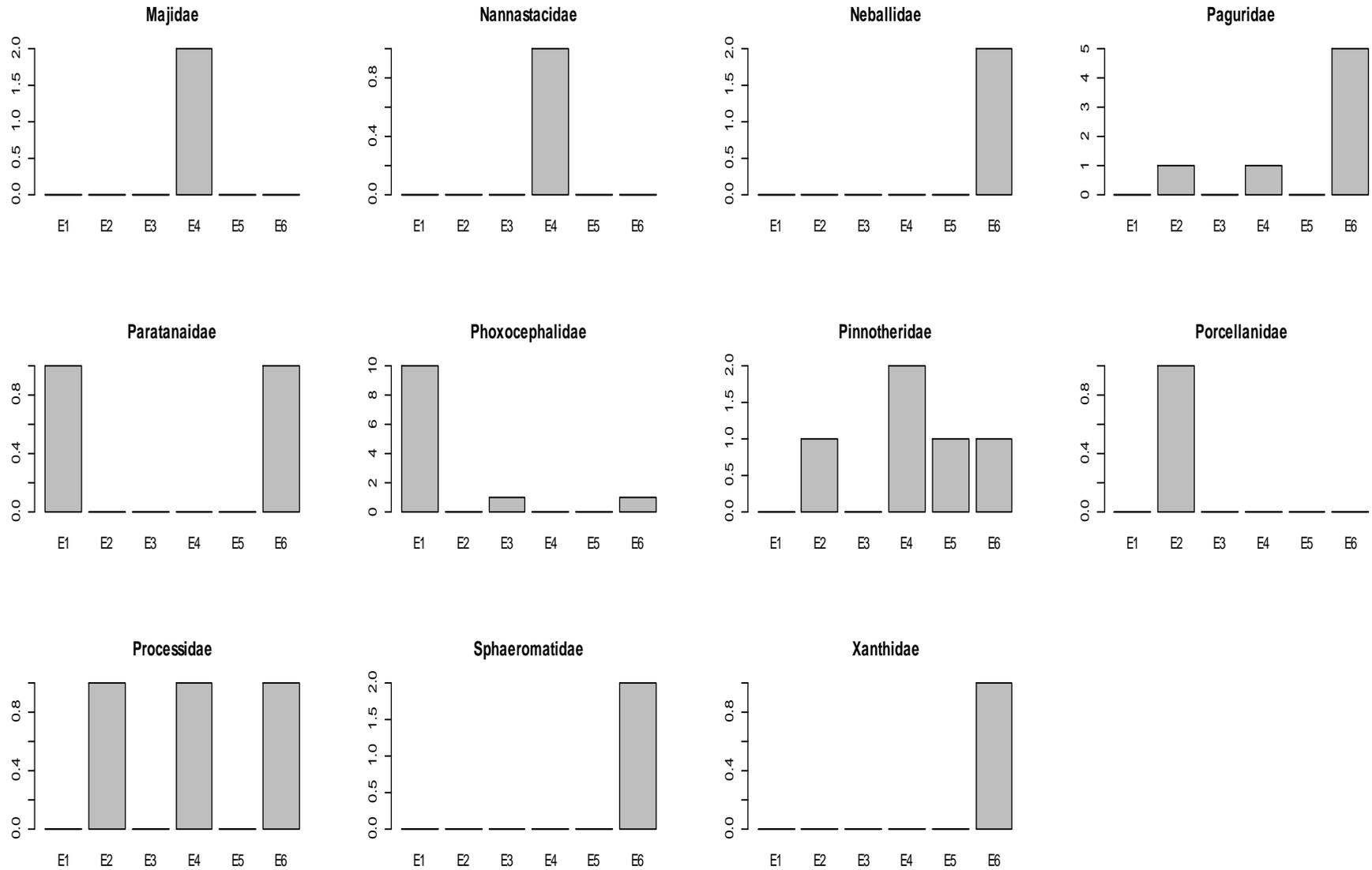


Figura 38. Abundancia (N.individuos) de familias de crustáceos por estación de monitoreo durante invierno.

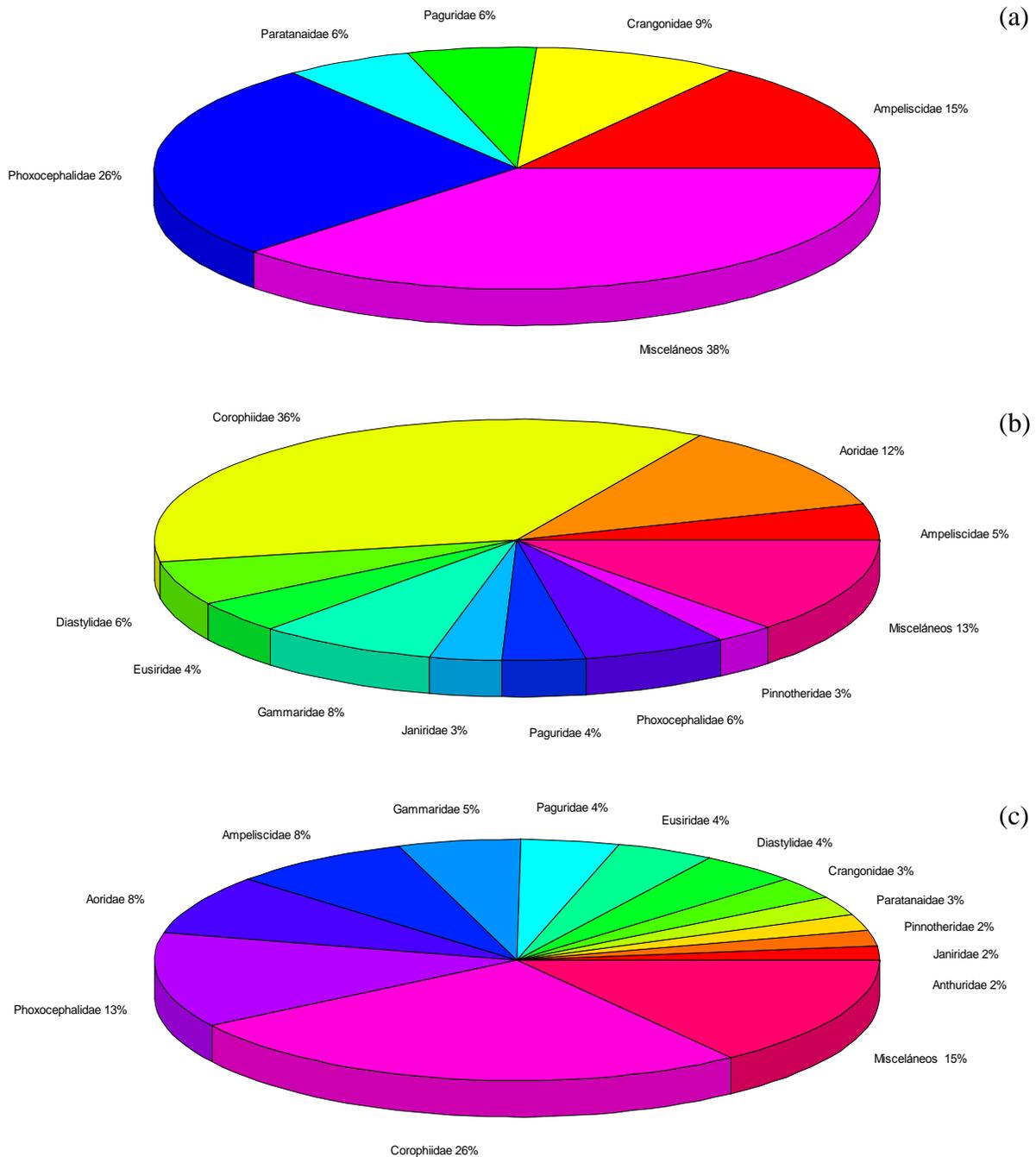


Figura 39. Abundancia (%) de crustáceos por familia durante verano (a), durante invierno (b), y para ambos periodos combinados (c).

Con respecto a densidad, verano presentó su mayor densidad en la estación 1 de monitoreo ($477 \text{ ind/m}^2 \pm 310$). La estación con la menor densidad fue la estación de monitoreo 4 con una densidad de $33 \text{ ind/m}^2 \pm 22.22$ (figura 39). En invierno la densidad

máxima ocurrió en la estación de monitoreo 6 con $1,366 \text{ ind/m}^2 \pm 1,253$ (figura 39). La estación de monitoreo 3 presentó la menor densidad con tan solo $22.22 \text{ ind/m}^2 \pm 44$ (figura 40).

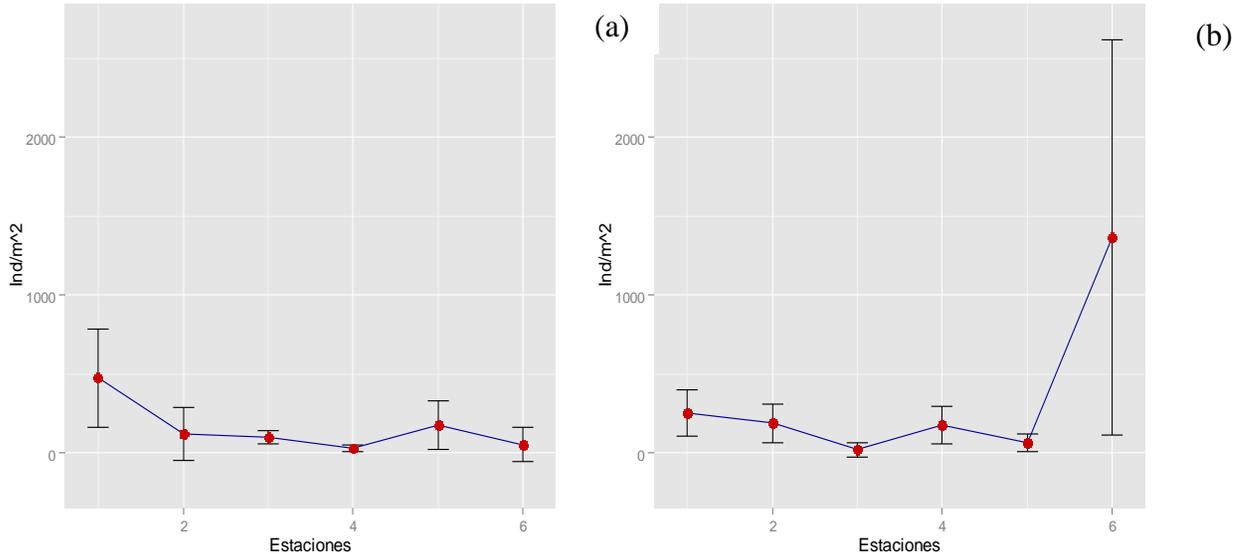


Figura 40. Promedio de densidad (ind/m^2) de crustáceos por estación de monitoreo durante el periodo verano (a) e invierno (b). Las barras representan la desviación estándar.

Para las densidades promedio, el análisis clúster de estaciones y periodos de monitoreo formo tres grupos uno corresponde a la estación de monitoreo 1 de verano, otro grupo constituye a la estación de monitoreo 6 de invierno, el resto de las estaciones de monitoreo fueron agrupadas juntas (figura 41).

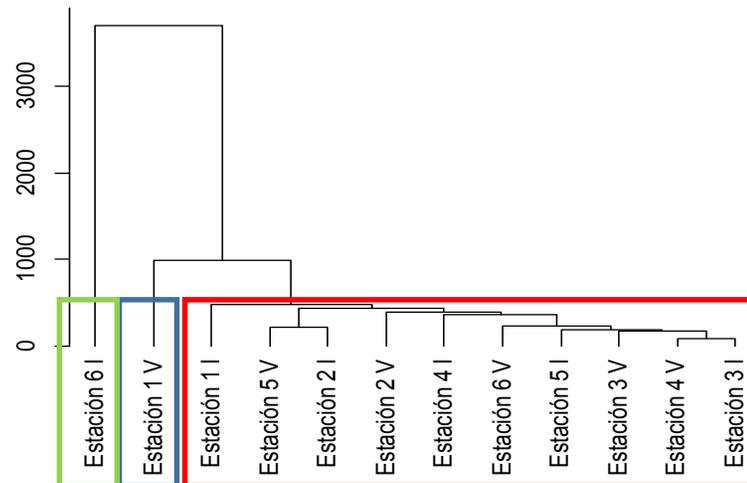


Figura 41. Clúster para la densidad (ind/m^2) de crustáceos por estación de monitoreo y para el periodo verano e invierno (grupo 1 azul, grupo 2 rojo, grupo 3 verde).

El análisis de Kruskal-Wallis presentó diferencias entre los grupos formados de densidades y periodos de monitoreo ($p = 0.00046$) El ANOVA bayesiano de manera similar indicó diferencias decisivas entre los grupos ($FB = 76131.69 \pm 0.46\%$). Los análisis no paramétricos y bayesianos a posteriori mostraron que el grupo 1 y 2 difieren (tabla 9).

Tabla 9. Resultados de los análisis frecuentistas(a) y bayesianos (b) para la relación densidad y estación-periodo de monitoreo de crustáceos.

Análisis	Grupo 2	Grupo 3	Análisis	Grupo 2	Grupo 3
Frecuentistas			Bayesianos		
Grupo 1	0.028	1	Grupo 1	496.59 $\pm 0.01\%$	0.86 $\pm 0\%$
Grupo 2		0.0047	Grupo 2		152425.4 $\pm 0\%$

Cuando analizamos la productividad secundaria observamos que esta aumenta de verano (0.15336214) a invierno (0.23171931) (Figura 42).

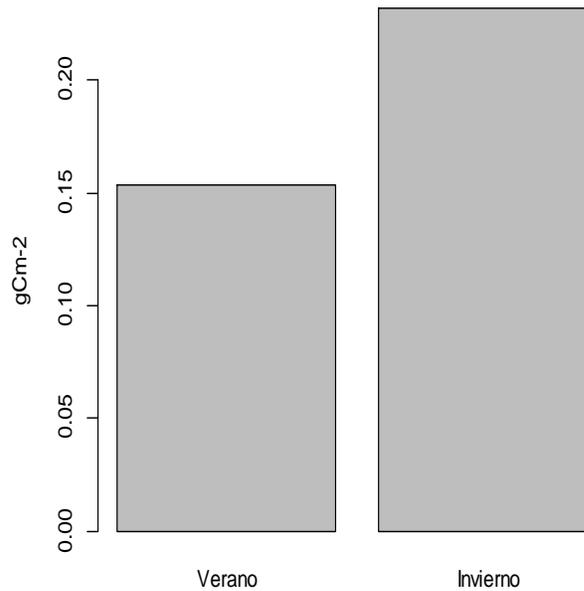


Figura 42. Productividad secundaria para crustáceos de acuerdo a lo establecido por Brey (1990) durante verano e invierno.

En el ANOVA bayesiano factorial el modelo que considera los factores Estación+Periodo+Estación:Periodo fue el de mayor poder explicativo con un **FB** de

10.70 ± 2.07%, indicando que existe fuerte evidencia de modificación de la densidad entre la fecha, estaciones y la interacción de estos. Los demás factores de los modelos tuvieron intervalo de valores similares (figura 43). Las distribuciones a posterioris del factor Estación+Periodo+Estación:Periodo son mostradas en la figura 44.

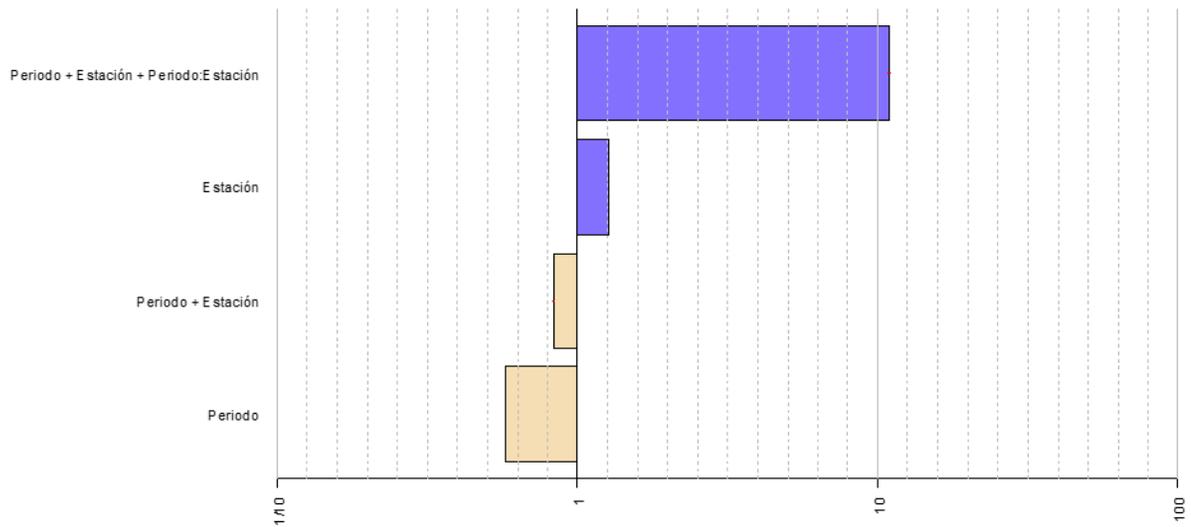
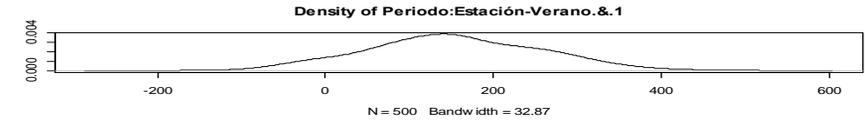
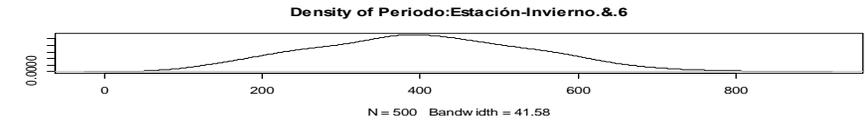
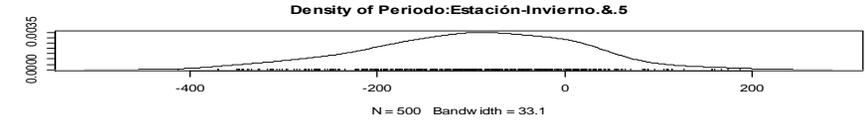
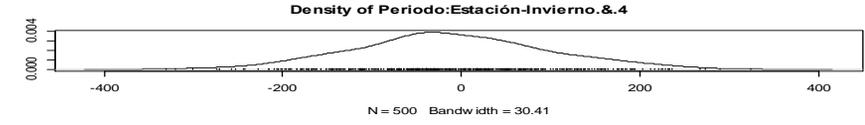
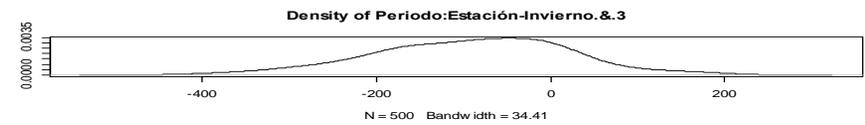
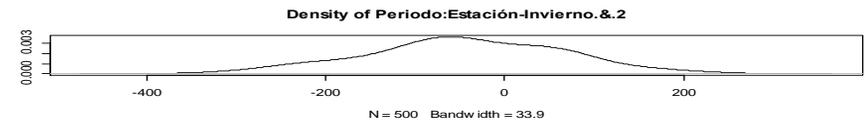
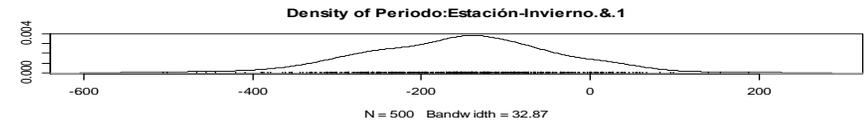
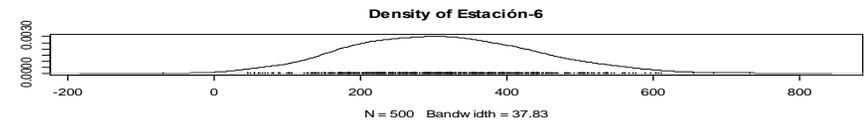
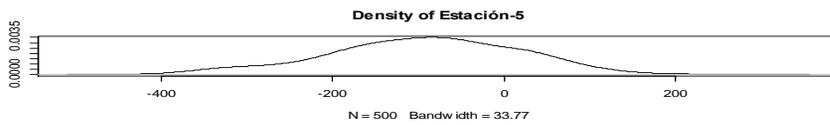
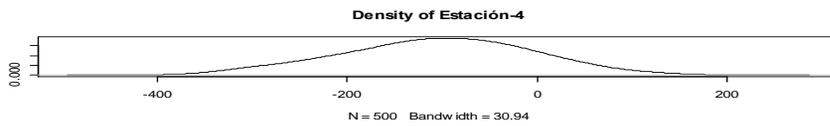
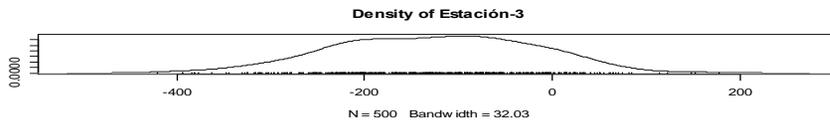
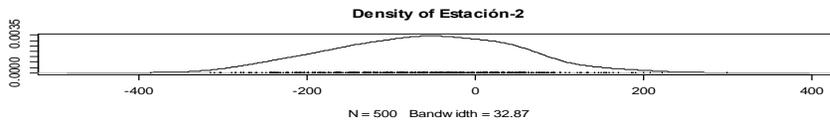
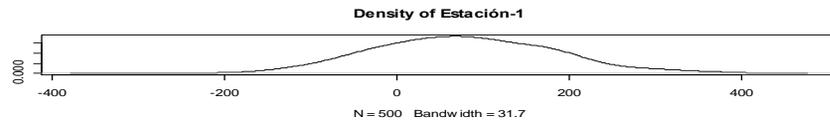
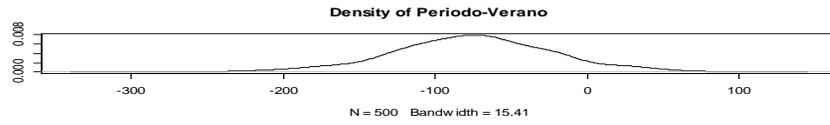
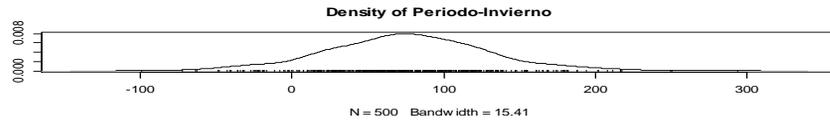
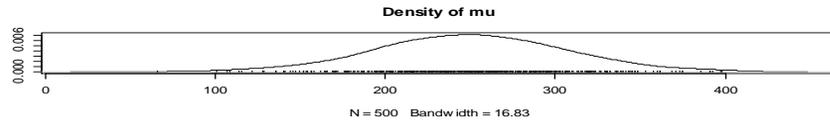


Figura 43. Representación del modelo ANOVA entre los distintos factores (Estación, Periodo, Estación + Periodo, Estación + Periodo + Estación: Periodo) para crustáceos.



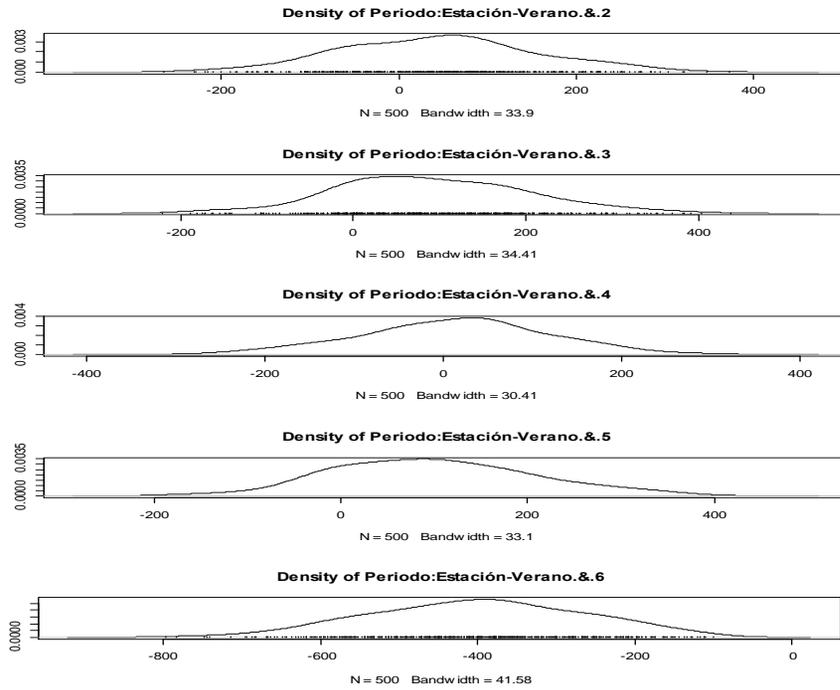


Figura 44. Distribucion a posteriori de crustáceos del modelo para el factor Estación+Período+Estación:Período.

Se realizó un MDS entre familias de crustáceos mediante datos estandarizados. Este análisis MDS tuvo un estrés inicial de **0.09090747** y un estrés final de **0.0904895**. Los anfípodos Corophiidae presentan afinidad por las condiciones en invierno en tanto que la familia de anfípodos Phoxocephalidae por verano. Familias con afinidad en verano son los estomatópodos Nannosquillidae, decápodos Crangonidae, Processidae, anfípodos Eusiridae e isópodos Anthuridae. En invierno los organismos Gammaridae, Pinnotheridae, Majidae, Eusiridae y Diastylidae presentaron afinidades por este periodo del año (figura 45).

El análisis de densidades de crustáceos con respecto a la granulometría no mostró diferencias durante verano mediante un análisis Kruskal-Wallis ($p=0.051$) ni una Mann-Whitney en invierno ($p=0.30$). Al realizar un ANOVA bayesiano para verano el **FB** fue de $3.79 \pm 0.36\%$ indicando que existía evidencia sustancial de diferencias. Se realizó una prueba a posteriori, sin embargo dichos análisis no encontraron diferencias (Tabla 10). En invierno la *t* bayesiana mostró un **FB** de $1.67 \pm 0.04\%$ indicando que existe escasa evidencia de diferencias.

Tabla 10. Resultados de los análisis bayesianos para la relación densidad-granulometría en crustáceos en el periodo verano.

	Arena media	Arena gruesa
Arena fina	1.28 \pm 0%	0.95 \pm 0%
Arena media		0.55 \pm 0%

3.8 Resultados antozoarios

Se recolectaron un total de 207 individuos antozoarios distribuidos en 2 familias, Aiptasiidae y Diadumenidae. En verano se encontraron 25 individuos (Diadumenidae) todos en la estación de monitoreo 6. En invierno se recolectaron 182 anémonas, 181 individuos de la familia Diadumenidae en la estación de monitoreo 6, y un solo individuo de la familia Aiptasiidae en la estación de monitoreo 5 (figura 46).

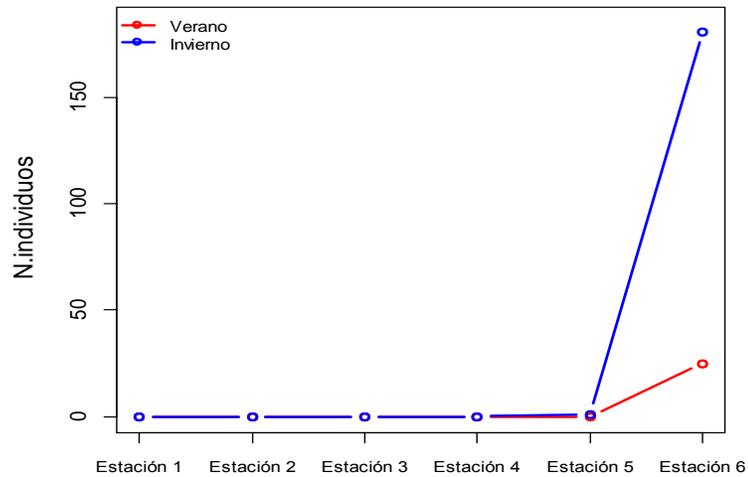


Figura 46. Distribución de abundancia (N.individuos) de antozoarios por estación de monitoreo para los periodos de verano e invierno.

En verano se obtuvo una densidad promedio de $277 \text{ ind/m}^2 \pm 555.56$ en la estación de monitoreo 6. En invierno se obtuvo una densidad de 11.11 ind/m^2 para la estación de monitoreo 5 y un promedio de $2,011.11 \text{ ind/m}^2 \pm 3,097.83$ (figura 47).

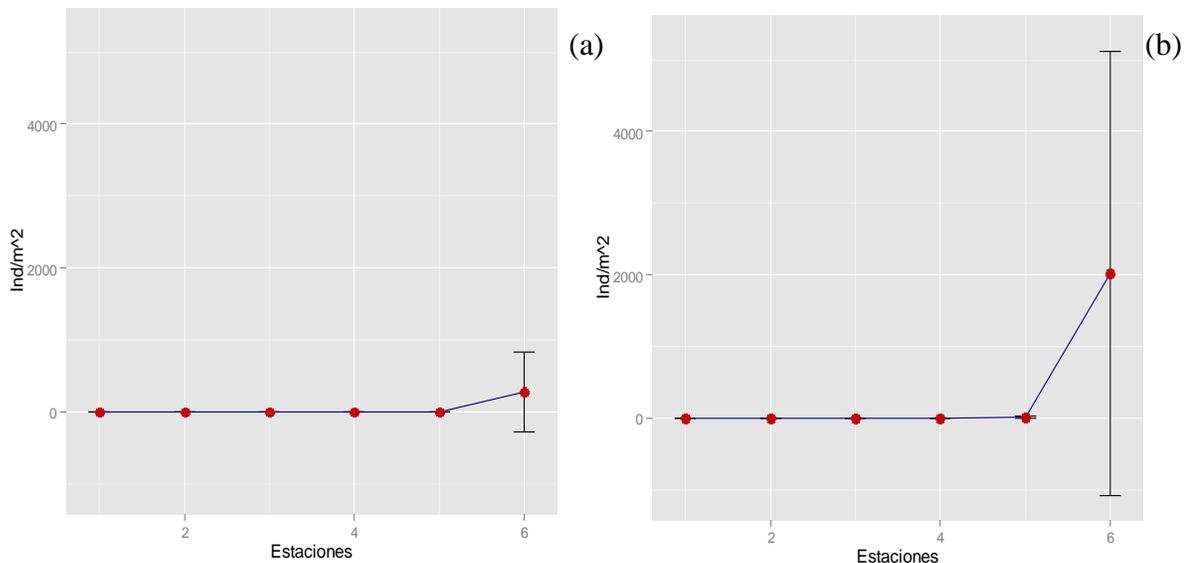


Figura 47. Promedio de densidad (ind/m²) de antozoarios por estación de monitoreo durante el periodo verano (a) e invierno (b). Las barras representan la desviación estándar.

Se realizó un clúster para agrupar las densidades por sitios (figura 48). Los densidades de antozoarios en las estaciones presentan diferencias según el análisis frecuencista no paramétrico ($p=0.0021$). El ANOVA bayesianos señala la existencia de diferencias decisivas entre las agrupaciones ($FB=145.82 \pm 0.47\%$). Se realizaron los análisis a posteriori entre grupos para detectar diferencias. En las pruebas a posteriori no paramétrica y bayesiana el grupo 1 es diferente al grupo 2 y grupo 3, sin embargo, el grupo 1 y grupo 3 no presentan diferencias (tabla 11).

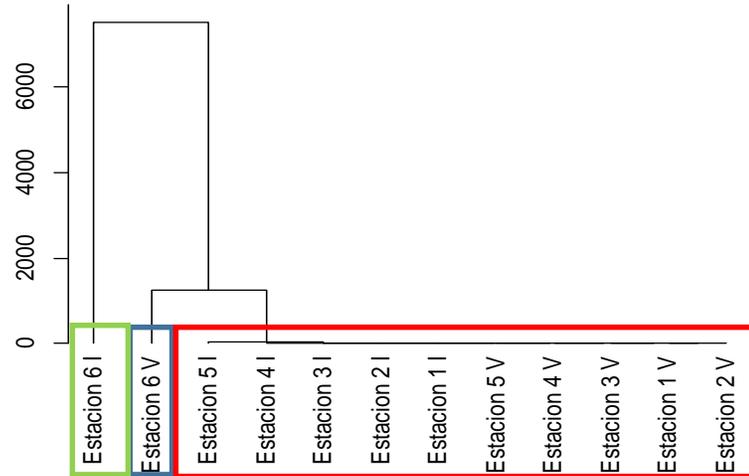


Figura 48. Clúster para la densidad (ind/m^2) de antozoarios por estación de monitoreo y para el periodo verano e invierno.

Tabla 11. Resultados de los análisis frecuencistas(a) y bayesianos (b) para la relación densidad y estación-periodo de monitoreo de antozoarios.

Frecuencistas	Grupo 2	Grupo 3	Bayesianos	Grupo 2	Grupo 3
Grupo 1	0.041	0.00032	Grupo 1	25.97 $\pm 0.02\%$	382.40 $\pm 0.01\%$
Grupo 2		0.4084	Grupo 2		0.73 $\pm 0\%$

La productividad secundaria de los antozoarios aumentó 50 veces de verano ($5.4525\text{E}-05$) a invierno (0.0029772) (figura 48).

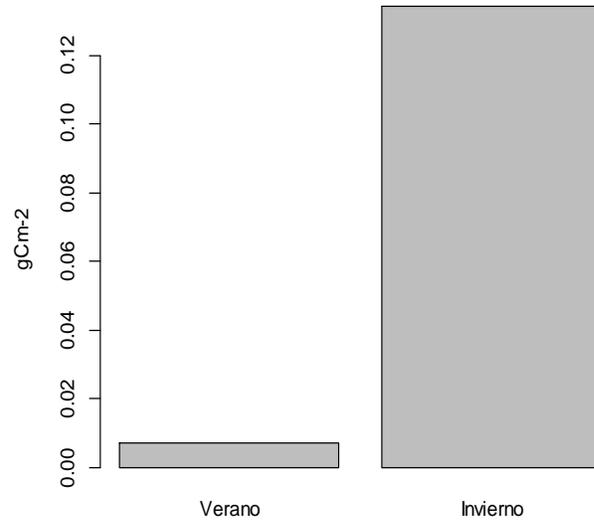


Figura 49. Productividad secundaria para antozoarios de acuerdo a lo establecido por Brey (1990) durante verano e invierno.

El ANOVA bayesiano de dos factores encontró evidencia de diferencias sustanciales en el factor Estación+Periodo+Estación:Periodo con un **FB** de **0.22 ± 1.52%**. El modelo con el menor poder explicativo fue el que consideró el factor Estación con un **FB** de **0.93 ± 0%** (figura 50). Las distribuciones a posteriori del factor Estación+Periodo+Estación:Periodo se muestran en la figura 51.

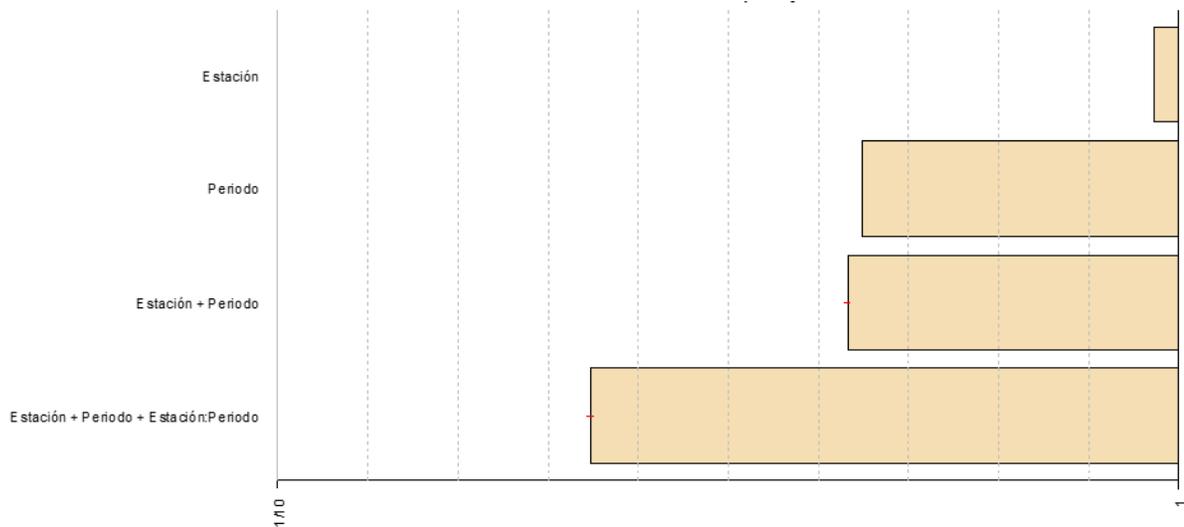
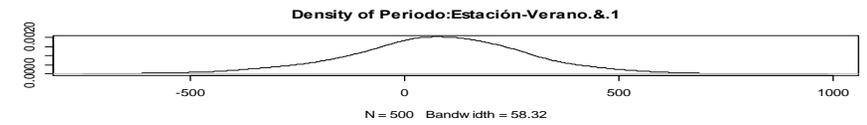
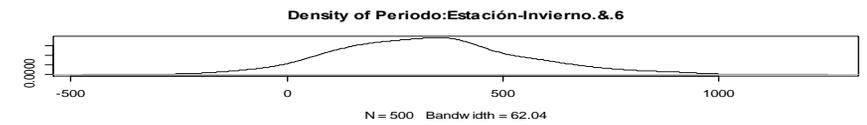
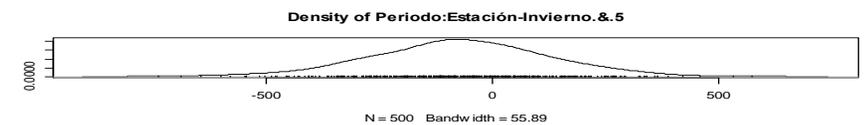
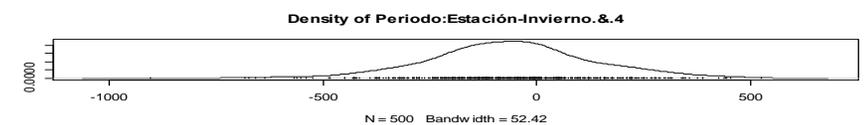
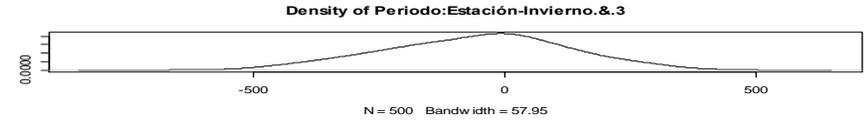
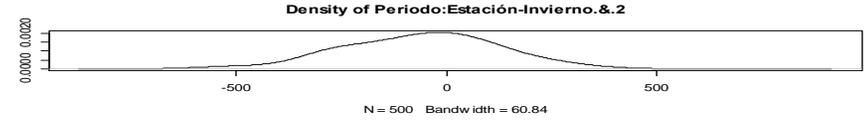
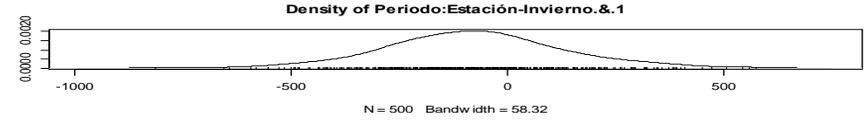
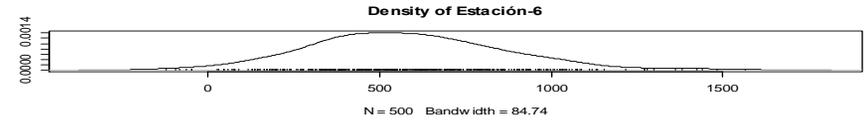
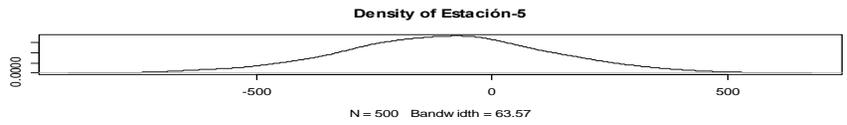
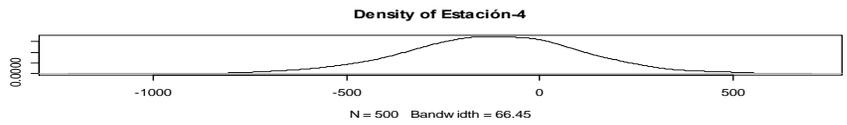
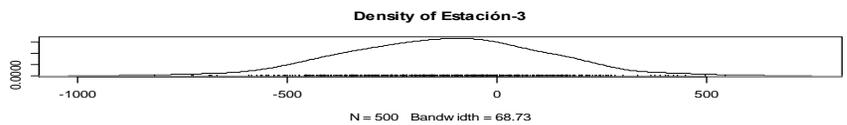
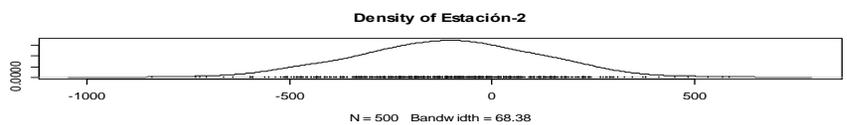
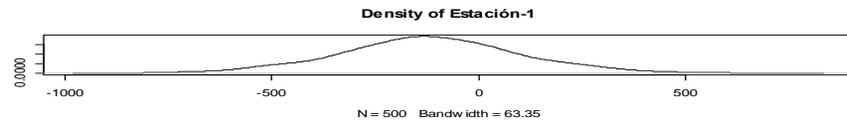
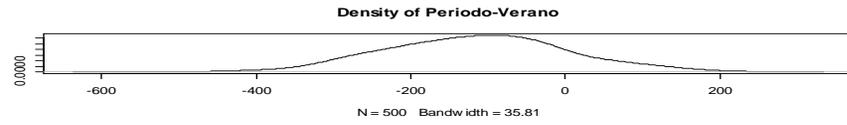
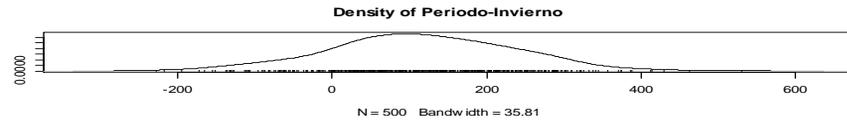
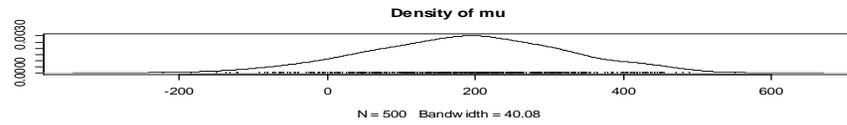


Figura 50. Representación del modelo ANOVA entre los distintos factores (Estación, Periodo, Estación + Periodo, Estación + Periodo + Estación: Periodo) para antozoarios.



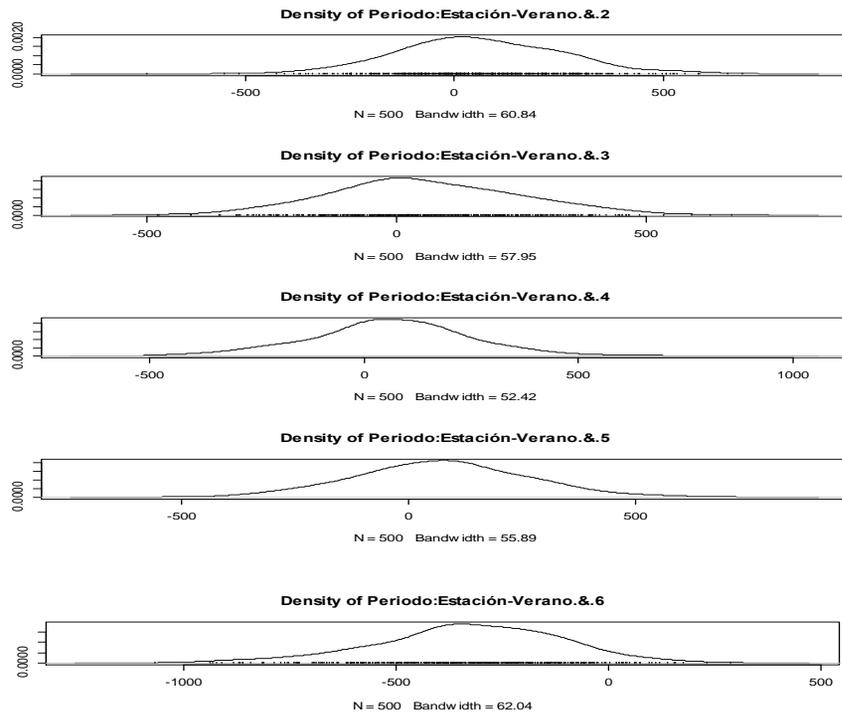


Figura 51. Distribución a posteriori de antozoarios del modelo para el factor Estación+Período+Estación:Período.

Los promedios de densidad con respecto a la granulometría no presentaron diferencias para verano ($p = 0.082$). En invierno el valor de la prueba Mann-Whitney encontró diferencias ($p = 0.012$) en la relación de densidad y granulometría (arena media y gruesa). Los análisis bayesianos encontraron escasa evidencia de diferencias; en verano ($FB=1.25 \pm 0.32\%$) e invierno ($FB=1.18 \pm 0\%$).

3.9 Resultados foronídeos

210 individuos foronídeos fueron recolectados representados por la familia Phoronidae. En verano se contabilizó un individuo en la estación de monitoreo 1 y en la estación de monitoreo 4. En invierno la abundancia aumentó a 208 individuos. La estación 4 presentó la mayor abundancia (114 individuos). Las menores abundancias se presentaron en la estación 1 y 2 (4 individuos) (figura 52).

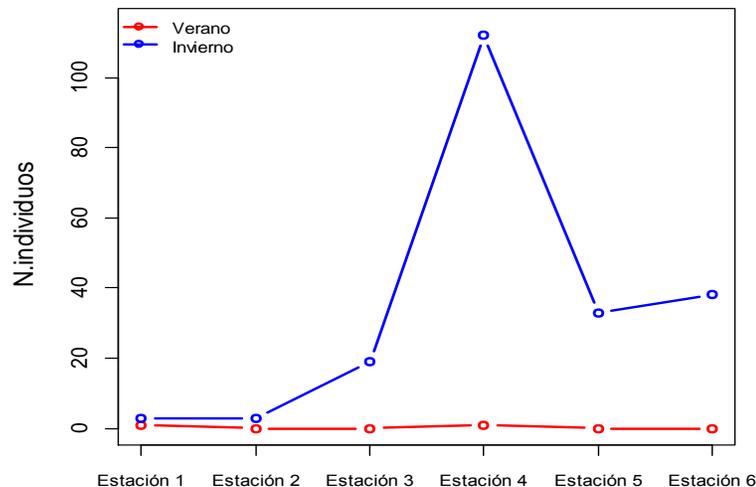


Figura 52. Distribución de abundancia (N. individuos) de foronídeos por estación de monitoreo para los periodos de verano e invierno.

En verano la mayor densidad promedio fue de $11.22 \text{ ind/m}^2 \pm 22.22$ en las estaciones de monitoreo 1 y 4. En invierno la estación de monitoreo 4 presentó la mayor densidad ($1,244 \text{ ind/m}^2 \pm 917$), las estaciones de monitoreo 1 y 2 presentaron las menores densidades con $33.33 \text{ ind/m}^2 \pm 66.66$ y $33.33 \text{ ind/m}^2 \pm 42.55$ respectivamente (figura 53).

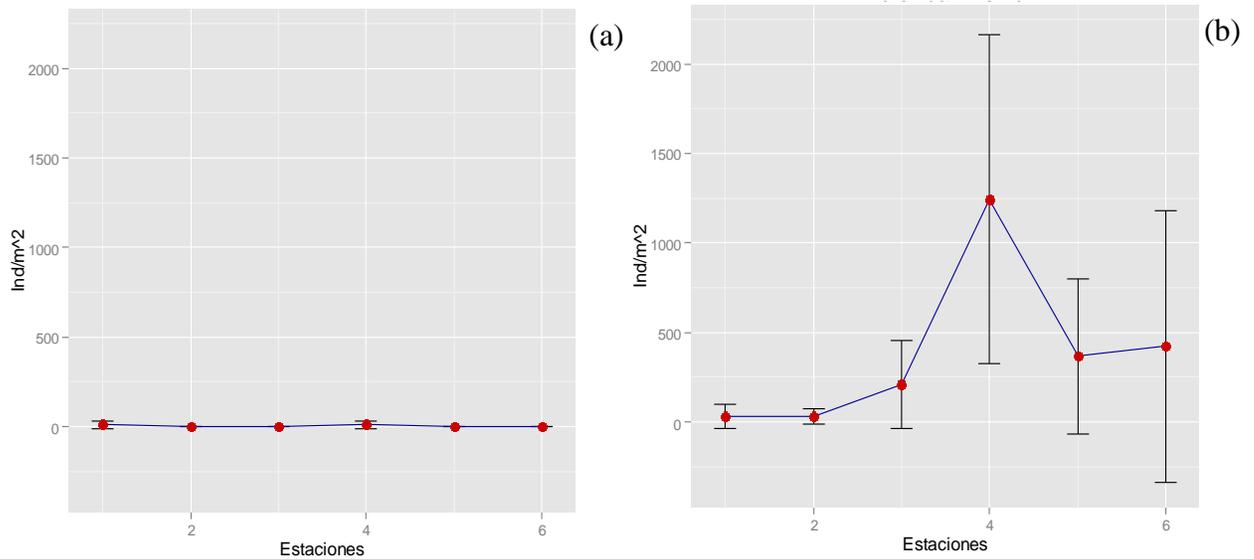


Figura 53. Promedio de densidad (ind/m²) de foronídeos por estación de monitoreo durante el periodo verano (a) e invierno (b). Las barras representan la desviación estándar.

Un análisis clúster agrupó las densidades por sitios (figura 54). Las agrupaciones de los foronídeos presentaron diferencias de acuerdo a los análisis no paramétricos ($p=0.0031$) y evidencia decisiva de diferencia de acuerdo a los análisis bayesianos ($102367.2 \pm 0.45\%$). En los análisis no paramétricos post hoc solo encuentra diferencias entre el grupo 1 y el grupo 3. El análisis a posteriori Bayesiano encuentra diferencias entre el grupo 1 y el resto de los grupos y entre el grupo 2 y el grupo 3 (tabla 12).

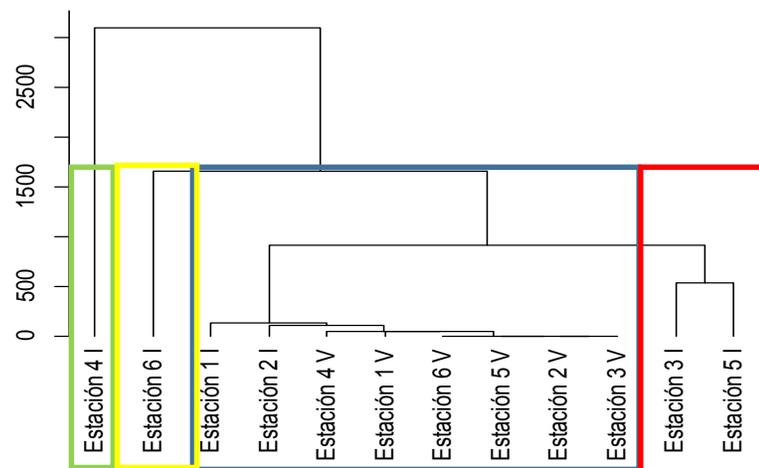


Figura 54. Clúster para la densidad (ind/m²) de foronídeos por estación de monitoreo y para el periodo verano e invierno.

Tabla 12. Resultados de los análisis frecuentistas(a) y bayesianos (b) para la relación densidad y estación-periodo de monitoreo de foronídeos.

Frecuentistas	Grupo 2	Grupo 3	Grupo 4	Bayesianos	Grupo 2	Grupo 3	Grupo 4
Grupo 1	0.20	0.0095	0.65	Grupo 1	619.24 ±0.01%	6853809 ±0%	17.27 ±0.03%
Grupo 2		1	1	Grupo 2		3.03 ±0.02%	0.51 ±0%
Grupo 3			1	Grupo 3			0.87±0%

La productividad secundaria solo fue posible medirla en invierno pues los pesos de verano no fueron significativos como para ser detectados por la balanza analítica. Se registró una productividad secundaria de 0.020 gC/m². El mayor factor fue representado por Estación+Periodo+Estación:Periodo (**FB = 33.84 ± 2.86%**). El factor con el menor valor de **FB** fue Estación (**0.85 ±0%**) (figura 55).

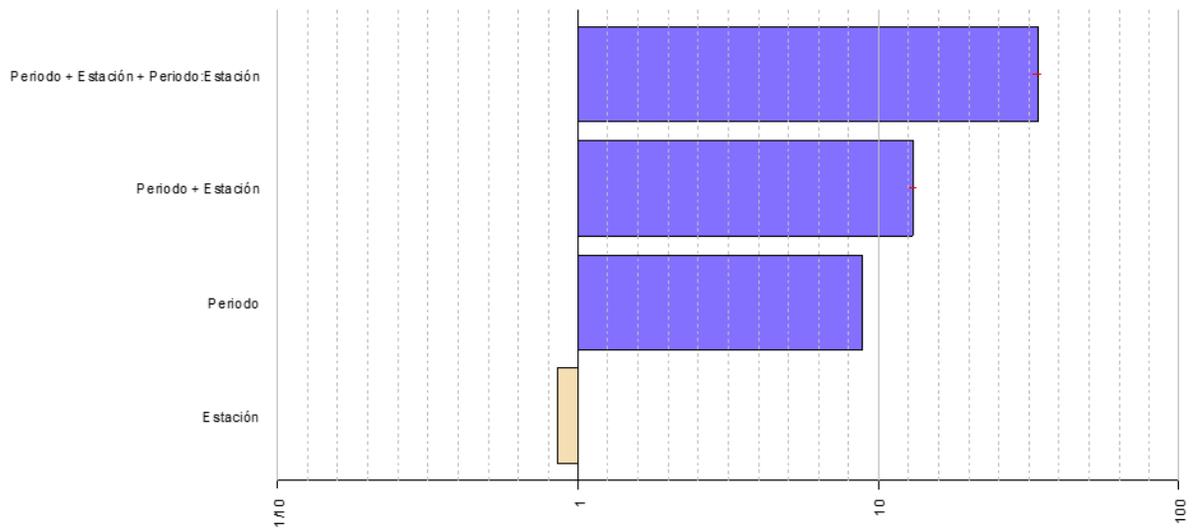
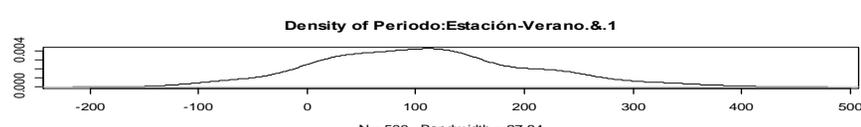
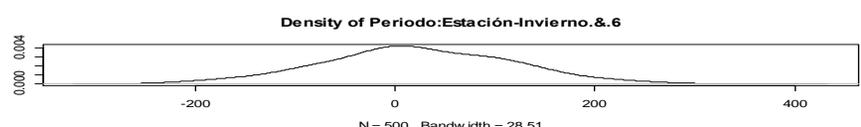
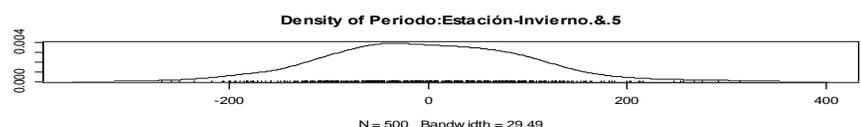
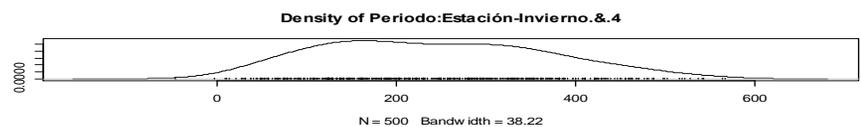
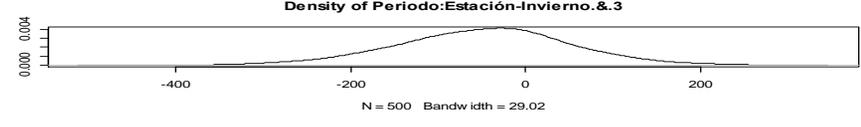
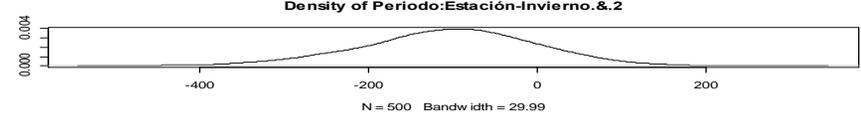
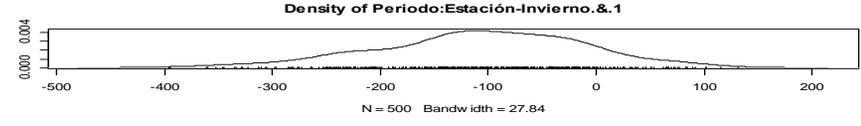
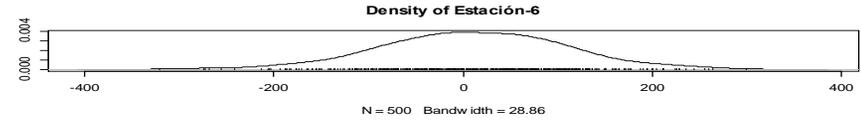
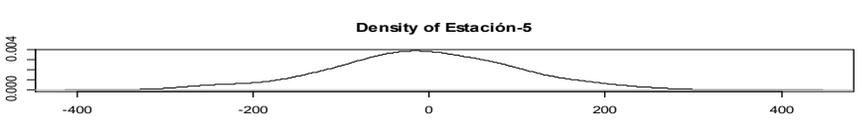
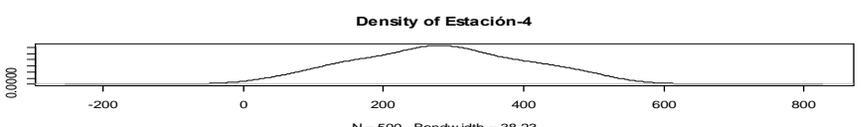
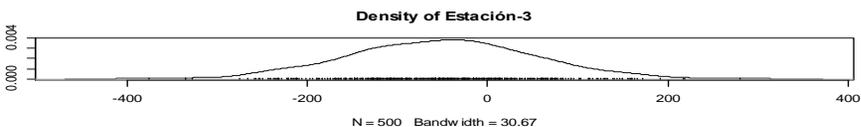
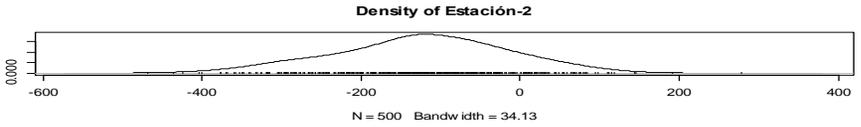
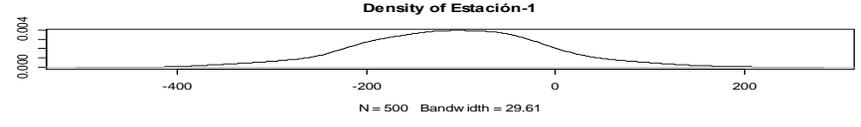
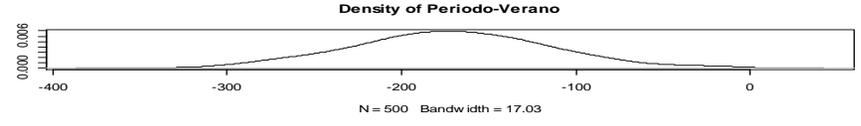
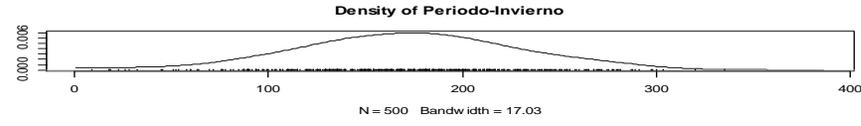
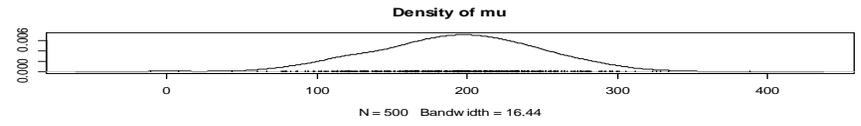


Figura 55. Representación del modelo ANOVA entre los distintos factores (Estación, Periodo, Estación + Periodo, Estación + Periodo + Estación: Periodo) para antozoarios.



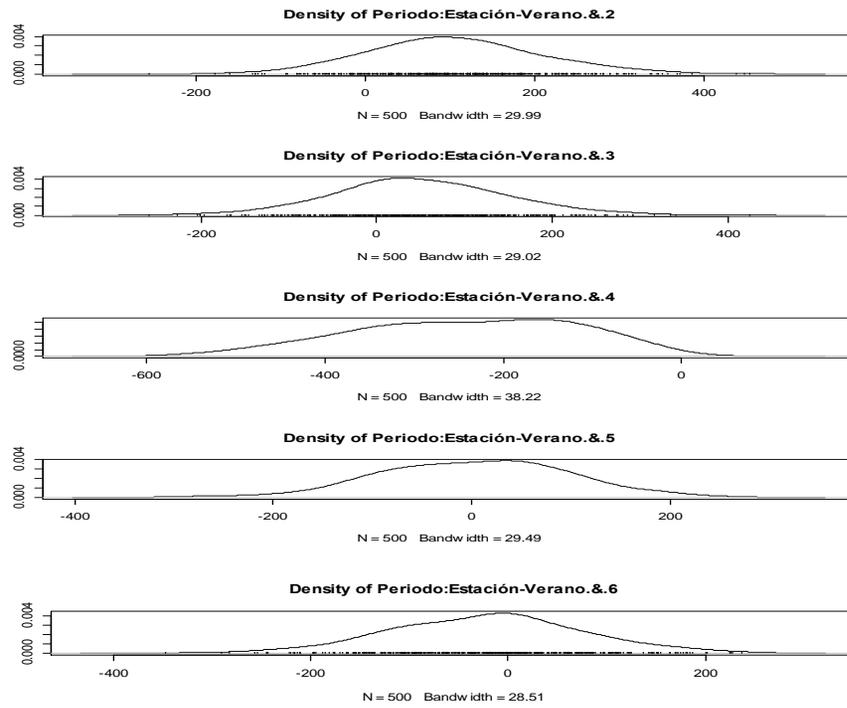


Figura 56. Distribución a posteriori de foronídeos del modelo para el factor Estación+Período+Estación:Período.

La prueba Kruskal-Wallis y Mann-Whitney no encontraron diferencias entre la densidad y la granulometría para verano ($p=0.77$) ni para invierno ($p=0.89$) respectivamente. El ANOVA bayesiano y la t bayesiana encontraron evidencia escasa de diferencias en verano ($FB=0.31 \pm 1.91\%$) e invierno ($FB=0.38 \pm 0\%$).

3.10 Resultados de grupos misceláneos

Organismos con abundancias inferiores a 100 organismos no fueron analizados estadísticamente, no obstante, se reportó la abundancia de estos. Los grandes grupos considerados como miscelánea fueron: cefalocordados, nemátodos, nemertinos y ofiúridos. Se identificaron a nivel familia a los cefalocordados y a los ofiúridos. Para los cefalocordados existió solamente un orden (Amphioxiformes) representado por una familia (Branchiostomatidae). En verano 16 individuos fueron contabilizados y en invierno 10. Los nemátodos son organismos normalmente considerados como meiofauna, por lo tanto, tiene que ser tomado precaución al analizar estos organismos (Díaz-Castañeda *comm. pers.*); se presentaron en mayor abundancia en verano (56 individuos) que en invierno (8 individuos). Los nemertinos tuvieron una abundancia de 14 individuos en verano concentrados en la estación 3 (12 individuos). En invierno nueve individuos fueron recolectados. En los ofiúridos se identificaron siete familias; en verano cuatro familias se identificaron con una abundancia de seis individuos y en invierno seis familias con 23 individuos (figura 57, tabla 14).

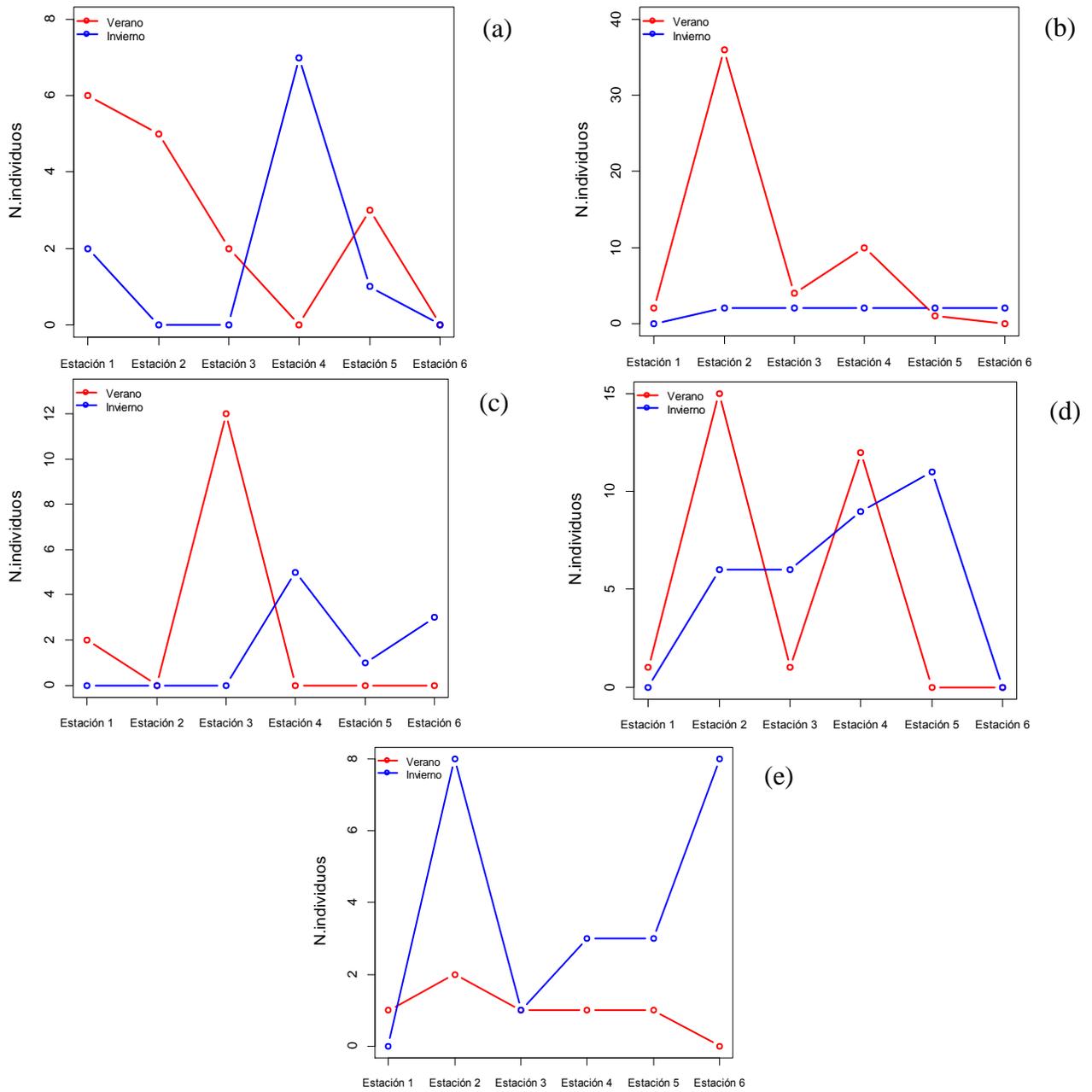


Figura 57. Distribución de abundancia (N. individuos) de cefalocordados (a), nemátodos (b), nemertinos (c), sipuncúlidos (d) y ofiúridos (e) por estación de monitoreo para los periodos de verano e invierno.

Tabla 13. Abundancia de familias de ofiúridos por estación de monitoreo y periodo de muestreo.

	E1	E2	E3	E4	E5	E6		E1	E2	E3	E4	E5	E6
Verano							invierno						
Amphiuridae	0	0	0	1	1	0	Amphiuridae	0	7	1	3	3	2
Ophiactidae	0	0	1	0	0	0	Hemieuyalidae	0	0	0	0	0	1
Ophiocomidae	0	2	0	0	0	0	Ophiacanthidae	0	0	0	0	0	1
Ophiuridae	1	0	0	0	0	0	Ophiactidae	0	1	0	0	0	2
							Ophiotrichidae	0	0	0	0	0	2

Los pesos de los nemátodos estuvieron fuera de detección de la balanza analítica. La productividad secundaria de los demás grupos son mostrados en la figura 58.

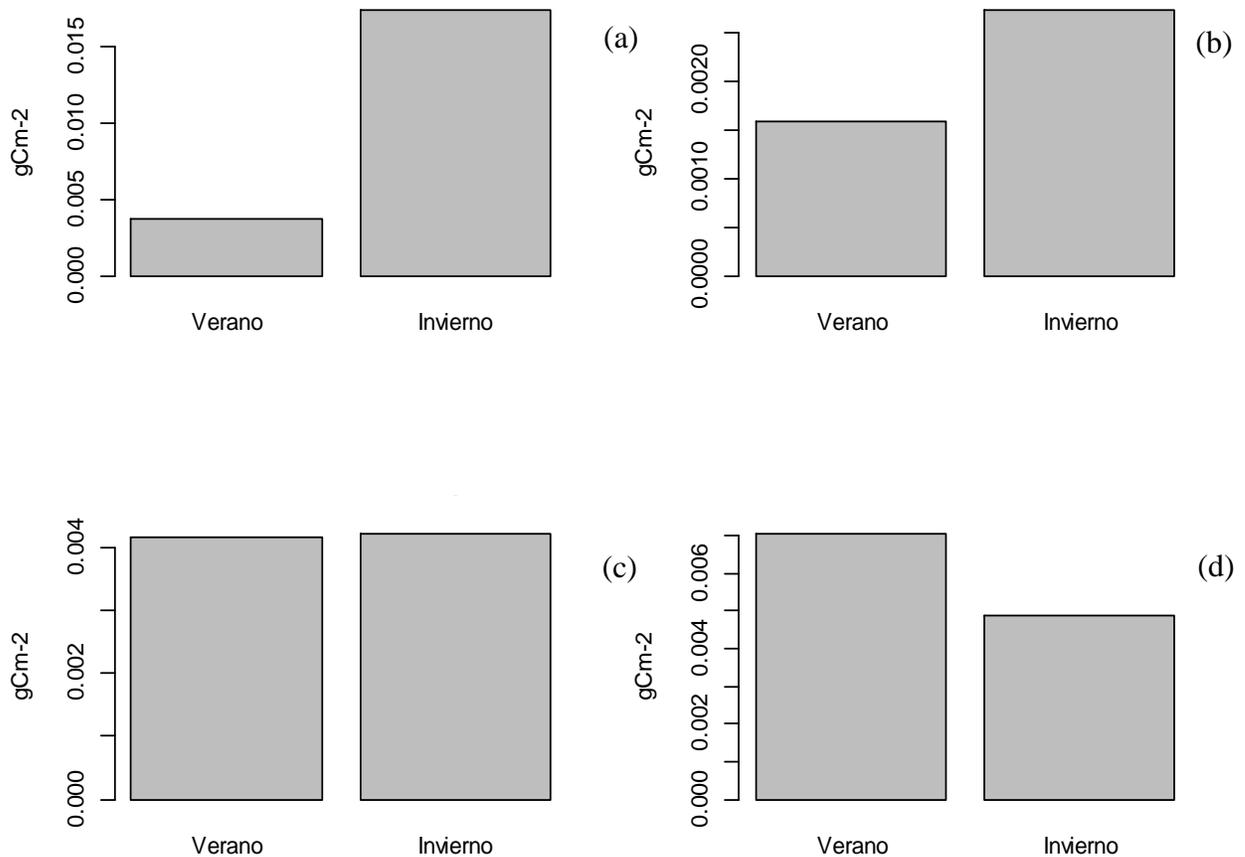


Figura 58. Productividad secundaria de cefalocordados (a), nemertinos (b), sipuncúlidos (c) ofiúridos (d) acuerdo a la metodología de Brey (1990) durante el verano e invierno.

4. Discusión

En este estudio se notó una fuerte tendencia en la dominancia de poliquetos en BLA, estos representaron más de un 60% de la abundancia de la fauna macrobéntica registrada en la franja costera de BLA. Lo anterior ya ha sido notado en las comunidades macrobénticas (Díaz-Castañeda y Harris, 2004) debido a que los poliquetos presentan una alta plasticidad, con métodos de reproducción y modos de desarrollo que les permite vivir en distintos tipos de ambientes (Wilson, 1991 y Giangrande, 1997).

Los valores de productividad secundaria reportados en el presente trabajo para verano (0.39 gC/m^2) e invierno (0.88 gC/m^2) son menores a lo que ha sido encontrado en otros trabajos. Por ejemplo Smith y Kukert (1996) reportan valores de productividad secundaria de entre 1.2 y 20 gC/m^2 , en tanto que en el trabajo de Tumbiolo y Downing (1994) la productividad secundaria es reportada con intervalos de valor de 2 gC/m^2 y 2.5 gC/m^2 . La baja productividad secundaria en BLA podría verse relacionada a la falta de inclusión de organismos moluscos y a las abundancias y densidades inferiores encontradas en este trabajo con respecto a otros (Díaz-Castañeda y Harris, 2004). Para estimar mejor la productividad secundaria es necesario agregar estos organismos dentro de nuestro análisis. No obstante, la medición de esta permitió ver una tendencia en el aumento de verano a invierno.

Los valores de diversidad aquí encontrados como los de Shannon (H' de 0.6 a 2.7) y Pielou (J' de 0.4 a 0.8) fueron inferiores a lo encontrado por Prado-Navarro (2014) en la Costa Occidental de la Península de Baja California, México (H' de 2.8 a 3.4 y J' de 0.8 y 0.9), a Bahía Salipuedes, Baja California (H' 2.3-3.3 y J' 0.7-0.9) descrito por Díaz-Castañeda y Valenzuela-Solano (2009), a San Quintín ,Baja (H' 1.1-4 y J' 0.7-0.9) California por Díaz-Castañeda *et al.* (2005) y Bahía Todos Santos, Baja California (H' 2.2-4.1 y J' 0.5-0.9) según Rodríguez-Villanueva *et al.* (2000).

Los valores más bajos encontrados en BLA con respecto a otras zonas de estudio podrían estar asociados a la homogeneidad del sedimento colectado en la zona de muestreo y/o a la baja circulación en esta bahía los cuales permiten la dominancia de ciertas familias

como la Spionidae (Rodríguez-Villanueva *et al.* 2000; Díaz-Castañeda y Harris, 2004; Díaz-Castañeda *et al.* 2005). También cabe la posibilidad de que los grandes cambios de condiciones físicas en BLA provoquen un estrés extra adicional en las comunidades macrobénticas. La baja diversidad de BLA encontrada en la presente tesis ya había sido notada pero no analizada por el trabajo de Barnard (1969).

Aunque no se encontraron diferencias estadísticas significativas entre periodos se observó que los valores de diversidad son más altos durante el verano que en el invierno con excepción de la estación de monitoreo 6. Es probable que las condiciones en invierno favorezcan en gran medida a familias particulares reduciendo los valores de equidad y diversidad. En la estación de monitoreo 6 es posible que el aumento de diversidad esté relacionado con la presencia de algas durante ese periodo pues se encuentra establecido que el aumento de algas se encuentra asociado a mayores densidades, valores de diversidad y equitatividad (Orth, 1977; Kneib *et al.*, 1980; Neckles *et al.* 1993).

4.1 Variables físicas

Según Dolbeth *et al.* (2007) la variabilidad que se encuentra presente en las comunidades macrobénticas está asociada a los cambios estacionales que sufren las playas arenosas. En el presente trabajo se realizaron análisis considerando la temperatura y salinidad. Las mediciones realizadas señalan que existe una fuerte influencia de las variables físicas sobre la abundancia, densidad, productividad secundaria, composición y diversidad de los organismos macrobénticos.

4.2 Temperatura

Para el primer periodo de muestreo en verano-2013 se obtuvo una temperatura promedio de 30.05 °C en tanto que invierno-2014 se presentó una temperatura promedio de 15.80 °C. Estas temperaturas promedio corresponden a lo publicado en BLA por otros autores.

Por ejemplo Reish (1968) establece que BLA presenta temperaturas promedios de 25 °C en octubre y 18 °C en abril. Estos meses se encuentran cercanos a los meses aquí analizados. El estudio más completo con respecto a la temperatura en BLA fue realizado por Blanco-Betancourt *et al.* (2004) ellos encontraron valores promedio de 28 °C para septiembre y 15 °C para febrero.

De lo anterior y con los resultados del presente trabajo se podría concluir que en BLA existe un gradiente importante de temperatura durante el año. Se ha descrito que en BLA existe una disminución en la densidad para anfípodos (Barnard, 1969), poliquetos (Reish, 1968), moluscos (Coan, 1968) y cumáceos (Donath-Hernández, 1993). Los autores mencionados consideran que la disminución de abundancia y densidad de invertebrados podría estar relacionado con los cambios de temperatura a lo largo del año.

Se encuentra bien establecido que la temperatura es una variable importante que controla la variación espacio temporal de los organismos macrobénticos (Ducrotoy e Ibañez, 2002; Salen-Picard y Arlhac, 2002), modificando la composición de las comunidades, mortalidad, eventos reproductivos, maduración sexual y migraciones. Los análisis del presente trabajo parecen identificar que las condiciones temperatura y salinidad son relevantes explicando las densidades de los organismos macrobénticos. Esto se aprecia en organismos considerados como dominantes como poliquetos (Sourie, 1957; Pichon, 1967; Dexter, 1969; McLachlan, 1983).

4.3 Salinidad

En este trabajo existieron diferencias temporales significativas (valor *p* o *FB*) en la concentración de salinidad. Se obtuvo una salinidad promedio de 32.14‰ en verano y 34.71‰ en invierno. Estos valores difieren a lo reportado por Barnard y Grady (1968) hace 46 años, quienes reportan que las salinidades superficiales presentaron un intervalo de valores de 35.25‰ y 35.55‰ para abril y octubre respectivamente, no obstante, los resultados del presente trabajo concuerda con los valores de salinidad reportados por Millán-Núñez (1988) quien registra valores de salinidad de entre 31‰ y 32‰ para el mes de agosto.

Se esperaría una mayor salinidad en el muestreo de septiembre-debido a las mayores temperaturas y a una mayor evaporación, sin embargo esto no ocurre debido a que la época de lluvia tiene lugar en los meses de verano (INEGI, 1995). Lluvias recientes podrían sesgar los valores de salinidad (Carvalho, 2005) o podrían provocar condiciones de húmedas las cuales provocarían variaciones de salinidad (Saul-Alvárez *comm. pers.*). Kundu *et al.* (2009) mencionan que una estabilidad en la salinidad durante las estaciones pre monzones (antes de la lluvia) podrían estar relacionadas con una mayor diversidad. Para sobrevivir a los gradientes de salinidad los organismos tienen que soportar cambios de presión osmótica, por lo tanto los organismos eurihalinos estarían sujetos a una selección positiva (Muniz y Venturini, 2001, Barboza *et al.* 2012). Ingole y Parulekar (1998) por ejemplo, observaron una reducción de fauna por la reducción de salinidad debido a los monzones.

Por otra parte, existe la posibilidad de que el cambio de circulación de BLA en verano e invierno (Amador-Buenrostro *et al.* 1991) acarré aguas con distintas propiedades físicas. Por lo anterior, si la salinidad en BLA varía 2‰ entre verano e invierno podría ocasionar estrés en los organismos macrobénticos favoreciendo a organismos eurihalinos. Para establecer valores promedios de salinidad con mayor exactitud se necesitaría realizar un estudio similar al de Blanco-Betancourt *et al.* (2004), con mediciones diarias de salinidad.

4.4 Oxígeno disuelto

Para la isobata de 10-15 m la concentración de oxígeno disuelto se encontró en un intervalo de 4 a 6 ml/l para invierno. La estación de monitoreo 1 registró la mayor cantidad de oxígeno disuelto (6.08 ml/l). Esto puede explicarse probablemente debido a que es la zona de intercambio de agua durante el invierno. Los valores de oxígeno disuelto en este estudio fueron similares a lo obtenido por Barnard y Grady (1968), quienes mencionan que a profundidades menores de 30 m presentan concentraciones superiores a 3 ml/L. Respecto a la estacionalidad, en abril de 1962 las estaciones de 25 metros de profundidad presentaron valores entre 4.13 y 7.16 ml/L, en octubre-noviembre (1963), se presentaron valores de oxígeno entre 4.13 y 7.16 ml/l a 20 m de profundidad. Si bien no

fue posible medir el oxígeno en el verano es probable que los intervalos de valor sean similares a los reportados por Barnard y Grady (1968) para octubre-noviembre.

Reish (1968) menciona que durante marzo 1961, abril 1962 y abril 1963 ocurrieron mareas rojas. Este autor desconoce si estas mareas rojas ocasionen disminución de la fauna. Posteriormente Millán-Núñez (1988) registró la presencia de marea roja en el norte de BLA conformado por el dinoflagelado *Gonyaulax polygramma*. Los individuos de esta especie ocasionaron la disminución del oxígeno en el mes de agosto, aunque el autor asevera que no fue posible determinar el efecto que ocasiona en la fauna.

No obstante, Lerma (2014) realizó una pequeña recapitulación de trabajos relacionando los efectos de mareas rojas y los efectos en abundancia de invertebrados y menciona que Simon y Dauer (1972) son los primeros en proveer datos cuantitativos sobre efectos de marea roja y que Tiffany y Heyl (1978) probaron que el organismo causante de mareas rojas (*Karenia brevis*) era responsable de la mortalidad de la fauna de invertebrados bénticos en Turtle Beach, Florida. Lerma (2014) menciona que existió una mortalidad masiva de organismos bentónicos en Boca Chica, Texas durante 2005. Por lo anterior es importante sugerir nuevos estudios sobre oxígeno disuelto y mareas rojas en BLA, ya que si estas mareas rojas ocurren anualmente estas podrían ser un importante factor que explique la reducción de las abundancias de organismos bentónicos además de la temperatura y salinidad.

4.4 Distribución de tamaño de grano del sedimento

Los sedimentos en la franja monitoreada de BLA consistieron en arenas. En verano se encontraron arenas finas, medias y gruesas en tanto que en invierno solo fueron reportadas arenas medias y gruesas. Barnard y Grady (1968) y Fabián y Villalba-Atondo (1991) señalan que los sedimentos son más gruesos en las zonas cercanas a la costa y estas se vuelven más finos conforme aumenta la profundidad, esto debido a fenómenos como oleaje y transporte por corrientes. Fabián y Villalba-Atondo (1991) caracterizaron la zona centro-sur de BLA en seis zonas de acuerdo a la granulometría. La estaciones 3,

4, 5 y 6 de la presente tesis son caracterizadas por Fabián y Villalba-Atondo (1991) como zonas de arenas finas, gruesas y medias. Esto coincide con lo reportado en el presente estudio.

Es importante considerar que Barnard y Grady (1968) encontraban diferencias en el tipo de arena entre estaciones cercanas. Es posible que existan parches de distinto tipo de arena entre puntos cercanos. Para poder caracterizar la granulometría de la bahía debe existir un aumento de esfuerzo en los muestreos con el objetivo de caracterizar mejor la sedimentología de BLA.

Es necesario resaltar que la estación 6 de monitoreo presentó características particulares con arenas gruesas y restos de conchas siendo consistente con lo publicado por Barnard y Grady (1968); a su vez presentó una alta variabilidad en la densidad de organismos de verano a invierno. En verano la densidad de organismos de esta estación fue mínima. En el monitoreo de invierno, por el contrario, se registró la presencia de algas en esta estación, las cuales aumentan la complejidad estructural y protección para la comunidad macrobéntica (Buchanan, 1984; Snelgrove y Butman, 1994; Knox, 2001; Herman *et al.* 2001; Norkko *et al.* 2001; Defeo *et al.* 2006; Díaz-Castañeda y Reish, 2009); a la vez disminuye la velocidad los procesos hidrodinámico (Fonseca y Fisher, 1986), estabiliza el sedimento (Orth, 1977), proveen una gran cantidad de nichos (Neckles *et al.* 1993) y ocasiona un incremento de alimento (algas macrobénticas) para los depositóvoros (Kneib *et al.* 1980).

Al considerar que existen problemas para establecer las relaciones de densidad y granulometría se propondría realizar análisis que comparen el tipo de granulometría con familias en específico, con esto se podría observar tendencias a mayor resolución. También es probable que la granulometría sea un factor más importante explicando las densidades y estructura y densidades del macrobentos si consideramos otros tipos de sedimento; pues ha sido observado consistentemente que la granulometría es un elemento que controla la distribución de los organismos macrobénticos (Reish, 1968; Donath-Hernandez, 1993; McLachlan *et al.* 1995; Barboza *et al.* 2012).

4.5 Materia Orgánica

Respecto a la MO, debido a que solo fue recolectada una muestra por estación de monitoreo fue necesario agrupar dos muestras clasificándolas en zonas (Norte, Centro y Sur); sin embargo no se detectaron diferencias significativas entre zonas indicando que la concentración de MO en toda la zona costera de la Bahía es igual. Las concentraciones aquí obtenidas (1.48%-3.93%) pueden ser contrastadas con el trabajo de Johnston y Villalba-Atondo (1992), quienes registran un valor mínimo de MO de 1.25% y un máximo de 11.96%, y mencionan que a menor tamaño de partícula y mayor profundidad los valores de MO eran más altos. Con altos valores de MO a mayor profundidad sería factible encontrar cambios en la comunidad macrobéntica.

Johnston y Villalba-Atondo (1992) reportan que en la zona centro de la franja costera de BLA se encuentran concentraciones de 1 a 3% de MO, esto concuerda con lo registrado en el presente estudio en las estaciones 3 y 4. Estos bajos valores de MO posiblemente se deben a procesos hidrodinámicos (oleaje y mareas) los cuales no permiten la acumulación de MO en las costas (Jenness y Duineveld, 1985). Otro factor importante es la degradación de MO por bacterias aeróbicas la cual provoca que la MO sea incorporada a las cadenas alimenticias rápidamente (Billen *et al.* 1990). Este proceso es particularmente importante en las costas donde la MO llega al sedimento también el oleaje constante provocaría una mayor oxigenación permitiendo que las bacterias aeróbicas degraden la MO rápidamente (Ángeles-Aquino *comm. pers.*).

El valor de la concentración de la MO de la zona sur del estudio de Johnston y Villalba-Atondo (1992) que corresponde a la estación 5 y 6 de monitoreo de este trabajo difiere. Ellos reportan concentraciones del 4-8% de MO mientras que en la presente tesis continúa el intervalo de del 1-3%. Esto contradice a lo que se esperaba encontrar en la estación 6 de monitoreo en invierno dado que la alta concentración de algas debería provocar una mayor cantidad de MO (Mayer *et al.* 1988). Los autores Arndt *et al.* (2013) señalan que los poliquetos, holotúridos y bivalvos modifican las propiedades fisicoquímicas del sedimento al degradar la MO que es depositada y mediante servicios

ecosistémicos como bioturbación y bioirrigación (Aller, 1980; Emerson, 1985; Aller e Yingst, 1985; Kristensen y Blackburn, 1987; Banta *et al.* 1995).

La bioturbación aumentaría el suministro de los electrones aceptores terminales (Aller, 1994; Aller y Aller, 1998; Kristensen *et al.* 2010), además introduciría oxígeno al interior del sedimento creando oscilaciones REDOX ayudando a la degradación de MO. Estos procesos aumentarían con una mayor densidad de macrofauna béntica por lo tanto es posible que la velocidad de degradación de la MO también aumenten y debido a esto no se hayan detectado diferencias estacionales a pesar de que una mayor cantidad de MO se haya encontrado disponible. También existe la posibilidad de que hayan existido errores en el procesamiento de muestreo de la MO, por lo tanto es de vital importancia obtener más de una muestra de sedimento para evaluar esta.

4.6 Poliquetos

La poliquetofauna de BLA fue descrita parcialmente por Reish (1968) hace casi medio siglo. Este autor estudió la zona centro-sur de BLA durante abril de 1962 y octubre 1963. El reportó 37 familias divididas en 112 especies. En este trabajo se identificaron 30 familias de anélidos poliquetos, 23 familias se colectaron en verano y 29 en invierno.

Reish (1968) describe las abundancias de poliquetos y reporta una abundancia total de 46,570 poliquetos notando fuertes tendencias temporales. En abril de 1962 colectó 39,470 poliquetos en tanto que octubre de 1963 solo reporta 7,100 poliquetos indicando una reducción de individuos del 89%. Los resultados de la presente tesis pueden ser contrastados con los de Reish (1968); en esta tesis se reportan un total de 1,537 individuos en la franja costera, 447 individuos en verano y 1,090 individuos en invierno, presentando un aumento del 60%.

Las diferencias en abundancias de los dos trabajos se puede deber al tipo de muestreo realizado ya que las muestras de Reish (1968) fueron obtenidas mediante una metodología distinta; sus muestras provinieron de 3 lances de draga Hayward Orange Peel modificada (0.06 m²) por estación (Barnard y Grady, 1968) utilizando un tamiz con

malla de 0.7 mm² para retener los organismos (Donath-Hernández, 1993), así que las comparaciones aquí hechas tienen que tomarse con precaución (Díaz-Castañeda y Harris, 2004). Cabe aclarar que de Coan (1968) y Barnard (1969) analizaron organismos de esta misma muestra. También hay que considerar que solo se muestreó la sección centro-sur de la bahía por lo tanto no podemos comparar las estaciones de monitoreo 1 y 2.

Al analizar la composición porcentual de las familias de poliquetos podemos distinguir si existen diferencias estructurales en la población de poliquetos y comparar estas entre periodos. Al analizar el verano e invierno en conjunto se notó que la familia Spionidae representó un 40% de la composición de poliquetos en BLA. Las corrientes de BLA son relativamente bajas, esta propiedad podría provocar que exista dominancias de formas unitarias (Watson y Barnes, 2004). Otras familias que representaron altos porcentajes en la estructura de la poliquetofauna fueron las familias Sabellidae y Cirratulidae. Las familias de poliquetos restantes representaron menos del 10% de la abundancia total. Estas tendencias se modificaron al analizar ambas estaciones del año por separado. Para verano la familia Spionidae representó el 23% de la abundancia, seguida por la familia Goniadidae y la familia Capitellidae. En invierno la familia Spionidae representaba el 47% de la población seguido de las familias Sabellidae con 12% y Cirratulidae con 11%.

Al considerar el IVB durante verano-invierno, el orden de importancia de las familias fue de Spionidae, Sabellidae, Syllidae, Nephtyidae y Goniadidae. Estas tendencias varían si se analizan los muestreos por estación del año en verano (Spionidae, Goniadidae, Nephtyidae, Capitellidae y Syllidae) y en invierno (Spionidae, Sabellidae, Syllidae, Cirratulidae y Glyceridae).

Con lo anterior en mente se establece que la familia Spionidae es particularmente importante en esta bahía. Cabe mencionar que los Spionidae pueden ser considerado como depositóvoros o suspensívora dependiendo de las condiciones hidrodinámicas y esto favorece su abundancia (Dauer, 1983). La familia Spionidae también ingesta una gran variedad de embriones, larvas y juveniles de otros invertebrados, debido a esto, concentraciones de esta familia afectan en gran medida la estructura de la comunidad, especialmente a organismos que intenten reclutarse a la población adulta. De acuerdo al trabajo de Fauchald y Jumars (1979) las familias más importantes en BLA presentan en

su mayoría estrategias de alimentación depósivora y suspensívora con excepción de los organismos Goniadidae quienes son únicamente carnívoros; esto nos indicaría que las condiciones en BLA son favorables para este tipo de grupos funcionales.

Salazar-Vallejo *et al.* (1989) establece que las familias Spionidae, Capitellidae, Cirratullidae y Nephtyidae son familias consideradas diversas a nivel mundial. Rodríguez-Villanueva (1997) recopiló estudios sobre poliquetos; reportando que las familias mayores importantes son por lo general también las más importantes y abundantes encontradas en la franja costera de BLA. Por ejemplo, en la plataforma continental del Pacífico Mexicano, han encontrado altas abundancias de organismos Spionidae, Cirratulidae y Nephtyidae (Hernández-Alcantara, 1992), en Jalisco las familias Paraonidae, Spionidae y Nephtyidae son de particular importancia (Varela-Hernández, 1993) y en el Golfo de Tehuantepec se reporta a la familia Spionidae como la segunda más abundante. En Bahía Sebastián Vizcaíno (Baja California) las familias dominantes son la Spionidae y Ampharetidae (Hernández-Guevara, 1994).

La densidad presentó un gran intervalo de valores, por ejemplo en verano la estación 2 tuvo la mayor densidad promedio (1244.44 ± 1212.82 ind/m²) en tanto que la estación 6 de monitoreo los poliquetos no estuvieron presentes. En invierno la estación de monitoreo 4 mostró la mayor densidad promedio (2511.11 ± 877.33 ind/m²) y la estación 6 presentó la menor (1511.11 ± 715.72 ind/m²), realizar comparaciones con Reish (1968) no es posible pues el autor no reporta densidades para estos organismos, sin embargo, se pueden comparar con otros trabajos en Baja California. Díaz-Castañeda y Valenzuela-Solano (2009) reportan en Bahía Salsipuedes densidades de entre 900 ind/ m² a 4,700 ind/ m². Diaz-Castañeda y Harris (2004) reportan en Bahía de Todos Santos altas densidades de la familia Spionidae (12,920 ind/m²), Capitellidae (6,850 ind/m²), Paraonidae (4,420 ind/m²), Cirratulidae (4,000 ind/m²), Maldanidae (3,310 ind/m²), Ampharetidae (2,980 ind/m²) y Nephtyidae (2,600 ind/m²), esto se debe probablemente a la alta disponibilidad de MO y la heterogeneidad del hábitat (Rodríguez-Villanueva *et al.* 2000), las densidades de poliquetos en el presente estudio parecen ser relativamente bajas.

El clúster de la densidad de poliquetos dividió en dos grupos a BLA, la tendencia general es que las densidades de invierno se encuentran separadas a las de verano. Los análisis

bayesianos y no paramétricos frecuentista confirman estas tendencias. Para corroborar lo anterior realizamos un ANOVA Bayesiano multifactorial y un ACP. El ANOVA Bayesiano multifactorial indica que el modelo que solo incluye el factor fecha explica mejor las densidades de organismos poliquetos. El ACP separa a las estaciones de verano de las de invierno.

Mediante el análisis MDS podemos ver con mayor claridad como las familias de poliquetos se comportan de acuerdo los periodos reportados. Las familias Goniadidae, Nephthyidae y Capitellidae parecen preferir las condiciones presentes en verano, mientras que las familias Cirratulidae, Glyceridae, Nereididae, Opheliidae, Sabellidae, Serpullidae y Spionidae, son beneficiadas aparentemente por las condiciones de invierno. Las 23 familias restantes no parecen tener afinidad por ninguna estación del año.

Con respecto a la similitud (Bray Curtis), durante verano es claro la presencia de dos grupos de densidades, el primero formado por las estaciones 1-4 y el otro grupo formado por las estaciones 5-6; en contraste en invierno se agruparon las estaciones de monitoreo 1, 2 y 4, se separa la estación 3, y se forma un tercer grupo con las estaciones 5 y 6. Aparentemente existe una división entre las estaciones Centro-Norte con respecto a la zona sur cercana al estuario La Mona, por tanto podría estar influenciando la parte sur de BLA. Estos ecosistemas presentan gradientes ambientales marcados y las especies que habitan dentro y cercanas a la boca son muy especializadas (Díaz-Castañeda y Reish 2009). El MDS y el dendograma de similitud Bray-Curtis se encontrarían apoyados por Reish (1968) quien nota que las especies no tienden a desaparecer pero describe una reducción considerable para 40 especies.

Los análisis bayesianos entre la densidad de poliquetos con respecto a la granulometría no detectaron evidencias de diferencias, sin embargo el análisis de Kruskal-Wallis mostró diferencias en el verano 2013 para las densidades registradas en arena fina con arena gruesa, y las densidades en arena media y arena gruesa. No obstante a lo anterior la estación de monitoreo 5 (invierno) presentó arenas gruesas y sin embargo si tuvo altas densidades de poliquetos, por lo tanto, lo encontrado por los análisis frecuentistas tiene que ser considerado con precaución. Las tendencias observadas concuerdan más con los análisis bayesianos.

Es probable que la presencia de algas en la estación 6 (sur) en invierno proveyó de mejores condiciones y refugios para la poliquetofauna (Orth, 1977; Kneib *et al.*, 1980; Neckles *et al.* 1993). Se sabe que por ejemplo *Nereis vexillosa* y *Platynereis bicanaliculata* pegan pedazos de algas a su superficie y modula el estrés ligado a la temperatura y salinidad (Díaz-Castañeda y Reish, 2009)..

Los resultados aquí obtenidos indican que existe una gran diferencia estacional en las abundancias y densidades de poliquetos debido principalmente a factores físicos. Esto concuerda con lo establecido por Reish (1968), quien menciona que las abundancias de poliquetos pueden ser influenciadas por los cambios de las condiciones ambientales derivadas de las estaciones del año. La temperatura afecta la gametogénesis (meiosis) de ciertas especies de poliquetos, por ejemplo, en *Arenicola marina* la puesta de huevos sucede a bajas temperatura, mientras que para *Nereis diversicolor* el proceso reproductivo inicia con el incremento de la temperatura (Olive y Garwood, 1981; Olive, 1984). En el poliqueto *Ophryotrocha labronica* las fecundidades máximas han sido encontradas a 20°C (Åkesson, 1976). En el poliqueto *Sabellastarte spectabilis* la maduración coincide con temperaturas cálidas de 24–25°C. (Bybee *et al.* 2007). En los experimentos de Bartels-Hardege y Zeeck (1990) *Nereis diversicolor* presentaba maduración a temperaturas superiores a 6°C; la reproducción ocurría cuando aumentaba la temperatura.

La supervivencia es otro elemento que tiende a ser controlada por factores como la temperatura y salinidad. George (1968) describió en sus experimentos que el poliqueto *Cirriiformia tentaculata* no podía sobrevivir a temperaturas de 2 °C, si este organismo era expuesto a temperaturas de 0 °C durante un periodo de 4 días la mortalidad era del 100%. En Beaufort, Carolina del norte existe un 50% de supervivencia de poliquetos *Diopatra cuprea* a 42.5 °C y a 40.5 °C para *Clymenella torquata*. Este 50% de supervivencia también ocurre a 4 °C (Kenny, 1969). En *Polydora nuchalis* aumentos de temperatura y salinidad incrementan la supervivencia (Wible, 1984). Poliquetos de la familia *Ophryotrocha diadema* fueron sometido a salinidades de 15 a 45 ‰ y a temperaturas de 15, 18, 21 y 25 °C. Las mortalidades fueron superiores en salinidades de 15 y 20‰. Supervivencias óptimas se obtuvieron a 35‰ y a 18 °C.

La hipótesis propuesta por Coan (1968) en donde la depredación pudiese jugar un papel en el control de las abundancias de los organismos no es descartada. La recuperación de la población de poliquetos parece ser muy rápida, esto había sido notado por Reish (1968). Una posible explicación de la rápida recuperación de la población de poliquetos podría ser debido a la reproducción asexual que presentan algunas especies de poliquetos (Fox, 2001), es posible que la reproducción asexual facilite la recuperación de la población después del estrés generado por la diferencia estacional.

Cabe mencionar que la morfología semi-cerrada de BLA podría favorecer la retención de larvas meroplanctónicas. Estas larvas eventualmente serían reclutadas en la zona (Archambault y Bourget, 1999). En el estudio de Hernandez-Nava y Alvarez-Borrego (2013) se reporta una máxima cantidad de larvas de poliquetos en septiembre. Es factible suponer que estas larvas se reclutaran a la población en los meses de invierno. Para establecer en que época abundan las larvas de poliquetos se tendrían que diseñar muestreos para plancton.

Debido a que el modelo que explica la variedad de las densidades es sencillo y que los análisis Bray-Curtis indican que en la franja costera las poblaciones de poliquetos se encuentran bien estructuradas espacio-temporalmente se sugiere utilizar estos organismos para los biomonitoreos. Lo anterior ha sido recomendado por otros investigadores debido a la distribución cosmopolita de estas especies (*comm.pers* Díaz-Castañeda; Diaz-Castañeda y Reish, 2009) y a que responden rápidamente a las perturbaciones particularmente de origen antropogénico. (Díaz-Castañeda *et al.* 2005).

4.7 Moluscos

En el presente trabajo se decidió no analizar estadísticamente los moluscos debido al sesgo que provocaría en el análisis el conteo de micromoluscos muertos. No obstante se contabilizó una mayor cantidad de gasterópodos pertenecientes a las familias Vermetidae, Caecidae, Barleiidae y Ceriithidae. Lo anterior no corresponde a lo encontrado por Coan (1968) quien reporta bajas abundancias y densidades de moluscos. Este autor menciona que la fauna malacológica se encontraba conformada por los

generos de bivalvos *Tellina* y *Nuculata* y el escafópodo *Cadulus* con una abundancia menor en octubre (1,832 individuos) con respecto a abril (4,060 individuos) notando la tendencia de disminución de abundancia de los organismos macrobenticos en BLA entre fechas. Estos valores son contrastantes con los que aquí obtenidos en verano (22,829 individuos) e invierno (13,736 individuos). Este autor reporta también que las especies dominantes son *Tellina arenica* (95.5 ind/m²), *Cadulus panamensis* (65.5 ind/m²) y *Nuculata acrita* (63.2 ind/m²).

Las grandes diferencias en valores obtenidos en esta tesis con lo que ha sido previamente reportado se debe a la dificultad de separar a los organismos vivos de los organismos muertos así como la inclusión de micromulscos en las muestras. Para cuantificar de manera adecuada la fauna malacológica perteneciente al macrobentos es necesario la destrucción de las conchas de los gasterópodos, sin embargo, al realizar esto existe la posibilidad de no poder identificar los organismos, por lo tanto se necesita el apoyo de investigadores e instituciones especializadas en la descripción taxonómica de gasterópodos. El aporte de este trabajo a la fauna malacológica en BLA es la descripción taxonómica de los organismos encontrados.

4.8 Crustáceos

Barnard (1969) y Donath-Hernández (1987, 1988 y 1993) describieron a los anfípodos y cumáceos en la zona centro-sur de BLA. Barnard (1969) describe un total 20 familias de anfípodos divididas en 70 especies en tanto que Donath-hernández (1993) describe tres familias de cumáceos con 11 especies. En el presente estudio se describieron un total de 33 familias, 24 familias en verano y 23 en invierno con una abundancia de 87 individuos en verano y 187 en invierno respectivamente.

Con respecto a la composición de crustáceos, la fauna de verano e invierno se vió representada por dos familias principalmente. La familia Corophiidae representó un 26% de la composición de crustáceos y la familia Phoxocephalidae 13%. Otros representantes importantes fueron los organismos Aoridae y Ampeliscidae con el 8% y la familia Gammaridae con 5%. El resto de las familias representaron porcentajes inferiores.

Esta composición cambia de acuerdo a la estación del año del monitoreo. Por ejemplo en verano los integrantes de la familia Phoxocephalidae representan un 25% de la población, seguido por organismos de la familia Ampeliscidae y Crangonidae. En invierno el porcentaje de organismos Corophiidae aumentó considerablemente hasta un tercio de la abundancia total. La familia Corophiidae aquí descrita en su mayoría se vio representada por la especie *Erichtonius brasiliensis*, Barnard (1969) describe que esta especie es la más abundante en profundidades de 2 a 8 m. Se encuentra seguido por los organismos Aoridae con 12% y organismos Gammaridae con el 8%.

Para verano los intervalos de densidad se encontraron entre los 33.3 ± 22.2 ind/m² y 477.7 ± 310.9 ind/m². En invierno las densidades se encontraron entre 22.2 ± 44.4 ind/m² a $1,366.6 \pm 1253$ ind/m². Los valores encontrados en nuestra isobata son similares a los reportados por Barnard (1969), quien reporta densidades de 75 a 208 ind/m² a profundidades de 7 a 46 m y densidades de 4,569 ind/m² a profundidades de a 2 a 6 m. Cabe recalcar que el autor describió solamente anfípodos, sin embargo, los anfípodos fueron muy dominantes en nuestro muestreo.

Barnard (1969) reporta que la diversidad infaunal de BLA es inferior a lo encontrado en el sur de California. Por ejemplo reporta que en Bahía San Quintín algunos biotopos tenían densidades superiores a 20,000 ind/m². También menciona que la fauna encontrada en BLA es menos diversa que las costas del sur de California aunque este autor no realiza análisis ecológicos ni comparaciones para recalcar lo anterior.

Donath-Hernandez (1993) describió abundancias para cumáceos portando valores de 524 organismos en octubre y 63 organismos en abril; estos valores son muy superiores a lo encontrado en el presente estudio con un solo cumáceo en verano y 12 individuos en invierno. Este autor menciona que la especie dominante de cumáceos fue *Oxyurostylis pacifica* perteneciente a la familia Diastylidae, con 96% de la abundancia total, encontrándose en sedimento de arenas-limosas. De manera similar en este estudio cumáceos de la familia Diastilydae fueron los más abundantes. En el presente trabajo los limos no fueron estudiados, por tanto, es posible que las diferencias de abundancias aquí encontradas se deban al tipo sedimento recolectado y al área de muestreo.

El clúster separó la estación de monitoreo 1 de verano (compuesto en su mayoría por organismos Phoxocephalidae) y la 6 de invierno (compuesto en su mayoría por organismos Corophidae) de todas las demás estaciones. Los análisis no paramétricos y bayesianos de estos grupos permiten la misma interpretación de los datos. La estación de monitoreo 1 de verano y la estación de monitoreo 6 de invierno no presentan diferencias. Las estación de monitoreo 1 en verano y la estación de monitoreo 6 en invierno son estaciones que se encuentran protegidas por la topografía de la bahía.

En la estación de monitoreo 1 en verano es improbable que las microalgas incrustadas en corales encontradas ofrecieran refugio a los organismos Phoxocephalidae. Puede ser que su abundancia se deba más bien a la protección que esta estación ofrece debido a su topografía. Los organismos Phoxocephalidae son caracterizados como crustáceos pequeños, móviles y eficientes en la creación de madrigueras (Slattery, 1985). Son familias dominantes en las playas especialmente en el noreste del Pacífico (Barnard, 1963; Lie y Kisker, 1970) en donde se ha hipotetizado es su centro de origen (Barnard y Drummond, 1978). Slattery (1985), mencionan que los organismos Phoxocephalidae ingesta una gran cantidad de material, incluyendo arena, detritus y presas meiofaunales, además de forma similar de los Spionidae estos organismos se alimentan de larvas intentando reclutarse a la población adulta (Oliver *et al.* 1982), por estas características es posible proponer que los organismos Phoxocephalidae excluyen competitivamente a las otras familias.

Teniendo una alimentación omnívora y aparentemente oportunista explicaría porque esta familia podría encontrarse en abundancias y densidades relativamente altas, la disminución en abundancia y densidad en invierno indica que podría encontrarse afectadas por las condiciones en invierno. Otras familias representativas en la comunidad de crustáceos fueron las familias Ampeliscidae y Crangonidae. La familia Ampeliscidae es reportada como organismos de distribución cosmopolita (King, 2009) dominantes de sedimentos finos viviendo dentro de tubos infaunales (Barnard, 1969; King, 2009), en tanto que la familia Crangonidae se encuentran en el límite de la bajamar, en playas arenosas y se alimentan de pequeños crustáceos y moluscos (Flores-Uzeta *comm. pers.*).

La estación de monitoreo 6 durante invierno fue dominada por organismos de la familia Corophidae que en su mayoría consistieron de *E. brasiliensis* la cual presentó un

aumento en la cobertura algal. La familia Corophiidae es considerada como una familia de distribución mundial (Myers, 2009) y es registrada cerca de algas (Appadoo *et al.* 2002) y ocasionalmente adheridas a estas (Lincoln, 1979). Barnard (1969) menciona que los tubos de *E. brasiliensis* se encuentran protegidos por algas. Estos organismos utilizan sus setas para atrapar partículas y bombean agua a través de sus tubos o madrigueras (Myers, 2009 .García-Guerra *et al.* 2014) describen a esta familia como detritívora. Con estas estrategias de vida posiblemente se explica porque esta familia se encuentra con menores abundancias y densidades durante verano cuando no se presentan las algas. Las otras dos familias con mayor abundancia y densidad en invierno (Aoridae y Gammaridae) igualmente concentradas en la estación 6 han sido asociadas también a la presencia de algas (Barnard, 1969).

El mayor FB se presentó en el modelo que incluye estación, periodo y la interacción entre estos factores indicando que existe una interacción entre el periodo y la estación de monitoreo en las densidades. En este caso las zonas protegidas (estación de monitoreo 1 verano y estación de monitoreo 6 de invierno) permitirían una mayor densidad de organismos. Particularmente la estación 6 para invierno dado que las algas proveerían refugio y alimento adicional (Orth, 1977; Fonseca y Fisher, 1986).

El análisis MDS con distancia euclidiana mostró que los organismos Corophiidae presentan afinidad por las condiciones en invierno en tanto que la familia Phoxocephalidae por verano. Es probable que las condiciones físicas sean desfavorables para los organismos Phoxocephalidae y debido a esto se redujo su densidad en invierno. Otras familias que parecieron proliferar en verano son Nannosquillidae, Crangonidae, Processidae, Eusiridae y Anthuridae. En invierno organismos Gammaridae, Pinnotheridae, Majidae, Eusiridae y Diastylidae aumentaron su presencia. Cabe mencionar que con excepción de los organismos de las familias Corophiidae y Phoxocephalidae, los crustáceos presentaron abundancias y densidades relativamente bajas por lo tanto lo anterior tiene que ser considerado con extrema precaución.

Respecto a crustáceos el análisis bayesiano indicó que existe una relación entre la densidad y la granulometría en verano, sin embargo, al realizar la prueba a posteriori no fue posible encontrar diferencias. En todos los demás casos no se encontraron diferencias entre la densidad con respecto al tipo de arena y, quizás no hubo una relación

debido a que se muestreo en una misma isobata. Donath-Hernández (1987, 1988 y 1993) realizó la descripción 11 especies de cumáceos para BLA y encontró que la distribución de los cumáceos se encontraba relacionada con la granulometría encontrándose principalmente en arenas y limos. Es probable que si hubiésemos muestreados otros tipos de sedimentos como los limos hubiese sido posible encontrar una relación entre la composición de crustáceos y la granulometría.

No fue posible probar relaciones directas entre la densidad, abundancia y los factores físicos aquí medidos (temperatura y salinidad) debido a la poca densidad de individuos. El aumento de organismos crustáceos parece encontrarse más asociado a la morfología y ecología de los organismos dominantes, aunque el MDS sugiere que debe haber un efecto de las condiciones físicas. Existe literatura que indica la importancia de la temperatura y salinidad regulando las abundancias y densidades de crustáceos. En laboratorio, la especie de anfípodo *Gammarus salinus* fue expuesta a distintas condiciones físicas por Skadsheim (1989) para observar cómo estas afectaba su desarrollo. Los organismos fueron colocados en tres valores de salinidad (6,14 y 30 ‰) y temperatura (8, 12 y 20 °C) y se demostró que los anfípodos podían reproducirse a los 20 °C principalmente y a salinidades de 14 ‰. En el trabajo de Highsmith y Coyle (1991) se notó que el crecimiento y las tasas de muda se encontraban relacionadas con la temperatura. Los organismos anfípodos presentaban tallas inferiores cuando eran sometidos a temperaturas altas en tanto que presentaban mayores tallas a temperaturas inferiores. Ellos describían también que el desarrollo de las gónadas era también dependiente de la temperatura.

Normant y Lamprecht (2006) mencionan que bajas salinidades ocasionan efectos en procesos fisiológicos tales como el transporte intracelular, tasas de alimentación o absorción de nutrientes, respiración y excreción (Schmidt-Nielsen, 1997) y osmoregulación (Kinne, 1971). En aguas costeras en Dardanelos, Turquía a una isobata de 0-5 m Ateç *et al.*, (2012) reporta que para julio 2008 a abril 2009 la variable más importante que influenció las densidades de anfípodos fue la salinidad del mar, encontrando una abundancia máxima de 1142 ind/m² en la estación que presentó una salinidad de 25.15‰ mientras que en la estación que presentó una salinidad de 28.87‰ tuvo una densidad de solo 160 ind/m². Los efectos que provocaban los cambios de

salinidad fueron evaluados en el anfípodo bentónico *Gammarus oceanicus* en intervalos de salinidad de 5 a 30‰ y observaron una disminución en las tasas de alimentación en tanto que incrementaba la eficiencia de absorción de nutrientes (Normant y Lamprecht, 2006). Variación en la fauna de crustáceos también podría estar relacionado a factores como las migraciones del bentos (Morrisey *et al.* 1992) pues migrarían a zonas donde las condiciones le sean más favorables. La literatura anterior pone evidencia la importancia entre los factores físicos y la historia de vida de los anfípodos.

En este trabajo no se encontraron las grandes variaciones temporales de crustáceos reportadas por Barnard (1969) y Donath-Hernandez (1993). No obstante se debe mencionar que existió un premuestro realizado en mayo-2013 en donde se presentaron mayores abundancias y densidades muy superiores a las reportadas en el presente estudio, aunque no fueron incluidos en este trabajo debido a falta de tiempo. Considerando que los poliquetos si presentaron grandes diferencias en abundancias y densidad podríamos suponer que el tiempo de recuperación de las poblaciones es inferior para los poliquetos que para los crustáceos.

4.9 Antozoarios

En este trabajo, se presenta la primera descripción de organismos antozorios para BLA. Las familias identificadas fueron Aiptasiidae y Diadumenidae y fueron registradas en las estaciones de monitoreo 5 y 6. En la estación 6 de monitoreo la abundancia y densidad de los organismos Diadumenidae aumentó de verano (277 ind/m²) a invierno (2011.1 ind/m²). Para la estación de monitoreo 5 en invierno se encontró únicamente un organismo de la familia Aiptasiidae. La familia Diadumenidae en invierno se encontró fija a las algas. Por el contrario, en verano se encontraron en el sedimento.

Los clústers separaron las estaciones de monitoreo 6 de verano e invierno de las demás. Puesto que nuestros análisis bayesianos y no paramétricos no encontraron diferencias significativas entre la estación de monitoreo 6 en verano e invierno podríamos proponer la hipótesis de que la distribución de antozoarios se encuentra más asociada otros

factores como las condiciones hidrodinámicas, aparición de algas y topografía que a los factores físicos.

Se observó que la estación 6 de monitoreo en verano presentó corrientes débiles, esto probablemente debido a la topografía de esta, pues se encuentra protegida. Esto permitiría que la población de anemonas se mantuviese relativamente estable como lo encontrado por *Anthopleura xanthogrammica* (Batchelder y Gonor, 1991) y *Actinia tenebrosa* (Ottaway, 1979). Se ha encontrado que algunas poblaciones de anemonas realizan migraciones temporales o anuales debido a factores abióticos como la temperatura, oxígeno, o factores bióticos como la depredación (Riemann-Zürneck, 1998). Existe la posibilidad de que los antozoarios en verano se encontraran en un proceso de dispersión. Si esto es cierto, es probable que las anemonas buscaran en un sustrato más duro para fijarse como el que ofrecen las rocas adyacentes a la estación 6 de monitoreo. No obstante se ha reportado que la dispersión de las anemonas tiende a ser mínima con un desplazamiento (Sund, 1958; Josephson y March, 1966).

Schmidt (1972) reporta que los organismos *Alicia mirabifis* se encuentran flotando libremente sobre el sedimento cuando esta normalmente se encuentra asociada a las hojas de *Posidonia* o en las partes superiores de gorgonia; otros ejemplos dados por este autor consisten en los organismos *Bunodeopsis strumosa* y *Paranemonia cinerea* las cuales viven en los pastos marinos durante el verano pero en el invierno se les encuentra despegadas junto a las algas en proceso de descomposición.

Similar a las especies *B. strumosa* y *P. cinérea*, las familias Diadumenidae descritas en el presente estudio se encontrarían asociadas a las algas de invierno. Estas algas proporcionarían una mejor fijación que la arena para estos organismos además de disminuir aún más las fuerzas hidrodinámicas de la estación 6 (Orth, 1977; Fonseca y Fisher, 1986). Esto se apoya en el análisis multifactorial bayesiano realizado en el presente estudio en donde el modelo más fuerte incluye periodo (la fecha indicaría el aumento de densidad por algas) y estación (la estación con el aumento de cobertura vegetal).

Existen diversos estudios que indican la importancia de los factores físicos para los organismos antozoarios. *A. equinai* estos fueron sometidos a diferentes temperaturas

condiciones por Chomsky *et al.*, (2004), ellos notaron que los pólipos crecieron a temperaturas de entre 15 y 20 °C en tanto que a temperaturas de 25 y 30 °C perdían biomasa, esto debido a que *A. equinai*s no podía balancear sus requerimientos metabólicos, aunque este podía aclimatarse eventualmente a los cambios de temperatura. La anemona *A. elengatissima* también fue influenciada positivamente por las temperaturas teniendo sus épocas de desoves cuando se presentaron los máximos valores de temperatura (Jennison, 1979) y existiendo una modificación en la concentración de sus algas simbiotes (zooxantelas y zooclorrelas) (Saunders y Muller-Parker, 1997). Con respecto a la salinidad, *Metridium senile* presenta variaciones de consumo de oxígeno con cambios de salinidad. En esta especie existió una reducción en el consumo de oxígeno de 50% al ser expuesta a agua salada, en tanto que los organismos que se encontraban en agua de mar diluida el consumo de oxígeno nunca disminuyó (Shumway, 1978). También se han observado variaciones en el consumo de oxígeno de *Metridium marginalum* con variaciones de salinidad (Shoup, 1932). No obstante, por el momento no es posible establecer si la variación de temperatura y salinidad es particularmente importante en las variaciones espacio-temporales en la comunidad de anthozoos en BLA.

En la relación entre densidad de antozoarios y granulometría, el análisis no paramétrico encontró diferencias en invierno para las arenas gruesas con respecto a la arena media. Con lo anterior se esperaría que en verano también se encontrara diferencias en este tipo de sedimento. Además en la estación 5 de invierno que también presentó arenas gruesas no se presentaron mayores densidades de anémonas. Las explicaciones obtenidas por los análisis bayesianos parecen ser más robustos que los ofrecidos por los análisis no paramétricos. Esto es apreciable al notar la alta asociación observada entre las algas y los antozoarios.

Basado en lo anterior podríamos considerar que las condiciones de invierno no favorecieran directamente la densidad de organismos antozoarios sino más bien favorecen el crecimiento de las algas quienes facilitarían el aumento de densidad de estos. Diferencias significativas entre estaciones del año podrían ser encontradas por los análisis bayesianos si se concentra el esfuerzo de recolectas en las zonas en las que se reportan antozoarios. Con esto posiblemente se podría evaluar con mayor robustez la

relación entre temperatura, oxígeno, MO y la cobertura de algas con la abundancia y densidad de cnidarios.

4.10 Foronídeos

Organismos foronídeos fueron descritos en BLA por Hernández-Alva y Álvarez-Borrego (2013) en un estudio del zooplancton cercano al estuario. No obstante este trabajo representa el primer reporte de organismos foronídeos dentro del bentos en BLA. En la presente tesis se encontró solamente una familia de organismos foronídeos (Phoronidae). Muchas de las especies de foronídeos se encuentran distribuidas en las costas del océano Pacífico (Light, 2007), aunque solamente se tiene reportado 2 géneros con menos de 20 especies conocidas. Entre las especies registradas se encuentran *Phoronis psammophila* y *P. pallida*, la primera especie se encuentra distribuida hasta profundidades de 52 metros en sedimentos arenosos y lodosos con densidades de hasta 18,000 individuos/m², en tanto que el segundo habita profundidades de 25 metros con densidades de 74,000 individuos/m² y reportadas en el mismo tipo de sedimentos. Otras especies reportadas cercanas son *P. harmeri* y *P. californica* (Bailey-Brock y Emig, 2000).

Estas densidades son muy superiores a las aquí encontradas con un intervalo de 33.3 individuos/m² en la estación 1 y 2 hasta 1244 individuos/m². Respecto a la ecología se sabe que los organismos foronídeos producen tubos calcáreos en los cuales se mueven libremente (Emig, 1985); estos organismos se encuentran caracterizados por un lofoforo ciliado mediante el cual respiran y recolectan alimento de partículas en la columna del agua (Temereva, 2009).

Debido a este tipo de alimentación se propone la hipótesis de que el aumento de densidades y biomasa de los organismos foronídeos sucedió debido al incremento de materia particulada en la columna de agua; ha sido reportado que en las estaciones que presentaron foronídeos existe una alta cantidad de nutrientes y alimentos en invierno debido a los patrones de circulación (Rodríguez-Dowdell *et al.* 2003). Debido a que los foronídeos construyen tubos calcáreos, es posible que las altas temperaturas afecten y reduzcan la calcificación de estos, lo anterior ha sido reportado para corales (Carricart-

Ganivet *et al.* 2012). Las hipótesis anteriores son apoyadas por el análisis multifactorial bayesiano. No fue posible encontrar relación entre las densidades y el tipo de sedimento. Estudios posteriores en BLA podrían probar las hipótesis anteriores. Trabajos en laboratorio en condiciones controladas podrían permitir entender mejor qué papel juegan los factores físicos y químicos dentro de las poblaciones de foronídeos.

4.11 Métodos estadísticos

El marco teórico en el cual se desarrolla la inferencia Bayesiana es idéntico al de la teoría probabilidad clásica. Se tiene un parámetro poblacional θ sobre el cual se desea hacer inferencias y se tiene un modelo de probabilidad $f(x/\theta)$ el cual determina la probabilidad de los datos observados x bajo diferentes valores de θ . La diferencia fundamental entre la teoría clásica y la bayesiana está en que θ es tratado como una cantidad aleatoria. Así, la inferencia Bayesiana se basa en $f(\theta/x)$ en vez de $f(x/\theta)$, esto es, en la distribución de probabilidades del parámetro dados los datos. La característica esencial de los métodos Bayesianos está en su uso explícito de probabilidades para cuantificar la incertidumbre en inferencias basadas en el análisis estadístico de los datos. Esto permite un manejo mucho más natural e intuitivo de la inferencia, salvando por ejemplo el problema de la interpretación frecuentista de los resultados. Por otra parte, dentro de los métodos clásicos los métodos no paramétrico son considerados entre otras razones, menos robustos que los paramétricos puesto que al no cumplir los supuestos de normalidad y homocedasticidad no se pueden hacer inferencias directas sobre los parámetros poblacionales (Zar,1999). Aun el uso del potente método de ANOVA de la estadística clásica, Solari *et al.* (2008) demuestra que el enfoque Bayesiano proporciona mejores resultados cuando la hipótesis nula es rechazada en la estadística clásica. Box y Tiao (1973) hacen un estudio completo de las bondades de la estadística bayesiana en contraposición de la estadística clásica.

Otros autores (Weetzels *et al.* 2012) argumentan que uso de métodos bayesianos han ganado popularidad en la mayoría de las disciplinas científicas y que una razón muy importante es la facilidad con la que estos métodos bayesianos pueden aplicarse a problemas relativamente complejos los cuales involucran, por ejemplo modelación

jerárquica o comparaciones entre modelos no anidados. Puntualizan sin embargo que estos métodos pueden ser usados en escenarios estadísticos simples tales como pruebas simples como la t y ANOVA siendo este último la punta de lanza del análisis en campos como la biología, economía, sociología, psicología y otros.

Los datos obtenidos en este estudio no cumplieron con los requerimientos para una estadística robusta dentro del marco clásico frecuentista. Para fines comparativos (entre métodos) se aplicaron análisis no paramétricos y bayesianos. Sin la aplicación de la estadística Bayesiana en este estudio, nuestras inferencias hubieran podido ser poco sólidas. La estadística bayesiana nos proveyó del marco probabilístico para tener inferencias de alta credibilidad y escasa incertidumbre.

5. Conclusiones

En la presente tesis se evaluaron diferencias estacionales en verano e invierno en las condiciones físicas de la bahía, sedimentológicas y propiedades comunitarias en 6 estaciones de monitoreo en una isobata de 10-15 metros a lo largo de la franja costera de BLA. Se reportan altos gradientes estacionales en la temperatura y salinidad para verano ($30.05 \pm .40$ °C, $32.14\% \pm 0.11$) e invierno (15.80 ± 0.67 °C, $34.71\% \pm 0.66$). Los gradientes estacionales en temperatura ya habían sido previamente reportados para BLA.

La franja costera se encuentra compuesta por arenas (arenas finas, arenas medias y arenas gruesas). En el caso de las concentraciones de MO se reportan valores de entre 1 a 3% para ambos periodos estacionales sin diferencias estadísticas aparentes. Esto ya había sido encontrado BLA, con excepción de las concentraciones de MO en la zona sur en donde se obtuvieron valores más bajos de lo que indica la literatura. Debido a que no existieron diferencias significativas entre las agrupaciones de MO no fue posible incluirlas en los análisis estadísticos que pretendían explicar las variaciones de densidad de las comunidades macrobénticas.

Se reportan en este trabajo un total de 120 familias. Se observaron cambios estacionales en la diversidad, equitatividad, abundancia, densidad y composición faunística. Al realizar los índices ecológicos se encontraron superiores valores de diversidad y equitatividad en verano que en invierno. Por el contrario cuando se analiza la productividad secundaria se observa que se presentan valores inferiores en verano (0.39 gC/m²) que en invierno (0.88 gC/m²).

Al analizar la fauna macrobéntica en BLA se observó una fuerte dominancia por parte de los poliquetos (65% abundancia total, 73% en verano y 63% en invierno), los poliquetos se encontraron en su mayoría representados por la familia Spionidae (40% de la abundancia de poliquetos, 23% en verano y 47% invierno). En el caso de crustáceos las familias más abundantes fueron los organismos Phoxocephalidae (13% de abundancia total, 26% en verano y 6% en invierno) y Corophidae (26% de abundancia total, 36% en

invierno), los antozoarios por la familia Diadumenidae y foronídeos por la familia Phoronidae.

Los clúster realizados con respecto a la estación de monitoreo y periodo del año fueron analizados mediante estadística frecuentista y estadística bayesiana. Ambos análisis encontraban diferencias entre los grupos formado por los clústers, sin embargo, es importante considerar que los supuestos de los análisis bayesianos son más robustos que los análisis frecuentistas no paramétricos debido a que acepta o rechaza hipótesis basándose en la información de las muestras obtenidas a diferencia de los análisis frecuentistas quienes presuponen parámetros fijos. También los análisis bayesianos permitieron realizar análisis multifactoriales que permitieron caracterizar de una manera más completa las comunidades macrobénticas; esto es una gran ventaja con respecto a los análisis no paramétricos quienes no tienen un análisis estadístico equivalente.

En general se notó un incremento importante en las abundancias y densidades de los organismos macrobénticos de verano a invierno. Las razones de estos aumentos de densidad y abundancia parecen encontrarse relacionadas a las propiedades físicas y topográficas de la bahía y a las características ecológicas de los organismos macrobénticos. Lo anterior ha sido reportado en trabajos similares en donde cambios de condiciones físicas pueden provocar mortalidad, cambios en la reproducción, migraciones, etc. Para mejorar la evaluación de las poblaciones en BLA se sugiere incluir nuevas isobatas en los estudios, la inclusión de estas permitirían una mejor descripción de la bahía.

Lista de Referencias

Aho, K. (2014). asbio: A collection of statistical tools for biologists. R package version 1.0-5. <http://CRAN.R-project.org/package=asbio>

Åkesson, B. (1976). Temperature and life cycle in *Ophryotrocha labronica* (Polychaeta, Dorvilleidae). *Ophelia*, 15(1), 37-47.

Alexander, R. R., Stanton Jr, R. J., y Dodd, J. R. (1993). Influence of sediment grain size on the burrowing of bivalves: correlation with distribution and stratigraphic persistence of selected neogene clams. *Palaios*, 289-303.

Aller, R. C. (1980). Diagenetic processes near the sediment-water interface of Long Island Sound. *Adv. Geophys*, 22, 237-350.

Aller, R. C. (1994). Bioturbation and remineralization of sedimentary organic matter: effects of redox oscillation. *Chemical Geology*, 114(3), 331-345.

Aller, R. C., e Yingst, J. Y. (1985). Effects of the marine deposit-feeders *Heteromastus filiformis* (Polychaeta), *Macoma balthica* (Bivalvia), and *Tellina texana* (Bivalvia) on averaged sedimentary solute transport, reaction rates, and microbial distributions. *Journal of Marine Research*, 43(3), 615-645.

Aller, R. C., y Aller, J. Y. (1998). The effect of biogenic irrigation intensity and solute exchange on diagenetic reaction rates in marine sediments. *Journal of Marine Research*, 56(4), 905-936.

Amador-Buenrostro, A., Serrano-Guzmán, S. J., y ML, A. E. (1991). Modelado numérico de la circulación inducida por el viento en Bahía de Los Ángeles, BC, México. *Ciencias Marinas*, 17(3), 39-57.

Amanieu, M., Baleux, B., Guelorget, O., and Michel, P. 1975. Etude biologique et hydrologique d'une crise dystrophique (malai'gue) dans l'e'tang du Pre'vost a` Palavas, He'rault. *Vie et Milieu*, 25B: 175-204.

Appadoo, C., Myers, A. A., y Fagoonee, I. (2002). The genus *Mallacoota* (Crustacea, Amphipoda, Melitidae) from Mauritius, with description of a new species. *Journal of Natural History*, 36(7), 767-796.

Archambault, P., y Bourget, E. (1999). Influence of shoreline configuration on spatial variation of meroplanktonic larvae, recruitment and diversity of benthic subtidal communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 238(2), 161-184.

Armenteros, M., González-Sansón, G., y Lalana, R. (2003). Composición y abundancia del meiobentos en un sector sublitoral de ciudad de La Habana, Cuba. *Rev. Invest. Mar*, 24(1), 3-10.

Arndt, S., Jørgensen, B. B., LaRowe, D. E., Middelburg, J. J., Pancost, R. D., y Regnier, P. (2013). Quantifying the degradation of organic matter in marine sediments: A review and synthesis. *Earth-Science Reviews*, 123, 53-86.

Ateş, A. S., Sezgin, M., Katağan, T., Özdilek, H. G., Berber, S., Kolsal, S., y Bircan, C. (2012). Relationships of benthic amphipod communities with environmental variables in the shallow waters of the Dardanelles. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 41(4), 36-46.

Bachelet, G., De Montaudouin, X., Auby, I., y Labourg, P.J. (2000). Seasonal changes in macrophyte and macrozoobenthos assemblages in three coastal lagoons under varying degrees of eutrophication. *ICES Journal of Marine Science*. 57: 1495–1506. doi:10.1006/jmsc.2000.0902

Baden, S. P., Loo, L. O., Pihl, L., y Rosenberg, R. (1990). Effects of eutrophication on benthic communities including fish: Swedish west coast. *Ambio*.19: 113–122.

Bailey-Brock, J. H., y Emig, C. C. (2000). Hawaiian Phoronida (Lophophorata) and their distribution in the Pacific region. *Pacific Science*, 54(2), 119-126.

Baldó, F., García-Martín, S. F., Drake, P., y Arias, A. M. (1999). Discrimination between disturbed coastal ecosystems by using macrobenthos at different taxonomic levels. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía*, 15(1), 489-493.

Banta, G. T., Giblin, A. E., Hobbie, J. E., y Tucker, J. (1995). Benthic respiration and nitrogen release in Buzzards Bay, Massachusetts. *Journal of Marine Research*, 53(1), 107-135.

Barboza, F. R., Gómez, J., Lercari, D., y Defeo, O. (2012). Disentangling diversity patterns in sandy beaches along environmental gradients. *PloS one*, 7(7), e40468.

Barnard, J. L. (1963). Relationship of benthic Amphipoda to invertebrate communities of inshore sublittoral sands of southern California. *Pacific Naturalist*, 3(15), 439-467.

Barnard, J. L. (1964). *Marine Amphipoda of Bahía de San Quintín, Baja California*.

Barnard, J. L. (1969). A biological survey of Bahía de los Angeles, Gulf of California, Mexico. IV. Benthic Amphipoda (Crustacea). *Transactions of the San Diego Society of Natural History*, 15(13), 175-228.

Barnard, J. L., y Grady, J. R. (1968). *A Biological Survey of Bahía de Los Angeles, Gulf of California, Mexico: General Account. I*.

Barnard, J. L., y Drummond, M. M. 1978. Gammaridean Amphipoda of Australia, Part III: The Phoxocephalidae. *Smithsonian Contrib. Zool*, 245, 1-551.

Bartels-Hardege, H. D., y Zeeck, E. (1990). Reproductive behaviour of *Nereis diversicolor* (Annelida: Polychaeta). *Marine Biology*, 106(3), 409-412.

- Batchelder, H. P., y Gonor, J. J. (1981). Population characteristics of the intertidal green sea anemone, *Anthopleura xanthogrammica*, on the Oregon coast. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 13(3), 235-245.
- Beukema, J. J., Essink, K., y Dekker, R. (2000). Long-term observations on the dynamics of three species of polychaetes living on tidal flats of the Wadden Sea: the role of weather and predator-prey interactions. *Journal of Animal Ecology*, 69(1), 31-44.
- Billen, G., Servais, P., y Becquevort, S. (1990). Dynamics of bacterioplankton in oligotrophic and eutrophic aquatic environments: bottom-up or top-down control?. *Hydrobiologia*, 207(1), 37-42.
- Blanco-Betancourt, R., Pacheco-Ruiz, R., Guzmán-Calderón, J. M., Zertuche-Gonzalez, J. A., Chee-Barragán, A., Martínez-Díaz de León, A., Gálvez-Téllez, A., y López-Vivas, J. M., (2004). Base de datos de la temperatura del agua de mar de seis bahías de la costa noroccidental del Golfo de California, México. Reporte técnico. Instituto de Investigaciones Oceanográficas- Universidad Autónoma de Baja California. 1:1-35.
- Bolstad, W. M. (2007). *Introduction to Bayesian statistics*. John Wiley y Sons.
- Boudreau, B. P. (1994). Is burial velocity a master parameter for bioturbation?. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 58(4), 1243-1249.
- Box, G. E., y Tiao, G. C. (2011). *Bayesian inference in statistical analysis* (Vol. 40). John Wiley and Sons.
- Brey, T. (1990). Estimating productivity of macrobenthic invertebrates from biomass and mean individual weight. *Archive of Fishery and marine research*, 32, 329-343.
- Buchanan, J. B. (1984). Sediment analysis. 41-45. *Methods for the study of marine benthos*. Blackwell. Londres.
- Bybee, D. R., Bailey-Brock, J. H., y Tamaru, C. S. (2007). Gametogenesis and spawning periodicity in the fan worm *Sabellastarte spectabilis* (Polychaeta: Sabellidae). *Marine Biology*, 151(2), 639-648.
- Carricart-Ganivet, J. P., Cabanillas-Teran, N., Cruz-Ortega, I., y Blanchon, P. (2012). Sensitivity of calcification to thermal stress varies among genera of massive reef-building corals. *PloS one*, 7(3), e32859.
- Carvalho, S., Moura, A., Gaspar, M. B., Pereira, P., Cancela da Fonseca, L., Falcão, M., ... y Regala, J. (2005). Spatial and inter-annual variability of the macrobenthic communities within a coastal lagoon (Óbidos lagoon) and its relationship with environmental parameters. *Acta Oecologica*, 27(3), 143-159.
- Chomsky, O., Kamenir, Y., Hyams, M., Dubinsky, Z., y Chadwick-Furman, N. E. (2004). Effects of temperature on growth rate and body size in the Mediterranean Sea anemone *Actinia equina*. *Journal of experimental marine biology and ecology*, 313(1), 63-73.

Coan, E. V. (1968). A biological survey of Bahía de los Ángeles, Gulf of California, México. III. Benthic Mollusca. *Transactions of the San Diego Society of Natural History*, 15(8), 107-132.

Couto, T., Patrício, J., Neto, J. M., Ceia, F. R., Franco, J., y Marques, J. C. (2010). The influence of mesh size in environmental quality assessment of estuarine macrobenthic communities. *Ecological Indicators*, 10(6), 1162-1173.

Cox, D. R., y Hinkley, D. V. (1979). *Theoretical statistics*. CRC Press.

Curran, J., y Bolstad, W. (2013). Bolstad: Bolstad functions. R package version 0.2-25.

Dauer, D. M. (1983). Functional morphology and feeding behavior of *Scolecopsis squamata* (Polychaeta: Spionidae). *Marine Biology*, 77(3), 279-285.

De Biasi, A. M., Bianchi, C. N., y Morri, C. (2003). Analysis of macrobenthic communities at different taxonomic levels: an example from an estuarine environment in the Ligurian Sea (NW Mediterranean). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58(1), 99-106.

Dean Jr, W. E. (1974). Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition: comparison with other methods. *Journal of Sedimentary Research*, 44(1).

Defeo, O., Lercari, D., De Ávala, A., Gómez, J., Martínez, G., Celentano, E., ... y Delgado, E. (2006). Ecología de playas arenosas de la costa uruguaya: una revisión de 25 años de investigación. *Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya*, 363-370.

Defeo, O., y McLachlan, A. (2005). Patterns, processes and regulatory mechanisms in sandy beach macrofauna: a multi-scale analysis. *Marine Ecology Progress Series*, 295, 1-20.

Desprez, M., Rybarczyk, H., Wilson, J. G., Ducrotoy, J. P., Sueur, F., Olivesi, R., y Elkaim, B. (1992). Biological impact of eutrophication in the Bay of Somme and the induction and impact of anoxia. *Netherlands Journal of Sea Research*, 30, 149-159.

Desroy, N., Janson, A. L., Denis, L., Charrier, G., Lesourd, S., y Dauvin, J. C. (2007). The intra-annual variability of soft-bottom macrobenthos abundance patterns in the North Channel of the Seine estuary. *Hydrobiologia*, 588(1), 173-188.

Dexter, D. M. (1969). Structure of an intertidal sandy-beach community in North Carolina. *Chesapeake Science*, 10(2), 93-98.

Díaz-Castañeda, V., de León González, A., y Arellano, E. S. (2005). Structure and Composition of the Polychaete Community from Bahía San Quintín, Pacific Coast of Baja California, Mexico. *Bulletin, Southern California Academy of Sciences*, 104(2), 75-99.

Díaz-Castañeda, V., y Harris, L. H. (2004). Biodiversity and structure of the polychaete fauna from soft bottoms of Bahía Todos Santos, Baja California, Mexico. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 51(6), 827-847.

Díaz-Castañeda, V., y Reish, D. J. (2009). Polychaetes in environmental studies. *Annelids in Modern Biology*, 203-227.

Díaz-Castañeda, V., y Valenzuela-Solano, S. (2009). Polychaete fauna in the vicinity of bluefin tuna sea-cages in Ensenada, Baja California, Mexico. *Zoosymposia*, 2, 505-526.

Dienes, Z. (2011). Bayesian versus orthodox statistics: Which side are you on?. *Perspectives on Psychological Science*, 6(3), 274-290.

Dixon, P., y Ellison, A. M. (1996). Introduction: ecological applications of Bayesian inference. *Ecological Applications*, 6(4), 1034-1035.

Dolbeth, M., Ferreira, Ó., Teixeira, H., Marques, J. C., Dias, J. A., y Pardal, M. A. (2007). Beach morphodynamic impact on a macrobenthic community along a subtidal depth gradient. *MARINE ECOLOGY-PROGRESS SERIES-*, 352, 113.

Donath-Hernández, F. E. (1987). First record and enlargement of geographic distribution of four species of Cumacea for the Gulf of California (Crustacea, Cumacea). *Ciencias Marinas*, 13(1), 70-74.

Donath-Hernandez, F. E. (1988). The new species of Cumacea from the Gulf of California (Crustacea, Peracarida). *Cahiers de biologie marine*, 29(4).

Donath-Hernández, F. E. (1993). The Cumacea Of Bahia De Los Angeles, Baja California, Mexico (Crustacea, Peracarida). *Ciencias Marinas*, 19(4), 461-471.

Ducrotoy, J. P., E ibañez, F. (2002). Ecological groups of estuarine macrobenthic invertebrates in the Baie de Somme (France): changes in time and space. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 82(5), 749-769.

Dye, A. H. (1981). A study of benthic oxygen consumption on exposed sandy beaches. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 13(6), 671-680.

Edgar, G. J., y Shaw, C. (1995). The production and trophic ecology of shallow-water fish assemblages in southern Australia II. Diets of fishes and trophic relationships between fishes and benthos at Western Port, Victoria. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 194(1), 83-106.

Ellison, A. M. (1996). An introduction to Bayesian inference for ecological research and environmental decision-making. *Ecological Applications*, 1036-1046.

Ellison, A. M. (2004). Bayesian inference in ecology. *Ecology letters*, 7(6), 509-520.

Emerson, S., Fischer, K., Reimers, C., y Heggie, D. (1985). Organic carbon dynamics and preservation in deep-sea sediments. *Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers*, 32(1), 1-21.

Emig, C. C. (1985). Phylogenetic systematics in Phoronida (Lophophorata). *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*, 23(3), 184-193.

Fabián, R. A., y Villalba-Atondo, A. (1991). Sedimentología y geoquímica de la Bahía de Los Ángeles Baja California, México. *Bol. Depto. Geol. Uni-Son*, 8(1), 29-40.

Fabiano, M., Danovaro, R., y Fraschetti, S. (1995). A three-year time series of elemental and biochemical composition of organic matter in subtidal sandy sediments of the Ligurian Sea (northwestern Mediterranean). *Continental Shelf Research*, 15(11), 1453-1469.

Fallesen, G. (1992). How sewage discharge, terrestrial run-off and oxygen deficiencies affect the bottom fauna in Århus Bay, Denmark. *Marine eutrophication and population dynamics*, 29-33.

Fauchald, K., y Jumars, P. A. (1979). The diet of worms: a study of polychaete feeding guilds.

Feller, R. J., Stancyk, S. E., Coull, B. C., y Edwards, D. G. (1992). Recruitment of polychaetes and bivalves-long-term assessment of predictability in a soft-bottom habitat. *Marine ecology progress series*, 87(3), 227-238.

Ferraro, S. P., Swartz, R. C., Cole, F. A., y Deben, W. A. (1994). Optimum macrobenthic sampling protocol for detecting pollution impacts in the Southern California Bight. *Environmental monitoring and assessment*, 29(2), 127-153.

Folk, R. L., y Ward, W. C. (1957). Brazos River bar: a study in the significance of grain size parameters. *Journal of Sedimentary Research*, 27(1).

Fonseca, M. S., y Fisher, J. S. (1986). A comparison of canopy friction and sediment movement between four species of seagrass with reference to their ecology and restoration. *Marine Ecology Progress Series*, 29, 15-22.

Fox, R. (2001). *Invertebrate zoology*. Wadsworth Publishing.

Gage, J. D., y Tyler, P. A. (1991). *Deep-sea biology: a natural history of organisms at the deep-sea floor*. Cambridge University Press. 504pp.

George, J. D. (1968). The Effect of the 1962-63 Winter on the Distribution of the Cirratulid Polychaetes, *Cirratulus cirratus* (Müller) and *Cirriformia tentaculata* (Montagu) in the British Isles. *The Journal of Animal Ecology*, 37, 321-337.

Giangrande, A. (1997). Polychaete reproductive patterns, life cycles and life histories: an overview. *Oceanography and Marine Biology*, 35, 323-386.

Giraudoux, P. (2013). pgirmess: Data analysis in ecology. R package version 1.5.8. <http://CRAN.R-project.org/package=pgirmess>

Graf, G., y Rosenberg, R. (1997). Bioresuspension and biodeposition: a review. *Journal of Marine Systems*, 11(3), 269-278.

Gray, J. S. (1992). Eutrophication in the sea. *Marine eutrophication and population dynamics*, 3-15.

Guerra-García, J. M., Tierno de Figueroa, J. M., Navarro-Barranco, C., Ros, M., Sánchez-Moyano, J. E., y Moreira, J. (2014). Dietary analysis of the marine Amphipoda (Crustacea: Peracarida) from the Iberian Peninsula. *Journal of Sea Research*, 85, 508-517.

Gurrea, M. T. (2000). Análisis de componentes principales. *Proyecto e-Math Financiado por la Secretaría de Estado de Educación y Universidades (MECD)*.

Heip, C. (1995). Eutrophication and zoobenthos dynamics. *Ophelia*, 41(1), 113-136.

Herman, P. M., Middelburg, J. J., y Heip, C. H. (2001). Benthic community structure and sediment processes on an intertidal flat: results from the ECOFLAT project. *Continental Shelf Research*, 21(18), 2055-2071.

Hernández Nava, M.F (2011). Zooplankton de Bahía de los Ángeles (Golfo de California) durante la temporada de arribo del tiburón ballena (*Rhincodon typus*). Tesis de maestría en ciencias. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. 49 p.

Hernández-Alcántara, P. (1992). Los poliquetos (Annelida: Polychaeta) de la plataforma continental del Golfo de California, México. Taxonomía, Abundancia numérica y distribución geográfica. Tesis de maestría en ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. 427 p.

Hernández-Guevara, N.A. (1994). Poliquetos (Annelida: Polychaeta) de Bahía Sebastián Vizcaíno, Baja California, México: Taxonomía y Distribución. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de Nuevo León. 64p.

Hernández-Nava, M. F., y Álvarez-Borrego, S. (2013). Zooplankton in a whale shark (*Rhincodon typus*) feeding area of Bahía de los Ángeles (Gulf of California) Zooplankton en una área de alimentación del tiburón ballena (*Rhincodon typus*) en la Bahía de los Ángeles (Golfo de California). *Hidrobiológica*, 23(2), 198-208.

Highsmith, R. C., y Coyle, K. O. (1991). Amphipod life histories: community structure, impact of temperature on decoupled growth and maturation rates, productivity, and P: B ratios. *American Zoologist*, 31(6), 861-873.

Hurlbert, S. H. (1984). Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological monographs*, 54(2), 187-211.

INEGI, (1995). Estadísticas del Medio Ambiente 1994. INEGI, Aguascalientes, México.

Ingole, B. S., y Parulekar, A. H. (1998). Role of salinity in structuring the intertidal meiofauna of a tropical estuarine beach: Field evidence. *Indian Journal of Marine Sciences*, 27, 356-361p.

Jean, G., y Fruget, J. F. (1994). Aquatic macroinvertebrates as ecotoxicological indicators. *Internationale Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie Verhandlungen*, 25(3), 2004-2007.

- Jeffreys, H. (1961). *Theory of probability*(3rd ed.).
- Jenness, M. I., y Duineveld, G. C. A. (1985). Effects of tidal currents on chlorophyll a content of sandy sediments in the southern North Sea. *Marine ecology progress series. Oldendorf*, 21(3), 283-287.
- Jennison, B. L. (1979). Gametogenesis and reproductive cycles in the sea anemone *Anthopleura elegantissima* (Brandt, 1835). *Canadian Journal of Zoology*, 57(2), 403-411.
- Johnston, R.A., y Villalba-Atondo, A. (1992). Sedimentos costeros y su relación con la macrofauna bentónica bivalva en una porcion del litoral oriental de Baja California, México. *Boletín del Departamento de Geología Uni-son*, 9.
- Josephson, R. K., y March, S. C. (1966). The swimming performance of the sea-anemone *Boloceroidea*. *Journal of Experimental Biology*, 44(3), 493-506.
- Kenny, R. (1969). Effects of temperature, salinity and substrate on distribution of *Clymenella torquata* (Leidy), Polychaeta. *Ecology*, 624-631.
- King, R. A. (2009). *Ampeliscidae*. *Zootaxa*, 2260, 132-142.
- Kinne, O. (1971). Salinity: animals-invertebrates. *Marine ecology*, 1(2), 821-995.
- Kneib, R. T., Stiven, A. E., y Haines, E. B. (1980). Stable carbon isotope ratios in *Fundulus heteroclitus* (L.) muscle tissue and gut contents from a North Carolina *spartina* marsh. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 46(1), 89-98.
- Knox, G.A. (2001). *The Ecology of Seashores*, marine Science series. CRC Press, Boca Raton. 557p.
- Kristensen, E., Hansen, T., Delefosse, M., Banta, G. T., y Quintana, C. O. (2010). Contrasting effects of the polychaetes *Marenzelleria viridis* and *Nereis diversicolor* on benthic metabolism and solute transport in sandy coastal sediment. *Marine Ecology, Progress Series*, 425, 125-139.
- Kristensen, E., y Blackburn, T. H. (1987). The fate of organic carbon and nitrogen in experimental marine sediment systems: influence of bioturbation and anoxia. *Journal of Marine Research*, 45(1), 231-257.
- Kundu, S., Mondal, N., Lyla, P. S., y Khan, S. A. (2010). Biodiversity and seasonal variation of macro-benthic infaunal community in the inshore waters of Parangipettai Coast. *Environmental monitoring and assessment*, 163(1-4), 67-79.
- Lemon, J. (2006) *Plotrix*: a package in the red light district of R. *R-News*, 6(4): 8-12.
- Lerma, L. (2014). The effects of a red tide, *Karenia brevis* episode on the benthic macroinvertebrate communities of South Padre Island, Texas UTB/TSC Digital Repository.

Lie, U., y Kisker, D. S. (1970). Species composition and structure of benthic infauna communities off the coast of Washington. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 27(12), 2273-2285.

Light, S. F. (2007). *The Light and Smith manual: intertidal invertebrates from central California to Oregon*. Univ of California Press.

Lincoln, R. J. (1979). *British marine amphipoda: Gammaridea* (No. 818). British Museum (Natural History).

Loya-Salinas, D. H., y Escofet, A. (1990). Aportaciones al cálculo del índice de valor biológico (Sanders, 1960). *Ciencias Marinas*, 16(2), 97-115.

Magurran, A. E. (1988). *Ecological diversity and its measurement* (Vol. 168). Princeton: Princeton university press.

Mayer, L. M., Macko, S. A., y Cammen, L. (1988). Provenance, concentrations and nature of sedimentary organic nitrogen in the Gulf of Maine. *Marine Chemistry*, 25(3), 291-304.

McLachlan, A. (1983). The ecology of sandy beaches in the Eastern Cape, South Africa. In *Sandy Beaches as Ecosystems* (pp. 539-546). Springer Netherlands.

McLachlan, A., Jaramillo, E., Defeo, O., Dugan, J., de Ruyck, A., y Coetzee, P. (1995). Adaptations of bivalves to different beach types. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 187(2), 147-160.

McManus, D. A., 1965, Bottom sediment types in Cascadia Basin, Northeast Pacific Ocean (abs.), in Geological Society of America, Abstracts for 1964: Geol. Soc. America Spec. Paper 82, p. 264-265

Millán-Núñez, E. (1988). Marea roja en Bahía de los Ángeles. *Ciencias Marinas*, 14(1), 51-55.

Morey, R.D., Rouder J.N., y Jamil T. (2014). BayesFactor: Computation of Bayes factors for common designs. R package version 0.9.8. <http://CRAN.R-project.org/package=BayesFactor>

Morrisey, D. J., Underwood, A. J., Howitt, L., y Stark, J. S. (1992). Temporal variation in soft-sediment benthos. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 164(2), 233-245.

Mudryk, Z. J. (2004). Decomposition of organic and solubilisation of inorganic phosphorus compounds by bacteria isolated from a marine sandy beach. *Marine Biology*, 145(6), 1227-1234.

Muniz, P., y Venturini, N. (2001). Spatial distribution of the macrozoobenthos in the Solís Grande stream estuary (Canelones-Maldonado, Uruguay). *Brazilian Journal of Biology*, 61(3), 409-420.

Myers, A. A. (2009). Corophiidae. *Benthic Amphipoda (Crustacea: Peracarida) of the Great Barrier Reef, Australia*. *Zootaxa*, 2260, 373-379.

Neckles, H. A., Wetzel, R. L., y Orth, R. J. (1993). Relative effects of nutrient enrichment and grazing on epiphyte-macrophyte (*Zostera marina* L.) dynamics. *Oecologia*, 93(2), 285-295.

Nicolaidou, A., Petrou, K., Kormas, K. A., y Reizopoulou, S. (2006). Interannual variability of soft bottom macrofaunal communities in two Ionian Sea lagoons. In *Marine Biodiversity* (pp. 89-98). Springer Netherlands.

Nilsson, H. C., y Rosenberg, R. (2000). Succession in marine benthic habitats and fauna in response to oxygen deficiency: analysed by sediment profile-imaging and by grab samples. *Marine ecology progress series*, 197, 139-149.

Norkko, A., Cummings, V. J., Thrush, S. F., Hewitt, J. E., y Hume, T. (2001). Local dispersal of juvenile bivalves: implications for sandflat ecology. *Marine Ecology Progress Series*, 212, 131-144.

Normant, M., y Lamprecht, I. (2006). Does scope for growth change as a result of salinity stress in the amphipod *Gammarus oceanicus*? *Journal of experimental marine biology and ecology*, 334(1), 158-163.

Oksanen, J., Blanchet, G.F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H., y Wagner, H (2013). vegan: Community Ecology Package. R package version 2.0-10. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>

Olive, P. J. W. (1984). Environmental control of reproduction in Polychaeta. *Fortschritte der Zoologie. Neue Folge*, 29, 17-38.

Olive, P. J. W., y Cadnam, P. S. (1990). Mass mortalities of the lugworm on the South Wales coast: a consequence of algal bloom?. *Marine pollution bulletin*, 21(11), 542-545.

Olive, P. J. W., Garwood, P. R., y Bentley, M. G. (1981). Reproductive failure and oosorption in Polychaeta in relation to their reproductive strategies. *Bulletin de la Societe zoologique de France*, 106(3), 263-268.

Oliver, J. S., Oakden, J. M., y Slattery, P. N. (1982). Phoxocephalid amphipod crustaceans as predators on larvae and juveniles in marine soft-bottom communities. *Marine ecology progress series*.

Orth, R. J. (1977). The importance of sediment stability in seagrass communities. *Ecology of marine benthos*, 6, 281-300.

Ottaway, J. R. (1979). Population Ecology of the Intertidal Anemone *Actinia tenebrosa*. III. Dynamics and Environmental Factors. *Marine and Freshwater Research*, 30(1), 41-62.

Paarlberg, A. J., Knaapen, M. A., de Vries, M. B., Hulscher, S. J. M. H., y Wang, Z. B. (2005). Biological influences on morphology and bed composition of an intertidal flat. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64(4), 577-590.

Pearson, T. H., y Rosenberg, R. (1978). Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and marine biology: an annual review*, 16.

Peterson, C. H., Irlandi, E. A., y Black, R. (1994). The crash in suspension-feeding bivalve populations (< i> Katelysia</i> spp.) in Princess Royal Harbour: an unexpected consequence of eutrophication. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 176(1), 39-52.

Pichon, M. (1967). Contribution to the study of populations of tropical sandy beaches in the vicinity of Tulear, Madagascar. *Recl. Trav. Sta. Mar. Endoume. Suppl*, 7, 57-100.

Pielou, E. C. (1977). *Mathematical ecology*. John Wiley and Sons, New York.

Pielou, E.C. (1975). *Ecological diversity*. John Wiley and Sons, New York.

Prado-Navarro, A. (2014) Composición y estructura de las comunidades de poliquetos (Annelida: Polychaeta) asociadas a fondos blandos de la Costa Occidental de Baja California, México. Tesis de doctorado en ciencias. Universidad Autónoma de Nuevo León).

Reckhow, K. H. (1990). Bayesian inference in non-replicated ecological studies. *Ecology*, 2053-2059.

Reise, K., Herre, E., y Sturm, M. (1989). Historical changes in the benthos of the Wadden Sea around the island of Sylt in the North Sea. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 43(3-4), 417-433.

Reish, D. J. (1968). A biological survey of Bahía de los Angeles, Gulf of California, Mexico. II. Benthic polychaetous annelids. *Transactions of the San Diego Society of Natural History*, 15(7), 67-106.

Riemann- Zürneck, K. (1998). How Sessile are Sea Anemones? A Review of Free-living Forms in the Actinaria Cnidaria: Anthozoa. *Marine Ecology*, 19(4), 247-261.

Rodil, I. F., Cividanes, S., Lastra, M., y López, J. (2008). Seasonal variability in the vertical distribution of benthic macrofauna and sedimentary organic matter in an estuarine beach (NW Spain). *Estuaries and Coasts*, 31(2), 382-395.

Rodríguez Villanueva, Luz Verónica. Estudio de la comunidad de anélidos poliquetos de la Bahía de Todos Santos, Ensenada, Baja California, México Tesis de maestría en ciencias. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. 1997.

Rodríguez-Dowdell, N., Enríquez-Andrade, R., Cárdenas-Torres, N., Zavala-González, A., Vázquez-Haikin, A., y Godínez-Reyes, C. (2003). Propuesta de Programa de Manejo de Tiburón ballena (*Rhincodon typus*) con referencia específica a Bahía de los Ángeles, Baja California. Universidad Autónoma de Baja California (UABC). Área de Protección de Flora y Fauna–Islas del Golfo de California (APFF-IGC). Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza AC Pew Fellows Program in Marine Conservation.

Rodríguez-Villanueva, V., Martínez-Lara, R., y Díaz-Castañeda, V. (2000). Structure and composition of the benthic polychaete families in Bahía de Todos Santos, Baja California, Mexico. *Bulletin of marine science*, 67(1), 113-126.

Rosenberg R, Blomqvist M, Nilsson HC, Cederwall C y Dimming A (2004) Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*. 49: 728-739.

Rosenberg, R., y Loo, L. O. (1988). Marine eutrophication induced oxygen deficiency: effects on soft bottom fauna, western Sweden. *Ophelia*, 29(3), 213-225.

Rowe, G. T. (1983). Biomass and production of the deep-sea macrobenthos. *The sea*, 8, 97-121.

Rybarczyk, H., Elkaim, B., Wilson, J. G., y Loquet, N. (1996). L'eutrophisation en Baie de Somme: mortalités des peuplements benthiques par anoxie. *Oceanologica acta*, 19(2), 131-140.

Salazar-Vallejo, S. I., de León-González, J. A., y Salaices-Polanco, H. (1989). *Poliquetos (Annelida: Polychaeta) de México*. Universidad Autónoma de Baja California Sur, Libros Universitarios.

Salen-Picard, C., y Arlhac, D. (2002). Long-term changes in a Mediterranean benthic community: relationships between the polychaete assemblages and hydrological variations of the Rhône river. *Estuaries*, 25(6), 1121-1130.

Sanders, H. L. (1960). Benthic studies in Buzzards Bay. III. The structure of the soft-bottom community. *Limnol. Oceanogr*, 5(2), 138-153.

Saunders, B. K., y Muller-Parker, G. (1997). The effects of temperature and light on two algal populations in the temperate sea anemone *Anthopleura elegantissima* (Brandt, 1835). *Journal of experimental marine biology and ecology*, 211(2), 213-224.

Scheiner, S. M., y Willig, M. R. (2008). A general theory of ecology. *Theoretical Ecology*, 1(1), 21-28.

Schmidt, H. (1972). *Prodromus zu einer Monographie der mediterranen Aktinien*. Schweizerbart.

Schmidt-Nielsen, K. (1997). *Animal physiology: adaptation and environment*. Cambridge University Press.

Shoup, C. S. (1932). Salinity of the medium and its effect on respiration in the Sea-Anemone. *Ecology*, 13(1), 81-85.

Shumway, S. E. (1978). Activity and respiration in the anemone, *Metridium senile* (L.) exposed to salinity fluctuations. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 33(1), 85-92.

Simon, J. L., y Dauer, D. M. (1972). A quantitative evaluation of red-tide induced mass mortalities of benthic invertebrates in Tampa Bay, Florida. *Environmental letters*, 3(4), 229-234.

Skadsheim, A. (1989). Regional variation in amphipod life history: effects of temperature and salinity on breeding. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 127(1), 25-42.

Slattery, P. N. (1985). Life histories of infaunal amphipods from subtidal sands of Monterey Bay, California. *Journal of crustacean biology*, 635-649.

Smith, C. R., y Kukert, H. (1996). Macrobenthic community structure, secondary production, and rates of bioturbation and sedimentation at the Kane'ohe Bay lagoon floor. *Oceanographic Literature Review*, 43(11).

Smith, R.L. (1986). *Elements of Ecology*. Harper and Row. New York. 667p.

Snelgrove, P. V., y Butman, C. A. (1994). Animal-sediment relationships revisited: cause versus effect. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, 32.

Solari, F., Liseo, B., y Sun, D. (2008). Some remarks on Bayesian inference for one-way ANOVA models. *Annals of the Institute of Statistical Mathematics*, 60(3), 483-498.

Sourie, R. E. (1957). *Étude écologique des plages de la côte Sénégalaise aux environs de Dakar (macrofaune)*. Institut des Hautes Études de Dakar.

Sund, P. N. (1958). A study of the muscular anatomy and swimming behaviour of the sea anemone, *Stomphia coccinea*. *Quarterly Journal of Microscopical Science*, 3(47), 401-420.

Temereva, E. N. (2009). New data on distribution, morphology and taxonomy of phoronid larvae (Phoronida, Lophophorata). *Invert Zool*, 6(1), 47-64.

Tiffany III, W. J., y Heyl, M. G. (1978). Invertebrate mass mortality induced by a *Gymnodinium breve* red tide in Gulf of Mexico waters at Sarasota, Florida. *Journal of Environmental Science & Health Part A*, 13(9), 653-662.

Tumbiolo, M. L., y Downing, J. A. (1994). An empirical model for the prediction of secondary production in marine benthic invertebrate populations. *MARINE ECOLOGY-PROGRESS SERIES*, 114, 165-165.

Vanderklift, M. A., Ward, T. J., y Jacoby, C. A. (1996). Effect of reducing taxonomic resolution on ordinations to detect pollution-induced gradients in macrobenthic infaunal assemblages. *Marine Ecology Progress Series*, 136(1), 137-145.

Varela-Hernández, J. J. (1993). *Anélidos poliquetos de la plataforma continental de Jalisco, México* (Doctoral dissertation, Tesis Profesional, Facultad de Ciencias Biológicas, Univ. Guadalajara).

Watson, D. I., y Barnes, D. K. A. (2004). Temporal and spatial components of variability in benthic recruitment, a 5-year temperate example. *Marine Biology*, 145(1), 201-214.

Wetzels, R., Grasman, R. P., y Wagenmakers, E. J. (2012). A default Bayesian hypothesis test for ANOVA designs. *The American Statistician*, 66(2), 104-111.

Wible, J. G. (1984). *The Effects of Salinity, Temperature, and Food on the Growth and Reproductive Output of Polydora nuchalis Woodick, 1953* (Doctoral dissertation, University of Southern California).

Wilson, W. H. (1991). Sexual reproductive modes in polychaetes: classification and diversity. *Bulletin of Marine Science*, 48(2), 500-516.

Xiping, Z., y Lizhe, C. (2010). Secondary Production of Macrobenthos in Mangrove Area of Tong'an Bay, China. *Oceanic. Coast. Sea. Res.* 9: 151-156.

Yee Duarte, Josué Alonso. Reproducción de la almeja mano de león *Nodipecten subnodosus*, Sowerby 1835 en Bahía de los Ángeles, BC, México. Tesis de maestría en ciencias. Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. La Paz. 2009

Zar, J. H. (1999). *Biostatistical analysis*. Pearson Education India.

Anexos

Listado taxonómico

Phylum Annelida Lamarck, 1802

Clase Polychaeta Gruba, 1850

Orden Amphinomida Fauchald, 1977

Familia Amphinomidae Lamarck, 1818

Familia Lumbrineridae Scmarda, 1861

Orden Eunicida Oresanz, 1990

Familia Arabellidae Hartman, 1944

Familia Dorvilleidae Chamberlin, 1919

Familia Eunicidae Berthold, 1827

Familia Onuphidae Kinberg, 1865

Orden Phyllodocida Dales, 1862

Familia Glyceridae Grube, 1850

Familia Goniadidae Kinberg, 1866

Familia Hesionidae Grube, 1850

Familia Nephtyidae Grube, 1850

Familia Nereididae Blainville, 1818

Familia Phyllodocidae Örsted, 1843

Familia Pilargidae de Saint-Joseph, 1899

Familia Pisionidae Southern, 1914

Familia Polynoidae Kinberg, 1856

Familia Syllidae, Grube 1850

Orden Sabellida Latreille, 1825

Familia Sabellariidae Lamarck, 1818

Familia Sabellidae Latreille, 1825

Familia Serpulidae Rafinesque, 1815

Orden Spionida Rouse & Fauchald, 1997

Familia Spionidae Grube, 1850

Familia Magelonidae Cunningham & Ramage, 1888

Orden Terebellida Rouse & Fauchald, 1997

Familia Ampharetidae Malmgren, 1866

Familia Capitellidae Grube, 1862

Familia Chaetopteridae Audouin & Milne Edwards, 1833

Familia Cirratulidae Carus, 1863

Familia Flabelligeridae de Saint-Joseph, 1894

Familia Maldanidae Malmgren, 1867

Familia Opheliidae Malmgren, 1867

Familia Orbiniidae Hartman, 1942

Familia Terebellidae Johnston, 1846

Phylum Mollusca

Clase Bivalvia Linnaeus, 1758

Orden Anomalodesmata Dall, 1889

- Familia Periplomatidae Dall, 1895
- Familia Thraciidae Stoliczka, 1870 (1839)
- Orden Arcoida Stoliczka, 1871
 - Familia Arcidae Lamarck, 1809
 - Familia Glycymerididae Dall, 1908 (1847)
- Orden Carditoida Dall, 1889
 - Familia Carditidae Férussac, 1822
 - Familia Crassatellidae Férussac, 1822
- Orden Littorinimorpha Golikov & Starobogatov, 1975
 - Familia Lacunidae Gray, 1857
- Orden Lucinida Fleming, 1828
 - Familia Lucinidae Fleming, 1828
 - Familia Thyasiridae Dall, 1900 (1895)
- Orden Mytiloida Férussac, 1822
 - Familia Mytilidae Rafinesque, 1815
- Orden Nuculanoida Campbell & Campbell, 2000
 - Familia Nuculanidae H. Adams & A. Adams, 1858 (1854)
- Orden Nuculida Dall, 1889
 - Familia Nuculidae Gray, 1824
- Orden Veneroida Gray, 1854
 - Familia Cardiidae, 1809
 - Familia Donacidae Fleming, 1828
 - Familia Lasaeidae Gray, 1842
 - Familia Mactridae Lamarck, 1809
 - Familia Solecurtidae d'Orbigny, 1846
 - Familia Tellinidae Blainville, 1814
 - Familia Veneridae Rafinesque, 1815
- Clase Scaphopoda Bronn, 1862
 - Orden Dentaliida Starobogatov, 1974
 - Familia Dentaliidae Children, 1834
- Clase Gastropoda Cuvier, 1795
 - Orden Hypsogastropoda Ponder & Lindberg, 1997
 - Familia Barleeiidae Gray, 1857
 - Familia Buccinidae Rafinesque, 1815
 - Familia Caecidae Gray, 1850
 - Familia Calyptraeidae Lamarck, 1809
 - Familia Columbelloidae Swainson, 1840
 - Familia Conidae Fleming, 1822
 - Familia Epitoniidae Berry, 1910 (1812)
 - Familia Eulimidae Philippi, 1853
 - Familia Mangeliidae P. Fischser, 1883
 - Familia Muricidae Rafinesque, 1815
 - Familia Nassariidae Iredale, 1916 (1835)
 - Familia Naticidae Guilding, 1834
 - Familia Olivellidae Troschel, 1869
 - Familia Ovulidae Fleming, 1822
 - Familia Rissoidae Gray, 1847
 - Familia Terebridae Mörch, 1852

- Familia Tornidae Sacco, 1896
- Familia Vermetidae Rafinesque, 1815
- Orden "Lower Heterobranchia" SCAMIT, 2004
 - Familia Acteonidae d'Orbigny, 1843
 - Familia Pyramidellidae Gray, 1840
- Orden Opisthobranchia
 - Familia Cylichnidae H. Adams & A. Adams, 1854
- Orden Patellogastropoda Lindberg, 1986
 - Familia Lotiidae Bouchet & Rocroi, 2005
- Orden Neogastropoda Wenz, 1938
 - Familia Mangeliidae P. Fischer, 1883
 - Familia Nassariidae Iredale, 1916
- Orden Caenogastropoda Cox, 1960
 - Familia Cerithiidae Fleming, 1822
- Orden Vetigastropoda Salvini-Plawen, 1980
 - Familia Trochidae Rafinesque, 1815
 - Familia Turbinidae Rafinesque, 1815

Phylum Arthropoda Latreille, 1829

Clase Malacostraca Latreille, 1802

- Orden Amphipoda Latreille, 1816
 - Familia Ampeliscidae Krøyer, 1842
 - Familia Ampithoidae Stebbing, 1899
 - Familia Aoridae Stebbing, 1899
 - Familia Corophiidae Leach, 1814
 - Familia Eusiridae Stebbing, 1888
 - Familia Gammaridae Latreille, 1814
 - Familia Isaeidae Dana, 1843
 - Familia Lysianassidae Dana, 1849
 - Familia Oedicerotidae Lilljeborg, 1865
 - Familia Phoxocephalidae Sars, 1891
 - Familia Unciolidae Myers & Lowry, 2003
- Orden Cumacea Krøyer, 1846
 - Familia Diastylidae Bate, 1856
 - Familia Nannastacidae Bate, 1865
- Orden Decapoda Latreille, 1803
 - Familia Crangonidae Haworth, 1825
 - Familia Diogenidae Ortmann, 1892
 - Familia Majidae Samouelle, 1819
 - Familia Paguridae Latreille, 1802
 - Familia Pasimaemae
 - Familia Pinnotheridae Dee Haan, 1833
 - Familia Porcellanidae Hamworth, 1825
 - Familia Processidae Ortmann, 1896
 - Familia Xanthidae Macleay, 1836
- Orden Isopoda Latreille, 1817
 - Familia Anthuridae Leach, 1814
 - Familia Cirolanidae Dana, 1852

- Familia Janiridae Sars, 1897
- Familia Sphaeromatidae Latreille, 1825
- Orden Leptostraca Claus, 1880
 - Familia Nebaliidae, Samouelle, 1819
- Orden Mysida Boas, 1883
 - Familia Mysidae Haworth, 1825
- Orden Stomatopoda Latreille, 1817
 - Familia Nannosquillidae Manning, 1980
- Orden Tanaidacea Dana, 1849
 - Familia Paratanaidae Lang, 1949
- Clase Ostracoda Latreille, 1802
 - Orden Platycopida Sars, 1866
 - Familia Cytherellidae Sars, 1866
 - Orden Podocopida Sars, 1866
 - Familia Cytheruridae Müller, 1894
 - Familia Cyprididae Baird, 1845

Phylum Echinodermata

- Clase Ophiuroidea Gray, 1840
 - Orden Ophiurida Müller & Troschel, 1840
 - Familia Amphiuridae Ljungman, 1867
 - Familia Ophiacanthidae Ljungman, 1867
 - Familia Ophiactidae Matsumoto, 1915
 - Familia Ophiocomidae Ljungman, 1867
 - Familia Ophiotrichidae Ljungman, 1867
 - Familia Ophiuridae Müller & Troschel, 1840

Phylum Cnidaria Hatschek, 1888

- Clase Anthozoa Ehrenberg, 1834
 - Orden Actinaria Pfeiffer, 1855
 - Familia Aiptasiidae Carlgren, 1924
 - Familia Diadumenidae Stephenson, 1920

Phylum Chordata Bateson, 1885

- Clase Leptocardii
 - Orden Amphioxiformes
 - Familia Branchiostomatidae Bonaparte, 1846

Phylum Phoronida Hatschek, 1888
 Clase
 Orden
 Familia Phoronidae

Tablas

Tabla 1. Abundancia total (N. individuos) de las familias de poliquetos identificados en BLA.

Poliquetos	Familia	No.ind
	Ampharetidae	9
	Amphinomidae	1
	Arabellidae	1
	Capitellidae	57
	Chaetopteridae	1
	Cirratulidae	152
	Dorvilleidae	4
	Eunicidae	7
	Flabelligeridae	8
	Glyceridae	47
	Goniadidae	114
	Hesionidae	11
	Lumbrineridae	8
	Magelonidae	9
	Maldanidae	11
	Nephtydea	63
	Nereididae	31
	Onuphidae	21
	Opheliidae	54
	Orbiniidae	1
	Phyllodocidae	28
	Pilargidae	2
	Pisionidae	3
	Polynoidae	1

Continuación de tabla 1

Poliquetos	Familia	No.ind
	Sabellaridae	2
	Sabellidae	173
	Serpulidae	20
	Spionidae	609
	Syllidae	80
	Terebellidae	9

Tabla 2. Abundancia total (N. individuos) de las familias de crustáceos identificados en BLA.

Crustáceos	Familia	No.ind
	Ampeliscidae	22
	Ampithoidae	1
	Anthuridae	5
	Aoridae	22
	Cirolanidae	1
	Corophiidae	71
	Crangonidae	8
	Cyprididae	1
	Cytherellidae	1
	Cytheruridae	1
	Diastylidae	12
	Diogenidae	4
	Eusiridae	12
	Gammaridae	15
	Isaeidae	1
	Janiridae	6
	Lysianassidae	4
	Majidae	2
	Mysidae	1
	Nannastacidae	1
	Nannosquillidae	2
	Neballidae	3
	Oedicerotidae	1
	Paguridae	12
	Paratanaidae	7

Continuación de tabla 2

Poliquetos	Familia	No.ind
	Pasimaemae	4
	Phoxocephalidae	35
	Pinnotheridae	6
	Porcellanidae	3
	Processidae	4
	Sphaeromatidae	4
	Unciolidae	1
	Xanthidae	1

Tabla 3. Abundancia total (N. Individuos) de las familias de moluscos identificados en BLA.

Moluscos	Familia	No.ind	Familia	No.ind
	Acteonidae	41	Ovulidae	833
	Arcidae	7	Periplomatidae	6
	Barleeiidae	6329	Pyramidellidae	1874
	Buccinidae	20	Rissoidae	301
	Caecidae	5562	Solecurtidae	1
	Calyptraeidae	12	Tellinidae	69
	Cardiidae	74	Terebridae	56
	Carditidae	13	Thraciidae	14
	Cerithiidae	3380	Thyasiridae	5
	Collumbellidae	793	Tornidae	85
	Conidae	10	Trochidae	547
	Crassatellidae	33	Turbinidae	3
	Cylichnidae	2122	Veneridae	40
	Dentallidae	385	Vermetidae	9909
	Donacidae	81		
	Epitoniidae	92		
	Eulimidae	53		
	Glycymerididae	56		
	Lacunidae	167		
	Lasaeidae	625		
	Lottidae	25		
	Lucinidae	84		

Continuación de tabla 3

Moluscos	Familia	No.ind	Familia	No.ind
	Mactridae	4		
	Mangelidae	220		
	Muricidae	9		
	Mytilidae	1		
	Nassaridae	294		
	Naticidae	152		
	Nuculanidae	8		
	Nuculidae	240		
	Olivellidae	1321		

Tabla 4. Abundancia total (N.individuos) de las familias de ofiúridos identificados en BLA.

Ofiúridos	Familia	No.ind
	Amphiuridae	18
	Hemieuyalidae	1
	Ophiacanthidae	1
	Ophiactidae	5
	Ophiotrichidae	2
	Ophiuridae	1

Tabla 5. Abundancia total (N.individuos) de las familias de antozoarios identificados en BLA.

Antozoarios	Familia	No.ind
	Aiptasiidae	206
	Diadumenidae	1

Tabla 6. Abundancia total (N.individuos) de las familias de foronídeos identificados en BLA.

Foronídeos	Familia	No.ind
	Phoronidae	210

Tabla 7. Abundancia total (N.individuos) de las familias de cefalocordados identificados en BLA.

Cefalocordados	Familia	No.ind
	Branchiostomatidae	26

Tabla 8. Concentración de materia orgánica (%MO) por estación de monitoreo y periodo en BLA.

Verano	%MO			Invierno	%MO		
	<250 µm	>250 µm	Completa		<250 µm	>250 µm	Completa
E1	1.83	2.70	2.22	E1	2.28	2.65	2.7
E2	1.48	1.71	1.61	E2	1.32	1.48	1.28
E3	1.94	3.95	1	E3	1.26	2	1.65
E4	1.85	1.95	1.87	E4	2.08	2.72	2.47
E5	2.01	1.85	1.6	E5	1.72	1.4	1.49
E6	3.93	1.51	1.19	E6	3.78	2.29	2.57

Tabla 9. Abundancia (N. individuos) de poliquetos por estación de monitoreo en BLA durante verano e invierno.

Estación	Verano	Invierno	Total
Estación 1	96	201	297
Estación 2	112	212	324
Estación 3	94	148	242
Estación 4	87	226	313
Estación 5	58	167	225
Estación 6	0	136	136

Tabla 10. Abundancia (N. individuos) de poliquetos por familia y por estación de monitoreo durante verano e invierno.

Verano	E1	E2	E3	E4	E5	E6	Invierno	E1	E2	E3	E4	E5	E6
Ampharetidae	1	0	0	0	0	0	Ampharetidae	0	0	0	0	7	1
Arabellidae	0	0	0	1	0	0	Amphinomidae	0	0	0	1	0	0
Capitellidae	6	23	6	6	3	0	Capitellidae	4	2	3	0	0	4
Chaetopteridae	0	0	0	1	0	0	Cirratulidae	2	0	77	24	13	8
Cirratulidae	0	3	15	0	10	0	Dorvilleidae	1	0	0	0	0	3
Eunicidae	1	3	2	0	0	0	Eunicidae	0	1	0	0	0	0
Flabelligeridae	1	0	1	0	0	0	Flabelligeridae	0	2	0	0	0	4
Glyceridae	3	10	3	3	0	0	Glyceridae	4	8	2	6	5	3

Continuación de tabla 10

Verano	E1	E2	E3	E4	E5	E6	Invierno	E1	E2	E3	E4	E5	E6
Goniadidae	8	20	2	26	18	0	Goniadidae	3	4	3	7	23	0
Hesionidae	0	4	0	0	0	0	Hesionidae	1	4	0	0	1	1
Lumbrineridae	1	0	2	0	0	0	Lumbrineridae	0	1	1	0	3	0
Magelonidae	0	0	0	1	2	0	Magelonidae	1	3	1	0	1	0
Maldanidae	1	0	5	0	1	0	Maldanidae	0	0	0	0	4	0
Nephtydeae	12	6	10	9	3	0	Nephtyidae	2	5	5	7	3	1
Nereididae	0	0	1	0	1	0	Nereididae	10	3	1	0	0	15
Onuphidae	2	5	4	0	0	0	Onuphidae	2	1	2	3	2	0
Opheliidae	4	1	0	0	2	0	Opheliidae	9	1	0	5	3	29
Phyllodocidae	3	2	3	0	0	0	Orbiniidae	0	0	0	0	0	1
Pilargidae	0	1	0	0	0	0	Phyllodocidae	7	2	2	3	1	5
Sabellidae	17	11	7	0	3	0	Pilargidae	1	0	0	0	0	0
Spionidae	33	18	24	20	7	0	Pisionidae	2	0	0	0	0	1
Syllidae	2	5	7	20	8	0	Polynoidae	0	0	1	0	0	0
Terebellidae	1	0	2	0	0	0	Sabellaridae	0	0	0	0	2	0
							Sabellidae	24	24	14	39	24	10
							Serpulidae	1	2	1	0	13	3
							Spionidae	125	147	26	119	49	41
							Syllidae	2	2	9	9	10	6
							Terebellidae	0	0	0	3	3	0

Tabla 11. Densidad (ind/m²) de poliquetos para los periodos de verano e invierno, en las estaciones de monitoreo.

Verano	Densidad Promedio	Desviación Estándar	Invierno	Densidad Promedio	Desviación Estándar
Estación 1	1066.67	292.56	Estación 1	2233.33	1093.72
Estación 2	1244.44	1212.82	Estación 2	2355.56	862.57
Estación 3	1044.44	734.34	Estación 3	1644.44	1251.30
Estación 4	966.66	570.75	Estación 4	2511.11	877.33
Estación 5	644.44	752.06	Estación 5	1877.77	543.57
Estación 6	0.00	0.00	Estación 6	1511.11	715.72

Tabla 12. Factor de Bayes de los distintos factores (Estación, Periodo, Estación + Periodo, Estación + Periodo + Estación: Periodo) para poliquetos por periodo estación de monitoreo y periodo de muestreo.

Modelo	FB
Estación	0.33±0%
Periodo	1824.26 ±0%
Estación + Periodo	1504.68 ±0.84%
Estación + Periodo+ Estación: Periodo	321.12 ±1.41%

Tabla 13. Abundancia (N. individuos) de crustáceos por estación de monitoreo en BLA durante verano e invierno.

Estación	Verano	Invierno	Total
Estación 1	43	23	66
Estación 2	11	17	28
Estación 3	9	2	11
Estación 4	3	16	19
Estación 5	16	6	22
Estación 6	5	123	128

Tabla 14. Abundancia (N. individuos) de crustáceos por familia y por estación de monitoreo durante verano e invierno.

Verano	E1	E2	E3	E4	E5	E6	Invierno	E1	E2	E3	E4	E5	E6
Ampeliscidae	5	3	0	0	4	1	Ampeliscidae	2	2	0	3	2	0
Anthuridae	0	3	0	0	0	0	Ampithoidae	0	0	0	1	0	0
Corophiidae	1	1	0	0	1	0	Anthuridae	0	1	0	0	1	0
Crangonidae	6	1	1	0	0	0	Aoridae	0	2	0	0	0	20
Cyprididae	1	0	0	0	0	0	Cirolanidae	1	0	0	0	0	0
Cytherellidae	1	0	0	0	0	0	Corophiidae	1	3	0	0	0	64
Cytheruridae	1	0	0	0	0	0	Diastylidae	2	5	0	3	1	0
Diastylidae	0	0	0	0	1	0	Diogenidae	0	0	1	0	1	0
Diogenidae	0	0	0	0	2	0	Eusiridae	5	0	0	2	0	1
Eusiridae	2	1	1	0	0	0	Gammaridae	0	0	0	0	0	15
Isaeidae	0	0	0	0	1	0	Janiridae	0	0	0	0	0	6

Continuación tabla 14

Verano	E1	E2	E3	E4	E5	E6	Invierno	E1	E2	E3	E4	E5	E6
Mysidae	0	1	0	0	0	0	Lysianassidae	1	0	0	0	0	3
Nannosquillidae	0	0	2	0	0	0	Majidae	0	0	0	2	0	0
Neballidae	1	0	0	0	0	0	Nannastacidae	0	0	0	1	0	0
Oedicerotidae	1	0	0	0	0	0	Neballidae	0	0	0	0	0	2
Paguridae	1	0	0	0	2	2	Paguridae	0	1	0	1	0	5
Paratanaidae	1	0	1	0	3	0	Paratanaidae	1	0	0	0	0	1
Pasimaemae	0	0	1	2	1	0	Phoxocephalidae	10	0	1	0	0	1
Phoxocephalidae	21	0	2	0	0	0	Pinnotheridae	0	1	0	2	1	1
Pinnotheridae	0	0	0	1	0	0	Porcellanidae	0	1	0	0	0	0
Porcellanidae	1	0	0	0	1	0	Processidae	0	1	0	1	0	1
Processidae	0	0	1	0	0	0	Sphaeromatidae	0	0	0	0	0	2
Sphaeromatidae	0	0	0	0	0	2	Xanthidae	0	0	0	0	0	1
Unciolidae	0	1	0	0	0	0							

Tabla 15. Densidad (ind/m²) de crustáceos para los periodos de verano e invierno, en las estaciones de monitoreo.

Verano	Densidad Promedio	Desviación Estándar	Invierno	Densidad Promedio	Desviación Estándar
Estación 1	477.78	310.85	Estación 1	255.56	146.85
Estación 2	122.22	167.77	Estación 2	188.89	122.39
Estación 3	100.00	42.55	Estación 3	22.22	44.44
Estación 4	33.33	22.22	Estación 4	177.78	120.36
Estación 5	177.78	153.96	Estación 5	66.67	57.38
Estación 6	55.56	111.11	Estación 6	1366.67	1253.08

Tabla 16. Factor de Bayes de los distintos factores (Estación, Periodo, Estación + Periodo, Estación + Periodo + Estación: Periodo) para crustáceos por estación de monitoreo y periodo de muestreo.

Modelo	FB
Estación	1.27 ±0%
Periodo	0.57 ±0%
Estación + Periodo	0.83±1.42%
Estación+Periodo+ Estación: Periodo	10.70 ± 2.07%

Tabla 17. Abundancia (N. individuos) de antozoarios por estación de monitoreo en BLA durante verano e invierno.

Estación	Verano	Invierno	Total
Estación 1	0	0	297
Estación 2	0	0	324
Estación 3	0	0	242
Estación 4	0	0	313
Estación 5	0	1	225
Estación 6	25	181	136

Tabla 18. Abundancia (N. individuos) de crustáceos por familia y por estación de monitoreo durante verano e invierno.

Verano	E1	E2	E3	E4	E5	E6	Invierno	E1	E2	E3	E4	E5	E6
Diadumenidae	0	0	0	0	0	25	Aiptasiidae	0	0	0	0	1	0
							Diadumenidae	0	0	0	0	0	181

Tabla 19. Densidad (ind/m²) de antozoarios para los periodos de verano e invierno, en las estaciones de monitoreo.

Verano	Densidad Promedio	Desviación Estándar	Invierno	Densidad Promedio	Desviación Estándar
Estación 1	0.00	0.00	Estación 1	0.00	0.00
Estación 2	0.00	0.00	Estación 2	0.00	0.00
Estación 3	0.00	0.00	Estación 3	0.00	0.00
Estación 4	0.00	0.00	Estación 4	0.00	0.00
Estación 5	0.00	0.00	Estación 5	11.11	22.22
Estación 6	277.78	555.56	Estación 6	2011.11	3097.83

Tabla 20. Factor de Bayes de los distintos factores (Estación, Periodo, Estación + Periodo, Estación + Periodo + Estación: Periodo) para antozoarios por estación de monitoreo y periodo de meustreo.

Modelo	FB
Estación	0.93 ±0%
Periodo	0.44 ±0.04%
Estación + Periodo	0.44 ±2.34%
Estación+ Periodo + Estación: Periodo	0.22 ±1.52%

Tabla 21. Abundancia (N. individuos) de foronídeos por estación de monitoreo en BLA durante verano e invierno.

Estación	Verano	Invierno	Total
Estación 1	1	3	4
Estación 2	0	4	4
Estación 3	0	19	19
Estación 4	1	112	113
Estación 5	0	33	33
Estación 6	0	38	38

Tabla 22. Densidad (ind/m²) de foronídeos para los periodos de verano e invierno, en las estaciones de monitoreo.

Verano	Densidad Promedio	Desviación Estándar	Invierno	Densidad Promedio	Desviación Estándar
Estación 1	11.11	22.22	Estación 1	33.33	66.66
Estación 2	0	0	Estación 2	33.33	42.55
Estación 3	0	0	Estación 3	211.11	244.44
Estación 4	11.11	22.22	Estación 4	1244.44	917.32
Estación 5	0	0	Estación 5	366.66	433.00
Estación 6	0	0	Estación 6	422.22	758.16

Tabla 23. Factor de Bayes de los distintos factores (Estación, Periodo, Estación + Periodo, Estación + Periodo + Estación: Periodo) para foronídeos por estación de monitoreo y periodo de muestreo.

Modelo	FB
Estación	0.85 ±0%
Periodo	8.86 ±0.01%
Estación + Periodo	12.70 ± 3.7%
Estación+ Periodo + Estación: Periodo	33.40 ± 0.85%

Tabla 24. Abundancia (N. individuos) de cefalocordados por estación de monitoreo en BLA durante verano e invierno.

Estación	Verano	Invierno	Total
Estación 1	6	2	8
Estación 2	5	0	5
Estación 3	2	0	2
Estación 4	0	7	7
Estación 5	3	1	4
Estación 6	0	0	0

Tabla 25. Abundancia (N. individuos) de nemátodos por estación de monitoreo en BLA durante verano e invierno.

Estación	Verano	Invierno	Total
Estación 1	2	0	2
Estación 2	36	2	38
Estación 3	4	2	6
Estación 4	10	2	12
Estación 5	1	2	3
Estación 6	0	2	2

Tabla 26. Abundancia (N. individuos) de nemertinos por estación de monitoreo en BLA durante verano e invierno.

Nemertinos	Verano	Invierno	Total
Estación 1	2	0	2
Estación 2	0	0	0
Estación 3	12	0	12
Estación 4	0	5	5
Estación 5	0	1	1
Estación 6	0	3	3

Tabla 27. Abundancia (N. individuos) de sipuncúlidos por estación de monitoreo en BLA durante verano e invierno.

Sipuncúlidos	Verano	Invierno	Total
Estación 1	1	0	1
Estación 2	15	6	21
Estación 3	1	6	7
Estación 4	12	9	21
Estación 5	0	11	11
Estación 6	0	0	0

Tabla 28. Abundancia (N. individuos) de ofiuridos por estación de monitoreo en BLA durante verano e invierno.

Estación	Verano	Invierno	Total
Estación 1	1	0	1
Estación 2	2	8	10
Estación 3	1	1	2
Estación 4	1	3	4
Estación 5	1	3	4
Estación 6	0	8	8

Scripts en R

#Gráfica de abundancias de verano e invierno#

```
plot(a$Amphioxiformes,type="b",lwd=2,xaxt="n",ylim=c(0,8),col="red",
xlab="Estaciones",ylab="Abundancia",cex.lab=1.2,cex.main=1.5,
main="Cefalocordados") axis(1,at=1:length(a$X),labels=a$X,cex.axis=.83)
lines(a$Amphioxiformes.1,col="blue",type="b",lwd=2)
legend('topleft',legend=c('Verano','Invierno'),lty=1,lwd=2,pch=21,col=c('red','blue'),bty='n',
,cex=0.8)
```

#Clúster

```
Clustersepfab<-dist(a,method = "euclidean")# distance matrix
fit<-hclust(Clustersepfab, method="average")
plot(fit,hang=-1,label= a$Estacion,main='Densidad de Foronídeos') # display dendogram
summary(Clustersepfab)
```

#Gráfica de abundancia de familias para verano e invierno

```
par(mfrow=c(3,4))
barplot(as.vector(a$Ampharetidae),names=c('E1','E2','E3','E4','E5','E6'),cex.names=1)
title('Ampharetidae')
```

```

barplot(as.vector(a$Arabellidae),names=c('E1','E2', 'E3','E4','E5','E6'),cex.names=1)
title('Arabellidae')
barplot(as.vector(a$Capitellidae),names=c('E1','E2', 'E3','E4','E5','E6'),cex.names=1)
title('Capitellidae')
barplot(as.vector(a$Chaetopteridae),names=c('E1','E2', 'E3','E4','E5','E6'),cex.names=1)
title('Chaetopteridae')
barplot(as.vector(a$Cirratulidae),names=c('E1','E2', 'E3','E4','E5','E6'),cex.names=1)
title('Cirratulidae')
barplot(as.vector(a$Eunicidae),names=c('E1','E2','E3','E4','E5','E6'),cex.names=1)
title('Eunicidae')
barplot(as.vector(a$Flabelligeridae),names=c('E1','E2', 'E3','E4','E5','E6'),cex.names=1)
title('Flabelligeridae')
barplot(as.vector(a$Glyceridae),names=c('E1','E2', 'E3','E4','E5','E6'),cex.names=1)
title('Glyceridae')
barplot(as.vector(a$Goniadidae),names=c('E1','E2', 'E3','E4','E5','E6'),cex.names=1)
title('Goniadidae')
barplot(as.vector(a$Hesionidae),names=c('E1','E2', 'E3','E4','E5','E6'),cex.names=1)
title('Hesionidae')
barplot(as.vector(a$Lumbrineridae),names=c('E1','E2', 'E3','E4','E5','E6'),cex.names=1)
title('Lumbrineridae')
barplot(as.vector(a$Magelonidae),names=c('E1','E2', 'E3','E4','E5','E6'),cex.names=1)
title('Magelonidae')

par(mfrow=c(3,4))
barplot(as.vector(a$Maldanidae),names=c('E1','E2', 'E3','E4','E5','E6'),cex.names=1)
title('Maldanidae')
barplot(as.vector(a$Nephtydea),names=c('E1','E2', 'E3','E4','E5','E6'),cex.names=1)
title('Nephtydea')
barplot(as.vector(a$Nereididae),names=c('E1','E2', 'E3','E4','E5','E6'),cex.names=1)
title('Nereididae')
barplot(as.vector(a$Onuphidae),names=c('E1','E2', 'E3','E4','E5','E6'),cex.names=1)
title('Onuphidae')
barplot(as.vector(a$Opheliidae),names=c('E1','E2', 'E3','E4','E5','E6'),cex.names=1)

```

```

title('Opheliidae')
barplot(as.vector(a$Phyllodocidae),names=c('E1','E2','E3','E4','E5','E6'),cex.names=1)
title('Phyllodocidae')
barplot(as.vector(a$Pilargidae),names=c('E1','E2','E3','E4','E5','E6'),cex.names=1)
title('Pilargidae')
barplot(as.vector(a$Sabellidae),names=c('E1','E2','E3','E4','E5','E6'),cex.names=1)
title('Sabellidae')
barplot(as.vector(a$Spionidae),names=c('E1','E2','E3','E4','E5','E6'),cex.names=1)
title('Spionidae')
barplot(as.vector(a$Syllidae),names=c('E1','E2','E3','E4','E5','E6'),cex.names=1)
title('Syllidae')
barplot(as.vector(a$Terebellidae),names=c('E1','E2','E3','E4','E5','E6'),cex.names=1)
title('Terebellidae')

```

#Gráfica de densidades con desviación estándar (paquete “**ggplot2**”)

```

x<-(1:6)
y<-a$Media
sd<-a$Desviacion.Estandar
qplot(x,y)+geom_errorbar(aes(x=x, ymin=y-sd, ymax=y+sd),
width=0.25)+xlab('Estaciones')+ylab('Ind/m^2')+ labs(title ='Sipuncúlidos
Febrero')+geom_line(aes(group=1), colour="#000099") + # Blue lines
geom_point(size=3, colour="#CC0000")

```

#Gráfica de pie (paquete “**plotrix**”)

```

slices <- c(a$Abundancia)
lbls <- c(as.character(a$Familia))
pct <- round(slices/sum(slices)*100)
lbls <- paste(lbls, pct)
lbls <- paste(lbls,"%",sep="")
pie3D(slices,radius=2,labels = lbls,labelcex=.9, col=rainbow(length(lbls)),
main="Porcentaje de familia de crustáceos ambos meses")

```

#Análisis frecuencistas no paramétricos Kruskal-Wallis y Mann-Whitney##

```
kruskal.test(Densidad$Grupo~Densidad$Grupo)
```

```
wilcox.test(a$Densidad,a$Grupo)
```

#Prueba no paramétrica post hoc (paquete “**asbio**”)

```
Densidad<-data.frame(Ab=c(a$Densidad), Area=factor(c(rep(a$Agrupacion))))
```

```
with(Abundancia,pairw.kw(y=Ab,x=Area,conf=.95))
```

#t bayesiana y ANOVA bayesiana (paquete “**BayesFactor**”)

```
ttestBF(a$Densidad,a$Grupo)
```

```
a$id=as.factor(rep(c(1:32,1:8,1:4,1:4)))
```

```
a$Agrupacion=as.factor(a$Agrupacion)
```

```
bf<-anovaBF(Densidad ~ Agrupacion + id, data=a, whichRandom="id")
```

```
bf
```

#Prueba post hoc bayesiana (paquete “**BayesFactor**”)

```
ttestBF(a$Densidad[a$Agrupacion==1],a$Densidad[a$Agrupacion==2])
```

```
ttestBF(a$Densidad[a$Agrupacion==1],a$Densidad[a$Agrupacion==3])
```

```
ttestBF(a$Densidad[a$Agrupacion==1],a$Densidad[a$Agrupacion==4])
```

```
ttestBF(a$Densidad[a$Agrupacion==1],a$Densidad[a$Agrupacion==5])
```

```
ttestBF(a$Densidad[a$Agrupacion==2],a$Densidad[a$Agrupacion==3])
```

```
ttestBF(a$Densidad[a$Agrupacion==2],a$Densidad[a$Agrupacion==4])
```

```
ttestBF(a$Densidad[a$Agrupacion==2],a$Densidad[a$Agrupacion==5])
```

```
ttestBF(a$Densidad[a$Agrupacion==3],a$Densidad[a$Agrupacion==4])
```

```
ttestBF(a$Densidad[a$Agrupacion==3],a$Densidad[a$Agrupacion==5])
```

```
ttestBF(a$Densidad[a$Agrupacion==4],a$Densidad[a$Agrupacion==5])
```

#ANOVA bayesiano multifactorial (Paquete “**BayesFactor**”)

```
a$Estación=as.factor(a$Estación)
```

```
a$Periodo=as.factor(a$Periodo)
```

```
bf<-anovaBF(Densidad ~ Estación * Periodo, data=a, whichModels="withmain")
```

```
bf
```

```
plot(bf)
bfInteraction=lmBF(Densidad ~ Periodo + Estación + Periodo:Estación ,data=a)
chains = posterior(bfInteraction, iterations = 500)
summary(chains)
plot(chains)
```

#Análisis de componentes principales (paquete “**pgirmess**”)

```
APCA = (a[,-1], cor=TRUE)
summary(APCA)
screplot(APCA)
biplot(APCA, xlab=c("Estación 1V", "Estación 2V", "Estación 3V",
"Estación 4V", "Estación 5V", "Estación 6V", "Estación 1I",
"Estación 2I", "Estación 3I", "Estación 4I",
"Estación 5I", "Estación 6I"))
```

#Análisis MDS (paquete “**vegan**”)

```
d = dist(t(a[-1]))
fit = metaMDS(d, k=2, distance="bray")
x = fit$points[,1]
y = fit$points[,2]
plot(x,y, xlab="coordinate 1", ylab="coordinate 2", type="n")
text(x[1:6],y[1:6], labels=a$Familia, cex=.7, col="red")
text(x[7:12],y[7:17], labels=a$Familia, cex=.7, col="blue")
legend("topright", c("Septiembre", "Febrero"), col=c("red", "blue"),
pch=c(19,19),box.col=FALSE)
```

#Regresión bayesiana (paquete “**Bolstad**”)

```
res<-bayes.lin.reg(a$Densidades6,a$Salinidad,"n","n",,slope.prior = "flat",intcpt.prior =
"flat")
c.i.<-qnorm(c(0.025,0.975),res$post.coef[2],res$post.coef.sd[2],plot.data=TRUE)
z<-qnorm(0.975)
lower.bound<-res$pred.y-z*res$pred.se
```

```
upper.bound<-res$pred.y+z*res$pred.s
```

```
#Dendograma de coeficiente de similitud de Bray-Curtis (paquete "vegan")
```

```
bray<-vegdist(t(a[2:13]), method="bray", binary=FALSE, diag=FALSE, upper=FALSE,)
```

```
plot(hclust(bray),
```

```
hang = -1,
```

```
main = "Poliquetos verano-invierno",
```

```
axes = FALSE, ylab = "")
```

```
#Índice de diversidad de Shannon (paquete "vegan")
```

```
H<-diversity(a[32:54,3])
```

```
H
```

```
#Índice de equitatividad (paquete "vegan")
```

```
S<-specnumber(a[32:54,3])
```

```
P<-H/(log(S))
```

Coordenadas geográficas

Tabla 28. Coordenadas geográficas de las estaciones de monitoreo

Verano	Latitud Norte	Longitud Oeste
Estación 1	29°02'04.9"	113°32'18.9"
Estación 2	28°59'19.2"	113°32'37.8"
Estación 3	28°56'44.8"	113°33'12.9"
Estación 4	28°54'07.3"	113°31'24.4"
Estación 5	28°54'22.9"	113°28'47.6"
Estación 6	28°54'54.0"	113°28'24.7"