Universidad Nacional Mayor de San Marcos
Universidad del Perú. Decana de América

Dirección General de Estudios de Posgrado
Facultad de Ciencias Biológicas
Unidad de Posgrado

Caracterización de la comunidad macrobentónica de la zona intermareal asociada a *Anadara tuberculosa* (Sowerby, 1833) en una zona protegida y no protegida en los Manglares de Tumbes

TESIS

Para optar el Grado Académico de Magíster en Ecosistemas y Recursos Acuáticos con mención en Ecosistemas Acuáticos

AUTOR

Rossana Cinthia CABANILLAS NÚÑEZ

ASESOR

Mg. Silvia Ysabel AGUILAR LUNA

Lima, Perú

2026



Reconocimiento - No Comercial - Compartir Igual - Sin restricciones adicionales

https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/

Usted puede distribuir, remezclar, retocar, y crear a partir del documento original de modo no comercial, siempre y cuando se dé crédito al autor del documento y se licencien las nuevas creaciones bajo las mismas condiciones. No se permite aplicar términos legales o medidas tecnológicas que restrinjan legalmente a otros a hacer cualquier cosa que permita esta licencia.

Referencia bibliográfica

Cabanillas, R. (2026). *Caracterización de la comunidad macrobentónica de la zona intermareal asociada a Anadara tuberculosa (Sowerby, 1833) en una zona protegida y no protegida en los Manglares de Tumbes*. [Tesis de maestría, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Facultad de Ciencias Biológicas, Unidad de Posgrado]. Repositorio institucional Cybertesis UNMSM.

Metadatos complementarios

Datos de autor	
Nombres y apellidos	Rossana Cinthia Cabanillas Núñez
Tipo de documento de identidad	DNI
Número de documento de identidad	44115694
URL de ORCID	0000-0003-1614-4917
Datos de asesor	
Nombres y apellidos	Silvia Ysabel Aguilar Luna
Tipo de documento de identidad	DNI
Número de documento de identidad	09431714
URL de ORCID	https://orcid.org/0000-0001-6123-3287
Datos del jurado	
Presidente del jurado	
Nombres y apellidos	Maribel Baylón Coritoma
Tipo de documento	DNI
Número de documento de identidad	40039759
Miembro del jurado 2	
Nombres y apellidos	Báslavi Marisbel Cóndor Luján
Tipo de documento	DNI
Número de documento de identidad	43644365
Miembro del jurado 3	
Nombres y apellidos	Daniela Lidia Núñez Rodríguez
Tipo de documento	DNI
Número de documento de identidad	43316021
Datos de investigación	

Línea de investigación	A.1.1.2
Grupo de investigación	Grupo de Biología
Agencia de financiamiento	Canadá International Development Research Centre IDRC Proyecto Impacto de la Variabilidad y Cambio Climático en Ecosistema de Manglares de Tumbes #106714-001 (CCW)
Ubicación geográfica de la investigación	Perú, Tumbes, Santuario Nacional de los Manglares de Tumbes y Puerto Pizarro. 3°24'33,70"S y 80°18'36,30"O 3°25'37,90"S y 80°15'38,10"O 3°30'43,40"S y 80°25'37,40"O 3°29'47,70"S y 80°24'15,00"O
Año o rango de años en que se realizó la investigación	2012-2015
URL de disciplinas OCDE	Biología marina, Biología de agua dulce, Limnología https://purl.org/pe-repo/ocde/ford#1.06.12 Biología https://purl.org/pe-repo/ocde/ford#1.06.00 Ecología https://purl.org/pe-repo/ocde/ford#1.06.13

Expediente N.º 268-UPG-FCB-2025

ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS PARA OPTAR AL GRADO ACADÉMICO DE MAGÍSTER EN ECOSISTEMAS Y RECURSOS ACUÁTICOS

Siendo las 8:30 horas del viernes 20 de febrero de 2026, en el auditorio de la Facultad de Ciencias Biológicas, el Jurado de Tesis conformado por:

Mg. Maribel Baylón Coritoma	(Presidente)
Dra. Báslavi Marisbel Cóndor Luján	(Miembro)
Dra. Daniela Lidia Núñez Rodríguez	(Miembro)
Mg. Silvia Ysabel Aguilar Luna	(Asesora)

Se reunió para la sustentación oral y pública de la Tesis para optar al Grado Académico de Magíster en Ecosistemas y Recursos Acuáticos con mención en Ecosistemas Acuáticos, que solicitara la señora Bachiller **ROSSANA CINTHIA CABANILLAS NÚÑEZ.**

Después de darse lectura al **Expediente N.º 268-UPG-FCB-2025,** en el que consta haberse cumplido con todas las disposiciones reglamentarias, los señores miembros del Jurado presenciaron la exposición de la Tesis Titulada:

"Caracterización de la comunidad macrobentónica de la zona intermareal asociada a *Anadara tuberculosa* (Sowerby, 1833) en una zona protegida y no protegida en los Manglares de Tumbes", y formuladas las preguntas, éstas fueron absueltas por la graduando.

UNIDAD DE POSGRADO

Acto seguido el Jurado procedió a la votación la que dio como resultado el calificativo de: ...Muy bueno..... con la nota de ...17...(Diecisiete)

A continuación, la Presidente del Jurado de Tesis recomienda que la Facultad proponga que la Universidad le otorgue el Grado Académico de Magíster en Ecosistemas y Recursos Acuáticos con mención en Ecosistemas Acuáticos, a la señora Bachiller **ROSSANA CINTHIA CABANILLAS NÚÑEZ.**

Siendo las ...10:35 h. se levantó la sesión, recibiendo la graduando las felicitaciones de los señores miembros del Jurado y público asistente.

Se extiende la presente Acta en Lima, el viernes 20 de febrero del año 2026

Mg. Maribel Baylón Coritoma
Profesor Asociado a T.C.
PRESIDENTE
mbaylonc@unmsm.edu.pe
RENACYT P0020606

Mg. Silvia Ysabel Aguilar Luna
Profesor Asociado a D.E.
ASESORA
saguilarl@unmsm.edu.pe
RENACYT P0020560

Dra. Báslavi Marisbel Cóndor Luján
Profesor Auxiliar a T.C.
MIEMBRO
bcondorl@unmsm.edu.pe
RENACYT P0019180

Dra. Daniela Lidia Núñez Rodríguez
Profesor Auxiliar a T.C.
MIEMBRO
dnunezr@unmsm.edu.pe
RENACYT P0051018

UNIVERSIDAD NACIONAL MAYOR DE SAN MARCOS
Universidad del Perú, Decana de América

Anexo 1

CERTIFICADO DE SIMILITUD

Yo, **SILVIA YSABEL AGUILAR LUNA** en mi condición de asesor acreditado mediante Dictamen de la UPG N.º 000028-2026-UPG-VDIP-FCB/UNMSM de la tesis, cuyo título es **"Caracterización de la comunidad macrobentónica de la zona intermareal asociada a *Anadara tuberculosa* (Sowerby, 1833) en una zona protegida y no protegida en los Manglares de Tumbes"**, presentado por la señora Bachiller **ROSSANA CINTHIA CABANILLAS NUÑEZ** con código de matrícula Nº.12107007, para optar el Grado Académico de Magíster en Ecosistemas y Recursos Acuáticos con mención en Ecosistemas Acuáticos.

CERTIFICO que se ha cumplido con lo establecido en la Directiva de Originalidad y de Similitud de Trabajos Académicos, de Investigación y Producción Intelectual. Según la revisión, análisis y evaluación mediante la plataforma PIDS, el documento evaluado cuenta con el **7% de similitud**, nivel PERMITIDO para continuar con los trámites correspondientes y para su **publicación en el repositorio institucional.**

Se emite el presente certificado en cumplimiento de lo establecido en las normas vigentes, como uno de los requisitos para la obtención del grado académico de **Magíster en Ecosistemas y Recursos Acuáticos con mención en Ecosistemas Acuáticos.**

Lima, 27 de febrero de 2026

Firma del Asesor

Nombres y Apellidos del asesor: **SILVIA YSABEL AGUILAR LUNA**

DNI: 09431714

* Según corresponda: bachiller, magíster, doctor; título profesional o título de segunda especialidad

La vigencia del presente certificado corresponde a un período de noventa (90) días desde la fecha de su emisión; siempre que no haya observaciones en el texto durante el proceso de revisión por el jurado informante o surja alguna contingencia.

DEDICATORIA

A Cristobal, Leo y Dante.

AGRADECIMIENTOS

A Dios por fortalecer mi espíritu a lo largo de mi vida.

A mi querida familia Carlos y Cristobal que generaron esa fuerza de voluntad para finalizar la tesis.

Mi madre y padre por su fortaleza y ejemplo.

Mi suegro que en paz descanse por su fortaleza y ejemplo de amor al prójimo.

A el Dr. Aldo Pacheco por sus acertados consejos.

A el Dr. Eduardo Quiroga+ por su desinteresado apoyo.

Al Dr Juan Tarazona+ Barboza que me apoyo en el proceso de muestreo y realización de la tesis, me brindo su profesionalismo y su pasión por el estudio de la ecología marina y los simpáticos poliquetos.

Al Dr. Paredes+ y al LABSIM por el apoyo en la identificación de los Moluscos.

A Dr. Salazar – Vallejo, Mariana Tovar Hernández y María Elena García Garza por su apoyo en la identificación de los poliquetos en su momento.

A Edlin Castro y Percy Montero por sus recomendaciones.

A los colegas del Laboratorio de Ecología Acuática: Carlos Gutiérrez y Junior Vitor por su gran apoyo la metodología y colecta en el maravilloso manglar. Y a mis colegas Jhony Robles, Solange Atemán, Rosa María Cañedo, Candy León, Renny Pichilingue, Jonatan Esplana y Sara Clemente.

Al Dr. Ken Tahakashi y el proyecto Impacto de la Variabilidad y Cambio Climático en Ecosistema de Manglares de Tumbes soportado por IRDC International Research Center of Canadá

INDICE GENERAL

1. INTRODUCCIÓN 1

2. ANTECEDENTES 4

2.1. La macrofauna en los hábitats intermareales de ecosistemas de manglar. 4

2.2. Macrofauna en los hábitats intermareales de los manglares de Perú 6

2.3. Características físicas y biogeoquímicas de los manglares de Tumbes 8

2.4. Condiciones meteorológicas y fluviales en los manglares de Tumbes (2012–2013) 11

2.5. *Anadara tuberculosa* y su relación con la variabilidad ambiental 13

2.6. Espectro de tamaño de biomasa (ENTB) de la comunidad macrobentónica y su relación con variables ambientales 16

3. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS 18

3.1. Hipótesis 18

3.2. Objetivos 18

3.2.1. Objetivo general 18

3.2.2. Objetivos específicos 18

4. MATERIALES Y MÉTODOS 19

4.1. Muestreo 19

4.2. Método 20

4.2.1. Método de muestreo de *Anadara tuberculosa* 20

4.2.2. Método de muestreo de la comunidad macrobentónica en los bancos de *Anadara tuberculosa.* 21

4.2.3. Muestreo en el canal 22

4.2.4. Muestreo de sedimento 22

4.3. Diseño muestral 22

4.3.1. Análisis estadístico 24

4.3.1.1. Análisis univariados 24

4.3.1.2. Método multivariado 24

4.3.1.3. Espectro de tamaño de biomasa 26

5. RESULTADOS 29

5.1. Descripción de los sitios de muestreo 29

5.1.1. Corrales de Coches- Área protegida 29

5.1.2. La Envidia – Área protegida 29

5.1.3. El Mocho – Área no protegida 30

5.1.4. Bajo Grande – Área no protegida 31
5.2. Comportamiento de las variables ambientale 31
5.2.1. La salinidad del agua 31
5.2.2. Temperatura del agua 33
5.2.3. Potencial redox del sedimento. 34
5.2.4. Composición granulométrica y materia orgánica 35
5.2.5. Análisis de las variables ambientales en el periodo de estudio. 38
5.2.5.1. Análisis de componentes principales (PCA) 38
5.3. Cambios en la comunidad del macrobentos asociado a la población de *Anadara tuberculosa* a lo largo del periodo de estudio. 43
5.3.1. Composición de la macrofauna asociado a la población de *Anadara tuberculosa* en los manglares de los ríos de Zarumilla y Tumbes 43
5.3.1.1. Composición y dominancia de especies 43
5.3.1.2. Respuesta del macrobentos del manglar a lo largo de un año de muestreo ... 48
5.3.2. Número de especies 51
5.3.3. Densidad total 54
5.3.4. Biomasa total 57
5.3.5. Índice de Diversidad de Shannon – Weaver 61
5.3.6. Variación temporal de la estructura comunitaria durante el periodo de estudio 64
5.3.7. Grupos tróficos 66
5.3.7.1. Variación temporal durante el periodo de estudio de los grupos tróficos 69
5.4. Densidad de *Anadara tuberculosa* 70
5.5. Relación entre las variables biológicos y ambientales 73
5.5.1. Relación entre la comunidad macrobentónica y las variables ambientales 73
5.5.2. Relación entre la densidad de *Anadara tuberculosa*, las variables ambientales y comunidad del macrobentos de manglar 76
5.5.2.1. Relación entre la densidad de *Anadara tuberculosa*, las variables ambientales y la estructura comunitaria del macrobentos de manglar 76
5.5.2.2. Relación entre la densidad de *Anadara tuberculosa*, las variables ambientales y las especies principales del macrobentos 79
5.5.2.3. Relación entre la densidad de *Anadara tuberculosa*, las variables ambientales y los grupos tróficos de la comunidad macrobentónica. 82
5.5.2.4. Relación de la densidad de *Anadara tuberculosa*, la granulometría del sedimento, y la comunidad macrobentónica del manglar 84
5.6. Análisis de espectro de tamaño de biomasa 86

5.6.1. Espectro de tamaño de biomasa no estandarizado (ETB) 86

5.6.2. Estructura del espectro normalizado de tamaño de biomasa 94

5.6.3. Relación entre la densidad de *Anadara tuberculosa*, las variables ambientales y los parámetros del espectro de ENTB 99

6. DISCUSIÓN 100

6.1. Biodiversidad de la comunidad intermareal macrobentónica 100

6.2. Estructura de la comunidad macrobentónica bajo diferentes condiciones ambientales 105

6.3. La comunidad macrobentónica y su relación con variables ambientales. 109

6.4. La comunidad macrobentónica y su relación con la densidad de *Anadara tuberculosa* 112

6.5. Indicador de tamaño de biomasa de la comunidad macrobentónica asociado a *Anadara tuberculosa* 115

7. CONCLUSIONES 120

8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS 121

9. ANEXO 134

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Esquema de la zona intermareal del manglar del Santuario Nacional de los Manglares de Tumbes.. 8
Figura 2. Mapa de los ríos que influencian a los Manglares de Tumbes. Puerto Pizarro y SNLMT(Goyburo Peña, 2017). 9
Figura 3. Mapa del SNLMT con sus esteros y ambientes sedimentarios según Perez 2014. 10
Figura 4. Variación mensual de la precipitación acumulada y el número de días de lluvias de El Salto – Área protegida correspondiente a la Cuenca de Zarumilla durante noviembre 2012 a noviembre del 2013 (Fuente: SENAMHI) 12
Figura 5. Variación mensual de la precipitación acumulada y el número de días de lluvias de la estación Puerto Pizarro – Área no protegida correspondiente a la Cuenca de Tumbes durante noviembre 2012 a noviembre del 2013(Fuente: SENAMHI) 12
Figura 6. Variación mensual del caudal promedio de Puente Bolsico correspondiente a la Cuenca de Zarumilla durante noviembre 2012 a octubre del 2013(Fuente: ANA). 13
Figura 7. Variación mensual del caudal promedio de la estación El Tigre correspondiente a la Cuenca de Tumbes durante noviembre 2012 a octubre del 2013(Fuente: ANA). 13
Figura 8. Posible respuesta de un espectro de tamaño bajo un escenario de cambio climático. Las líneas punteadas denotan condiciones naturales. 17
Figura 9. Sitios de monitoreo del área protegida y no protegida de los Manglares de Tumbes. 20
Figura 10. Toma de muestra de *A. tuberculosa* en cada estrato del transecto, donde el Extractor o “Conchero “ingresa el brazo y escarba el sedimento adyacente a las raíces del mangle. 21
Figura 11. Diagrama del diseño muestral indicando los factores estudiados con sus niveles en los manglares de Tumbes 23
Figura 12. Esquema del diseño muestreo en campo en las estaciones de muestreo en área protegida y área no protegida de los Manglares de Tumbes. 23
Figura 13. Estación de muestreo Corral de Coches en el Santuario Nacional los Manglares de Tumbes- río Zarumilla entre 2012-2013. 29
Figura 14. Sitio de muestreo La Envidia en el Santuario Nacional los Manglares de Tumbes-río Zarumilla entre 2012-2013. 30
Figura 15. Sitio de muestreo El Mocho en Puerto Pizarro- rio Tumbes entre 2012-2013. 30
Figura 16. Sitio de muestreo Bajo Grande en Puerto Pizarro-del rio Tumbes entre 2012-2013. 31
Figura 17. Variación temporal de la salinidad del agua en los sitios del área protegida-SNLMT desde noviembre 2012 a octubre 2013 32
Figura 18. Variación de la salinidad del agua en los sitios de un área protegida desde noviembre 2012 a setiembre 2013 33
Figura 19. Variación de la temperatura del agua (A) área protegida desde noviembre de 2012 a septiembre 2013. y (B) no protegida desde noviembre de 2012 a octubre de 2013. 34

Figura 20. Variación del Potencial Redox (mV) (A) área protegida desde noviembre de 2012 a septiembre 2013. y (B) no protegida desde noviembre de 2012 a octubre de 2013.....35
Figura 21.Diagrama de Shepard. Composición granulométrica en los sitios del área protegida y no protegida. de noviembre 2012 y abril-2013. 36
Figura 22.Composición granulométrica en los sitios del área protegida y no protegida. Superior noviembre 2012 e Inferior abril 2013..... 37
Figura 23. Materia orgánica de los manglares de Tumbes en una área protegida y no protegida. noviembre 2012 período de seco vs abril 2013 período de lluvia..... 38
Figura 24. Análisis de Componentes Principales (PCA, escalamiento 1). Diagrama de los ejes PCA1 y PCA2 basados en los factores abióticos del agua y sedimento en las estaciones de los manglares del SNLMT y Puerto Pizarro..... 40
Figura 25. Análisis de Componentes Principales (PCA), escalamiento el cual incluye los vectores de salinidad del agua, temperatura del agua y potencial redox del sedimento... 40
Figura 26. Análisis de Componente Principales (PCA, escalamiento 1). Diagrama de los ejes PCA1 y PCA2 basados en los factores abióticos del agua y sedimento en los sitios de una área protegida y no protegida. Comportamiento de los valores de Salinidad de agua, Temperatura del agua y Potencial Redox del Sedimento..... 41
Figura 27. Porcentaje de dominancia de las especies con mayor aporte en área protegida A) La Envidia y B) Corral de Coches..... 47
Figura 28. Porcentaje de dominancia de las especies con mayor aporte en área no protegida A) Bajo Grande y B) El Mocho..... 48
Figura 29. Shade Plot agrupando especies del macrobentos del manglar de SNLMT y Puerto Pizarro según los períodos temporales. La densidad de 50 especies más importantes promediando para cada período en los sitios lejanos y cercanos a la desembocadura del río Zarumilla y Tumbes. 50
Figura 30. Variación temporal del número de especie totales a lo largo del periodo de estudio en el área protegida-Manglares del SNLMT y no protegida Puerto Pizarro. 53
Figura 31. Variación temporal de la densidad total a lo largo del periodo de estudio en el área protegida-Manglares del SNLMT y no protegida Puerto Pizarro. 56
Figura 32. Variación temporal de la biomasa total a lo largo del periodo de estudio en el área protegida-Manglares del SNLMT y no protegida Puerto Pizarro. 60
Figura 33. Variación temporal del Índice de diversidad de Shannon – Weaver a lo largo del periodo de estudio en el área protegida-Manglares del SNLMT y no protegida Puerto Pizarro. 63
Figura 34. Ordenación nMDS (escalamiento multidimensional no métrico) de la estructura comunitaria del macrobentos de manglar asociados a *A. tuberculosa* en una área protegida y no protegida del manglar de Tumbes, Perú. 64
Figura 35. Composición de los grupos tróficos en las estaciones de muestreo expresados en porcentaje (%) 67
Figura 36. Cambios en los porcentajes de los grupos tróficos según las abundancias totales de la comunidad del macrobentos de manglar de un área protegida (La Envidia y Corral de Coches) y no protegida (Bajo Grande y El Mocho) en el manglar de Tumbes, Perú. 68
Figura 37. Ordenación nMDS de los grupos tróficos del macrobentos de manglar asociados a *A. tuberculosa* en una área protegida y no protegida del manglar de Tumbes, Perú. 69
Figura 38. Variación temporal de la densidad d*e A. tuberculosa* a lo largo del periodo de estudio en el área protegida-Manglares del SNLMT y no protegida Puerto Pizarro. 71

Figura 39. Correlación bivariada (Draftsman plots) de las variables ambientales de Puerto Pizarro y SNLMT. 73
Figura 40. Ordenación nMDS de la estructura comunitaria del macrobentos de manglar asociados a *A. tuberculosa*. 76
Figura 41. Correlación bivariada (Draftsman plots) de las variables ambientales de Puerto Pizarro y SNLMT. 77
Figura 42. Análisis de ordenación de redundancia basado en distancias (dbRDA) Pseudo - F=1.93, p=0.008) que muestra la relación entre la densidad de *Anadara tuberculosa* con la salinidad, temperatura, potencial redox del sedimento y la variación de la comunidad del macrobentos de manglar. 79
Figura 43. Análisis de Correspondencia Canónica que muestra la relación entre la densidad de *Anadara tuberculosa* con la salinidad, temperatura, potencial redox del sedimento y las especies dominantes de la comunidad de macrofauna de manglar 81
Figura 44. Análisis de coordenadas principales (PCO) para las variables bióticas y del sedimento del manglar del área protegida y no protegida. 84
Figura 45. Análisis NMDS de las clases de tamaño de biomasa del macrobentos de manglar asociados a *A. tuberculosa*. 89
Figura 46. Análisis NMDS de la estructura de la comunidad según el espectro de tamaño de biomasa del macrobentos de manglar asociados a *A. tuberculosa.* 1- pequeño, 2- mediano y 3-grande 89
Figura 47. Espectro no Normalizado de la Biomasa (ETB) por período en sitios de un área protegida y no protegida de los manglares de Tumbes. 90
Figura 48. Shade Plot agrupando especies con categoría tamaño pequeño del espectro de tamaño biomasa del macrobentos del manglar del SNLMT y Puerto Pizarro. 91
Figura 49. Shade Plot agrupando especies con categoría tamaño mediano del espectro de tamaño biomasa del macrobentos del manglar del SNLMT y Puerto Pizarro. 92
Figura 50. Shade Plot agrupando especies con categoría tamaño grande del espectro de tamaño biomasa del macrobentos del manglar del SNLMT y Puerto Pizarro. 93
Figura 51. Correlación bivariada (Draftsman plots) de los valores de pendiente e intercepto del EBTN con variables ambientales y densidad de *Anadara tuberculosa* de Área no protegida (Puerto Pizarro) y área protegida SNLMT. 94
Figura 52 Corral de Coches. Esquemas de espectros de tamaño-biomasa (ENTB)a través de regresiones lineales entre las biomasas (Log2 (biomasa/∆peso)) y las clases de tamaño (Log2 clase de tamaño) de la macrofauna, estimado para cada período.. 95
Figura 53. La Envidia. Esquemas de espectros de tamaño-biomasa (ENTB) a través de regresiones lineales entre las biomasas (Log2 (biomasa/∆peso)) y las clases de tamaño (Log2 clase de tamaño) de la macrofauna, estimado para cada período. 96
Figura 54. El Mocho. Esquemas de espectros de tamaño-biomasa (ENTB) a través de regresiones lineales entre las biomasas (Log2 (biomasa/∆peso)) y las clases de tamaño (Log2 clase de tamaño) de la macrofauna, estimado para cada período. 97
Figura 55. Bajo Grande. Esquemas de espectros de tamaño-biomasa (ENTB) a través de regresiones lineales entre las biomasas (Log2 (biomasa/∆peso)) y las clases de tamaño (Log2 clase de tamaño) de la macrofauna, estimado para cada período. 98
Figura 56. Análisis de ordenación de redundancia basado en distancias (dbRDA) Pseudo - F=1.93, p=0.008) que muestra la relación entre la densidad de *Anadara tuberculosa*, salinidad del agua, temperatura de agua, potencial redox del sedimento y la variación de la comunidad del macrobentos de manglar en el área protegida y no protegida 100

Figura 57. Comportamiento de la densidad, biomasa y número de especies en lps sitios del SNLMT. 107
Figura 58. Comportamiento de la densidad, biomasa y número de especies en los sitios de Puerto Pizarro. En flechas negras ingreso de oportunistas. 107
Figura 59. Modelo conceptual del espectro no normalizado de biomasa en comunidades asociadas Anadara *tuberculosa* en el intermareal del manglar de Tumbes. 117

LISTAS DE TABLAS

Tabla 1. Resultados del Análisis de Componentes Principales (PCA). Puntajes para las variables ordinativas y los ejes. 39
Tabla 2. Resultados de la prueba PERMANOVA aplicada a los valores de las variables ambientales. 42
Tabla 3. Número total de organismos encontrados por phylum. 43
Tabla 4. Porcentaje de dominancia de la abundancia por phylum en el sitio La Envidia (área protegida) 44
Tabla 5. Porcentaje de dominancia de abundancia por phylum en el sitio Corral de Coches (área protegida) 44
Tabla 6. Porcentaje de dominancia de abundancia por phylum en el sitio Bajo Grande (área no protegida) 45
Tabla 7. Porcentaje de dominancia de abundancia por phylum en el sitio El Mocho (área no protegida) 45
Tabla 8. Número de especies encontradas en los Taxones por sitio en el área protegida y no protegida de los Manglares de Tumbes, Perú. 51
Tabla 9. Resultados de la prueba PERMANOVA del número de especie. 54
Tabla 10. Resultados de la prueba PERMANOVA de la densidad de la macrofauna. 57
Tabla 11. Resultados de la prueba PERMANOVA de la biomasa de la macrofauna. 59
Tabla 12. Resultados de la prueba PERMANOVA del índice de diversidad Shannon – Weaver. 62
Tabla 13. PERMANOVA, cálculo a partir de la matriz de similaridad de Bray-Curtis, con estructura comunitaria del macrobentos de manglar asociada a *A. tuberculosa* en el Santuario de Tumbes y Puerto Pizarro. 65
Tabla 14. Análisis de la Prueba PERMANOVA. De los valores de densidad de *Anadara tuberculosa* en los sitios estudiados en el SNLMT y Puerto Pizarro entre noviembre 2012 a octubre 2013. 72
Tabla 15. Resultado de DISTLM de la proporción acumulada de la variación total a partir test secuencial, describe la asociación de las variables univariadas y multivariadas de la comunidad del macrobentos y densidad de *Anadara tuberculosa* “concha negra” de Manglar en el área protegida y no protegida con las variables ambientales. 75
Tabla 16. Resultado de DISTLM a partir test describe la asociación de la densidad de *A. tuberculosa* y las variables ambientales con la comunidad del macrobentos de Manglar en el área protegida y no protegida. 77
Tabla 17. Correlación bivariada (Draftsman plots) de la densidad de *Anadara tuberculosa* y las variables univariados de la macrofauna de manglar de Puerto Pizarro y SNLMT. ... 78

Tabla 18. Correlación bivariada (Draftsman plots) de los grupos troficos con la densidad de *Anadara tuberculosa* “concha negra” y la variables y variables ambientales. 82
Tabla 19. Correlación bivariada (Draftsman plots) de la densidad de *Anadara tuberculosa* “concha negra” y las especies más importantes de la comunidad macrobentónica de manglar de un área protegida y no protegida. En negrita correlaciones significativas. 82
Tabla 20. Correlación bivariada (Draftsman plots) entre la granulometría del sedimento, la densidad de *Anadara tuberculosa* y los grupos tróficos de la comunidad macrobentónica de manglar de un área protegida. 85
Tabla 21. Correlación bivariada (Draftsman plots) de la densidad de *Anadara tuberculosa* y las especies más importantes de la comunidad macrobentónica de manglar de un área protegida y no protegida. 86
Tabla 22. Resultados de DISTLM basados en el Test Secuencial: Asociación entre la Pendiente e Intercepto del Espectro de la comunidad macrobentónica, la Densidad de *Anadara tuberculosa*, y las variables ambientales.. 99
Tabla 23. Comparación de estudios de biodiversidad de macrobentos intermareal asociados al manglar a nivel mundial. 104
Tabla 24. Pendiente de espectro de biomasa en diferentes localidades. 118

RESÚMEN

La macrofauna en la zona intermareal de los manglares es sensible a la variación temporal, espacial y a los impactos antropogénicos. En el Perú, el conocimiento sobre la respuesta de las comunidades macrobentónicas asociadas al hábitat de *Anadara tuberculosa* (“concha negra”) en los manglares de Tumbes bajo diferentes condiciones ambientales son pocos conocidos. El objetivo del estudio fue caracterizar la comunidad macrobentónica asociada a *A. tuberculosa* en un área protegida y no protegida en los Manglares del Perú, a lo largo de un año (2012–2013). Los muestreos mensuales se realizaron en dos zonas del Santuario Nacional de Tumbes (Envidia y Corral de Coches) y en Puerto Pizarro (El Mocho y Bajo Grande). La densidad, biomasa y riqueza de especie fueron mayores en el período de lluvia propicio para el reclutamiento poliquetos y moluscos. Además, las variables ambientales del agua como (temperatura y salinidad) y el sedimento (potencial redox y granulometría) resultan determinantes para establecer las variaciones temporales de las variables biológicas y la estructura de la macrofauna. Las variaciones temporales de la estructura comunitaria y sus grupos tróficos fueron particularidades en cada sitio. La densidad de *A. tuberculosa* se relaciona con la estructura comunitaria macrobentónica en especial en el área protegida. Cabe destacar, que el espectro de tamaño de la biomasa indica más estabilidad y organización de la comunidad en el período seco con mayor densidad de *A. tuberculosa* en sitios lejanos a la desembocadura de los ríos y una relación importante con la temperatura del agua. Este estudio resalta la influencia de la densidad de *A. tuberculosa* en estructura de la comunidad macrobentónica en el área protegida, proporcionando una base para estrategias de manejo y conservación en los manglares tropicales del Perú.

Palabras claves: *Anadara tuberculosa*, macrofauna, estructura comunitaria, espectro de tamaño de biomasa, manglar, intermareal, concha negra.

SUMMARY

The macrofauna inhabiting the intertidal zone of mangrove ecosystems is sensitive to spatial and temporal variation, as well as to anthropogenic impacts. In Peru, knowledge about the response of macrobenthic communities associated with the habitat of *Anadara tuberculosa* (“black shell”) in the mangroves of Tumbes under different environmental conditions remains limited. The objective of this study was to characterize the macrobenthic community associated with *A. tuberculosa* in a protected and a non-protected area of Peruvian mangroves over a one-year period (2012–2013). Monthly sampling was conducted at two sites within the Santuario Nacional Los Manglares de Tumbes (Envidia and Corral de Coches) and at two sites in Puerto Pizarro (El Mocho and Bajo Grande). Density, biomass, and species richness were higher during the rainy period, which is favorable for the recruitment of polychaetes and mollusks. In addition, environmental variables of the water column (temperature and salinity) and sediment characteristics (redox potential and granulometry) were key factors influencing biological variables and macrobenthic community structure. Differences in community structure and trophic groups varied among sites. The density of *A. tuberculosa* was associated with macrobenthic community structure, particularly in the protected area. Furthermore, biomass size spectra indicated greater community stability and organization during the dry period, coinciding with higher densities of *A. tuberculosa* at sites located farther from river mouths and showing a strong relationship with water temperature. Overall, this study highlights the influence of *A. tuberculosa* density on macrobenthic community structure in protected mangrove areas and provides a scientific basis for management and conservation strategies in tropical mangroves of Peru.

Keywords: *Anadara tuberculosa*, macrofauna, community structure, biomass size spectrum, mangrove, intertidal, black clam

1. INTRODUCCIÓN

Los manglares representan uno de los ecosistemas más complejos con una gran diversidad de macrofauna en sus diversos hábitat (Chapman & Tolhurst, 2007). Sin embargo, también es considerado un ecosistema frágil debido a su vulnerabilidad a las variaciones climática y al impacto antropogénico. En estas últimas décadas los manglares han sido severamente impactados con la deforestación, explotación de los recursos, la acuicultura, la contaminación y el cambio climático (Alongi, 2022; Friess et al., 2019).

Este ecosistema ubicado en las zonas costeras tropicales y subtropicales cumple funciones esenciales como la estabilización del sedimento y procesamiento de nutrientes (Alongi, 2016; Nagelkerken et al., 2008). Está formado por arboles (mangles) capaces de tolerar la variación de la salinidad, sedimentos anaeróbicos, alta temperatura, marea y vientos. En la zona intermareal, sus raíces, propágulos y neumatóforos generan microhábitats que sostienen la biodiversidad de la macrofauna, tanto de la epifauna como de la infauna (Alongi, 2008).

La macrofauna en los manglares actúa como productor secundario, formando parte de los diferentes niveles tróficos como alimento para peces, aves y mamíferos (Nagelkerken et al., 2008). Asimismo, regula la estructura y función del bosque del manglar (Lee, 2008). Por ello, conocer los cambios en la composición, estructura y grupo tróficos de la macrofauna resulta fundamental para implementar medidas de manejo y conservación.

La importancia de la macrofauna radica en su papel fundamental en el funcionamiento ecológico de los manglares a través del proceso de bioperturbación, que modifica la estructura física del sedimento. Por ejemplo, las galerías de los organismos excavadores favorecen la oxigenación, lo que reduce los sulfuros y estimula el crecimiento de nuevas raíces de manglar, con un efecto positivo en su recuperación (Kristensen & Alongi, 2006). Además, los organismos de menor tamaño de la macrofauna generan cambios en la biogeoquímica del ecosistema de manglares, actuando como un facilitador a lo largo del proceso de colonización. Esto da lugar a una mayor densidad y diversidad generalmente en ambientes dominados por mangles jóvenes (Aschenbroich et al., 2017; Rao et al., 2021).

En ambientes intermareales de los manglares, la macrofauna presenta una alta capacidad de adaptación a cambios estacionales y espaciales. Factores como los períodos de lluvia, bajas temperaturas, sedimento, salinidad y la tasa de predación tienen relevancia sobre la estructura y función de la comunidad macrobentónica (Alongi 1990, Netto 1997). Diversos estudios han documentado que las variaciones temporales y espaciales en su abundancia, biomasa, composición y estructura comunitaria de la macrofauna en los manglares tropicales y subtropicales, encontrando una disminución de sus índices ecológicos en hábitats perturbados con respecto a los pristinos (Alongi et al., 2020; Delfan et al., 2021). En este sentido, resulta relevante describir la estructura de la comunidad macrobentónica en manglares sujetos a presiones antropogénicas, como la extracción de recursos de importancia comercial.

En Perú, los manglares tropicales se encuentran en la zona norte, siendo los más conocidos aquellos influenciados por los ríos Zarumilla y Tumbes, ubicados en el área natural protegida el Santuario Nacional Los Manglares de Tumbes (SNLMT) y el área de los Manglares de Puerto Pizarro respectivamente (Pérez et al., 2018, 2020). Las variaciones en los caudales de estos ríos y las precipitaciones generan variaciones intranuales asociados el régimen hidrológico anual, destacando el período de lluvia y seco (Pérez et al., 2018, 2020). Por lo tanto, comprender los cambios en su estructura y composición del macrobentos a lo largo de un año es fundamental para describir como estas comunidades responden a eventos extremos de sequía o intensas lluvias.

Asimismo, la proximidad de la desembocadura del rio también influye en la estructura de la comunidad del macrobentos intermareal debido a la gradiente de salinidad y las propiedades del sedimento asociados a los ciclos de marea y flujos de agua continental (frecuencia y duración) (Kim & Montagna, 2012; Yesabaert & Herman, 2002). En este contexto, es relevante conocer si las diferencias observadas en la comunidad macrobentónicas varían en función a la lejanía o cercanía a la influencia marina para toma de decisiones sobre la conservación en estas áreas del ecosistema de manglar.

La zona intermareal de los manglares tropicales presenta recursos de importancia comercial como el bivalvo *A. tuberculosa,* el cual ha sido estudiado ampliamente (Ordinola et al., 2020; Aleman et al., 2014; Marin, 2013; Ordinola et al., 2010). Sin embargo, no se han realizado estudios ecológicos de indicadores del

estado comunitario asociados a este bivalvo. Se conoce que los bivalvos son organismos de importancia pues su actividad excavadora, facilitan la eliminación de sustancias toxicas y mejoran el fujo de agua a través de la porosidad del sedimento (Nagelkerken et al., 2008). Estos grandes organismos perturban el sedimento teniendo efecto en la regeneración de los nutrientes, la productividad, el acoplamiento bentopelágico, siendo un facilitador en las especies asociadas (Norkko et al., 2001; Norkko et al., 2013). Sin embargo, su extracción podría contribuir a cambios importantes en la estructura comunitaria del macrobentos, donde la densidad de *A. tuberculosa* podría constituir un indicador potencial de diferencias en la estructura comunitaria del macrobentos.

En este contexto, el espectro de tamaño y biomasa se plantea como una herramienta complementaria para caracterizar la estructura de la comunidad macrobentónica. Este enfoque se ha aplicado en algunas zonas de estuarios asociados a los cambios de los aportes de los ríos (Quiroga et al., 2014; Rakocinski & Zapfe, 2005). Aunque no ha sido aplicado a zona de manglar, es una propuesta que permite explorar su utilidad para describir la estructura de la comunidad macrobentónica bajo diferentes condiciones ambientales.

Por lo tanto, el presente estudio tiene como objetivo caracterizar la estructura de la comunidad macrobentónica asociada a *Anadara tuberculosa* en áreas protegidas y no protegidas de los manglares del norte del Perú, durante el período comprendido entre 2012 y 2013, y analizar su relación con variables ambientales y la densidad de esta especie.

2. ANTECEDENTES

2.1. La macrofauna en los hábitats intermareales de ecosistemas de manglar.

La comunidad de macrofauna es un componente importante del ecosistema de manglar. En el caso, de la macrofauna intermareales, estas responden a las variaciones estacionales de las precipitaciones, la baja de salinidad, pH, la disminución de la concentración de oxígeno disuelto (OD) y los cambios sustanciales en la geomorfología de los manglares (Alongi, 2008). Asi mismo, el impacto antropogénico es una amenaza latente en la macrofauna intermareal a causa de la remoción de los mangles para la construcción de langostineras, agricultura, ganadería y turismo (Gilman et al., 2008;Nordhaus et al., 2009)). Estos impactos antropogénicos repercuten en la riqueza de especies y el índice de diversidad de Shannon – Weaver incluso durante el período seco y lluvioso de la macrofauna (Li et al., 2022).

En cuanto a los hábitats generados en la zona intermareal del manglar, son complejos según la especie de mangle y su edad. Su importancia radica en la compleja estructura de las raíces aéreas, que influyen en la densidad, diversidad, composición y estructura del macrobentos. En los manglares tropicales destaca la presencia del mangle *Rhizophora* spp. que genera hábitats complejos mediante sus raíces aéreas, mientras que en los manglares templados predomina el mangle *Avicennia marina,* que presenta un hábitat simple debido a sus raíces de tipo pneumatóforos (Alfaro, 2006). Según Pan *et* al., 2021 encontraron una relación negativa entre la densidad de los mangles *A. marina* y *Kendalia obovata* (hábitats simples) con respecto a la densidad de la macrofauna; además de un aumento en la diversidad según las estructuras del mangle (densidad de pneumatóforos y árboles) que en hábitat no vegetativos. Por otro lado, la macrofauna responde también a la edad de los manglares, siendo más abundante y diversa en zonas de mangles jóvenes que en mangles viejos (Chen et al., 2007; Morrisey et al., 2003).

La comunidad de la macrofauna del intermareal en los manglares templados y tropicales son particulares. Los manglares templados presentan una baja densidad y diversidad del macrobentos con la dominancia de algunas especies (Alfaro 2006), en contraste en manglares tropicales y subtropicales se caracterizan

por una alta densidad y diversidad del macrobentos (Sheridan,1997). La comunidad de la macrofauna del intermareal de los manglares, por lo tanto, es distinta según su ubicación geográfica.

La estructura de la comunidad macrobentónica varía en función de los cambios del sedimento (Tomiyama et al., 2008). Estos cambios, en el sedimento (alta sedimentación) están determinados por el régimen hídrico, las modificaciones en la costa, la pérdida de vegetación y el nivel de marea, factores que también influyen en la distribución espacial de la comunidad macrobentónica, (Nordhaus et al., 2009;Alongi, 2008; Ellis et al., 2002). Estudios centrados en los poliquetos y bivalvos de la zona intermareal del manglar muestran que, a pequeña escala (5 – 20 cm. profundidad), la composición del sedimento particularmente el contenido de limo y arcilla favorecen la abundancia de poliquetos *Heteromastus*, *Prionospio* y *Pseudopolydora* (Tomiyama et al., 2008). En este sentido, el tipo de sedimento varía entre hábitats dentro del ecosistema de manglar, y esto se relaciona con las diferencias en la composición comunitaria((Yi-jie et al., 2007) y su estructura trófica (Alfaro, 2006, 2010) del macrobentos.

No obstante, algunos estudios sugieren que la estructura comunitaria del macrobentos no dependen exclusivamente de las propiedades del sedimento, sino que también hay una influencia de la heterogeneidad en el hábitat formada por el manglar (Chen & Ye, 2011; Pan et al., 2021). Según Ellis et al., 2004 indican que los procesos de sedimentacion tendrian un efecto negativo en la diversidad de la macrofauna y modificar la arquitectura de los manglares.

La comunidad de la macrofauna bentónica cambia su distribución espacial según las variaciones en la salinidad (Ysebaert et al., 1998). En cuanto a los estudios de las variaciones temporales en la zona intermareal de los estuarios tropicales, se presenta una baja abundancia durante el período seco, atribuida al estrés causado por las condiciones de hipersalinidad (Lamptey 2008). Según, Alongi (1990) en los estuarios de la India, la mayor abundancia se registra en salinidades < 40º/oo, destacando los poliquetos *Nephthys* y *Marphysa,* cuya abundancia está relacionada a una disminución de la salinidad, mientras que en salinidades muy altas 40-60 º/oo se encontraron los poliquetos capitélidos y bivalvos tolerantes a amplios rangos de salinidad.

El efecto de la variabilidad climática es negativa sobre la fecundidad y reclutamiento del macrobentos en los manglares (Bernardino et al., 2015; M. Dolbeth et al., 2011; Lawrence & Soame, 2004). Así también, las variaciones en la salinidad y las propiedades del sedimento conducen a cambios en la abundancia y biomasa (Fujii, 2007; Ysebaert & Herman, 2002). Estos cambios en la comunidad macrobentónica se intensifican con la variación climática y el cambio climático (Ferraro & Cole, 2007).

Los grupos tróficos de la macrofauna bentónica son componentes esenciales en el funcionamiento de los ecosistemas de manglar, ya que participan activamente en procesos clave como el reciclaje de nutrientes, la descomposición de materia orgánica y el control de las cadenas tróficas. Estos grupos reflejan las interacciones funcionales dentro de la comunidad y son sensibles a las variaciones ambientales y a las presiones antropogénicas, como la explotación de recursos y la alteración del hábitat (Kristensen et al., 2008; Lee, 2008, Rao et al. 2021).

2.2. Macrofauna en los hábitats intermareales de los manglares de Perú

En el Perú, los manglares son ecosistemas tropicales que presentan una alta productividad y albergan una gran diversidad de macrofauna bentónica. Los estudios comparativos en los manglares tropicales y templados, revelan que los primeros presentan una alta densidad y diversidad de la macrofauna (Alfaro, 2006). En contraste, los manglares templados se caracterizan por bajas temperaturas e inundación de marea, una lenta descomposición de la materia orgánica lo que favorece una alta abundancia y diversidad de cangrejos (Alfaro, 2006).

El estudio pionero en macrofauna de manglar en el Perú fue realizado por Peña (1970), quien caracterizó distintos biotopos: gramadal, algarrobal, transición entre gramadal - manglar, manglar propiamente dicho y biotopo de playa arenosa. En las zonas intermareales asociadas a *Rhizophora mangle* dominó el manglar propiamente dicho con un sedimento fangoso y diversas especies según su residencia ecológica. En la infauna se registraron los bivalvos *A. tuberculosa*, *Anadara similis*, *Protothaca tumida*; el pez *Daector dowi* y los crustáceos *Ucides occidentalis* y *Uca prínceps*. En la epifauna estuvo representada por los gasterópodos *Cerithideopsis pulchra* y *Phrontis complanata, Thaisella kiosquiformis*

y Thaisella biserialis. En la hojarasca se registró el gasterópodo *Marinula concinna* y en las raíces aéreas los gasterópodos *Parvanachis nigricans*, equinodermos *Ophiothrix magnifica*.

Posteriormente, Vargas (1993) describió la comunidad intermareal del manglar de Puerto Pizarro ubicada en la zona de Hueso de ballena y la isla del amor. En el estudio caracterizó los sedimentos de diferentes estaciones como: arenosa, y areno fangosa ubicadas en la transición del biotopo de manglar y los canales (desprovistos de agua durante la marea baja). Se reportó una importante contribución en densidad del bivalvo *Iliochione subrugosa* y el gasterópodo *Rhinocoryne humboldti*. Asimismo, definió tres tipos de comunidades; la primera conformadas por la comunidad *Rhinocoryne humboldti* asociados a los poliquetos *Capitellethus* sp. *Perinereis vallata y Mediomastus branchiferus;* y los moluscos *Nassarius luteostoma y Caryocorbula nasuta;* la segunda en sustrato arenoso con conchuela; la comunidad de *Felaniella parilis* y *Rhinocoryne humboldti* con especies acompañantes *Iliochione subrugosa, Hiatella ártica, N. luteostoma, Natica* sp. *y Cerithium muscarum* y los anélidos *Owenia fusiformis, M. branchiferus* y *Sipunculus nudus*; y la tercera conformada por la comunidad de *F. parilis , Kelliopsis cokeri, Mesochaetopterus* sp. con las especies acompañantes de los equinodermos *Encope stokesi y Agassizia sp*. y los moluscos *I. subrugosa y Rhinocoryne humboldti* y los poliquetos *Owenia fusiformis y Grubeulepis* sp.

Cabanillas et al. (2016) destacaron diferencias significativas en la estructura del ensamble de poliquetos en la zona intermareal en el hábitat de *A. tuberculosa* con respecto a *U. occidentalis* en el SNLMT. Las caracteristicas geomorfológicas del hábitat de *A. tuberculosa*, como menor pendiente, una mayor influencia de las mareas y menor desecación contribuyeron a estas diferencias (Figura 1). Además, los análisis de la abundancia, biomasa y diversidad presentaron valores altos en el biotopo de *A. tuberculosa,* destacando las familias de poliquetos Nereididae y Capitellidae.

Así también, Advincula, (2017) describió la comunidad de macrobentos asociados a *U. occidentalis* en el SNLMT donde demuestra no haber un patrón de zonación en el intermareal en este tipo de biotopo, además encuentra una variación temporal significativa en la densidad y biomasa de la infauna. La baja biodiversidad del macrobentos, la dominancia de los poliquetos, en especial los depositívoros subsuperficiales caracterizaron este tipo de biotopo.

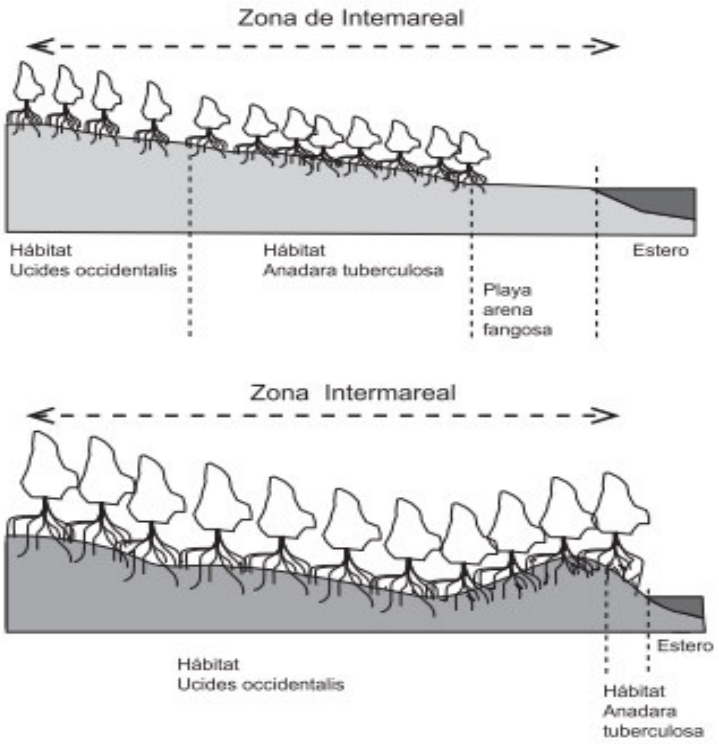


Figura 1. Esquema de la zona intermareal del manglar del Santuario Nacional de los Manglares de Tumbes. (Superior) Esquema de la zona baja de intermareal donde hay mayor presencia de *Anadara tuberculosa* ‘’concha negra’’. (Inferior) Esquema de la zona alta del intermareal donde hay mayor presencia de *Ucides occidentalis* ‘’cangrejo de manglar’’ (Cabanillas et al., 2016).

2.3. Características físicas y biogeoquímicas de los manglares de Tumbes

En el Perú, los manglares se encuentran al noroeste del país, conformando el extremo meridional del gran manglar del estuario del río Guayas y el Golfo de Guayaquil con aproximadamente 246 000 hectáreas. Este ecosistema, se ubica entre las regiones biogeográficas del Mar Tropical del Pacífico, y el Bosque Seco Ecuatorial, políticamente incluye los distritos de Corrales y Tumbes de la provincia de Tumbes y del distrito de Zarumilla de la provincia del mismo nombre. Este ecosistema presenta una zona con influencia de las aguas tropicales superficiales al límite norte del sistema de la Corriente de Humboldt (Malca, 2009).

Los ríos Puyango Tumbes y Zarumilla forman parte de dos cuencas de montaña tropical que se originan en el Ecuador y terminan su recorrido en el Perú (Figura 2). Ambas son la principal fuente de agua dulce y sedimentos para los Manglares de Tumbes siendo relevante la influencia del río Tumbes a los Manglares de Puerto

Pizarro (Área no protegida), y el río Zarumilla al Santuario Nacional Los Manglares de Tumbes (SNLMT) (Área protegida).



Figura 2. Mapa de los ríos que influencian a los Manglares de Tumbes. Puerto Pizarro y SNLMT(Peña, 2017).

El área protegida de los manglares del Perú que tienen influencia del río Zarumilla, se encuentra dentro del SNLMT, su ubicación estratégica le ha merecido el reconocimiento internacional por la Convención de Ramsar (1997), en la categoría de humedales de importancia internacional por ser paso importante de aves migratorias (INRENA, 2007). El SNLMT está influenciado por los esteros Capones (canal Internacional - Punta Capones) y desde el Ecuador mediante los esteros Jambelí (boca del Jambelí), Pongal, Grande, Chupadores (boca de Chupadores) y Payana, los cuales en conjunto fluyen hacia el canal Internacional y a partir de éste, por los esteros Matapalo, Zarumilla, Gallegos, La Soledad, Lagarto, El Gallo, Juanito y Envidia (INRENA, 2007).

En cuanto al ANP – SNMLT; Pérez et al. (2017) encontró que la dinámica biogeoquímicas sedimentarias en el Canal principal (Matapalo y canal internacional), Canal de Zarumilla (Cabecera del estero, Algarrobo) y Canales secundarios (Envidia, Gallegos, (Camarones), dependen de la geomorfología de los estuarios, régimen hídrico y variables ambientales. Asimismo, describe diferencias en período de lluvia (abril 2013) y seco (setiembre 2012) a nivel espacial, en el caso de la temperatura superficial del agua se encontró mayores

valores durante el período de lluvia hacia la boca del esteros y menores valores cercanas al canal de Zarumilla con valores entre 28.3°C y 36.6°C. En el caso de la salinidad, presentó los mayores valores durante el período seco (35 psu) en los canales geomorfológicamente más cerrados mientras que los menores valores se hallaron en la cabecera y canal de Zarumilla (Figura 3). En cuanto a los parámetros del sedimento en la boca del estero, registró un mayor porcentaje de arena mientras que en el canal de Zarumilla y canales semicerrados domina el contenido de arcilla y limo. En relación al potencial redox se registraron valores reductores durante el período de lluvia en los canales secundarios y semicerrados (hasta -402 mV).

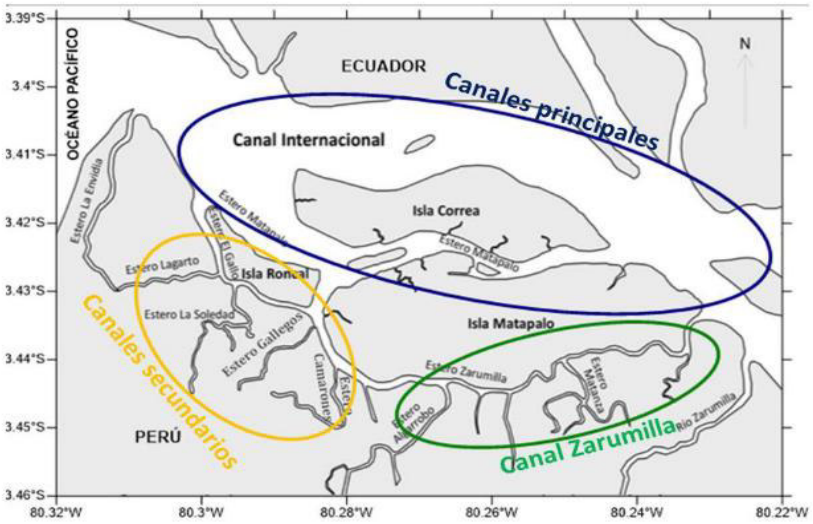


Figura 3. Mapa del SNLMT con sus esteros y ambientes sedimentarios: ambientes sedimentarios de canales principales (azul), ambientes sedimentarios del canal de Zarumilla (verde) y ambientes sedimentarios de canales secundarios (anaranjado) según Perez 2014.

En el área no protegida se encuentra los Manglares de Puerto Pizarro, los cuales depende del delta del río Tumbes, en particular por un ramal del río Tumbes. La geomorfología de los esteros está ligada a tres procesos: la marea, la corriente y flujo de sedimentos, las cuales generan una dinámica litoral que acelera la sedimentación de los Esteros entre la Cruz y Punta Mal Pelo (Echevarría & Sarabia, 1993). En Puerto Pizarro, se localizan los esteros Jeli, Puerto Rico, El Mocho, Lagartera y los Corrales.

Los patrones de marea se encuentran entre las alturas de 2 a 4 metros, esta combinación de energía del oleaje y la marea moldean los sedimentos costeros del río Tumbes (Echevarría & Sarabia, 1993). En cuanto a las características de las

variables ambientales en los esteros de Puerto Pizarro (Luque & Dominguez, 2005) reportan en particular en la zona del estero El Mocho una desembocadura altamente estratificada dominada por la marea. Las temperaturas y salinidad se encuentran entre 29,9° y 31, 2º C y entre 27,147 y 31,662 psu respectivamente.

2.4. Condiciones meteorológicas y fluviales en los manglares de Tumbes (2012–2013)

Los datos de precipitación y días de lluvia proporcionados por SENAMHI entre los meses de noviembre del 2012 a octubre 2013 indicaron que, en la cuenca de Zarumilla y Tumbes los meses de lluvia coincidieron en marzo y abril. En la estación el Salto, correspondiente a la cuenca Zarumilla, la mayor precipitación fue en el mes de marzo con 112,9 mm a lo largo de 11 días de lluvias, seguido del mes de abril, con 62,5 mm en un día, mientras que, en la Estación Puerto Pizarro correspondiente a la cuenca de Tumbes, se registró la mayor precipitación en el mes de marzo con 82.2 mm a lo largo de 10 días de lluvias seguido del mes de abril con 76.6 mm a lo largo de dos días de lluvia, estos meses corresponden al período de lluvias (Figura 4 y Figura 5).

El caudal promedio registrado por la Autoridad Nacional del Agua (ANA) en las dos cuencas coincide en el mes de marzo con valores más altos, durante el período de lluvia la cuenca de Puerto Pizarro quintuplica los valores de caudal a la cuenca Zarumilla. En la estación Puente Bolsico, correspondiente a la cuenca de Zarumilla se registró valores mayores en el mes de marzo con 44,7 m^3/s mientras que en la estación el Tigre correspondiente a la cuenca de Puerto Pizarro se registró valores mayores en marzo con 224.65 m^3/s (Figura 6 y Figura 7).

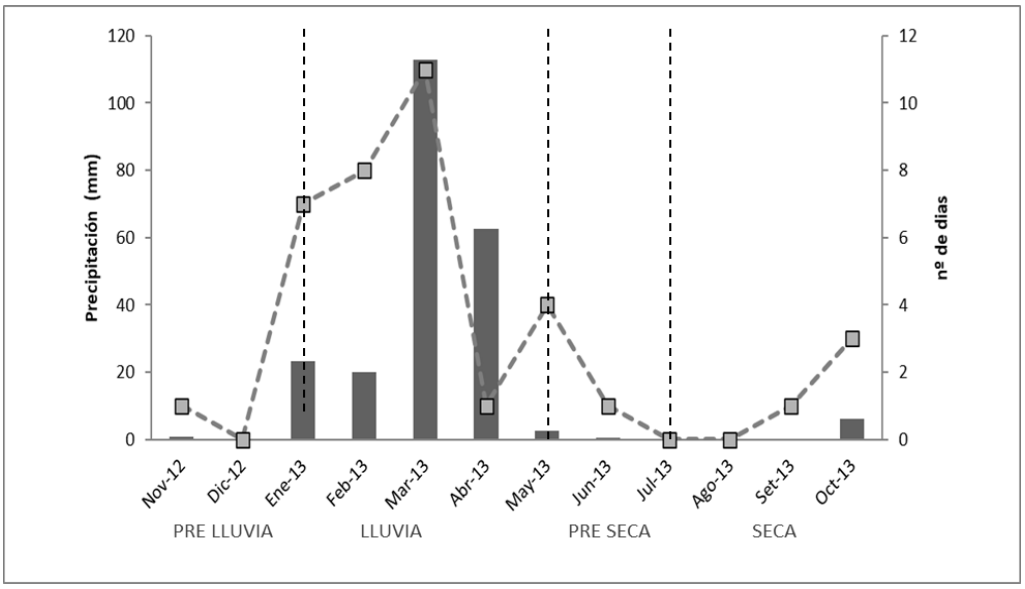


Figura 4. Variación mensual de la precipitación acumulada y el número de días de lluvias de El Salto – Área protegida correspondiente a la Cuenca de Zarumilla durante noviembre 2012 a noviembre del 2013 (Fuente: SENAMHI)

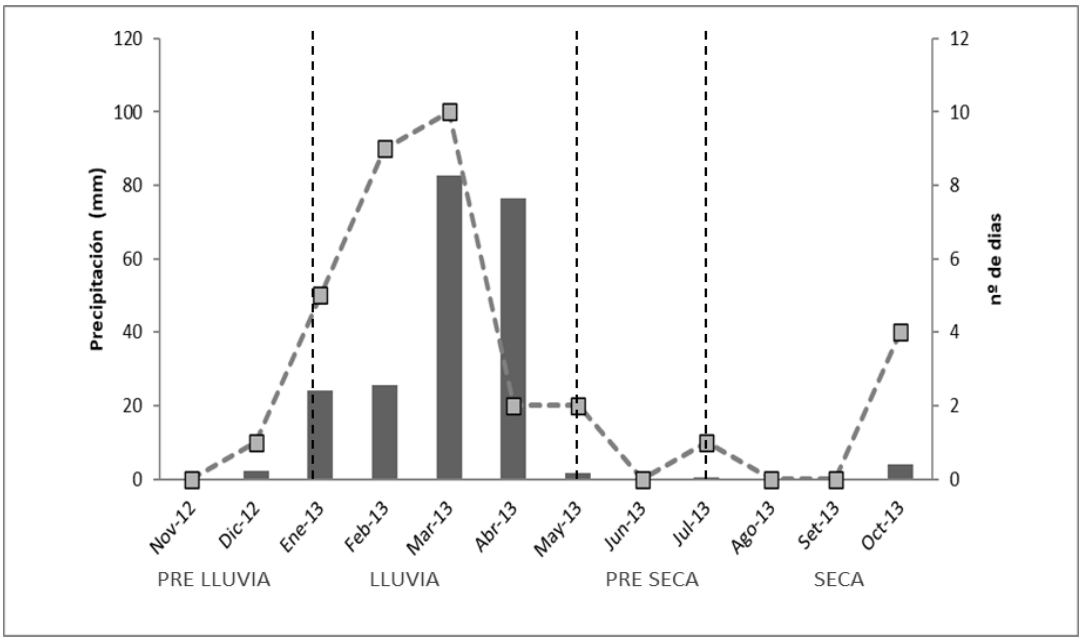


Figura 5. Variación mensual de la precipitación acumulada y el número de días de lluvias de la estación Puerto Pizarro – Área no protegida correspondiente a la Cuenca de Tumbes durante noviembre 2012 a noviembre del 2013(Fuente: SENAMHI)

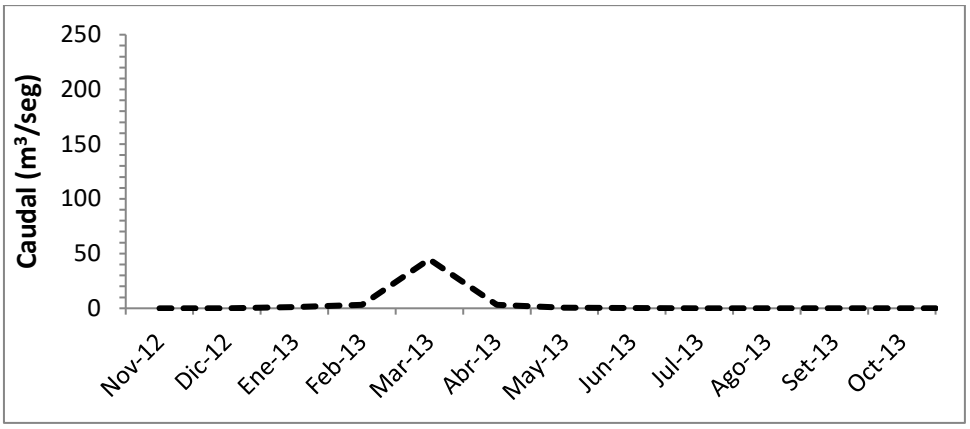


Figura 6. Variación mensual del caudal promedio de Puente Bolsico correspondiente a la Cuenca de Zarumilla durante noviembre 2012 a octubre del 2013(Fuente: ANA).

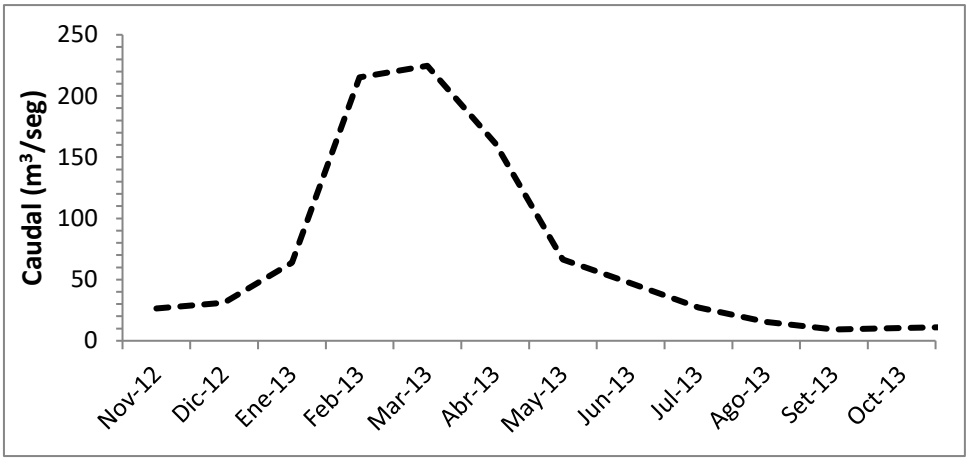


Figura 7. Variación mensual del caudal promedio de la estación El Tigre correspondiente a la Cuenca de Tumbes durante noviembre 2012 a octubre del 2013(Fuente: ANA).

2.5. *Anadara tuberculosa* y su relación con la variabilidad ambiental

Los moluscos son los más diversos en los manglares y cumplen un rol ecológico significativo (Jiang & Li, 1995; Macnae, 1968). Entre los moluscos más importantes se encuentra el grupo de los bivalvos, son grandes suspensívoros, mejoran la concentración de materia orgánica; asimismo, su interacción con microalgas permite el flujo de nutrientes y oxigenación mediante procesos biogeoquímicos (nitrificación, oxidación de sulfuros y piritas.) (Lohrer et al., 2010; Thrush et al., 2004). Por otro lado, la remoción del sedimento que producen permite la interacción de otros depositívoros subsuperficiales (Lohrer et al., 2010;

Thrush et al., 2004). La importancia de los bivalvos en el sistema de manglar radica en estabilizar el sedimento, sin embargo, las continuas precipitaciones erosionan el sedimento, afectando de forma negativa a los bivalvos. Una continua sedimentación puede originar la disminución de la diversidad por la muerte de infauna suspensívora (Ellis et al., 2002) y de la infauna bentónica asociada (Colen et al., 2013).

A. tuberculosa se encuentra en México, Guatemala, El Salvador, Honduras, Costa Rica, Panamá, Ecuador y Perú (Mackenzie, 2001), de los cuales un importante banco natural se encuentra en el norte de Perú específicamente en la región de Tumbes (Diringer et al., 2018). En Tumbes, la extracción de la *A. tuberculosa* forma parte importante de pesquería artesanal en especial en el Santuario Nacional de Tumbes (SNLMT) y en Puerto Pizarro, (IMARPE 2007). Las áreas dominadas por *A. tuberculosa* son llamadas comúnmente como “conchales “y están identificadas por los extractores. Las zonas claves de extracción, como los canales de marea en El Mocho, El Bendito, Jeli, Corral de Coches e Isla Correa, han sido catalogadas en estudios recientes como “explotada” hasta “con tendencia a desaparecer” (Ordinola et al., 2019). En particular, las zonas de Amortiguamiento del SNLMT han experimentado una disminución en el tamaño poblacional (Ordinola et al., 2019) evidenciada en los monitoreos realizados y atribuidas principalmente a la actividad extractiva (Malca, 2009; Ordinola et al., 2019).

El género *Anadara* permanece enterrado en el sedimento cercano a las raíces de *Rhizophora mangle*, y se encuentra a 10 a 30 cm de profundidad (Mora, 1990). En particular, *A. tuberculosa* puede sobrevivir hasta siete días fuera de hábitat (Poma, 1980), Su distribución en la zona intermareal de los manglares se extiende a lo largo de 20 a 50 m distancia perpendicular al estero (Malca, 2009) a baja pendiente. Este hábitat se encuentra rodeado por los mangles *Rhizophora* spp. y está sujeta a los cambios de la marea (Malca, 2009). Además, *A. tuberculosa* cohabita con otros suspensívoros de importancia comercial como *Atrina maura, Leukoma* sp., *Mitella guyanensis, A. similis, Anadara grandis* (Mackenzie, 2001; Ordinola, et al., 2010). Según Silva & Bonilla (2001) las mayores densidades de *A. tuberculosa* se encuentran cerca de las desembocaduras de los canales, usualmente en un tipo de sustrato suave,

arcilloso a limo-arcilloso, frecuentemente asociado a las partes externas de los canales y a las raíces de *Rhizophora mangle* y *R. racemosa*.

El Instituto del Mar del Perú (Imarpe), reporta una disminución de las densidades en los últimos 50 años, con un incremento de ejemplares de menor talla y de juveniles que alcanzan la madurez sexual. En el año 2018, se registró una reducción importante de la densidad promedio (1,0 ind.m^{-2}) (Ordinola et al., 2020), con respecto a lo reportado en 1980 (2,5 ind.m^{-2}) (Aleman et al., 2014). Las mayores densidades registradas se mantienen en Zarumilla, Isla Matapalo, Isla Chalaquera, La Soledad e Isla Correal. En Puerto Pizarro destaca la población en Isla Las Garzas, Isla Las Ratas, El Potrero, Isla del Amor y El Mocho (Ordinola et al., 2019). Como consecuencia, de la sobreexplotación de *A. tuberculosa* se ha encontrado un incremento de otro bivalvo, conocida como concha blanca o tabaquera (*Leukoma aspérrima*) (Ordinola et al., 2019).

En cuanto a la relación de la madurez gonadal y las variables ambientales de los esteros, se observan dos picos máximos de desove en enero (verano) y junio (otoño) (Ayala 2011; Ordinola et al., 2019). El primer pico coincide con la temporada lluviosa y la disminución de la salinidad: y el segundo pico; con el incremento de la salinidad y disminución de la temperatura (Ordinola et al., 2019). Así mismo la respuesta de la madurez gonadal estaría además regulada por el incremento de temperatura afectando su duración e intensidad de desove durante los eventos de El Niño (García-Domínguez et al., 2008).

Para la protección del recurso concha negra, la R.M. Nº 209-2001-PE estableció las medidas de manejo de la especie. Entre ellas, se fijó la talla mínima de captura de *A. tuberculosa* (45 mm de longitud valvar) y prohibió su extracción entre el 15 de febrero y el 31 de marzo de cada año, con el fin de proteger los procesos de reproducción, crecimiento y reclutamiento de estas especies (R. M. Nº 014-2006-PRODUCE). Como medidas de mitigación, los extractores se regulan acordando “descansar las áreas”, es decir, suspender temporalmente la extracción en áreas de alta presión pesquera (Córdova, 1968; Marin, 2013).

2.6. Espectro de tamaño de biomasa (ENTB) de la comunidad macrobentónica y su relación con variables ambientales.

Según Sprules & Barth, 2016, el espectro de tamaño es un importante descriptor de la estructura comunitaria, indicando cambios en la función comunitaria en respuesta a las condiciones ambientales y el impacto antropogénico. El tamaño del cuerpo destaca como una principal representación de los estudios tróficos y el flujo de energía en los ecosistemas acuáticos, evidenciado una disminución logarítmica en biomasa conforme aumenta el tamaño debido al uso y la eficiencia de la transferencia de energía entre organismos de diferentes tamaños.

Las fluctuaciones ambientales alteran la composición de las especies, así como la densidad, la biomasa y la distribución del tamaño corporal de las comunidades bénticas, lo que influye en los patrones espacio-temporales en los espectros de tamaño, lo que sugiere una falta de equilibrio de la comunidad (Akoumianaki et al., 2006; Quiroga et al., 2012).

El espectro de tamaño según Heneghan et al. (2019) presenta tres propiedades como la elevación, la pendiente y la regularidad, útiles para evaluar los impactos en el ecosistema marino. La elevación varía con los cambios ambientales a nivel de todos los individuos proporcionalmente (Ej. La tasa de respiración); la pendiente se modifica cuando los impactos ambientales afectan las interacciones entre las clases de tamaño (Ej. la temperatura y su efecto en diferentes clases de tamaño), y la regularidad (no fragmentación del espectro) indica los cambios en los diferentes grupos taxonómicos o funcionales actuando en el espacio o tiempo (Heneghan et al., 2019)(Figura 8).

Además de factores climático, los impactos antropogénicos como la pesquería reducen la biomasa de los organismos grandes afectando el extremo más grande del espectro de biomasa (Heneghan et al., 2019; Sweeting et al. 2009). La pesquería de arrastre por ejemplo demuestra que la estructura de los tamaños de biomasa es no lineal, siendo afectada todas las clases de tamaño (Canchong et al., 2010).

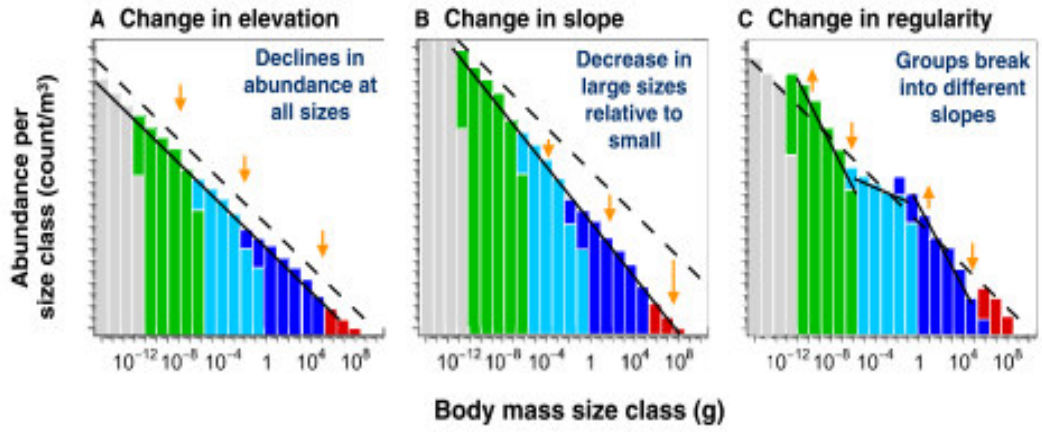


Figura 8. Posible respuesta de un espectro de tamaño bajo un escenario de cambio climático. Las líneas punteadas denotan condiciones naturales. A) Cambios en la elevación por un efecto en los individuos por igual. B) Cambios en la pendiente debido a que afectan el acoplamiento entre las clases de tamaño. C) Cambios en la regularidad por respuestas heterogéneas al cambio entre diferentes componentes de la comunidad. Los colores de las barras indican las clases de tamaño. (Heneghan et al., 2019).

El análisis de la estructura de tamaños en comunidades bentónicas ha sido ampliamente abordado mediante el espectro de tamaño de biomasa (ETB) y el espectro normalizado de tamaño de biomasa (ENTB), enfoques que permiten evaluar la organización comunitaria a partir de la distribución de la biomasa según el tamaño corporal de los organismos, independientemente de su identidad taxonómica. Estos métodos han demostrado ser particularmente sensibles para detectar efectos de enriquecimiento orgánico, disturbios físicos y cambios en la dinámica sedimentaria, incluso en situaciones donde las respuestas taxonómicas son poco evidentes (Schwinghamer et al., 1986; Drgas et al., 1998; Włodarska-Kowalczuk et al., 2005). En ambientes influenciados por procesos glaciares, el uso del ENTB ha permitido identificar respuestas estructurales del macrobentos frente a gradientes de perturbación y enriquecimiento orgánico, consolidándose como una herramienta robusta para el análisis comparativo de comunidades bentónicas (Quiroga et al., 2005; Hua et al., 2017; Mazurkiewicz et al., 2021, 2022).

3. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

3.1. Hipótesis

La estructura comunitaria del macrobentos del manglar en Tumbes se relaciona con los cambios ambientales y la densidad de *Anadara tuberculosa*, mostrando diferencias entre un área protegida y no protegida a lo largo de un año.

3.2. Objetivos

3.2.1. Objetivo general

- Evaluar la relación de la estructura de la comunidad macrobentónica en zonas intermareales de Tumbes habitadas por *Anadara tuberculosa* y las condiciones ambientales, comparando un área protegida y no protegida a lo largo de un año.

3.2.2. Objetivos específicos

- Caracterizar la estructura de la comunidad macrobentónica asociada a la zona intermareal habitada por *Anadara tuberculosa* en un área protegida y no protegida de los manglares de Tumbes a lo largo del año.
- Analizar la relación entre la estructura comunitaria y las variables ambientales del agua, así como las caracteristicas del sedimento de la zona intermareal habitada por *Anadara tuberculosa* en un área protegida y no protegida de los manglares de Tumbes a lo largo del año.
- Examinar la relación de la estructura comunitaria del macrobentos y la densidad de *Anadara tuberculosa* en un área protegida y no protegida en los manglares de Tumbes a lo largo de un año.
- Describir, mediante indicadores de biomasa, la estructura comunitaria de la macrofauna asociada a la zona intermareal habitada por *Anadara tuberculosa* y su relación con las condiciones ambientales del agua y las características del sedimento, en un área protegida y no protegida de los manglares de Tumbes a lo largo de un año.

4. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1. Muestreo

La información se basa en el monitoreo durante la ejecución del proyecto Impacto de la variabilidad y cambio climático en los ecosistemas de Manglares de Tumbes auspiciado por International Development Research Center (IDRC). Se seleccionaron dos sitios en un área protegida con regulación de la extracción de *A. tuberculosa* y dos sitios en un área no protegida sin regulación en la extracción. Los dos sitios en la zona intermareal de un área protegida en el SNLMT, fueron La Envidia ubicadas en el estero del mismo nombre con las coordenadas 3°24'33,70"S y 80°18'36,30"O y Corral de Coches ubicada en el estero Matapalo con las coordenadas 3°25'37,90"S y 80°15'38,10"O. Los dos sitios en la zona intermareal en el área no protegida en Puerto Pizarro, ubicados en el estero el Mocho; con las coordenadas 3°30'43,40"S y 80°25'37,40"O y Bajo Grande con las coordenadas 3°29'47,70"S y 80°24'15,00"O (Figura 9). El monitoreo en los sitios en Puerto Pizarro se realizó entre noviembre del 2012 y octubre del 2013 mientras en el SNLMT abarcó desde noviembre del 2012 a setiembre del 2013. El estudio consideró cuatro períodos; pre-lluvia (noviembre y diciembre de 2012), lluvia (enero a abril de 2013), pre-seco (mayo y junio de 2013) y seco (julio a septiembre/octubre de 2013) Se efectuaron muestreos mensuales (uno por mes y por sitio), respetando los meses de veda. Por esta razón, no se dispone de información en el mes de febrero del 2013. Los sitios se caracterizaron por la dominancia de las raíces *Rhizophora* spp., las cuales quedan descubiertas durante la baja marea. Los muestreos se realizaron durante la bajamar; cuando las raíces permanecen lo que permitió acceder al sustrato intermareal y a sus organismos asociados.

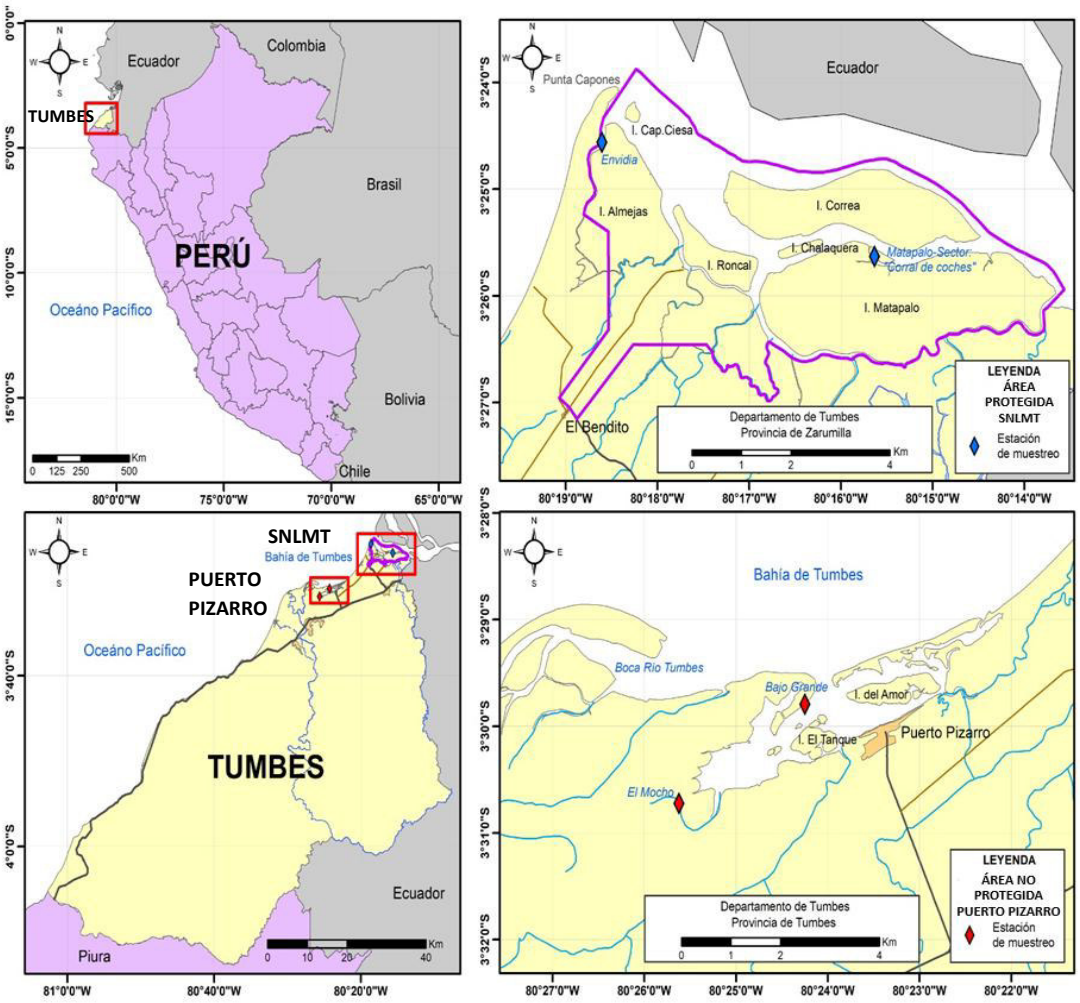


Figura 9. Sitios de monitoreo del área protegida y no protegida de los Manglares de Tumbes.

4.2. Método

4.2.1. Método de muestreo de *Anadara tuberculosa*

Se realizó un muestreo por estratos de manera mensual. En cada sitio se estableció un transecto perpendicular al canal del estuario dividido en tres estratos: superior, medio e inferior. El estrato inferior fue determinado desde la aparición de *A. tuberculosa*, mientras que el estrato superior del transecto por la aparición de las madrigueras de *U. occidentalis.* Se consideraron tres réplicas por estrato separadas por un metro de distancia (Figura 12). Los individuos de *A. tuberculosa* fueron colectados manualmente dentro del cuadrante de un área

1m$^{2.}$ (Figura 10). Las muestras colectadas fueron cuantificadas en el laboratorio de la Universidad de Tumbes.

El diseño de muestreo se basó en la metodología empleada por IMARPE (Ordinola et al. 2010) para la evaluación de bancos naturales de *A. tuberculosa*, adaptándose a las características del área de estudio. A diferencia del protocolo institucional, que usualmente abarca transectos de hasta 15 m perpendicular al estero, en el estudio se amplió el recorrido para abarcar la totalidad del biotopo de *A. tuberculosa*; desde su inicio hasta su final.



Figura 10. Toma de muestra de *A. tuberculosa* en cada estrato del transecto, donde el Extractor o "Conchero "ingresa el brazo y escarba el sedimento adyacente a las raíces del mangle.

4.2.2. Método de muestreo de la comunidad macrobentónica en los bancos de *Anadara tuberculosa.*

El muestreo de la comunidad macrobentónica se realizó mediante un diseño basado en el enfoque propuesto por Nordhaus et al. (2009), adaptado a las condiciones locales de los manglares y sus características de sustrato.

En los sitios donde se extrajo *A. tuberculosa* se realizó la colecta del macrobentos con un muestreador de área 0.0132 m^2 introducido hasta 30 cm de profundidad. Se recolectaron muestras en tres estratos del transecto (superior, medio e inferior) (Figura 12). En cada estrato del transecto se tomó tres réplicas las cuales estaban separadas a una distancia de 1 m, la muestra obtenida se tamizó con una malla de 500 micras, luego se colocó la muestra en

bolsas medianas de alta densidad con su respectiva etiqueta para finalmente fijarla con formalina al 7%.

Para la separación de los organismos se empleó un estereoscopio y la identificación se hizo al menor nivel taxonómico posible empleando claves taxonómicas y consulta a especialistas.

4.2.3. Muestreo en el canal

En los esteros frente a cada estación se tomó datos mensuales en el agua superficial usando el equipo multiparámetro HORIBA U-51 registrándose la temperatura y la salinidad del agua (Figura 12).

4.2.4. Muestreo de sedimento

En cada transecto, se colectó sedimento durante los meses de noviembre 2012 y abril 2013, mediante un liner hasta una profundidad 20 cm en los tres estratos, para el análisis de granulometría y contenido de materia orgánica. Adicionalmente, se obtuvieron datos mensuales a partir de una muestra de sedimento del estrato medio (baja variación entre los estratos) para la medición de potencial Redox usando un sensor de sedimento potencial redox (WTW-1081) *(*Figura 12*).*

En laboratorio el sedimento fue secado a 60°C, después la muestra se dividió en una porción gruesa y una porción fina (<63 µm). La fracción fina correspondiente a limo-arcilla fue separada con el método volumétrico o pipeteo mientras que la fracción gruesa (>63 µm) se tamizó con una serie de tamices entre 0.063 a 1 mm, obteniendo los porcentajes en peso de cada fracción. Se consideró la clasificación de grado de Wentworth (Buchanan, 1971) para determinar el tipo de sedimento.

4.3. Diseño muestral

Las diferencias estadísticas de los parámetros bióticos fueron evaluadas mediante dos factores temporales: Periodo (Pe); factor fijo, que consta de cuatro niveles (pre-lluvia, lluvia, pre-seco y seco) y los meses(me); factor aleatorio (11 meses) anidado en período. En cuanto a los factores espaciales se consideró tres factores fijos: la Localidad (Lo), dos niveles el Área Protegida -SNLMT (regulación en la extracción de *A. tuberculosa)* y Área no Protegida - Puerto Pizarro (sin una

regulación en la extracción *A. tuberculosa)*, el Sitio; dos niveles lejos y cerca a la desembocadura y los Estrato (Es); tres niveles superior, medio e inferior del transecto. Los factores temporales fueron ortogonales a los factores espaciales (Underwood, 1997; Anderson et al., 2008) (Figura 11).

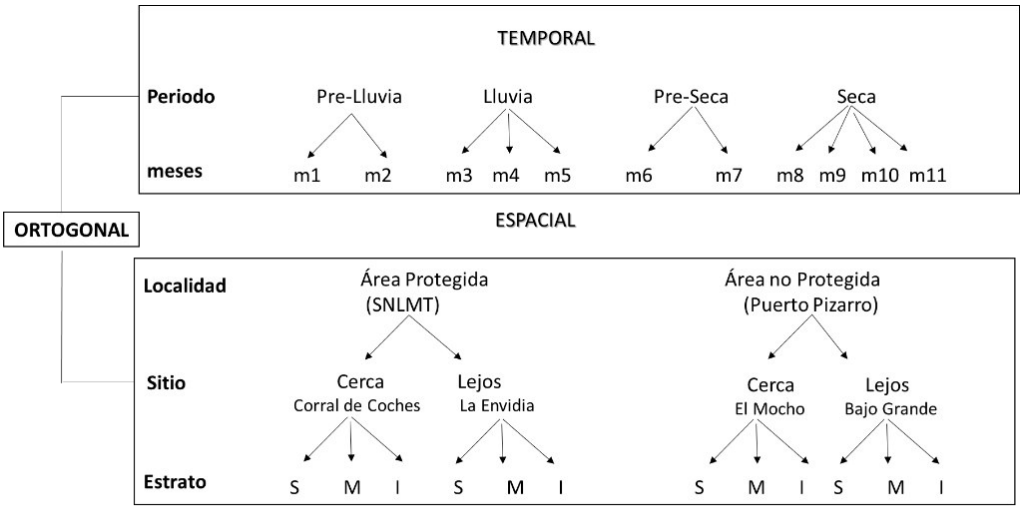


Figura 11. Diagrama del diseño muestral indicando los factores estudiados con sus niveles en los manglares de Tumbes. S =superior, M=medio y I= inferior

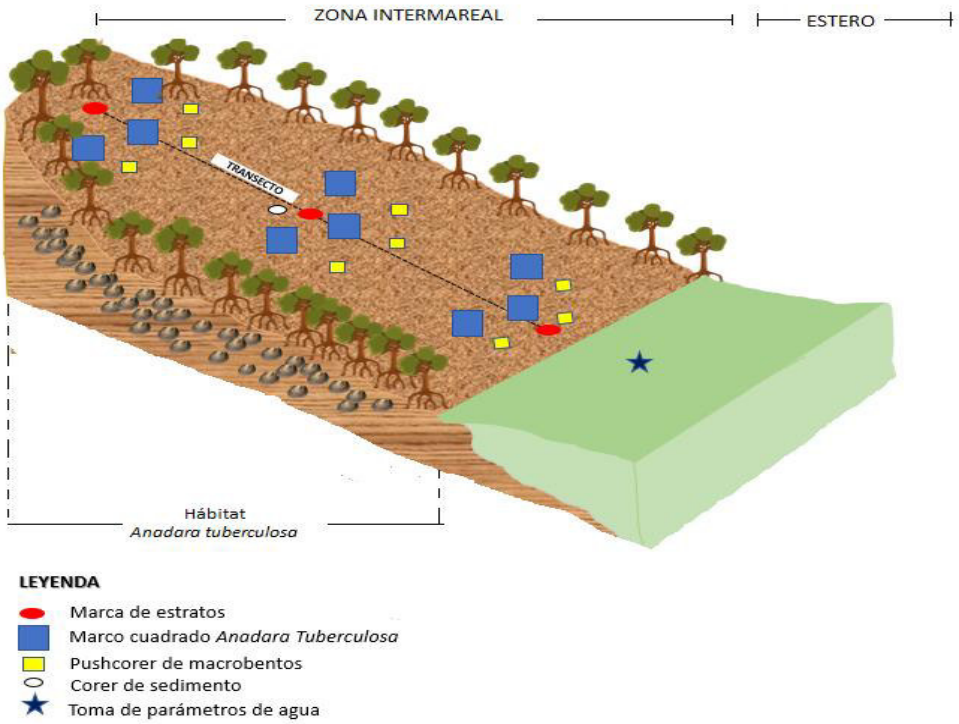


Figura 12. Esquema del diseño muestreo en campo en las estaciones de muestreo en área protegida y área no protegida de los Manglares de Tumbes.

4.3.1. Análisis estadístico

Los análisis estadísticos consideraron como variable dependiente: el número de especies, densidad, biomasa, índice de diversidad de Shannon – Weaver, grupos tróficos y abundancia de especies principales. Así mismo, las variables ambientales fueron tratadas como variables independientes: La temperatura de agua del estero, la salinidad del agua del estero, el potencial redox del sedimento y la composición granulométrica del sedimento. Además, para poder demostrar la hipótesis planteada se consideró a la densidad de *A. tuberculosa* también como variable independiente para evaluar su uso como un indicador indirecto de la extracción.

4.3.1.1. Análisis univariados

Se estimó la diversidad de las comunidades del macrobentos en las estaciones del manglar utilizando el índice de diversidad de Shannon -Wiener (H'), calculado a partir de los datos de abundancia de las especies.

El índice de diversidad de diversidad Shannon – Weave (H') representa una característica del nivel de organización y complejidad de la comunidad (Pielou, 1966).

$$H' = -\sum_{i=1}^{s} pi \ln (pi)$$

pi= Ni/N

Ni= número total de individuos de la especie i

N= número total de individuos de todas las especies.

S= número total de especies

4.3.1.2. Método multivariado

Un análisis de varianza multivariada (PERMANOVA) se utilizó para determinar el porcentaje de variación de los factores temporales (a lo largo de un año) y espaciales (área protegida y no protegida) en los datos biológicos y ambientales. El análisis fue basado en el diseño mostrado en la Figura 16, la matriz de densidad fue transformada a raíz cuarta y se le agregó una variable *dummy*, para luego hallar la matriz la similaridad de Bray – Curtis a partir de 9999 permutaciones.

Para la visualización de la variación temporal de la estructura comunitaria y los grupos tróficos del macrobentos, a partir de la matriz de similaridad de Bray Curtis se halló de la distancia entre centroide según el factor Localidad-Sitio-Período, luego usando dicha matriz se realizó un análisis de escalamiento no métrico multidimensional (nMDS).

Las especies tolerantes y sensibles de los sitios fueron caracterizados a partir de una gráfica de sombras o "shade plot", para ello se trabajó con una matriz de similaridad hallada mediante el índice de asociación de Whittaker a partir de datos de densidad promedio para cada período de los sitios evaluados.

La variación temporal de las variables ambientales (potencial redox del sedimento, temperatura y salinidad) del agua por sitio se analizó a partir de un Análisis de Componentes Principales (ACP), durante todo el periodo de estudio.

Para caracterizar la composición granulométrica en los sitios del área protegida y área no protegida se realizó un diagrama de Shepard y una comparación mediante el análisis no paramétrico Kruskal-Wallis. Para estos análisis se usó el programa R studio.

La correlación entre la densidad de *A. tuberculosa* con las variables univariadas y variables ambientales fueron analizadas con la autocorrelación usando la correlación de Spearman, a través del draftsman plots.

La correlación entre la densidad de *A. tuberculosa* y la estructura del macrobentos se utilizó un análisis RELATE de correlación de Spearman a partir de la matriz de similaridad de la densidad de macrobentos (matriz de centroides) y una matriz triangular de la densidad de *A. tuberculosa* promedio por períodos su significancia fue probada mediante permutaciones (Clarke & Gorley, 2001).

Para determinar si la variabilidad de la estructura comunitaria puede ser explicada con la densidad de *A. tuberculosa* y las variables ambientales para el área protegida y no protegida se realizó un análisis de Modelo Lineal Basado en Distancias (DISTLM) de la rutina del PERMANOVA + (PRIMER- e). que se basa en el ajuste de R^2, las variables que explican las variaciones de la estructura comunitaria. El modelo fue visualizado en un espacio multidimensional usando el Análisis de Ordenación de Redundancia basado en Distancias (dbRDA). Las matrices bióticas y abióticas fueron empleadas para ambos análisis.

Para determinar las especies principales del macrobentos que se relacionan con la densidad de *A. tuberculosa* y las variables ambientales (agua y sedimento), se realizó el Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) para el área protegida y no protegida previa transformación de los datos a log x+1. La ordenación se halló con el software PAST v.4.17.

Para analizar la composición granulométrica y materia orgánica total (MOT) y su relación con las variables biológicas, se realizó una correlación bivariada entre los parámetros de granulometría y las variables de la densidad de *A. tuberculosa*, así como los grupos tróficos de la comunidad en un área protegida y no protegida usando la correlación de Spearman. Estos análisis se limitaron a los dos meses en que se muestreó sedimento, correspondientes al período de lluvia y período seco. Además, se empleó el Análisis de Coordenadas Principales (PCO) con los datos de la comunidad en los dos meses de evaluación para encontrar algún patrón y relación con los vectores de granulometría, densidad de *A. tuberculosa* y grupos tróficos. Todos los análisis fueron realizados usando el software Primer 7.0 y PERMANOVA + (Primer – e).

4.3.1.3. Espectro de tamaño de biomasa

Una alternativa complementaria para el estudio de las comunidades bentónicas es el análisis de la estructura de tamaño de biomasa de la comunidad del macrobentos, el cual se enmarca dentro del enfoque del espectro de tamaño de biomasa (ETB) y el espectro normalizado de tamaño de biomasa (ENTB), originalmente desarrollados para describir la organización trófica y la transferencia de energía en comunidades acuáticas (Platt & Denman, 1978; Sprules & Munawar, 1986). En el presente estudio, el análisis del espectro de tamaño de biomasa no normalizada (ETB) y normalizada (ENTB) fue realizado considerando los períodos correspondientes a cada sitio, con el fin de evaluar cambios en la estructura comunitaria del macrobentos.

Espectro de tamaño de biomasa no normalizada (ETB)

La distribución de la clase de tamaño del espectro de tamaño de biomasa no normalizada (ETB) se construyó a partir de la suma de la biomasa de cada X2

grupos geométricos de los organismos en peso g en eje X y log10 de la biomasa en el eje Y.

Los espectros fueron construidos con un máximo de 15 clases de tamaño iniciando desde la clase -2 (0.01-0.49 mg) a 15 (16384-32767,9 mg). Las clases de tamaño se hallaron de la división del peso húmedo entre el número de individuos de cada especie.

Este análisis se realizó de forma exploratoria para describir la distribución de la biomasa a lo largo de la gradiente de tamaño corporal y de identificar patrones estructurales en cada sitio y periodo de muestreo.

Para evaluar los cambios en la biomasa a lo largo del espectro de tamaño, las clases de tamaño fueron previamente agrupadas en tres categorías (pequeño, mediano y grande), definidas a partir de los patrones observados en el espectro de biomasa no normalizado.

Para determinar los cambios en la biomasa según las clases de tamaño entre los sitios y los períodos, se construyó una matriz de similitud de Bray-Curtis a partir de los valores promedio de biomasa de cada período en los diferentes sitios. A partir de dicha matriz, se realizó un análisis de nMDS.

La diferencia en la estructura de la comunidad entre las categorías de tamaño corporal (pequeño, mediano y grande) se evaluó mediante 9999 permutaciones utilizando todos los datos de biomasa por especie. A partir la matriz de similaridad de Bray Curtis, se calcularon las distancias, y se realizó un nMDS para visualizar las diferencias estructurales entre grupos.

Para caracterizar especies por grupos de tamaño del espectro de tamaño biomasa se utilizó un shade plot. Este análisis se basó en una matriz de similaridad hallada mediante el índice de asociación de Whittaker, a partir de valores promedios de biomasa para cada grupo.

Espectro normalizado del Tamaño de Biomasa (ENTB)

El espectro normalizado del Tamaño de Biomasa (ENTB) se realizó utilizando la aproximación de Platt & Denman, 1977, la cual sugiere dividir el total de la biomasa por la amplitud de clase la cual fue normalizada de acuerdo a:

$$M(s)= m(s)/\Delta s$$

Donde: m(s) es la talla; Δs es la amplitud de la clase de tamaño

Esta relación fue expresada como regresión lineal entre Log2 de la biomasa normalizada versus Log 2 del peso individual.

El ENTB es una excelente herramienta como indicador, de la variabilidad de zonas estuarinas mediante los valores de pendiente e intercepto del modelo (Quiroga et al., 2005). Las pendientes derivadas de la relación entre las clases de tamaño y las biomasas normalizadas fueron utilizadas como un indicador ecológico de estabilidad, el cual considera como estabilidad de la comunidad, el grado de robustez de la estructura de tamaños (i.e., constancia del valor de la pendiente) y su carácter conservativo (i.e., linealidad).

El valor de la pendiente cercana a -1 indican que la biomasa está igualmente distribuida entre los tamaños de clase mientras que la pendiente más negativa y lejana a -1 indica que la biomasa incrementa con el tamaño. Asimismo, el número de clases de tamaño estaría relacionado a las propiedades de estabilidad y organización de la comunidad macrobentónica a la variabilidad ambiental (Quiroga et al., 2005). Por otro lado, se considera el intercepto del ENTB como un indicador del total de biomasa del sistema (Sprules & Munawar, 1986).

Un análisis de covarianza (ANCOVA) se realizó para comparar las regresiones lineales significativas y determinar si los espectros presentan diferencias significativas.

Para determinar la correlación entre las variables del ENTB (pendiente e intercepto) con las variables ambientales y la densidad de *A. tuberculosa* se realizó un análisis con la autocorrelación usando la correlación de Spearman, a través del draftsman plots.

La relación de los datos del intercepto y la pendiente del ENTB de la comunidad macrobentónica con la densidad de *A. tuberculosa* y las variables ambientales para el área protegida y no protegida; se halló a partir de una matriz triangular de distancia euclidiana se realizó un análisis de DISTLM (Distance-based Linear Model) de la rutina del PERMANOVA que se basa en el ajuste de R^2, las variables que explican las variaciones de las variables del espectro. El modelo fue

visualizado en un espacio multidimensional usando el Analisis de Ordenación de Redundancia basado en Distancias(dbRDA).

5. RESULTADOS

5.1. Descripción de los sitios de muestreo

5.1.1. Corrales de Coches- Área protegida

El sitio se caracterizó por la presencia de un sedimento de tonalidad negro verdoso. Los árboles de *Rhizophora* sp. alcanzaron aproximadamente 5 m de altura. La extensión del transecto de evaluación perpendicular al canal del estero se encontró entre los 20 a 30 m. En el estrato superior del transecto se caracterizó por presentar una gran cantidad de madrigueras de *Uca* spp, el estrato medio registró la presencia de cirrípedos pequeños, y en el estrato inferior se observó además de las madrigueras de *Uca* spp. la presencia de ascidias, moluscos y briozoarios sobre el fango (Figura 13).



Figura 13. Estación de muestreo Corral de Coches en el Santuario Nacional los Manglares de Tumbes- río Zarumilla entre 2012-2013.

5.1.2. La Envidia – Área protegida

El sitio se caracterizó por la presencia de un sedimento de tonalidad negro verdoso. Los árboles de *Rhizophora* sp. alcanzaron aproximadamente 5 m de

altura. La extensión del transecto perpendicular al canal se encontró entre 25 - 45 m. En la parte superior se identificó el sedimento fangoso, seguido de un área de sedimento compacto con dominancia de madrigueras de *U. occidentalis* ‘’cangrejo de manglar’’ conocido coloquialmente como “cangrejal”. Asimismo, se observaron los cirrípedos en el estrato superior al inferior del transecto. (Figura 14).



Figura 14. Sitio de muestreo La Envidia en el Santuario Nacional los Manglares de Tumbes- río Zarumilla entre 2012-2013.

5.1.3. El Mocho – Área no protegida

El sitio se caracterizó por la presencia de un sedimento de tonalidad negro verdoso a marrón oscuro Los árboles de *Rhizophora* sp. alcanzaron aproximadamente 5 m de altura. La extensión del transecto perpendicular al canal midió entre 25 a 30 m aprox. Se observó el sedimento fangoso con raíces cubiertas de sedimento con briozoarios y pequeños cirrípedos (Figura 15).

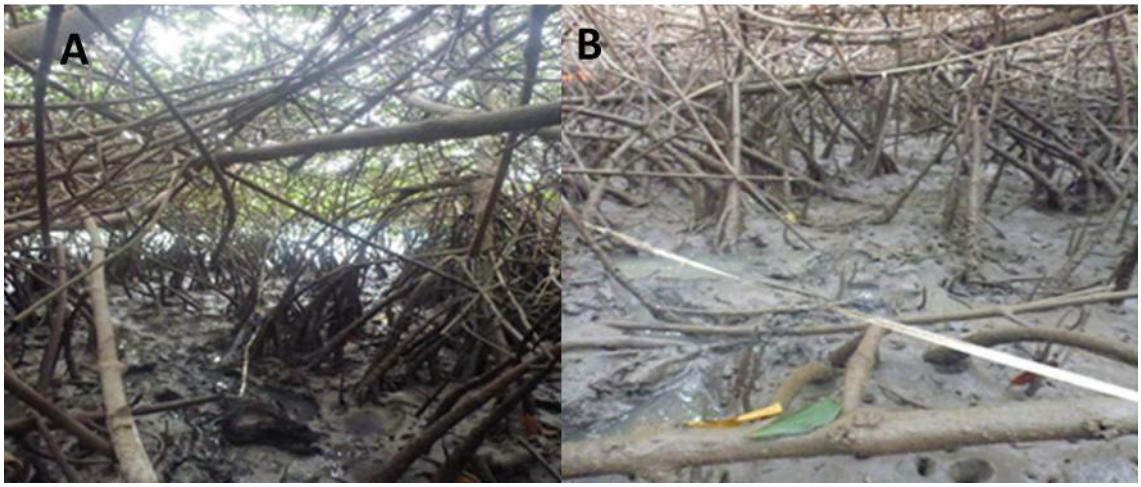


Figura 15. Sitio de muestreo El Mocho en Puerto Pizarro- rio Tumbes entre 2012-2013.

5.1.4. Bajo Grande – Área no protegida

El sitio presentó un sedimento de tonalidad marrón amarillento, los árboles de *Rhizophora* spp. eran medianos. La extensión del transecto se encontró aproximadamente entre 90 a 100 m de largo. En los alrededores del ‘’conchal’’ se expuso un canal durante la baja marea dejando al descubierto las raíces de *Rhizophora mangle* con gran cantidad de cirrípedos, briozoos y esponjas. En el estrato superior del transecto se apreció una abundancia de ascidias y cirrípedos, en el estrato medio a los briozoarios y cirrípedos, y finalmente en el estrato inferior a las ascidias (Figura 16).



Figura 16. Sitio de muestreo Bajo Grande en Puerto Pizarro-del rio Tumbes entre 2012-2013.

5.2. Comportamiento de las variables ambientale

5.2.1. La salinidad del agua

Los sitios del área protegida registraron una disminución en los valores de salinidad en el período de lluvia entre los meses de marzo y mayo. La Envidia registró un valor promedio de salinidad de 31,34±1,24 PSU; el valor máximo fue 36,44 PSU en y un valor mínimo de 25,26 PSU correspondientes a período de pre-lluvia y lluvia respectivamente (Figura 17A). En Corral de Coches registró un valor promedio de salinidad de 29,21±1,11 PSU; el valor máximo fue 34,19 PSU y el valor mínimo de 23,43 PSU correspondientes a período de pre-lluvia y lluvia respectivamente (Figura 17B).

Los sitios de área no protegida presentaron los valores mínimos en el período de lluvia, también entre los meses de marzo y mayo. Bajo Grande registró un valor promedio 29,55±0,91 PSU con un valor máximo de 34,21 PSU del y un valor mínimo de 24,87 PSU correspondientes a período de pre-lluvia y lluvia respectivamente (Figura18A), mientras que El Mocho presentó un valor promedio de 30,83±1.21 PSU con un valor máximo de 37,83 PSU y un valor mínimo de 24,87 PSU correspondientes a período de pre-lluvia y lluvia respectivamente (Figura18B).

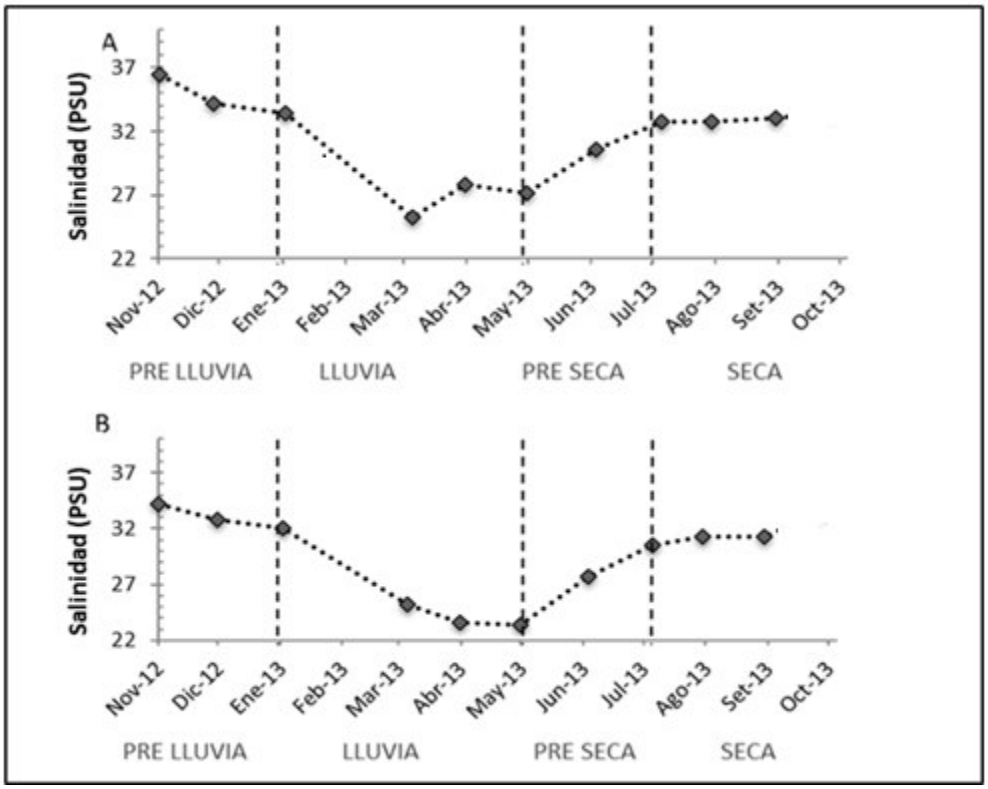


Figura 17. Variación temporal de la salinidad del agua en los sitios del área protegida-SNLMT desde noviembre 2012 a setiembre 2013. A) Envidia y B) Corral de Coches.

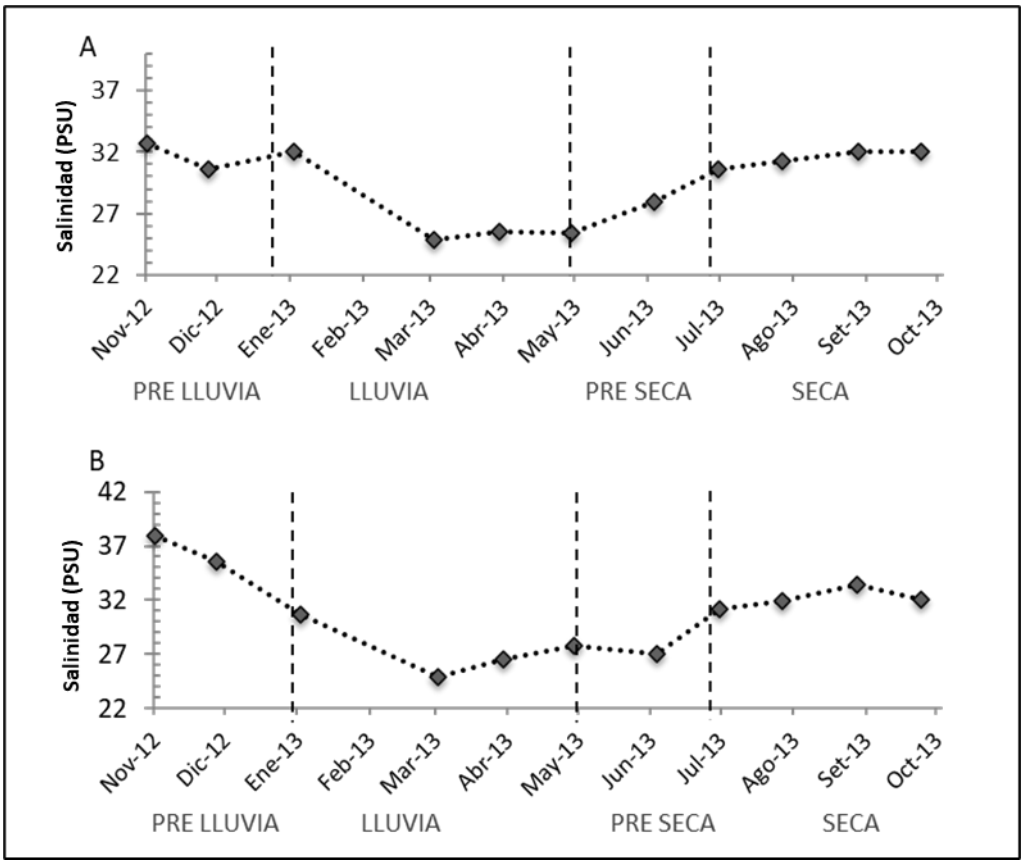


Figura 18. Variación de la salinidad del agua en los sitios de un área protegida desde noviembre 2012 a octubre 2013. A) Bajo Grande B) El Mocho.

5.2.2. Temperatura del agua

La temperatura superficial del agua registró los valores máximos durante el período de lluvia, entre los meses de marzo y mayo del 2013 mientras que los valores mínimos en el período seco entre julio y octubre de 2013.

En el área protegida, La Envidia registró un valor promedio de 26.26 ± 0.46°C con un valor máximo de 28,51˚ C y un valor mínimo de 24,49˚C correspondientes al período lluvia y pre-seco respectivamente. En Corral de Coches se registró un valor promedio 27,70± 0,62°C con valor máximo de 30,4˚C y un valor mínimo de 24,48˚C correspondientes a período de lluvia y pre-seco respectivamente (Figura 19A).

En el área no protegida, en Bajo Grande se registró un valor promedio de 27.91± 0.50 °C, con un valor máximo de 30,43^0 C y un valor mínimo de 25,39^0 C correspondientes al período de lluvia y pre-seco respectivamente. El Mocho registró un promedio 26.50±0.57°C con un valor máximo de 30,69˚C 20 y un valor mínimo

de 23,87˚C correspondientes al período de lluvia y pre-seco respectivamente (Figura 19B).

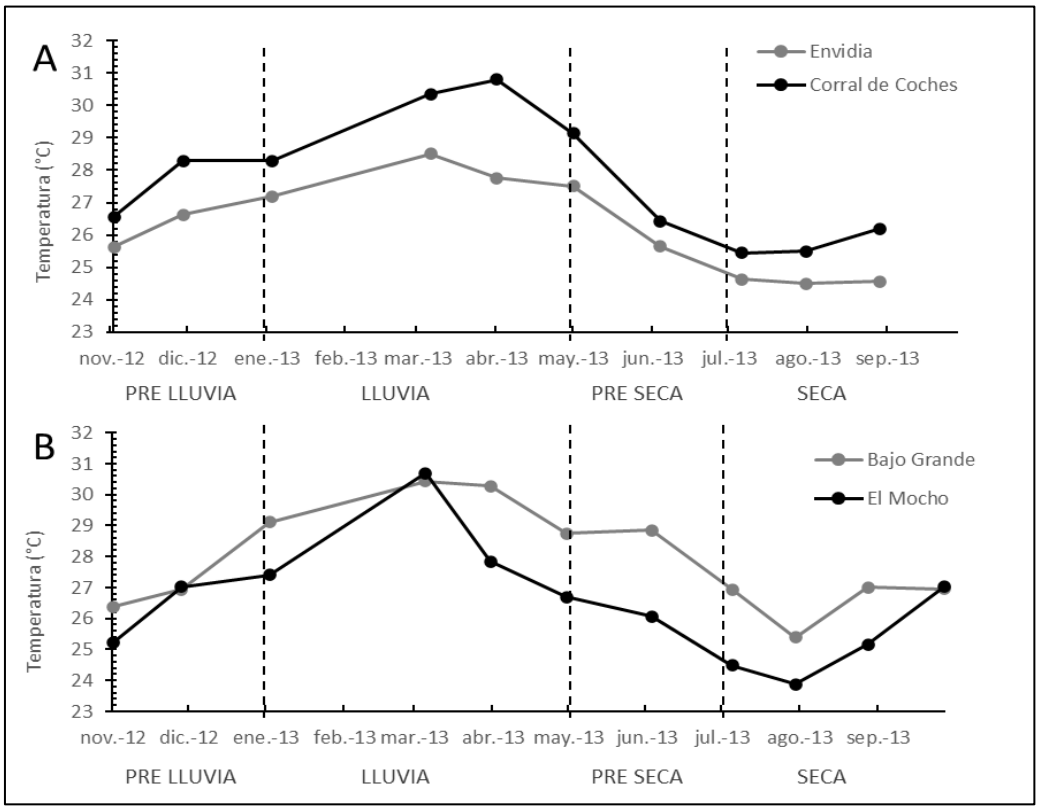


Figura 19. Variación de la temperatura del agua (A) área protegida desde noviembre de 2012 a septiembre 2013. y (B) no protegida desde noviembre de 2012 a octubre de 2013.

5.2.3. Potencial redox del sedimento

Los valores de potencial redox en los sedimentos registraron valores muy reductores entre -150 a -300 Mv (milivoltios). Los máximos valores reductores de potencial redox se encuentran en El Mocho y Corral de Coches, sitios cercanos a la desembocadura del rio Tumbes y Zarumilla respectivamente.

En el área protegida, La Envidia registró un valor promedio de -199,82 ± 12,18 Mv con un valor máximo de -137mv y un valor mínimo de -275,09 Mv correspondientes al período lluvia y pre-lluvia respectivamente. En Corral de Coches registró un valor promedio -244,33± 8,05 mV con valor máximo de -193,20mV en marzo 2013 y un valor mínimo de -252,76 mV correspondiente al período de lluvia y seco respectivamente (Figura 20A).

En el área no protegida, en Bajo Grande se registró un valor promedio de -172,55± 8,30 mV, con un valor máximo de -125,63 y un valor mínimo de -229,21 en

correspondientes a período Seco y Lluvia respectivamente. El Mocho registró un promedio -235,93±15.02mV con un valor máximo de –171,99 mV y un valor mínimo de -295,85 mV correspondientes a período de lluvia y pre-seco respectivamente (Figura 20B).

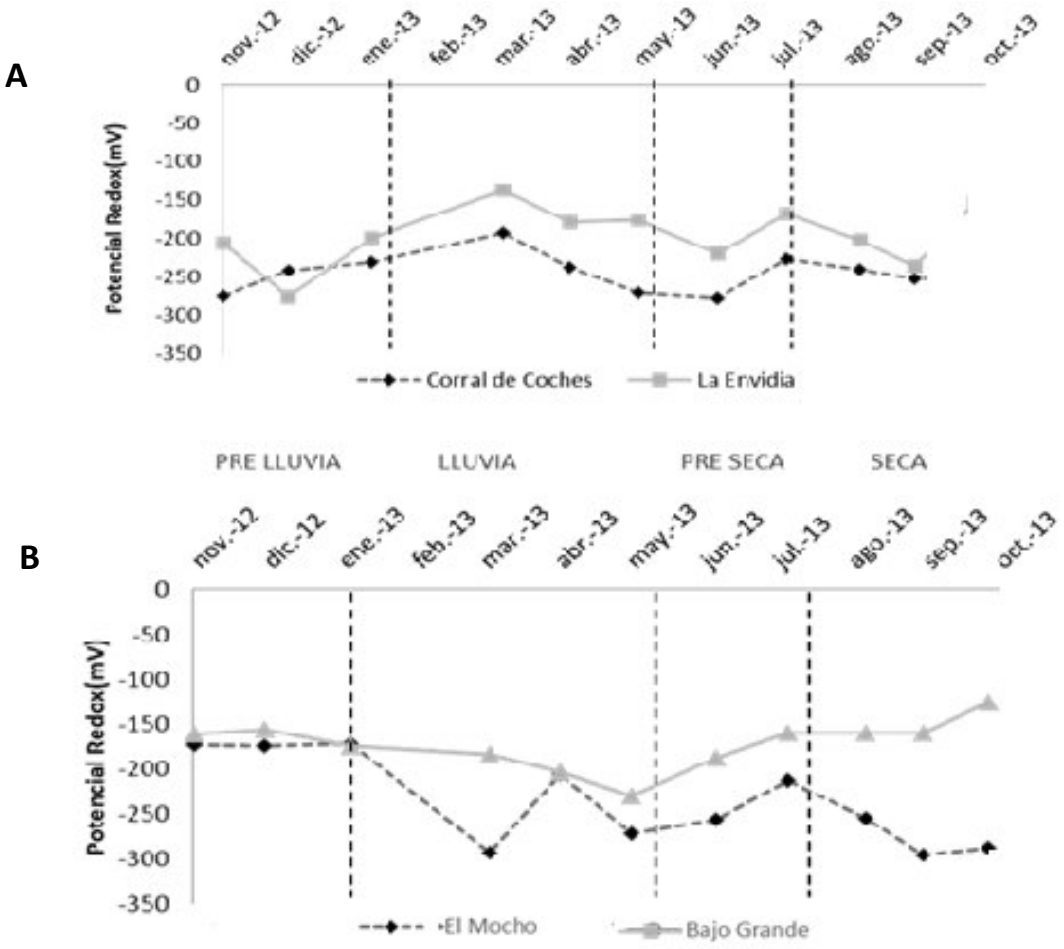


Figura 20. Variación del Potencial Redox (mV) (A) área protegida desde noviembre de 2012 a septiembre 2013. y (B) no protegida desde noviembre de 2012 a octubre de 2013.

5.2.4. Composición granulométrica y materia orgánica

Con el fin de caracterizar el cambio de la composición del sedimento. Se realizó el análisis de granulométricos de los sitios de estudio en el mes de noviembre 2012 y abril 2013 que corresponde al período pre-lluvia y lluvia respectivamente.

En general, en los sitios evaluados se caracterizaron por una mayor contribución en porcentaje de arcilla y limo en todos los sitos evaluados al comparar los dos meses de evaluación.

En el área protegida se registraron en los dos sitios evaluados una disminución del porcentaje de arcilla y un incremento del porcentaje de arena y limo, en particular en Corral de coches. Por otro lado, en el área no protegida, en Bajo Grande presentó también un incremento de los porcentajes de arena y limo, mientras que, en El Mocho, se encontró una disminución del porcentaje de arena y un aumentó los porcentajes de arcilla y limo (Figura 21 y Figura 22).

Los análisis de comparación no paramétrica en la composición granulométrica entre los meses de los sitios, mostraron no tener diferencias significativas en porcentajes de arena, limo y arcilla (Kruskall-Wallis, $p>0,05$). Sin embargo, al comparar entre los sitios se observó diferencias significativas en el porcentaje de arena y arcilla entre El Mocho y las demás estaciones. (Kruskall-Wallis, $p<0,05$).

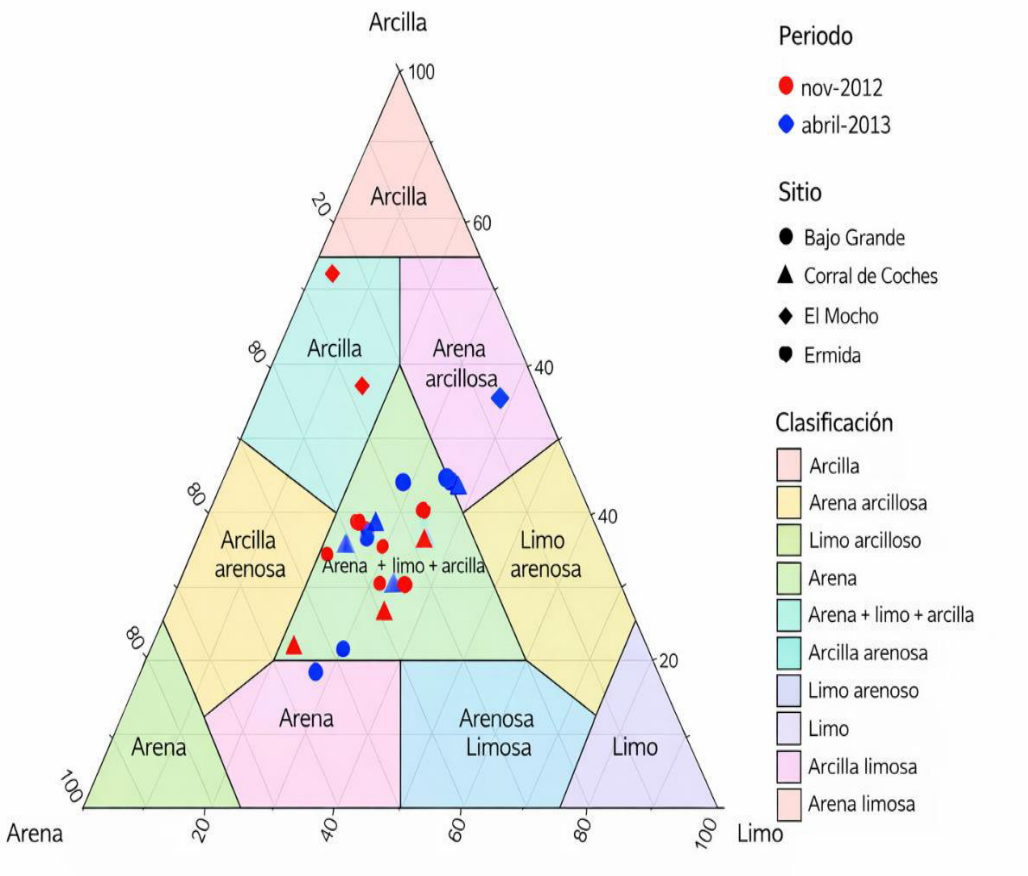


Figura 21. Diagrama de Shepard. Composición granulométrica en los sitios del área protegida y no protegida. de noviembre 2012 y abril-2013.

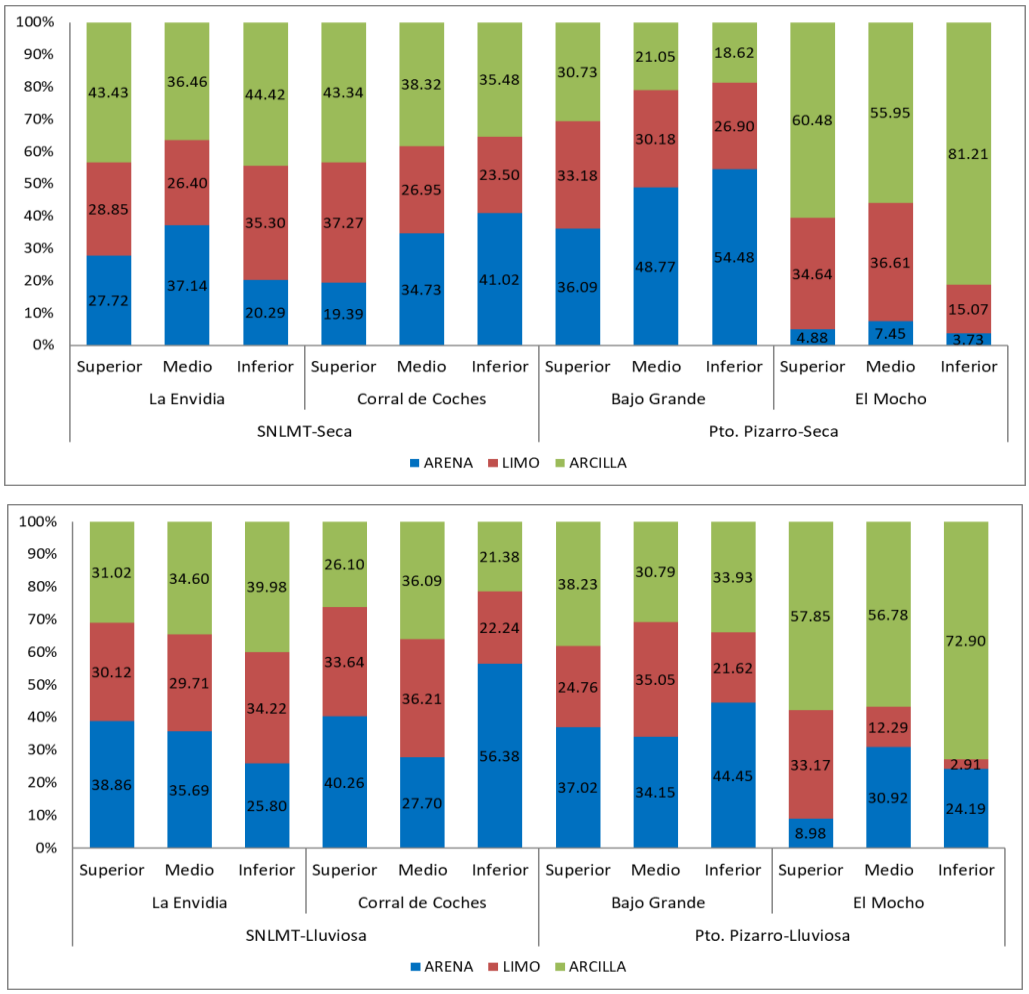


Figura 22. Composición granulométrica en los sitios del área protegida y no protegida. Superior noviembre 2012 e Inferior abril 2013.

En cuanto a los porcentajes de MOT, se encontró un incremento del aporte de MOT durante el mes de abril 2013. Los mayores porcentajes de MOT se encontraron en los sitios El Mocho (entre 5-13%) y Corral de Coches (entre 4-8%) (Figura 23).

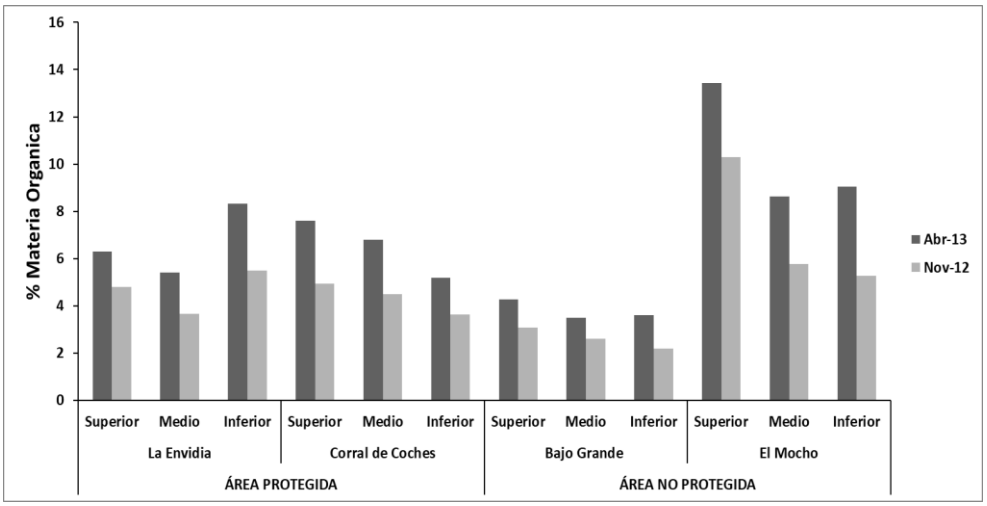


Figura 23. Materia orgánica de los manglares de Tumbes en una área protegida y no protegida. noviembre 2012 período de seco vs abril 2013 período de lluvia.

5.2.5. Análisis de las variables ambientales en el periodo de estudio.

5.2.5.1. Análisis de componentes principales (PCA)

El análisis de PCA registró dos componentes que explican el comportamiento de la variación conjunta de los parámetros del sedimento y el agua a lo largo de un año. Los resultados muestran que la componente 1 explicó el 56.7%, con una correlación positiva para los datos de salinidad, así mismo una correlación negativa con la temperatura. Por otro lado, el componente 2 explicó el 33.5 % de la varianza con una correlación positiva para el potencial Redox del sedimento (Tabla 1).

El PCA muestra dos agrupaciones, un primer grupo en los cuadrante I y IV, correspondientes a los meses de los períodos de pre-seco y seco mientras en un segundo grupo en los cuadrantes II y III se encontró los períodos pre-lluvia y lluvia (Figura 24). El cuadrante I mostró correlación con los valores de salinidad y redox durante pre-lluvia y Seco para los sitios Bajo Grande, El Mocho y La Envidia. El cuadrante II, estuvo representado por valores altos de temperatura del agua y baja salinidad asociado a los períodos de lluvia y pre-seco en los sitios Bajo Grande. El Mocho y La Envidia. El Cuadrante III está representado por valores de bajo potencial redox durante algunos meses de período de lluvia y pre-seco para El Mocho y Corral de Coches. En el Cuadrante IV está representado por valores de

baja temperatura del agua y alta salinidad de algunos meses en período seco para El Mocho y Corral de Coches y la Envidia (Figura 25 y Figura 26).

Tabla 1. Resultados del Análisis de Componentes Principales (PCA). Puntajes para las variables ordinativas y los ejes.

Variable	PC1	PC2	PC3
Temperatura	-0.695	0.197	-0.692
Redox	0.125	0.98	0.154
Salinidad	0.709	0.021	-0.705

En el área protegida, el análisis de la prueba PERMANOVA muestra en la temperatura de agua, un efecto significativo del factor período (Pseudo F=13,4 y p<0,05) y sitio (Pseudo F=9,4 y p<0,05) sin una interacción significativa de estos factores, el factor período explica más del 45% el total de la varianza. En el caso de la salinidad del agua, se encontró un efecto significativo del factor período (Pseudo F=6,5 y p<0,05), el factor período explica un 42% el total de la varianza. El potencial redox del sedimento, encontró un efecto significativo del factor sitio (Pseudo F=12,3 y p<0,05) sin una interacción significativa de estos factores, el factor sitio explica más del 39,6% el total de la varianza (Tabla 2).

En el área no protegida, el análisis de la prueba PERMANOVA muestra en la temperatura de agua, un efecto significativo del factor período (Pseudo F=11,9 y p<0,05) y sitio (Pseudo F=9,4 y p<0,05) sin una interacción significativa de estos factores, el factor período explica más del 43% el total de la varianza. En el caso de la salinidad del agua, se encontró un efecto significativo del factor período (Pseudo F=9,05 y p<0,05), el factor período explica un 56% el total de la varianza. El Potencial redox del sedimento, encontró un efecto significativo del factor sitio (Pseudo F=10,2 y p<0,05) sin una interacción significativa de estos factores, el factor sitio explica más del 33.6% el total de la varianza (Tabla 2).

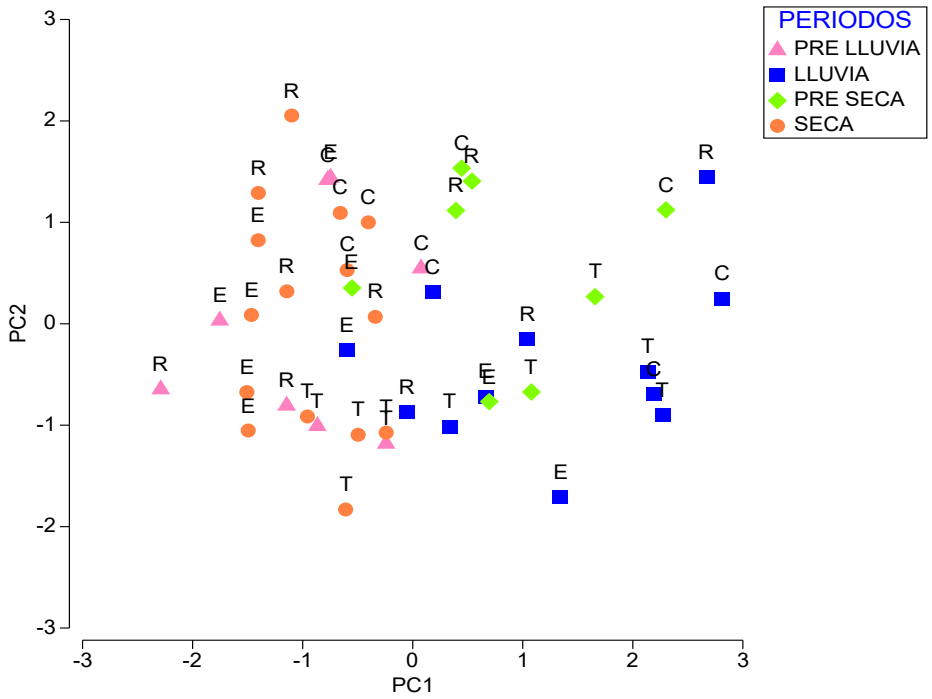


Figura 24. Análisis de Componentes Principales (PCA, escalamiento 1). Diagrama de los ejes PCA1 y PCA2 basados en los factores abióticos del agua y sedimento en las estaciones de los manglares del SNLMT y Puerto Pizarro. (E=Envidia, C=Corral de Coches, R=El Mocho, T=Bajo Grande).

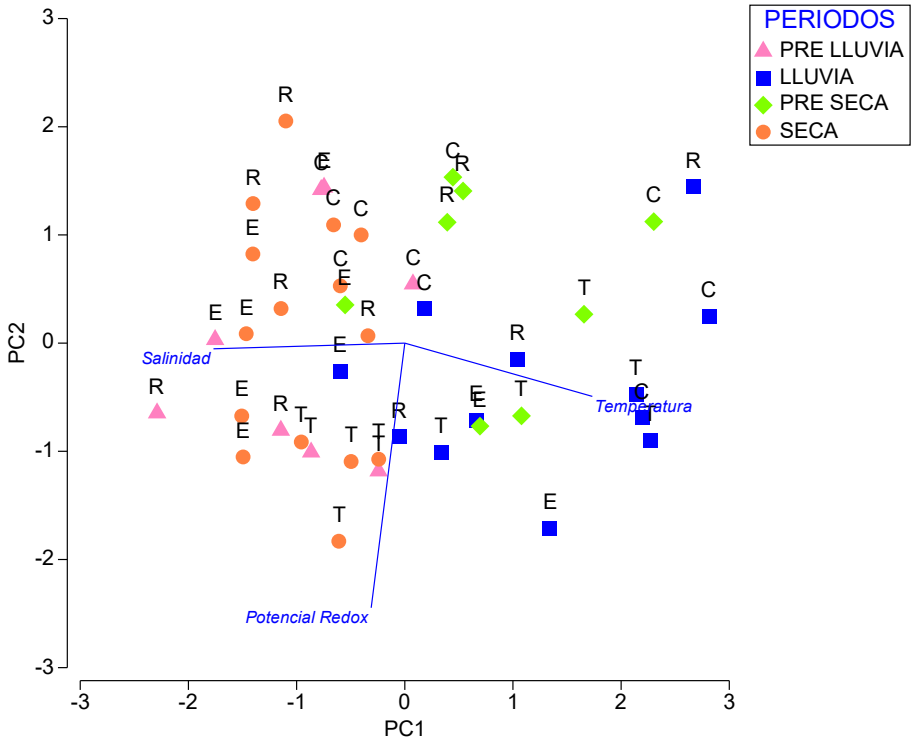


Figura 25. Análisis de Componentes Principales (PCA), escalamiento el cual incluye los vectores de salinidad del agua, temperatura del agua y potencial redox del sedimento. E=Envidia, C=Corral de Coches, R=El Mocho, T=Bajo Grande

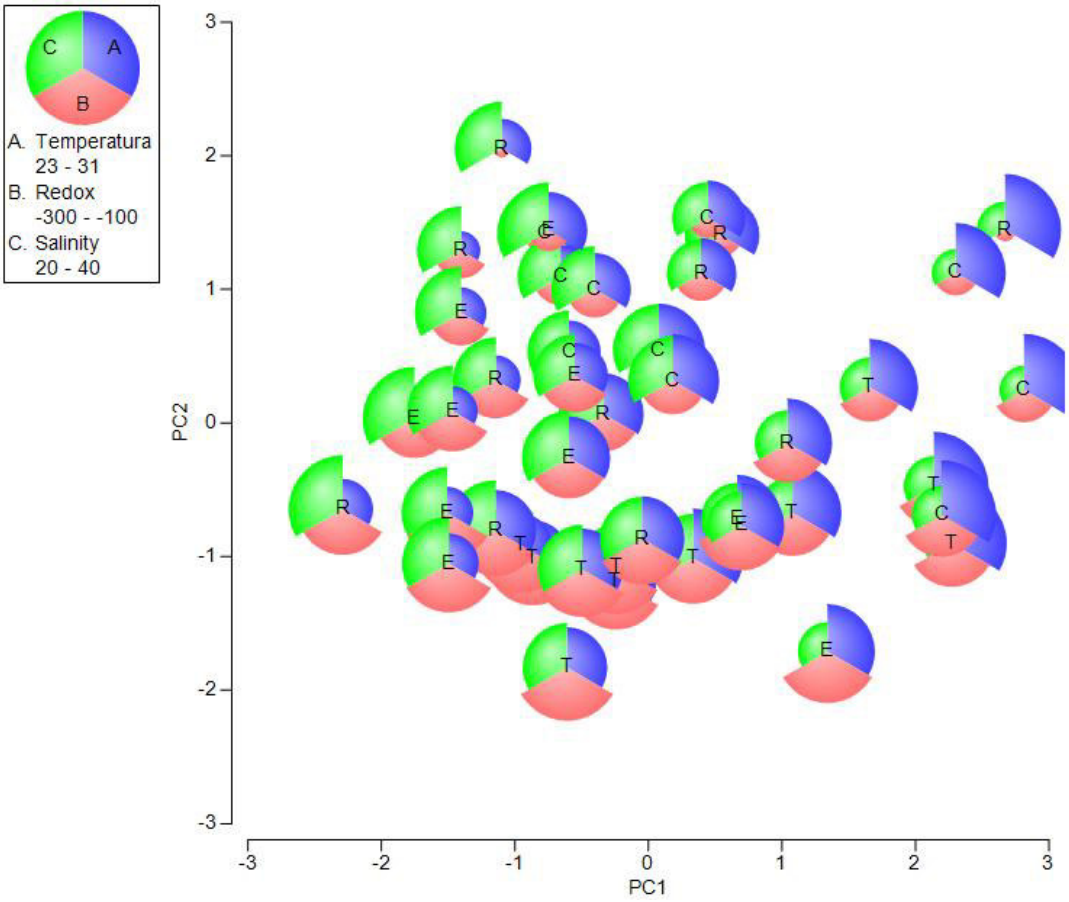


Figura 26. Análisis de Componente Principales (PCA, escalamiento 1). Diagrama de los ejes PCA1 y PCA2 basados en los factores abióticos del agua y sedimento en los sitios de una área protegida y no protegida. Comportamiento de los valores de Salinidad de agua, Temperatura del agua y Potencial Redox del Sedimento. E=Envidia, C=Corral de Coches, R=El Mocho, T=Bajo Grande.

Tabla 2. Resultados de la prueba PERMANOVA aplicada a los valores de las variables ambientales. * Escala de variación significativa: *p<0,05. Pe=periodo, Si=sitio, Res= residuo

	Variables	df	Pseudo-F	P(perm)	%CV
AREA PROTEGIDA ZARUMILLA	**Temperatura**				
	Pe	3	13.393	**0.0009**	45.0
	Si	1	9.388	**0.0109**	26.6
	PexSi	3	0.219	0.8813	0.0
	Res	12			28.4
	Total	19			
	Redox				
	Pe	3	3.087	0.0729	23.8
	Si	1	12.281	**0.005**	39.6
	PexSi	3	0.708	0.5659	0.0
	Res	12			36.6
	Total	19			
	Salinidad				
	Pe	3	6.550	**0.0081**	42.2
	Si	1	2.952	0.1137	18.0
	PexSi	3	0.068	0.9774	0.0
	Res	12			39.8
	Total	19			
	Variable	df	Pseudo-F	P(perm)	%CV
AREA NO PROTEGIDA-TUMBES	**Temperatura**				
	Pe	3	11.92	**0.0002**	42.8
	Si	1	4.433	**0.0463**	17.8
	PexSi	3	1.323	0.3064	10.4
	Res	14			29.0
	Total	21			
	Redox				
	Pe	3	2.541	0.0949	18.5
	Si	1	10.234	**0.0075**	33.6
	PexSi	3	1.465	0.2771	14.4
	Res	14			33.4
	Total	21			
	Salinidad				
	Pe	3	9.054	**0.0013**	55.9
	Si	1	0.460	0.5099	0.0
	PexSi	3	0.107	0.9489	0.0
	Res	14			44.1
	Total	21			

5.3. Cambios en la comunidad del macrobentos asociado a la población de *Anadara tuberculosa* a lo largo del periodo de estudio.

5.3.1. Composición de la macrofauna asociado a la población de *Anadara tuberculosa* en los manglares de los ríos de Zarumilla y Tumbes

Se registró una abundancia total de 15 513 individuos. El phyllum dominante en abundancia total fue Annelida seguida por Mollusca, Nemertea y Arthropoda en los sitios evaluados (Tabla 3). Las mayores abundancias se registraron en el área protegida y en áreas lejanas a la desembocadura del río.

Tabla 3. Número total de organismos encontrados por phylum.

	Área Protegida		Área no Protegida		
Phylum	Corral de Coches	Envidia	El Mocho	Bajo Grande	Total
Cnidaria	18	8	3	4	33
Annelida	2586	3281	2161	2406	10434
Arthropoda	85	168	115	130	498
Chordata	2	1	5	4	12
Echinodermata	5	8	3	11	27
Mollusca	744	614	318	852	2528
Nemertea	283	273	213	146	915
Phoronida	85	49	76	71	281
Platyhelmintes	62	46	48	30	186
TOTAL	3870	4448	3541	3654	15513

5.3.1.1. Composición y dominancia de especies

En general los phyla Annelida y Molusca contribuyeron en mayores porcentajes de dominancia en todos los períodos del estudio.

En el área protegida, La Envidia exhibió una dominancia del phylum Annelida con valores cercanos al 60% seguida de Mollusca, que dominó entre 12 -14% en los períodos evaluados. En contraste, en el sitio Corral de Coches, el phylum

Annelida dominó en un 49% en el período pre-lluvia aumentando en más del 80% en el período de seco. En contraste el phylum Mollusca dominó en porcentaje con 34% en pre-lluvia para disminuir al 10% en el período de seco. (Tabla 4 y Tabla 5)

Por otro lado, en el área no protegida, en los dos sitios evaluados se encontraron que el phylum Annelida contribuyó en dominancia con porcentajes cercanos al 40% durante el período pre-lluvia, para luego aumentar con más del 70% en el período seco, mientras que el phylum Mollusca dominó con más del 40% durante el período pre-lluvia, pero disminuyó entre 12 % - 16% en el período de seco (Tabla 6 y Tabla 7)

Tabla 4. Porcentaje de dominancia de la abundancia por phylum en el sitio La Envidia (área protegida)

Período	Pre-lluvia	%	lluvia	%	Pre-seco	%	seco	%
Cnidaria	1	0.12	3	0.29	3	0.27	1	0.07
Annelida	573	71.00	723	68.86	841	75.56	1144	77.40
Arthropoda	55	6.82	44	4.19	38	3.41	31	2.10
Chordata	0	0.00	1	0.10	0	0.00	0	0.00
Echinodermata	2	0.25	0	0.00	4	0.36	2	0.14
Mollusca	119	14.75	144	13.71	163	14.65	188	12.72
Nemertea	51	6.32	97	9.24	33	2.96	92	6.22
Phoronida	4	0.50	26	2.48	15	1.35	4	0.27
Platyhelmintes	2	0.25	12	1.14	16	1.44	16	1.08

Tabla 5. Porcentaje de dominancia de abundancia por phylum en el sitio Corral de Coches (área protegida)

Período	Pre lluvia	%	lluvia	%	Pre seco	%	seco	%
Cnidaria	2	0.21	10	0.94	2	0.24	4	0.40
Annelida	477	49.33	651	61.13	664	78.21	793	80.28
Arthropoda	22	2.28	33	3.10	18	2.12	12	1.21
Cordata	1	0.10	1	0.09	0	0.00	0	0.00
Echinodermata	2	0.21	1	0.09	0	0.00	2	0.20
Mollusca	338	34.95	221	20.75	77	9.07	108	10.92
Nemertea	82	8.48	103	9.67	50	5.89	48	4.85
Phoronida	24	2.48	26	2.44	25	2.94	10	1.01
Platyhelmintes	19	1.96	19	1.78	13	1.53	11	1.11

Tabla 6. Porcentaje de dominancia de abundancia por phylum en el sitio Bajo Grande (área no protegida)

Período	Pre lluvia	%	lluvia	%	Pre seco	%	seco	%
Cnidaria	2	0.25	1	0.11	1	0.16	0	0.00
Annelida	388	48.92	627	66.91	392	63.95	999	76.20
Arthropoda	25	3.15	46	4.91	31	5.06	28	2.14
Cordata	0	0.00	2	0.21	0	0.00	2	0.15
Echinodermata	3	0.38	1	0.11	6	0.98	1	0.08
Mollusca	328	41.36	189	20.17	125	20.39	210	16.02
Nemertea	36	4.54	51	5.44	18	2.94	41	3.13
Phoronida	11	1.39	13	1.39	31	5.06	16	1.22
Platyhelminthes	0	0.00	7	0.75	9	1.47	14	1.07

Tabla 7. Porcentaje de dominancia de abundancia por phylum en el sitio El Mocho (área no protegida)

Período	Pre lluvia	%	lluvia	%	Pre seco	%	seco	%
Cnidaria	3	0.3	0	0.0	0	0.0	0	0.0
Annelida	381	44.5	667	62.6	371	63.3	733	72.4
Arthropoda	18	2.1	35	3.3	32	5.5	30	3.0
Cordata	1	0.1	1	0.1	2	0.3	1	0.1
Echinodermata	0	0.0	1	0.1	1	0.2	0	0.0
Mollusca	387	44.1	277	26.0	117	20.0	137	13.5
Nemertea	59	6.7	57	5.3	20	3.4	77	7.6
Phoronida	16	1.8	11	1.0	27	4.6	22	2.2
Platyhelminthes	3	0.3	17	1.6	16	2.7	12	1.2

En cuanto a las especies, en el Área protegida en los dos sitios evaluados tuvieron diferente composición en el porcentaje en abundancia en particular del grupo de los Annelida y Nemertea (Tabla 4 y Tabla 5).

La Envidia, registró durante el período pre-lluvia una contribución importante en abundancia de las especies de poliquetos *Notomastus hemipodus* seguido de *Mediomastus* spp. y *Perinereis* cf. *nuntia*. Durante el período de lluvia, la mayor contribución en abundancia fueron las especies M*ediomastus* spp., seguido de *N. hemipodus*, Nemertea y *Owenia* sp. Así mismo, en el período pre-Seco y Seco contribuyeron en más 50% en abundancia las especies de poliquetos *N. hemipodus*, *Mediomastus* spp. y *P. nuntia*. En el caso de Corral de Coches, durante

el período de Pre-lluvia, el 50 % de la contribución en abundancia estuvo constituido por las especies *P. nuntia*, *N. hemipodus*, Nemertea y *Mediomastus* spp. En el período de lluvia, el 50 % de la contribución en abundancia estuvo constituido por las mismas especies con un cambio en las posiciones tomando el primer lugar *Mediomastus* spp, seguido de Nemertea, *N. hemipodus* y *P. nuntia*. Mientras que durante el período de transición 2 y período seco, el 50 % de la contribución en abundancia estuvieron constituido por los poliquetos *Mediomastus* sp. y *P.* cf. *nuntia (*Figura 27*).*

En el Área no protegida, Bajo Grande; registró en el período pre-lluvia un 50% en contribución en abundancia constituida principalmente por las especies *Acteocina* sp 1., *N. hemipodus*, *Polymesoda* sp. (juvenil*)*, *P.* cf. *nuntia* y *Hermundura fauvelli*. Durante el período de Lluvia estuvo constituida por las especies *N. hemipodus*, *Polymesoda* sp. (Juvenil) y *Owenia* sp. En el período pre-seco, la mayor contribución en abundancia estuvo constituida por las especies *N. hemipodus, O. collaris, Polymesoda* sp. (Juvenil)*, y P.* cf. *nuntia* mientras que, en el período Seco, se constituyó principalmente por las especies *N. hemipodus, Owenia* sp*. y Polymesoda* sp. (juvenil). En El Mocho durante el período de pre-lluvia y lluvia se caracterizó por la contribución en abundancia de las especies, entre ellas*, P.* cf. *nuntia, N. hemipodus,* Nemertea*, Sphenia fragilis, Polymesoda* sp. (Juvenil), *Mediomastus* spp. Mientras que, durante el período de pre-seco y seco, la contribución en abundancia estuvo constituida por las especies P. *nuntia, N. hemipodus y Mediomastus* spp. (Figura 28*).*

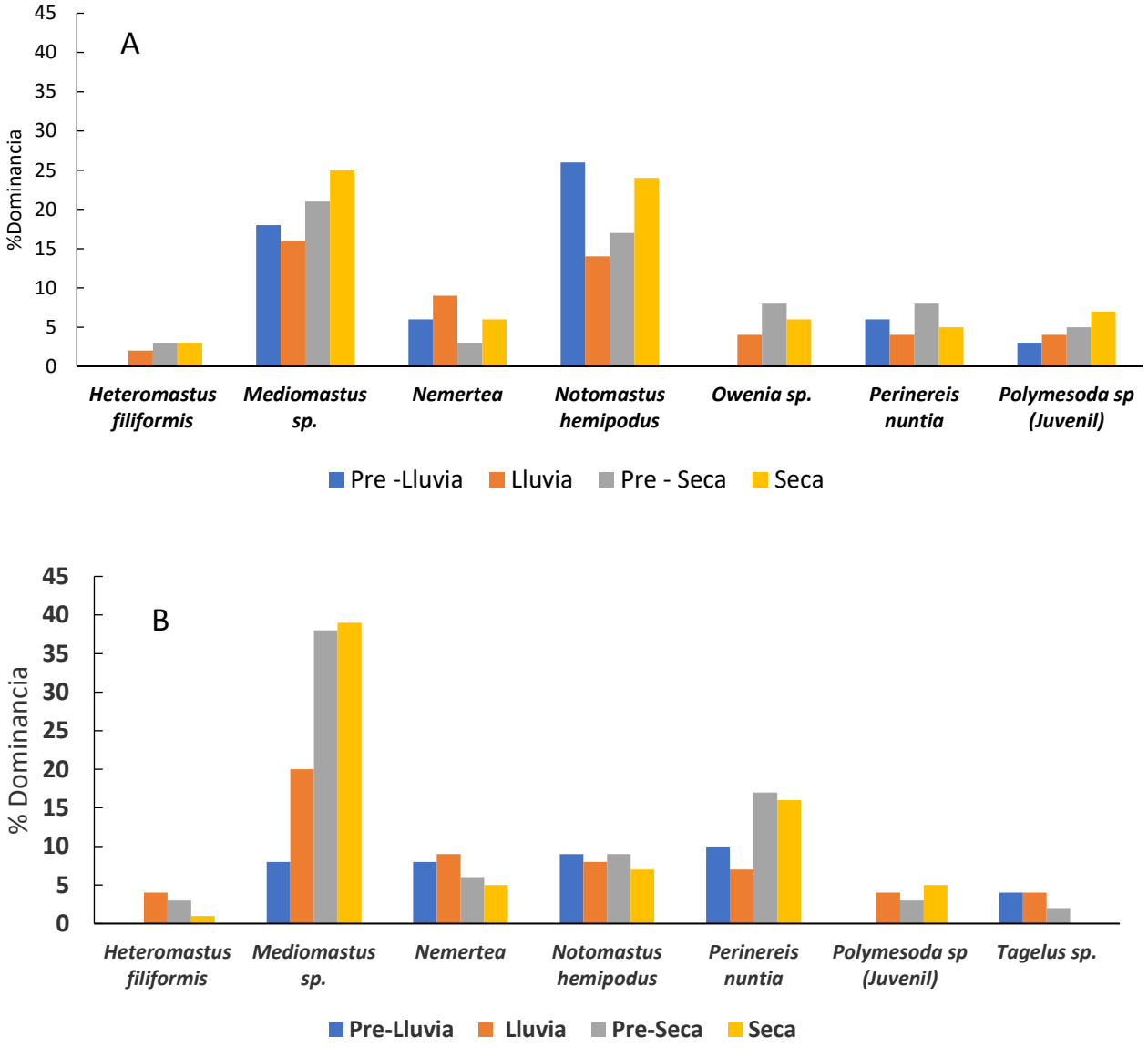


Figura 27. Porcentaje de dominancia de las especies con mayor aporte en área protegida A) La Envidia y B) Corral de Coches

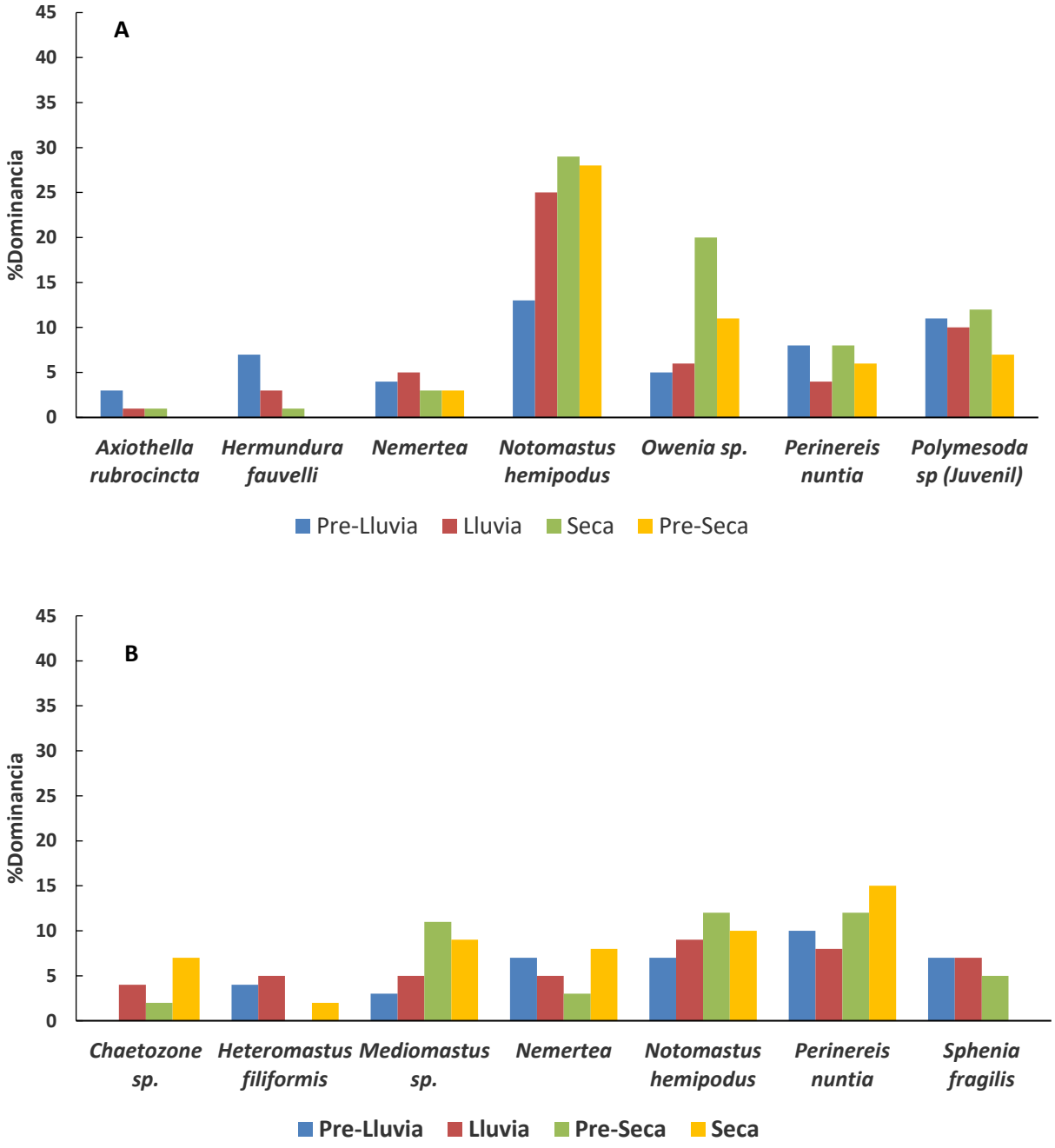


Figura 28. Porcentaje de dominancia de las especies con mayor aporte en área no protegida A) Bajo Grande y B) El Mocho

5.3.1.2. Respuesta del macrobentos del manglar a lo largo de un año de muestreo

En general el análisis del dendograma a partir del índice de asociación de Whittaker permitió identificar agrupaciones de especies que comparten patrones similares en la variación en la densidad a lo largo de los sitios y periodos evaluados

(Figura 29). En primer lugar, se encuentra el Grupo I de especies que presentan una respuesta moderada frente a las condiciones ambientales contrastantes del periodo de estudio incrementando su abundancia hacia el período seco y según el sitio (lejanía y cercanía a la desembocadura del río) aquí encontramos a las especies de gasterópodos de la especie *Melampus sp*. y Gastropoda sp. y los poliquetos *Chaetozone* sp., *L. annulata*, y *Trocochaeta* cf. *mexicana*.

El Grupo II se encuentran especies tolerantes que permanecen perennes durante el periodo de estudio, mostrando una respuesta positiva en su densidad, como los poliquetos *P.* cf. *nuntia, N. hemipodus, Owenia* sp, entre otros. Por último, hay un grupo III de especies con una respuesta marcada frente a condiciones ambientales contrastantes, disminuyendo las abundancias durante el periodo de lluvia para empezar a recuperarse hacia el período seco; este grupo está representado por los *poliquetos H. fauvelli, A. rubrocinta, P. chilensis, L. kergelensis* y *A. hamata.*

Estas agrupaciones reflejan estrategias ecológicas diferenciadas del macrobentos frente al pulso hidrológico anual del manglar, evidenciando un gradiente de tolerancia ambiental y dependencia estacional que estructura la comunidad bentónica durante el período evaluado.

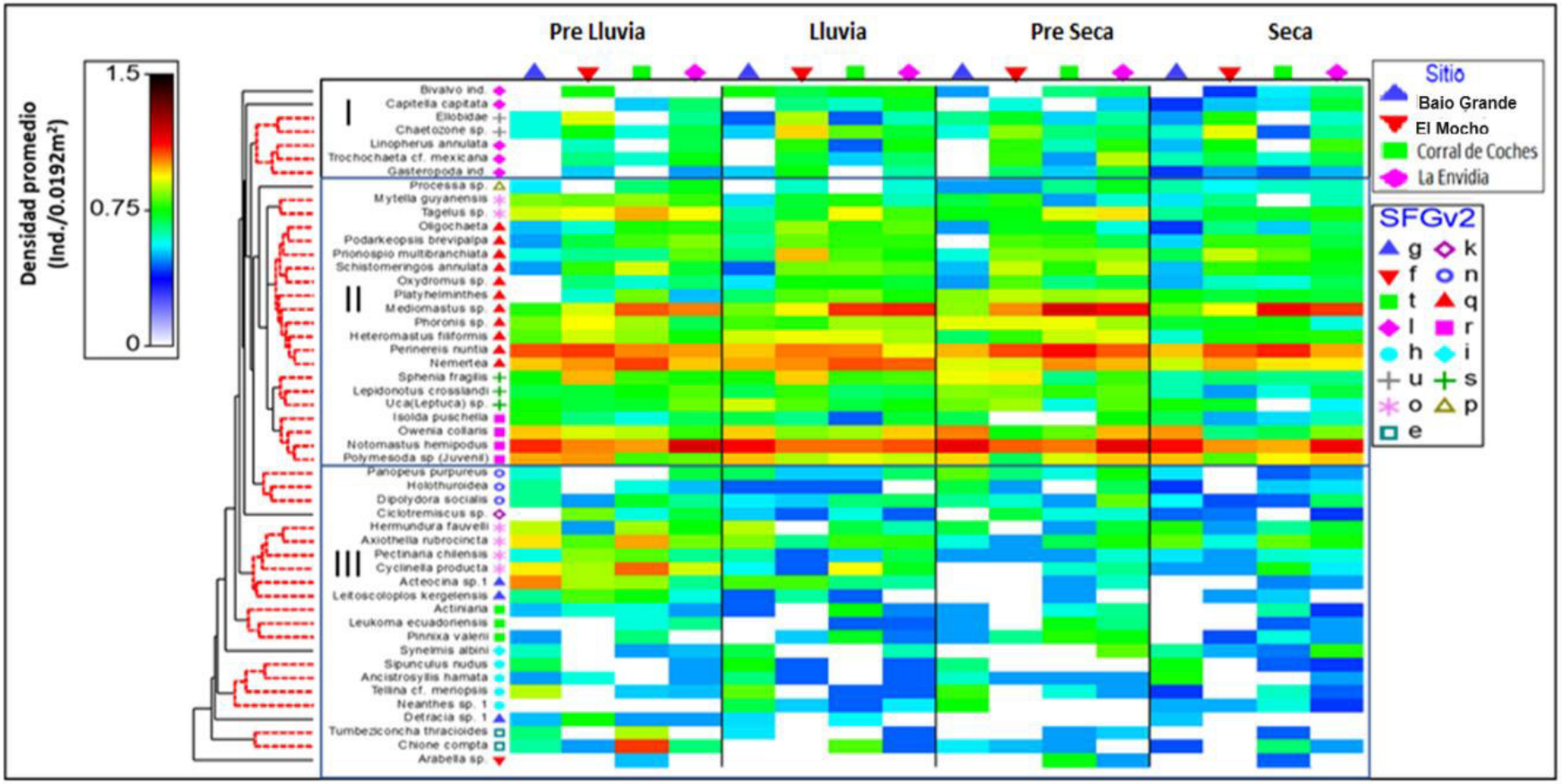


Figura 29. Shade Plot agrupando especies del macrobentos del manglar de SNLMT y Puerto Pizarro según los períodos temporales. La densidad de 50 especies más importantes promediando para cada período en los sitios lejanos y cercanos a la desembocadura del río Zarumilla y Tumbes. El espectro de color indica la densidad promedio por corer (área =0.0192 m^2) previa transformación raíz cuadrada

5.3.2. Número de especies

Se registró un total de 173 especies a lo largo del estudio. Las dos áreas presentan 145 especies en común. Para el área protegida se encontró un total de 144 especies (28 especies exclusivas); con un mayor registró en la Envidia con 114 especies. Por otro lado, el área no protegida se encontró 133 especies con un mayor registró en Bajo Grande con 111 especies (Tabla 8). En todos los sitios, los filos más diversos fueron Annelida, seguido de Molusca y Arthropoda.

Tabla 8. Número de especies encontradas en los Taxones por sitio en el área protegida y no protegida de los Manglares de Tumbes, Perú.

Phyllum	Área Protegida SNLMT			Área no protegida Puerto Pizarro			Manglar Tumbes
	Envidia	Corral Coches	Total	Bajo Grande	El Mocho	Total	TOTAL
Cnidaria	1	1	1	1	1	1	1
Annelida	69	50	76	53	55	67	92
Arthropoda	14	17	21	15	7	16	24
Cordata	1	1	1	1	1	1	1
Mollusca	26	39	41	37	33	44	51
Echinodermata	1	1	1	1	1	1	1
Nemertea	1	1	1	1	1	1	1
Phoronida	1	1	1	1	1	1	1
Platyhelminthes	1	1	1	1	1	1	1
Total	114	112	144	111	101	133	173

A lo largo del estudio, en los cuatro sitios se encontraron una tendencia a disminuir el número de especies. En cuanto al área protegida, la Envidia registró el valor más alto de número de especies con 20 ± 2 especies, y el valor más bajo con 10±1 coincidiendo con el período pre-lluvia y período seco respectivamente (Figura 30A). En contraste, el sitio Corral de Coches, registró el valor más alto con 20 ± 1 especies en el período pre-lluvia mientras que el menor valor con 9±1 especies coincidiendo al inicio y final del período seco (Figura 30B).

Por otro lado, en el área no protegida, los dos sitios evaluados disminuyeron en número de especie desde el período pre-lluvia hacia el período seco. Asimismo, Bajo Grande presentó el mayor valor con 15 ± 2 especies en y el menor valor con 7±1 especies durante el período pre-lluvia y al inicio del período seco respectivamente (Figura 30C). De igual forma, El Mocho, se encontró el mayor valor con 18 ± 2 y el menor valor con 8±1 especies correspondiente pre-lluvia y período seco respectivamente (Figura 30D).

En el área protegida, el análisis de la prueba PERMANOVA encontró en el número de especies hay diferencias significativas del factor período (me (Pe)) (Pseudo F=2,68 y p<0,05) y estrato (Es) (Pseudo F=8,3 y p<0,05) sin una interacción significativa. Estos factores explican el 22% del total de la varianza. En el área no protegida, el análisis de la prueba PERMANOVA encontró en el número de especies hay diferencias significativas del estrato (Es) (Pseudo F=7,7 y p<0,05) y el factor período (Pseudo F=5,8 y p<0,05) sin una interacción significativa. Estos factores explican el 28% del total de la varianza (Tabla 9).

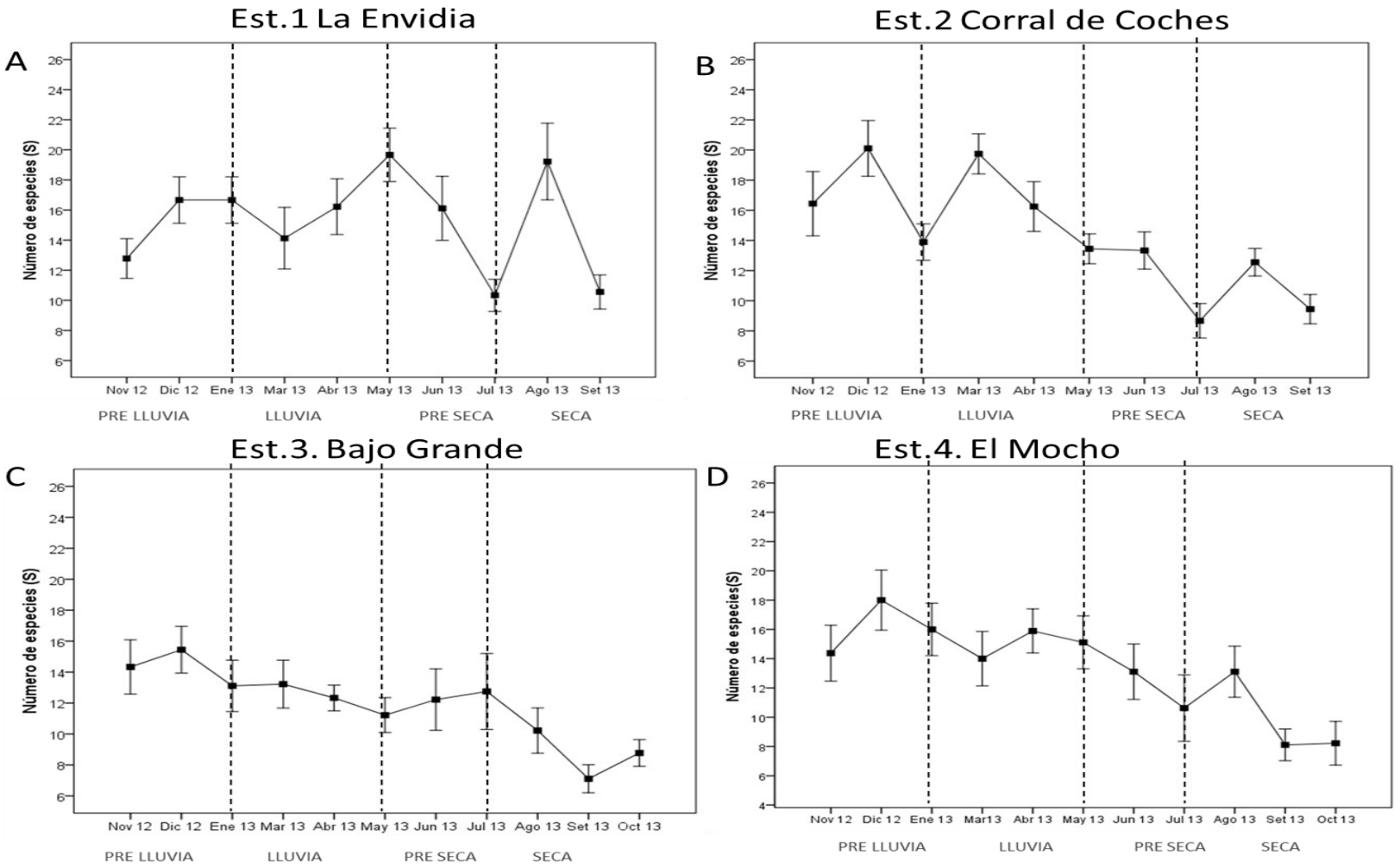


Figura 30. Variación temporal del número de especie totales a lo largo del periodo de estudio en el área protegida-Manglares del SNLMT y no protegida Puerto Pizarro.

Tabla 9. Resultados de la prueba PERMANOVA del número de especie. En negrita variación significativa: *p<0.05.

	Fuente de Variación	df	Pseudo-F	P(perm)	%CV
Área Protegida-Zarumilla	Pe	3	1.448	0.3144	6.0
	Si	1	1.138	0.3277	1.2
	Es	2	8.344	**0.0060**	12.1
	me(Pe)	6	2.687	**0.0107**	11.1
	PexSi	3	2.364	0.1716	7.6
	PexEs	6	1.695	0.1995	7.3
	SixEs	2	2.064	0.1736	5.7
	me(Pe)xSi	6	0.713	0.6495	0.0
	me(Pe)xEs	12	0.873	0.5848	0.0
	PexSixEs	6	2.401	0.0911	12.8
	me(Pe)xSixEs	12	0.664	0.7968	0.0
	Res	120			36.2
	Total	179			
	Fuente de Variación	df	Pseudo-F	P(perm)	%CV
Área no Protegida-Puerto Pizarro	Pe	3	5.811	**0.0280**	14.6
	Si	1	1.064	0.3380	0.8
	Es	2	7.705	**0.0049**	13.4
	me(Pe)	7	1.688	0.1203	6.9
	PexSi	3	1.007	0.4495	0.6
	PexEs	6	0.991	0.4742	0.0
	SixEs	2	1.384	0.2887	4.3
	me(Pe)xSi	7	0.806	0.6013	0.0
	me(Pe)xEs	14	1.294	0.2190	7.8
	PexSixEs	6	1.361	0.3020	8.1
	me(Pe)xSixEs	14	1.155	0.3109	8.1
	Res	132			35.4
	Total	197			

Pe=período, Lo=localidad, Si= sitio,Es= Estrato, me= meses, Res= residual, %CV=Coeficiente de variación

5.3.3. Densidad total

En el área protegida, la Envidia registró una densidad promedio de 2674,39±194,45 ind/m^2. El mayor valor se registró con 4600 ± 889,9 ind/m^2 durante el período seco, en contraste el menor valor registró 1866,37±317 ind/m^2 correspondiente al inicio del período de lluvia (Figura 31A). En Corral de Coches registró una densidad

promedio de 2375,12±165,93 ind/m^2. El mayor valor se registró con 3648,4±73,5 ind/m^2 correspondiente al período pre-lluvia, mientras el menor valor se reportó con 1469,9± 211,3 Ind/m^2 durante el período seco (Figura 31B).

En el área no protegida, en el sitio Bajo Grande registró una densidad promedio 2032,8± 120,8 ind/m^2. El mayor valor se registró con 2627,31 ± 536,7 ind/m^2 durante el período pre-lluvia y el menor valor con 989,59 ±148,3 ind/m^2 correspondiente al período seco (Figura 31C). Asimismo, en El Mocho registró una densidad promedio 1898,6 ± 143,0 ind/m^2. El mayor valor se registró con 2922,5 ± 516,9 ind/m^2 durante al período pre-lluvia, y el menor valor con 937,3 ± 188,8 ind/m^2 correspondiente al período seco (Figura 31D).

En el área protegida, el análisis de la prueba PERMANOVA encontró en la densidad de la macrofauna diferencias significativas del factor período (me (Pe)) (Pseudo F=3,24 y p<0,05) y estrato (Es) (Pseudo F=13,220 y p<0,05) sin una interacción significativa. Estos factores explican el 28% el total de la varianza (Tabla 10).

En el área no protegida, el análisis de la prueba PERMANOVA encontró en la densidad de la macrofauna diferencias significativas del estrato (Es) (Pseudo F=2,63 y p<0,05) y el factor período (Pseudo F=18,32 y p<0,05) sin una interacción significativa. Estos factores explican el 25% el total de la varianza (Tabla

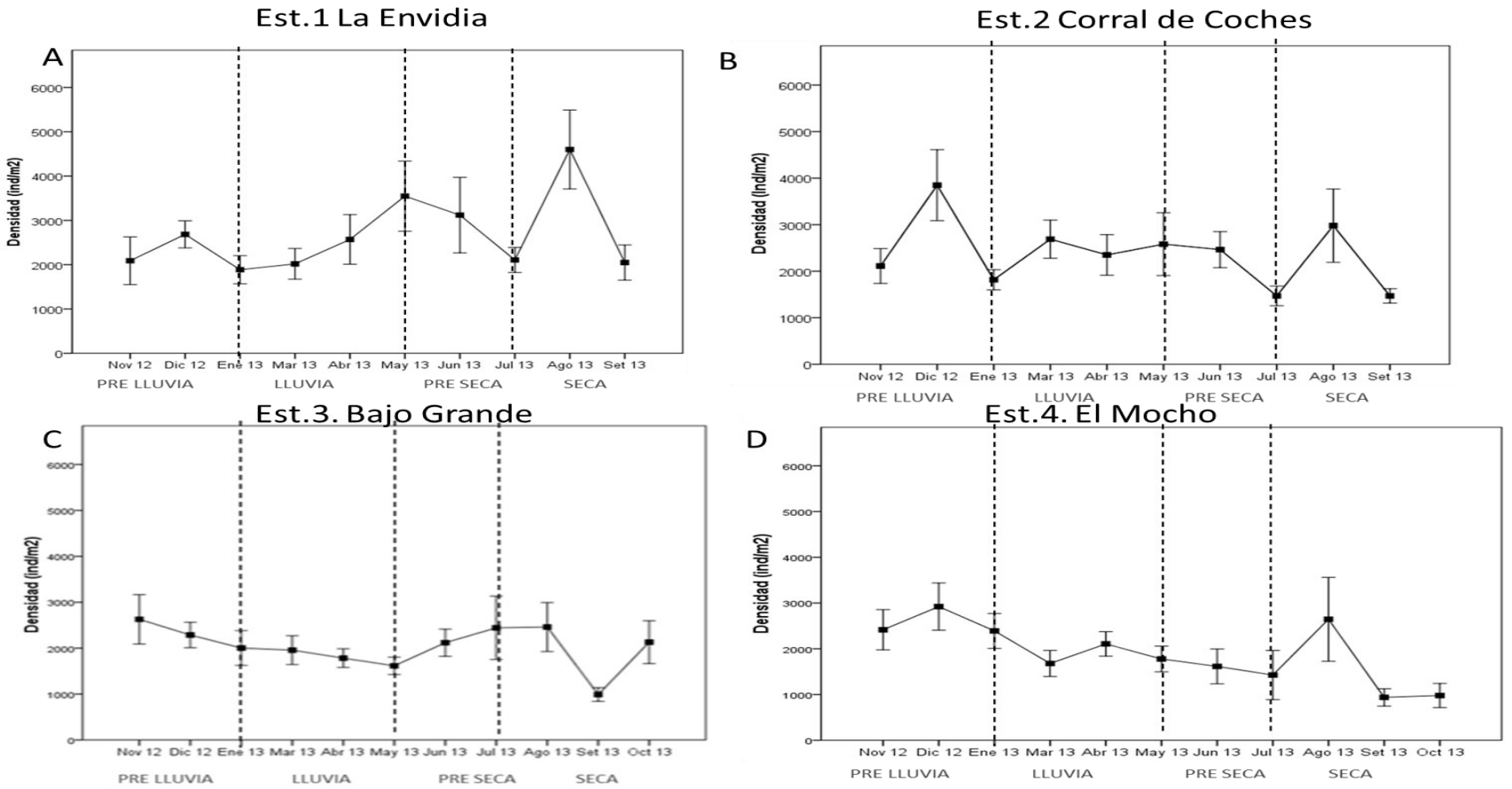


Figura 31. Variación temporal de la densidad total a lo largo del periodo de estudio en el área protegida-Manglares del SNLMT y no protegida Puerto Pizarro.

Tabla 10. Resultados de la prueba PERMANOVA de la densidad de la macrofauna. En negrita variación significativa: p<0.05.

	Fuente de Variación	df	Pseudo-F	P(perm)	%CV
Área Protegida-Zarumilla	Pe	3	1.019	0.4567	1.2
	Si	1	2.494	0.1680	3.1
	Es	2	13.220	**0.0014**	16.2
	me(Pe)	6	3.249	**0.0052**	11.4
	PexSi	3	3.183	0.1134	7.3
	PexEs	6	2.248	0.1075	10.2
	SixEs	2	1.158	0.3488	1.9
	me(Pe)xSi	6	0.528	0.7873	0.0
	me(Pe)xEs	12	1.193	0.2950	5.8
	PexSixEs	6	2.292	0.0986	10.8
	me(Pe)xSixEs	12	0.653	0.7979	0.0
	Res	120			32.1
	Total	179			
	Fuente de Variación	df	Pseudo-F	P(perm)	%CV
Área no Protegida-Puerto Pizarro	Pe	3	2.019	0.1924	7.5
	Si	1	1.538	0.2580	2.8
	Es	2	18.322	**0.0004**	16.0
	me(Pe)	7	2.625	**0.0122**	9.6
	PexSi	3	0.575	0.6486	0.0
	PexEs	6	1.587	0.2212	5.7
	SixEs	2	4.106	**0.0480**	8.5
	me(Pe)xSi	7	1.300	0.2546	5.8
	me(Pe)xEs	14	0.881	0.5870	0.0
	PexSixEs	6	2.715	0.0589	12.3
	me(Pe)xSixEs	14	0.698	0.7784	0.0
	Res	132			31.8
	Total	197			

Pe=período, Lo=localidad, Si= sitio, Es= Estrato, me= meses, Res= residual, %CV=Coeficiente de variación

5.3.4. Biomasa total

La Biomasa total a lo largo del estudio, presenta en la mayoría de los sitios, dos incrementos importantes coincidiendo con el período pre-lluvia (diciembre a marzo) y lluvia (mayo – julio) respectivamente.

En el área protegida, La Envidia registró una biomasa promedio 139,917 ± 31,259 g/m^2. El mayor valor de la biomasa fue de 340,409 ± 160,047g/m^2 correspondiente al período pre-lluvia y el menor fue 211,369 ± 131,683 g/m^2 registrado al final del período de seco (Figura 32A). Por otro lado, en Corral de Coches registró una biomasa promedio 212,833 ± 33,4402 g/m^2. Los mayores valores se registraron con 499,462 ± 177,255 g/m^2 y 495,868 ± 144,547 g/m^2 correspondiente al período de lluvia e inicio pre-seco respectivamente (Figura 32B). En contraste, el menor valor registró 26,8330 ± 33,4402 g/m^2 durante el período seco. El aumento en biomasa se explica por la presencia de juveniles de los moluscos *A. similis*, *A. tuberculosa*, *Cyclinella producta*, *Tagelus dombei*, *Panamicorbula ventricosa* y Arthropoda *Panopeus purpurus*).

En el área no protegida, Bajo Grande registró una biomasa promedio 203,284 ± 120,843 g/m^{2,}. Los mayores valores de biomasa se registraron con 229,033 ± 141,1301 g/m^2 correspondiente al inicio del período de lluvia, y 221,902 ± 114,614 g/m^2 correspondiente al final del período pre-seco mientras que el menor valor se reportó con 35,147 ±11,957 g/m^2 durante el período seco (Figura 32C). En contraste, El Mocho registró una biomasa promedio de 88,240 ± 20,053 g/m^2, el mayor valor se registró con 220,343 ± 167,360 g/m^2 en el período de lluvia, y 146.569 ± 70.702 g/m^2 durante el período pre-seco, mientras que el menor valor se registró con 30.728 ± 12.917g/m^2 durante el período seco (Figura 32D).

El aumento en biomasa estuvo asociados a la presencia de juveniles de los moluscos *A. similis*, *A. tuberculosa*, *Cyclinella producta*, *Tagelus* sp., *Panamicorbula ventricosa*, *Petricola exarata* y Arthropoda *Panopeus purpureus, Pinnixulala* cf. *valerii, Leptuca* sp. y en particular del anélido *Sipunculus nudus.*

En el área protegida, el análisis de la prueba PERMANOVA de la biomasa encontró que ninguno de los factores espaciales y temporales presenta diferencias significativas. Por lo contrario, en el área no protegida, encontró en la biomasa diferencias significativas del factor estrato (Es) (Pseudo F=2,78 y p<0,05) y el factor sitio (Pseudo F=10,89 y p<0,05) sin una interacción significativa. Estos factores explican el 20% del total de la varianza (Tabla 11).

Tabla 11. Resultados de la prueba PERMANOVA de la biomasa de la macrofauna. En negrita variación significativa: p<0.05. Pe=periodo, Si=sitio, Res= residuo

	Fuente de Variación	df	Pseudo-F	P(perm)	%CV
Área Protegida-Zarumilla	Pe	3	2.742	0.1482	9.1
	Si	1	3.613	0.1089	8.1
	Es	2	2.146	0.1614	5.6
	me(Pe)	6	0.899	0.5048	0.0
	PexSi	3	1.248	0.3757	4.9
	PexEs	6	1.412	0.2825	6.6
	SixEs	2	1.358	0.2937	4.0
	me(Pe)xSi	6	0.923	0.4936	0.0
	me(Pe)xEs	12	0.659	0.7992	0.0
	PexSixEs	6	1.928	0.1529	12.8
	me(Pe)xSixEs	12	0.555	0.8815	0.0
	Res	120			48.7
	Total	179			
	Fuente de Variación	df	Pseudo-F	P(perm)	%CV
Área no Protegida-Puerto Pizarro	Pe	3	2.590	0.1339	7.4
	Si	1	10.899	**0.0154**	12.3
	Es	2	2.778	**0.0939**	**7.8**
	me(Pe)	7	0.773	0.6126	0.0
	PexSi	3	0.866	0.5004	0.0
	PexEs	6	1.288	0.3379	6.1
	SixEs	2	0.842	0.4501	0.0
	me(Pe)xSi	7	0.650	0.7149	0.0
	me(Pe)xEs	14	0.971	0.4824	0.0
	PexSixEs	6	0.609	0.7211	0.0
	me(Pe)xSixEs	14	1.577	0.0934	20.2
	Res	132			46.2
	Total	197			

Pe=período, Lo=localidad, Si= sitio, Es= Estrato, me= meses, Res= residual, %CV=Coeficiente de variación

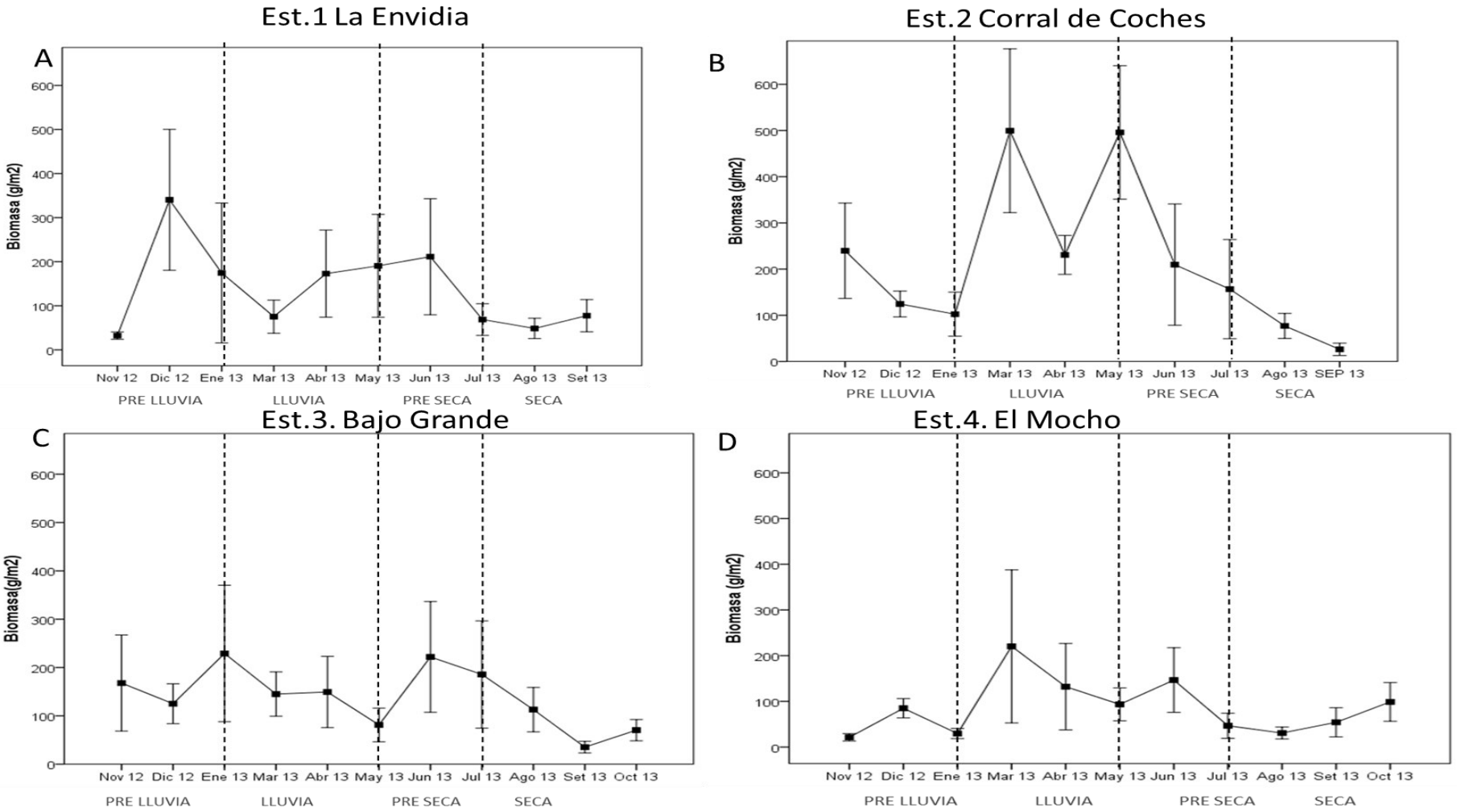


Figura 32. Variación temporal de la biomasa total a lo largo del periodo de estudio en el área protegida-Manglares del SNLMT y no protegida Puerto Pizarro.

5.3.5. Índice de Diversidad de Shannon – Weaver

En cuanto a la biodiversidad, medida mediante el índice de diversidad de Shannon – Weaver, este estudio presentó que en la mayoría de los sitios una tendencia general a disminuir a lo largo del periodo de estudio.

En el área protegida, La Envidia, el índice de diversidad de Shannon – Weaver registró un promedio de 2,16± 0,04 bits. El mayor valor de diversidad se registró con 2,56 ± 0,09 bits durante el período de lluvia, mientras que el menor valor se registró con 1,73 ± 0,07 bits durante el final del período seco. Por otro lado, en el sitio Corral de Coches registró un índice de diversidad de Shannon – Weaver promedio de 2,15±0,05 bits. El mayor valor se registró con 2,63 ±0,59 bits en el período de lluvia, mientras que el menor valor se reportó con 1,59 ± 0.21 bits correspondiente al período seco (Figura 33A y B).

En el área no protegida, Bajo grande registró un índice de diversidad de Shannon – Weaver promedio de 1,89 ± 0,05 bits. El mayor valor de diversidad fue de 2,33 ± 0,13 bits durante el período pre-lluvia, mientras que el menor valor fue de 1,38 ± 0.16 bits correspondiente al período seco. En contraste en el sitio El Mocho registró un índice de diversidad de Shannon – Weaver promedio de 2,19 ± 0,04 bits. El mayor valor se registró con 2.52 ± 0.09 bits durante el período pre-lluvia, mientras que el menor valor se registró con 1.77 ± 0,14 bits durante el período seco (Figura 33C y D).

En el área protegida, el análisis de la prueba PERMANOVA del índice de diversidad de Shannon – Weaver encontró que ninguno de los factores espaciales y temporales presentó diferencias significativas. Por lo contrario, en el área no protegida, el índice de diversidad de Shannon – Weaver mostró una interacción importante del factor espacial SixEs (Pseudo $F=4,11$ y $p<0,05$). Asimismo, se encontraron diferencias significativas en el factor período, específicamente entre los meses me (Pe) (Pseudo $F=2,62$ y $p<0,05$) y en el factor estrato Es (Pseudo $F=18,32$ y $p<0,05$). En conjunto los factores y sus interacciones significativos explicaron un 34% de la variación total (Tabla 12).

Tabla 12. Resultados de la prueba PERMANOVA del índice de diversidad de Shannon – Weaver En negrita variación significativa: p<0.05.

	Fuente de Variación	df	Pseudo-F	P(perm)	%CV
Área Protegida-Zarumilla	Pe	3	1.078	0.4286	2.3
	Si	1	0.386	0.5711	0.0
	Es	2	1.990	0.1768	4.9
	me (Pe)	6	1.440	0.1986	7.3
	PexSi	3	1.797	0.2402	6.5
	PexEs	6	1.846	0.168	8.9
	SixEs	2	1.308	0.3124	4.2
	me(Pe)xSi	6	0.554	0.7878	0.0
	me(Pe)xEs	12	0.642	0.8203	0.0
	PexSixEs	6	2.657	0.0694	19.4
	me(Pe)xSixEs	12	0.783	0.6862	0.0
	Res	120			46.4
	Total	179			
	Fuente de Variación	df	Pseudo-F	P(perm)	%CV
Área no Protegida-Puerto Pizarro	Pe	3	2.019	0.2011	7.5
	Si	1	1.538	0.2435	2.8
	Es	2	18.322	**0.0002***	16.0
	me(Pe)	7	2.625	**0.0136***	9.6
	PexSi	3	0.575	0.6482	0.0
	PexEs	6	1.587	0.2198	5.7
	SixEs	2	4.106	**0.0383***	8.5
	me(Pe)xSi	7	1.300	0.2575	5.8
	me(Pe)xEs	14	0.881	0.5867	0.0
	PexSixEs	6	2.715	0.0569	12.3
	me(Pe)xSixEs	14	0.698	0.7787	0.0
	Res	132			31.8
	Total	197			

Pe=período, Lo=localidad, Si= sitio, Es= Estrato, me= meses, Res= residual, %CV=Coeficiente de variación

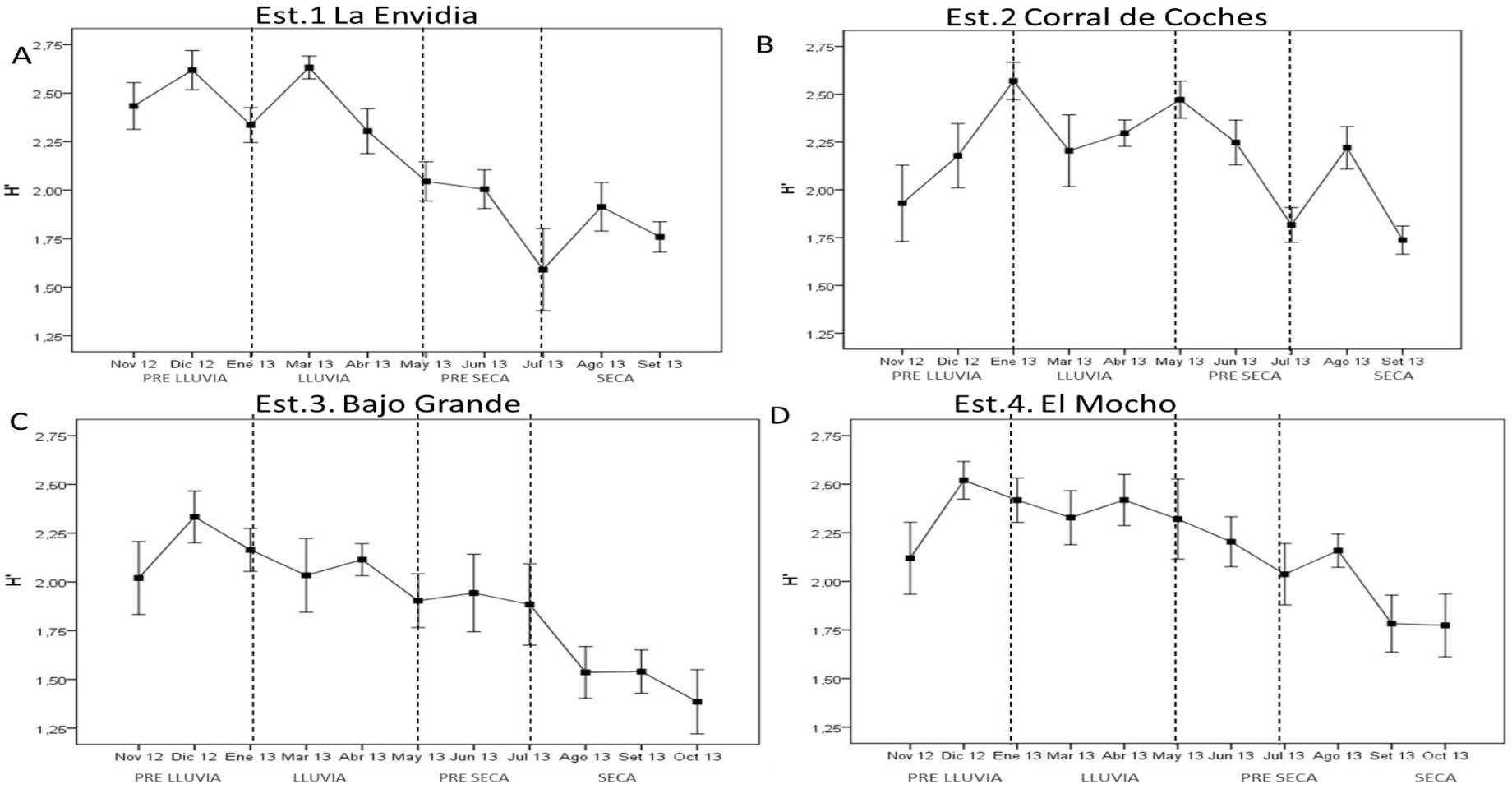


Figura 33. Variación temporal del índice de diversidad de Shannon – Weaver a lo largo del periodo de estudio en el área protegida-Manglares del SNLMT y no protegida Puerto Pizarro.

5.3.6. Variación temporal de la estructura comunitaria durante el periodo de estudio

El análisis de la variabilidad temporal de la comunidad de macrobentos fue descrita a partir de los centroides, los cuales representaron cada período en espacio multidimensional del análisis de nMDS. Los resultados demuestran en la estructura comunitaria una variación temporal entre los períodos de los sitios evaluados. De la misma forma, se observa que los sitios del área protegida son más similares que los sitios del área no protegida (Figura 34).

En el área protegida, el análisis de la estructura comunitaria con la prueba PERMANOVA, encuentra diferencia significativa a nivel de todos los factores con una interacción significativa del factor período me (Pe)xSi (Pseudo F=1,33 y p<0,05) y a nivel espacial se encuentra una interacción significativa SixEs (Pseudo F=2,53 y p<0,05) (Tabla 14). Así también, en el área no protegida, se encuentra diferencia significativa a nivel de todos los factores con una interacción significativa del factor período me (Pe)xSixEs (Pseudo F=1,181 y p<0,05) y a nivel espacial con una interacción significativa SixEs (Pseudo F=2,53 y p<0,05) (Tabla 13).

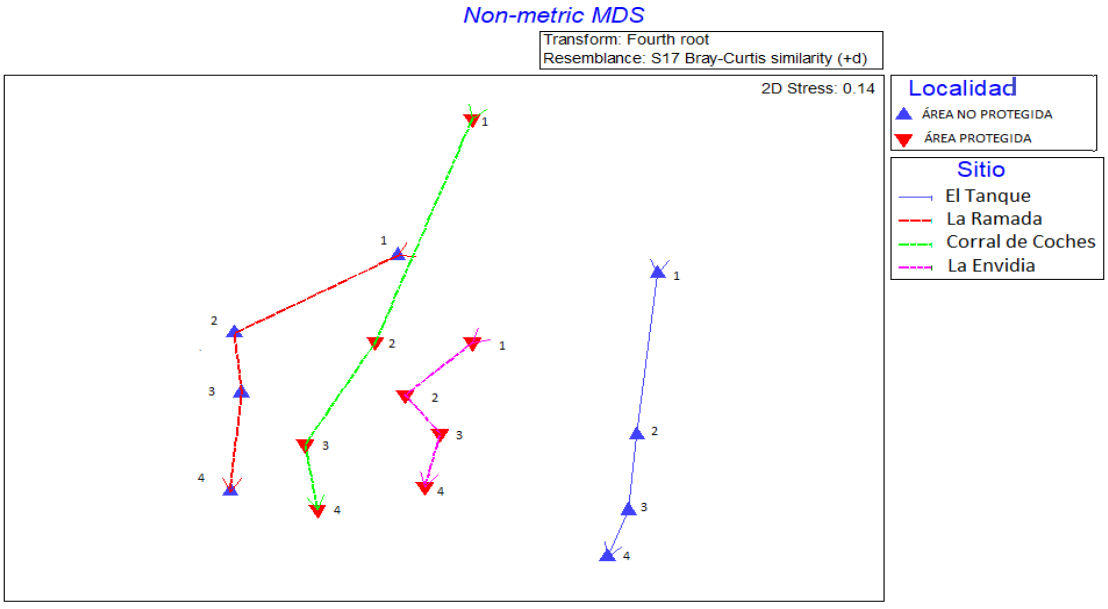


Figura 34. Ordenación nMDS (escalamiento multidimensional no métrico) de la estructura comunitaria del macrobentos de manglar asociados a *A. tuberculosa* en una área protegida y no protegida del manglar de Tumbes, Perú. 1. pre-lluvia, 2. lluvia, 3. pre-seco y 4. seca

Tabla 13. PERMANOVA, cálculo a partir de la matriz de similaridad de Bray-Curtis, con estructura comunitaria del macrobentos de manglar asociada a *A. tuberculosa* en el Santuario de Tumbes y Puerto Pizarro. En negrita variación significativa: p<0.05.

	Fuente de Variación	df	Pseudo-F	P(perm)	%CV
Área Protegida Zarumilla	Pe	3	2.3092	**0.0049**	9.0
	Si	1	5.5829	**0.0046**	8.8
	Es		2.95	**0.0008**	6.5
	me(Pe)	7	2.4801	**0.0001**	9.8
	PexSi	3	1.2784	0.2182	4.3
	PexEs	6	1.318	0.0794	5.2
	SixEs	2	2.5366	**0.005**	7.2
	me(Pe)xSi	6	1.3311	**0.021**	6.3
	me(Pe)xEs	14	1.1369	0.0903	5.2
	PexSixEs	6	1.1786	0.2217	4.9
	me(Pe)xSixEs	12	0.90129	0.8285	0.0
	Res	126			32.9
	Total	188			
	Fuente de Variación	df	Pseudo-F	P(perm)	%CV
Área no Protegida Puerto Pizarro	Pe	3	2.5884	**0.0006**	8.7
	Si	1	17.567	**0.0007**	14.0
	Es	2	2.8106	**0.0028**	5.9
	me(Pe)	7	2.6255	**0.0001**	8.8
	PexSi	3	1.3655	0.1725	4.0
	PexEs	6	0.91724	0.6521	0.0
	SixEs	2	1.6081	0.0732	4.5
	me(Pe)xSi	7	1.2401	**0.0533**	4.8
	me(Pe)xEs	14	1.3417	**0.0018**	7.0
	PexSixEs	6	1.2464	0.1345	5.6
	me(Pe)xSixEs	14	1.181	**0.0463**	7.2
	Res	132			29.4
	Total	197			

Pe=período, Lo=localidad, Si= sitio, Es= Estrato, me= meses, Res= residual, %CV=Coeficiente de variación

5.3.7. Grupos tróficos

Para representar la estructura trófica de la macrofauna, se agrupó la información de las abundancias de cada sitio para todo el período de estudio. Para esto se determinó seis agrupaciones funcionales; Depositívoros Sub-Superficiales (DSS) consumen material desde los sedimentos, Depositívoros Superficiales (DS) se alimentan de material depositado en la superficie de los sedimentos, Filtradores (Fi) filtran desde la columna de agua, Omnívoros (OM) se alimentan de otros componentes animales y/o vegetales, Carnívoros (CA) depredan sobre otros componentes de la macrofauna y Herbívoro (H) que se alimentan ramoneando algas.

El grupo funcional con mayor contribución en abundancia fue el grupo depositivoros superficiales (40 a 55 %), con la dominancia de las familias de poliquetos Capitelidae y Maldanidae para todos los sitios. Seguido de los filtradores o suspensívoros representados por los bivalvos (24% a 33%) siendo mayores en Bajo Grande. Mientras que el grupo carnívoro contribuyó con un 15 a 17 % representado por Nemertea y la familia de poliquetos Dorvilleidae, Amphinomidae y Pilargidae. En el caso del grupo omnívoros hubo un aporte importante por los poliquetos de la familia Nereididae que contribuyó en más del 10% destacando en los sitios lejanas a la desembocadura del río, El Mocho y Corral de Coches (Figura 35).

La variación temporal de los grupos tróficos en los sitios de un área protegida y no protegida se caracterizó por un incremento de especies que se alimentan de depósitos superficial en los inicios de los períodos lluvia y seco (Figura 36). En los sitios cercanos a la desembocadura del río (El Mocho y Corral de Coches) el grupo de los omnívoros incrementó su porcentaje a lo largo del período de estudio mientras que los filtradores disminuyeron hacia el período pre-seco y seco. Asimismo, El Mocho se caracterizó por una importante contribución de otros grupos como las especies que se alimentan de depósitos subsuperficial, omnívoros y herbívoros. (Figura 36). Por otro lado, Bajo Grande, presentó como peculiaridad una disminución del grupo filtradores durante el período seco a diferencia de los otros sitios evaluados.

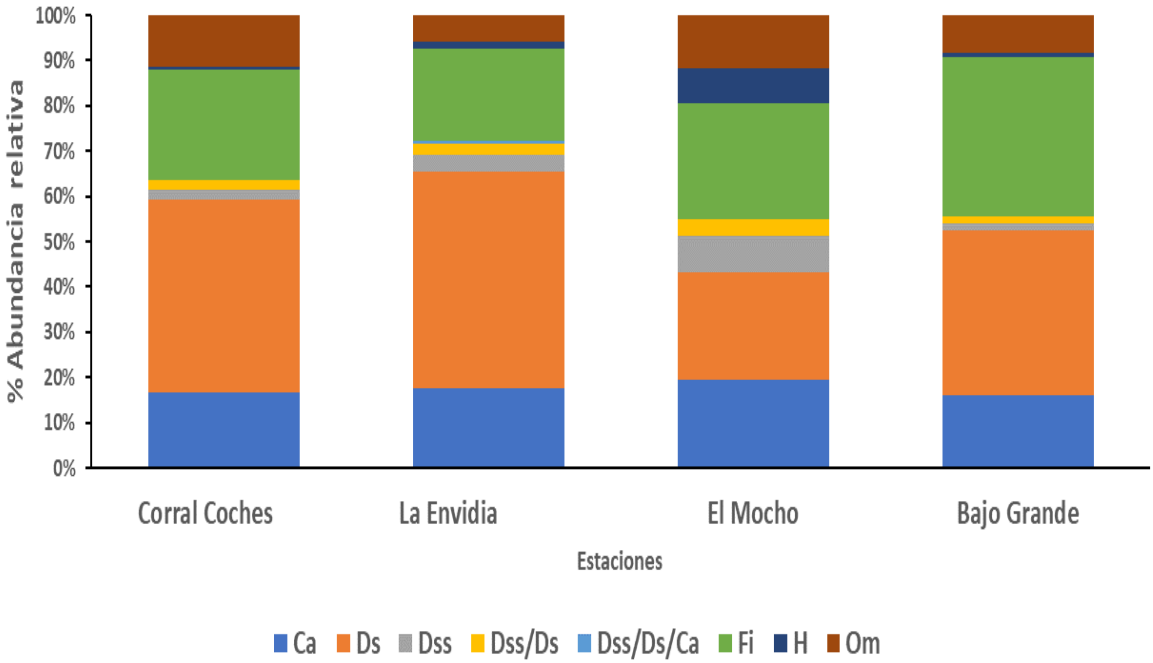


Figura 35. Composición de los grupos tróficos en las estaciones de muestreo expresados en porcentaje (%).Ca=carnívoros, Ds= detritívoro superficial, Dss=detritívoro subsuperficial, Fi=filtradores, H=herbívoro y Om=omnívoro

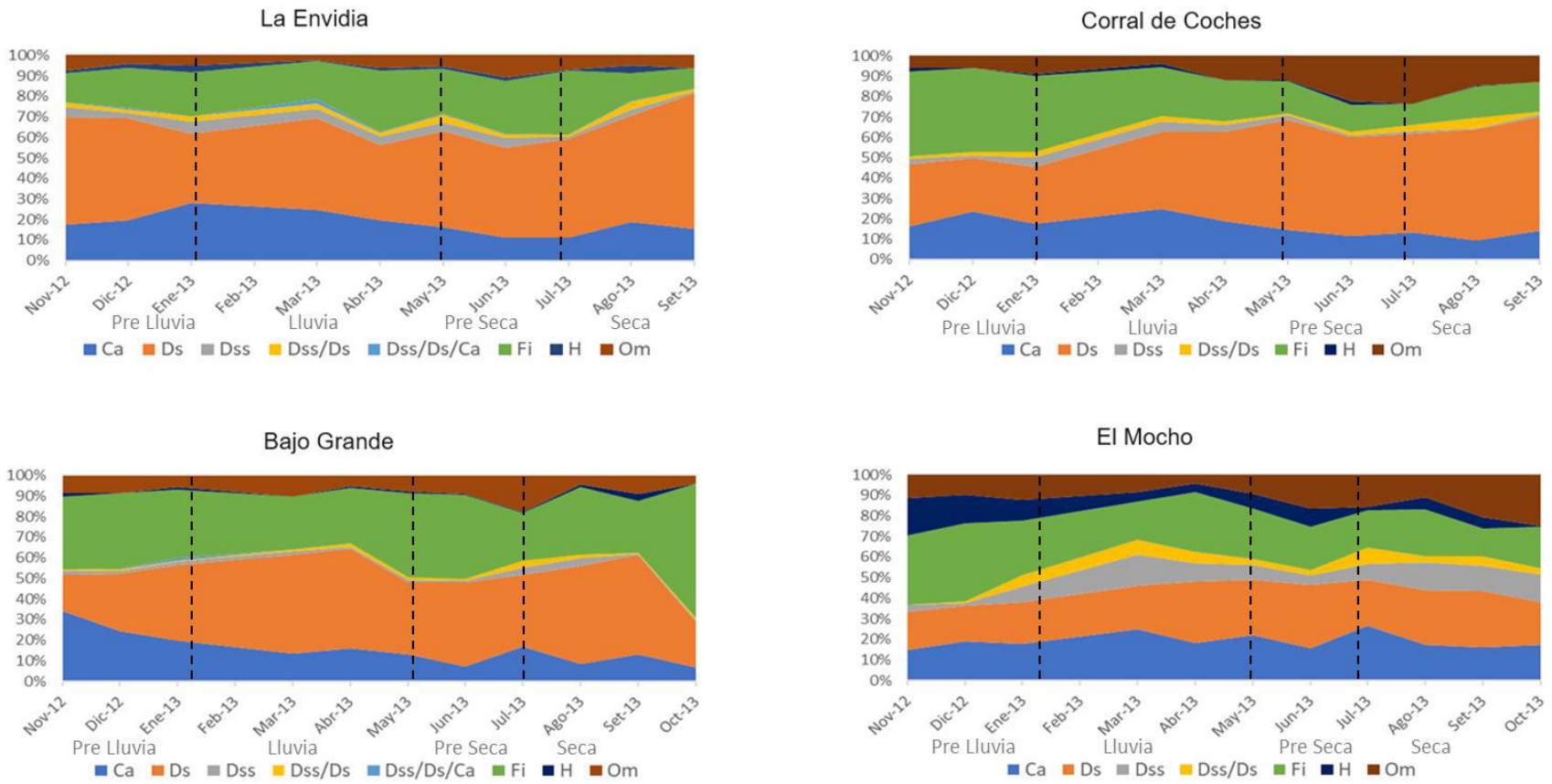


Figura 36. Cambios en los porcentajes de los grupos tróficos según las abundancias totales de la comunidad del macrobentos de manglar de un área protegida (La Envidia y Corral de Coches) y no protegida (Bajo Grande y El Mocho) en el manglar de Tumbes, Perú. Ca=carnívoros, Ds= detritívoro superficial, Dss=detritívoro subsuperficial, Fi=filtradores, H=herbívoro y Om=omnívoro

5.3.7.1. Variación temporal durante el periodo de estudio de los grupos tróficos

El análisis de la variabilidad temporal de la comunidad de macrobentos fue descrita a partir de los centroides, los cuales representaron cada período en espacio multidimensional del análisis de nMDS. Los resultados demuestran en los grupos tróficos una variación temporal entre los períodos de los sitios evaluados. De la misma forma, se observa una separación marcada entre los sitios (Figura 37).

El análisis de los grupos tróficos demuestra con la prueba PERMANOVA, diferencia significativa entre los sitios (Pseudo F=5,60 y p<0,05) y los periodos (Pseudo F=2,10 y p<0,05) sin una interacción significativa (Pseudo F=0,83 y p>0,05) entre ellas.

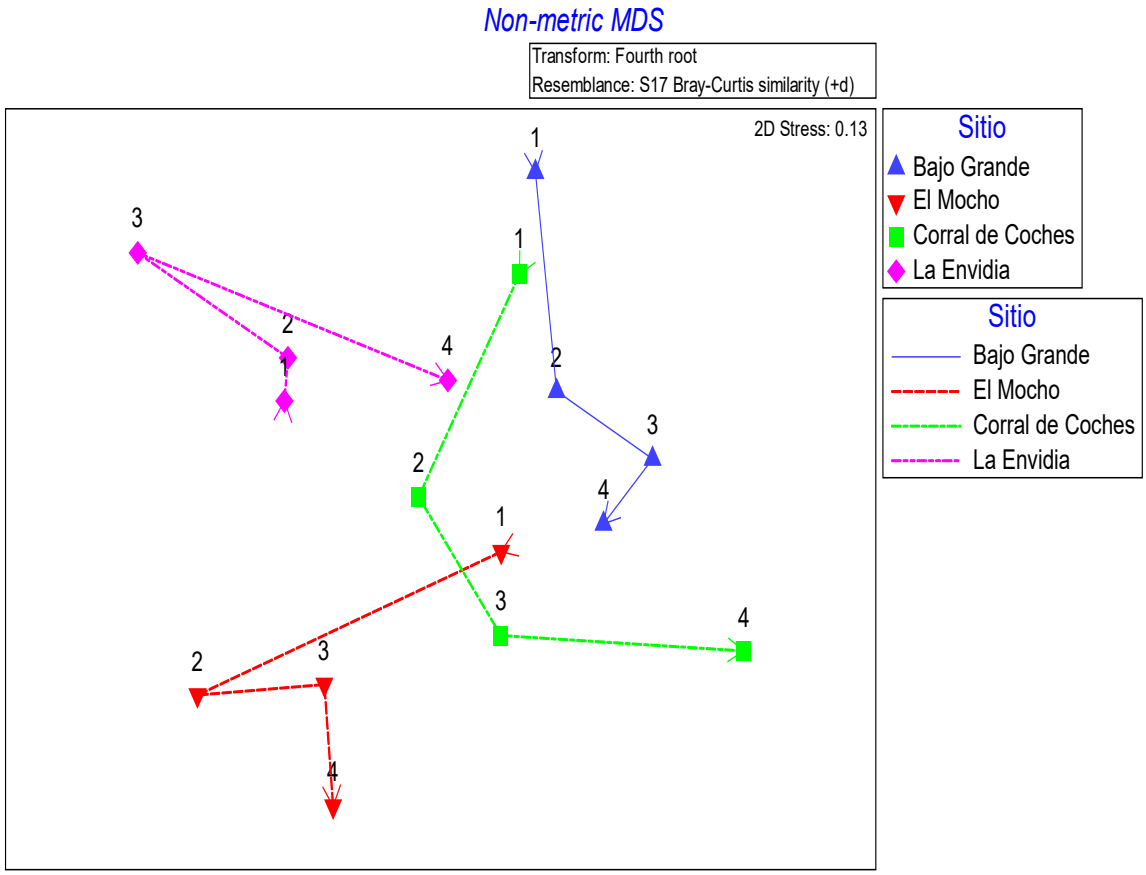


Figura 37. Ordenación nMDS de los grupos tróficos del macrobentos de manglar asociados a *A. tuberculosa* en una área protegida y no protegida del manglar de Tumbes, Perú. 1. pre-lluvia, 2. lluvia, 3. pre-seco y 4. seco

5.4. Densidad de *Anadara tuberculosa*.

En el área protegida, en el sitio la Envidia registró valores promedio de densidad total de 13,14± 1,29 ind/m^2. El valor más alto en densidad se registró con 22,22 ± 4,77 ind/m^2 en el período pre-lluvia, mientras el valor más bajo fue de 6,67 ± 5,29 ind/m^2 correspondiente al período de lluvia. En contraste, en el sitio El Mocho, registró valores promedios de la densidad total de 41,68 ± 3,11 ind/m^2. El valor más alto se registró con 60 ± 10,99 ind/m^2 correspondiente al período pre-lluvia, por el contrario, el más bajo se encontró con 18,22 ± 11,85 ind/m^2, correspondiente al período pre-seco (Figura 38 A y B)

El área no protegida, en el sitio Bajo Grande registró una densidad promedio 17,07±1,31 ind/m^2. El valor más alto de densidad promedio se registró con 27,11 ± 7,11 ind/m^2 correspondiente al período pre-lluvia mientras que el valor más bajo fue de 8 ± 3,13 ind/m^2 durante el período de lluvia. Asimismo, en El Mocho registró una densidad promedio de 28,40±2,176 ind/m^2. El valor más alto de densidad se registró con 48,44 ± 8,25 ind/m^2 en el período de lluvia, por el contrario, el más bajo promedio fue de 16.44±9.48 ind/m^2 correspondiente al período pre-seco (Figura 38 C y D).

En el área protegida, el análisis de la prueba PERMANOVA de la densidad en *A. tuberculosa* encontró una interacción importante del factor período y los factores espaciales Me (Pe)xSixEs (Pseudo F1,926 y $p<0,05$). Las diferencias significativas se encontraron en el factor período me (Pe) (Pseudo F=4,120y $p<0,05$) y el factor sitio Si (Pseudo F=32,782 y $p<0,05$). Solo el factor sitio explica un 33% de la variación total. Por lo contrario, en el área no protegida, encontró interacción importante del factor período con sitio me (Pe)x Si (Pseudo F=2,62 y $p<0,05$) y períodos con Estrato me (Pe)xEs (Pseudo F=2.619 y $p<0,05$). Las diferencias significativas se encontraron en el factor período me (Pe) (Pseudo F=6,15 y $p<0,05$) y el factor Sitio Si (Pseudo F=6.951 y $p<0,05$). Los factores y sus interacciones significativos explican un 50% de la variación total (Tabla14).

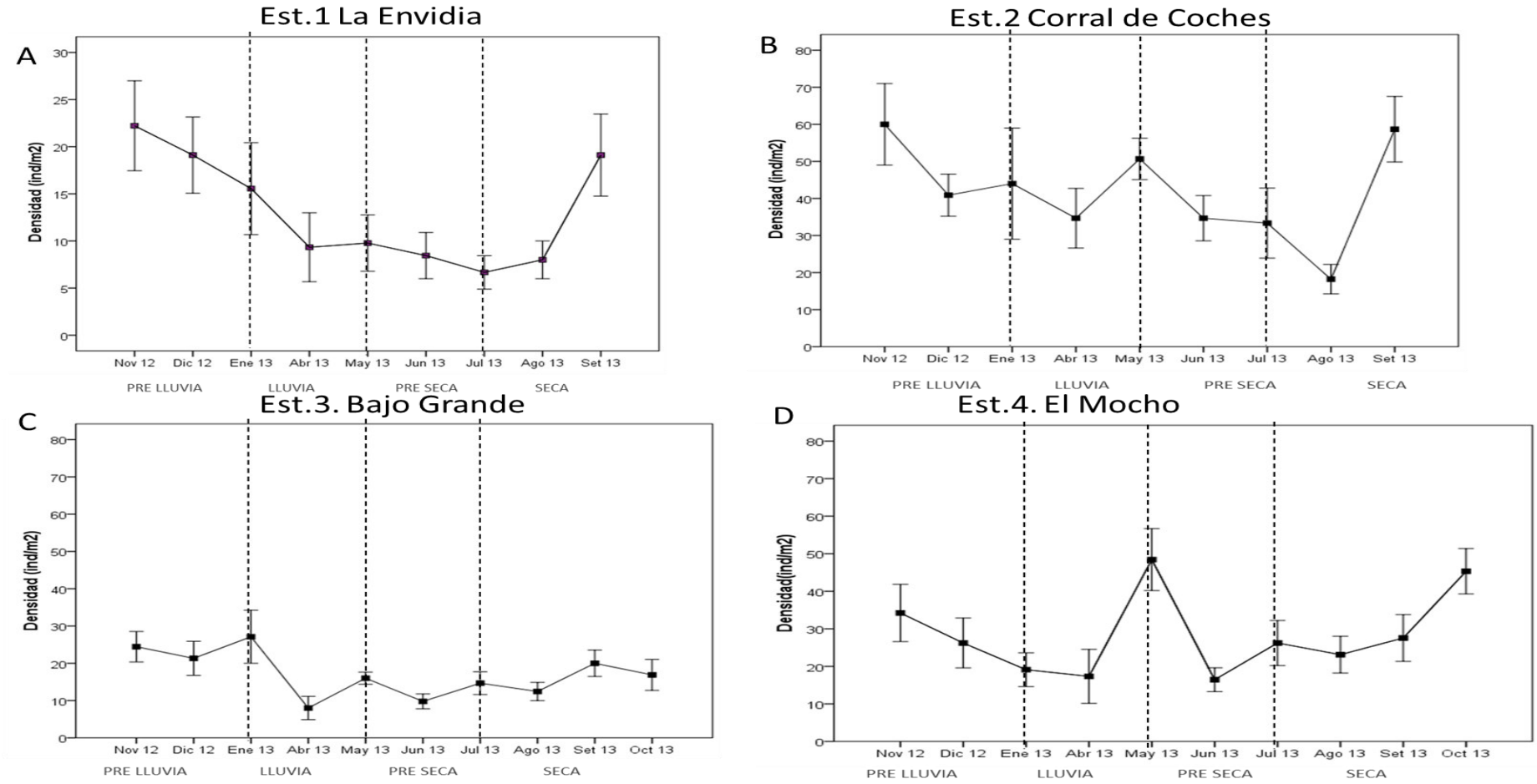


Figura 38. Variación temporal de la densidad d*e A. tuberculosa* a lo largo del periodo de estudio en el área protegida-Manglares del SNLMT y no protegida Puerto Pizarro.

Tabla 14. Análisis de la Prueba PERMANOVA. De los valores de densidad de *Anadara tuberculosa* en los sitios estudiados en el SNLMT y Puerto Pizarro entre noviembre 2012 a octubre 2013. En negrita variación significativa: p<0.05.

	Fuente de Variación	**df**	**Pseudo-F**	**P(perm)**	**%CV**
Área Protegida-Zarumilla	Pe	3	0.662	0.620	0.00
	Si	2	32.782	**0.003**	32.94
	Es	2	3.056	0.084	6.41
	Me(Pe)	6	4.120	**0.001**	13.51
	PexSi	3	0.215	0.879	0.00
	PexEs	6	0.279	0.939	0.00
	SixEs	2	2.007	0.182	0.00
	Me(Pe)xSi	5	1.703	0.136	8.68
	Me(Pe)xEs	12	1.040	0.419	2.65
	PexSixEs	6	0.461	0.824	0.00
	Me(Pe)xSixEs	10	1.926	**0.047**	17.26
	Res	114			27.61
	Total	171			
	Fuente de Variación	**df**	**Pseudo-F**	**P(perm)**	**%CV**
Área no Protegida-Puerto Pizarro	Pe	3	0.452	0.724	0.00
	Si	1	6.951	**0.040**	11.22
	Es	2	2.349	0.142	5.44
	Me(Pe)	6	6.150	**0.000**	11.46
	PexSi	3	1.015	0.454	1.09
	PexEs	6	0.510	0.791	0.00
	SixEs	2	9.586	**0.004**	13.94
	Me(Pe)xSi	6	3.788	**0.003**	11.93
	Me(Pe)xEs	12	2.619	**0.004**	11.13
	PexSixEs	6	1.305	0.313	5.13
	Me(Pe)xSixEs	12	1.352	0.204	7.34
	Res	119			21.33
	Total	178			

Pe=período, Lo=localidad, Si= sitio, Es= Estrato, me= meses, Res= residual, %CV=Coeficiente de variación

5.5. Relación entre las variables biológicos y ambientales

5.5.1. Relación entre la comunidad macrobentónica y las variables ambientales

Las variables ambientales fueron normalizadas mediante la transformación a log x+1, y se evaluó la correlación de Spearman. Los datos muestran una correlación moderada negativa de r=-0.69 entre la temperatura de agua y la salinidad del agua; así mismo una correlación negativa muy baja entre el redox con la salinidad(r=-0.12) y temperatura(r=-0.06) (Figura 39).

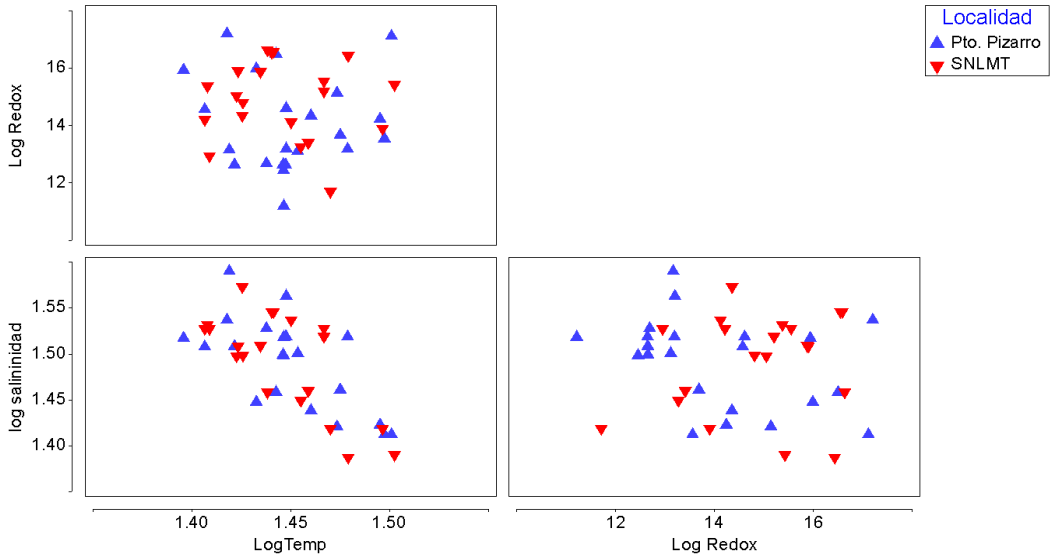


Figura 39. Correlación bivariada (Draftsman plots) de las variables ambientales de Puerto Pizarro y SNLMT.

Los resultados del análisis de DistLM para las dos áreas, indican que las variables ambientales pueden explicar juntas entre el 20% al 78% de la variación total en relación a las variables univariada, estructura comunitaria y la densidad de *A. tuberculosa*.

En cuanto al área protegida, en la Envidia, las variables bióticas que presentan un mayor porcentaje de la variación total explicadas por la temperatura, salinidad y potencial redox son la biomasa y la densidad de *A. tuberculosa* con 74% y 66% de la variación total respectivamente. El potencial redox fue significativo

explicando 56% de la variación total en relación a la biomasa de la macrofauna y la densidad de *A. tuberculosa*; la salinidad fue significativo explicando un 17 % de la variación total en relación a la estructura comunitaria (Tabla 15).

En contraste, el sitio Corral de Coches, las variables bióticas que explicaron un mayor porcentaje de la variación en función de la temperatura, salinidad y potencial redox fueron la biomasa, el índice de diversidad de Shannon –Weaver y la densidad de *A. tuberculosa* con 51%,78% y 64% de la variación total respectivamente. La salinidad resultó significativa, explicando el 20% y 53% de la variación total en relación a la biomasa y índice de diversidad de Shannon – Weaver respectivamente mientras que el potencial redox fue significativo explicando un 43 % de la variación total en relación a la densidad de *A. tuberculosa* (Tabla 15).

De igual manera, en el área no protegida, en Bajo Grande, las variables bióticas que presentan un mayor porcentaje variación total explicadas son el índice de diversidad de Shannon –Weaver y la densidad de *A. tuberculosa* con 35% y 68% respectivamente. La salinidad y la temperatura fueron significativas explicando >30% de la variación total en relación a la densidad de *A. tuberculosa* (Tabla 15).

En contraste, el sitio El Mocho, las variables bióticas que presentan un mayor porcentaje de la variación total explicadas por la temperatura, salinidad y potencial redox son la biomasa, índice de diversidad de Shannon – Weaver, la densidad de *A. tuberculosa* y la estructura comunitaria con 83%, 78%, 58% y 39% de la variación total respectivamente. La temperatura fue significativa explicando el 57% y 47% de la variación total en relación a la biomasa total y la densidad de *A. tuberculo*sa respectivamente. El potencial redox fue significativo explicando un 23 % de la variación total en relación a la biomasa. La salinidad fue significativa explicando un 53 % y 17% de la variación total en relación al índice de diversidad de Shannon – Weaver y la estructura comunitaria respectivamente (Tabla 15).

Tabla 15. Resultado de DISTLM de la proporción acumulada de la variación total a partir test secuencial, describe la asociación de las variables univariadas y multivariadas de la comunidad del macrobentos y densidad de *Anadara tuberculosa* "concha negra" de Manglar en el área protegida y no protegida con las variables ambientales. Las variables ambientales fueron transformadas a Log (x+1). En negrita (*) variables significativas p<0.05.

Localidad	Sitio	Variables	Temperatura	Potencial Redox	Salinidad
AREA PROTEGIDA	***La Envidia***	*N° especies*	0,087	0,170	0,206
		Densidad	0,070	0,073	0,267
		Biomasa	0,139	**0,699***	0,740
		H'	0,252	0,311	0,312
		Densidad A. tuberculosa	0,238	**0,593***	0,663
		Estructura	0,094	0,220	**0,391***
	Corral de Coches	*N° especies*	0,320	0,329	0,626
		Densidad	0,035	0,084	0,145
		Biomasa	0,334	0,352	**0,517***
		H'	0,235	0,252	**0,789***
		Densidad A. tuberculosa	0,165	**0,590***	0,643
		Estructura	0,148	0,267	0,422
AREA NO PROTEGIDA	***Bajo Grande***	*N° especies*	0,069	0,075	0,081
		Densidad	0,132	0,145	0,158
		Biomasa	0,122	0,123	0,296
		H'	0,265	0,291	0,347
		Densidad A. tuberculosa	**0,324***	0,352	**0,684***
		Estructura	0,097	0,214	0,293
	El Mocho	*N° especies*	0,137	0,285	0,353
		Densidad	0,001	0,262	0,270
		Biomasa	**0,575***	**0,805***	0,832
		H'	0,235	0,252	**0,789***
		Densidad A. tuberculosa	**0,470***	0,580	0,581
		Estructura	0,077	0,221	**0,398***

5.5.2. Relación entre la densidad de *Anadara tuberculosa*, las variables ambientales y comunidad del macrobentos de manglar

5.5.2.1. Relación entre la densidad de *Anadara tuberculosa*, las variables ambientales y la estructura comunitaria del macrobentos de manglar

Para determinar la relación de la densidad de *A. tuberculosa* con la estructura comunitaria macrobentónica, se halló una correlación Spearman entre la matriz de similaridad del macrobentos y la densidad de *A. tuberculosa.* Los resultados indicaron una correlación significativa, pero esta correlación es débil con un valor de Rho bajo (RELATE, Rho: 0.249, p=0.001).

En la gráfica de NMDS, se muestra a las densidades promedio de *A. tuberculosa* en cada período. Los valores mayores de densidad de *A. tuberculosa* se encuentran en el período pre-lluvia en cada sitio, coincidiendo este período en una estructura comunitaria que se separa de los otros períodos. (Figura 40).

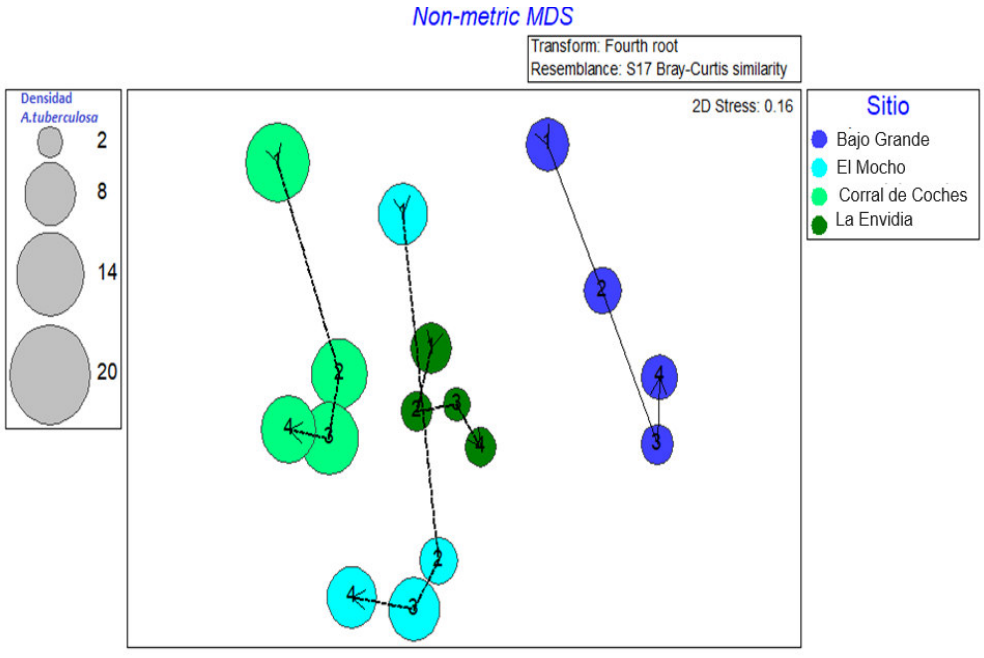


Figura 40. Ordenación nMDS de la estructura comunitaria del macrobentos de manglar asociados a *A. tuberculosa*. período 1- Pre-lluvia, período 2-Lluvia, período 3-Pre-seco y período 4-Seco

Las variables ambientales y densidad *A. tuberculosa* fueron normalizados mediante la transformación a log x+1, y se evaluó la correlación de Spearman con

las variables ambientales. Los datos muestran una correlación positiva r=0.45 solo con el Potencial redox (Figura 41).

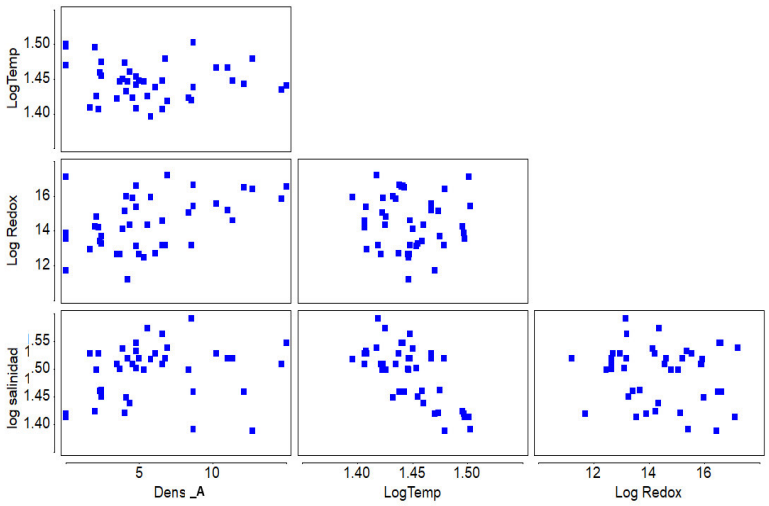


Figura 41. Correlación bivariada (Draftsman plots) de las variables ambientales de Puerto Pizarro y SNLMT.

De acuerdo al análisis de DistLM, para el área protegida del manglar, la densidad de *A. tuberculosa* (12.6% de la variación explicada, Pseudo - F=2.59, p= 0.0002) y Potencial redox (9.7% de la variación explicada, Pseudo-F=1.93, p=0.008) presentan una correlación positiva con la estructura de la comunidad macrobentónica mientras que en el área no protegida del manglar solo el potencial redox presentó una correlación positiva (14% de la variación explicada Pseudo - F=3,32 p=0.008) (Tabla 16).

Tabla 16. Resultado de DISTLM a partir test describe la asociación de la densidad de *A. tuberculosa* y las variables ambientales con la comunidad del macrobentos de Manglar en el área protegida y no protegida. Las variables fueron transformadas a Log (x+1). En negrita (*) variables significativas p<0.05.

	Área Protegida				Área No Protegida			
Variable	**SS**	**Pseudo F**	**P**	**Prop.**	**SS**	**Pseudo F**	**P**	**Prop.**
Densidad *A. tuberculosa*	1790.3	2.5898	**0.0002**	**0.126**	1426.4	1.4297	0.1393	0.067
Temperatura	1070.6	1.4641	0.0817	0.075	1566.7	1.5815	0.0918	0.073
Potencial Redox	1379.5	1.9319	**0.0081**	**0.097**	3044	3.3203	**0.0007**	**0.142**
Salinidad	1058.8	1.4466	0.0927	0.074	1601.7	1.6196	0.0889	0.075

Los parámetros biológicos (número de especie, densidad biomasa e índice de diversidad de Shannon – Weaver) fueron transformados a log x+1, y se evaluó la correlación de Spearman. El análisis de correlación indica que la densidad de concha negra en el área protegida y no protegida tiene una correlación baja con los parámetros univariados de la comunidad de la macrofauna de manglar (Tabla 17)

Tabla 17. Correlación bivariada (Draftsman plots) de la densidad de *Anadara tuberculosa* y las variables univariados de la macrofauna de manglar de Puerto Pizarro y SNLMT.

Variables univariados	Área protegida	Área no protegida
S	-0.2100	-0.1397
Densidad	-0.1904	-0.1281
Biomasa	-0.0182	-0.4516
H'	-0.0865	-0.0724

Los resultados en el análisis ordenación de redundancia basada en distancias (dbRDA) indica que para los dos ejes; la temperatura, salinidad, potencial redox y la densidad de *A. tuberculosa* explican la variación de la comunidad del macrobentos del área protegida y no protegida en 23,1% y 24,3 % respectivamente. El vector densidad de *A. tuberculosa* (Dens_A) muestra una relación con la variación espacial al sitio cercana a la influencia de rio, tanto para el área protegida y no protegida (Figura 42).

En el área protegida, el análisis de redundancia basado en distancia encontró que el mayor porcentaje de variación explicada fue de 13.02% (dbRDA 1). La variable Dens_A (p = 0.966) mostró el mayor valor positivo en el dbRDA 1 relacionada al sitio Corral de Coches. En contraste, la salinidad (rp= -0.749) mostró el mayor valor negativo en el dbRDA 2 relacionada con el sitio Envidia durante pre-lluvia y lluvia (Fig. 42A).

En el área no protegida, el mayor porcentaje de variación explicada fue de 16.34% (dbRDA 1). La variable potencial redox (r = -0.877) mostró el mayor valor negativo en el dbRDA 1 relacionada al sitio El Mocho, mientras que la variable salinidad (r = 0.848) y Dens_A (r=0.455) mostró el mayor valor positivo en el dbRDA 2 relacionada también a él Mocho (Figura 42B).

Cabe destacar que, en ambas áreas, se observa una diferenciación en la agrupación de estaciones según los períodos estacionales, lo cual sugiere que las variables ambientales y la densidad de concha negra tienen efectos variables a lo largo del año.

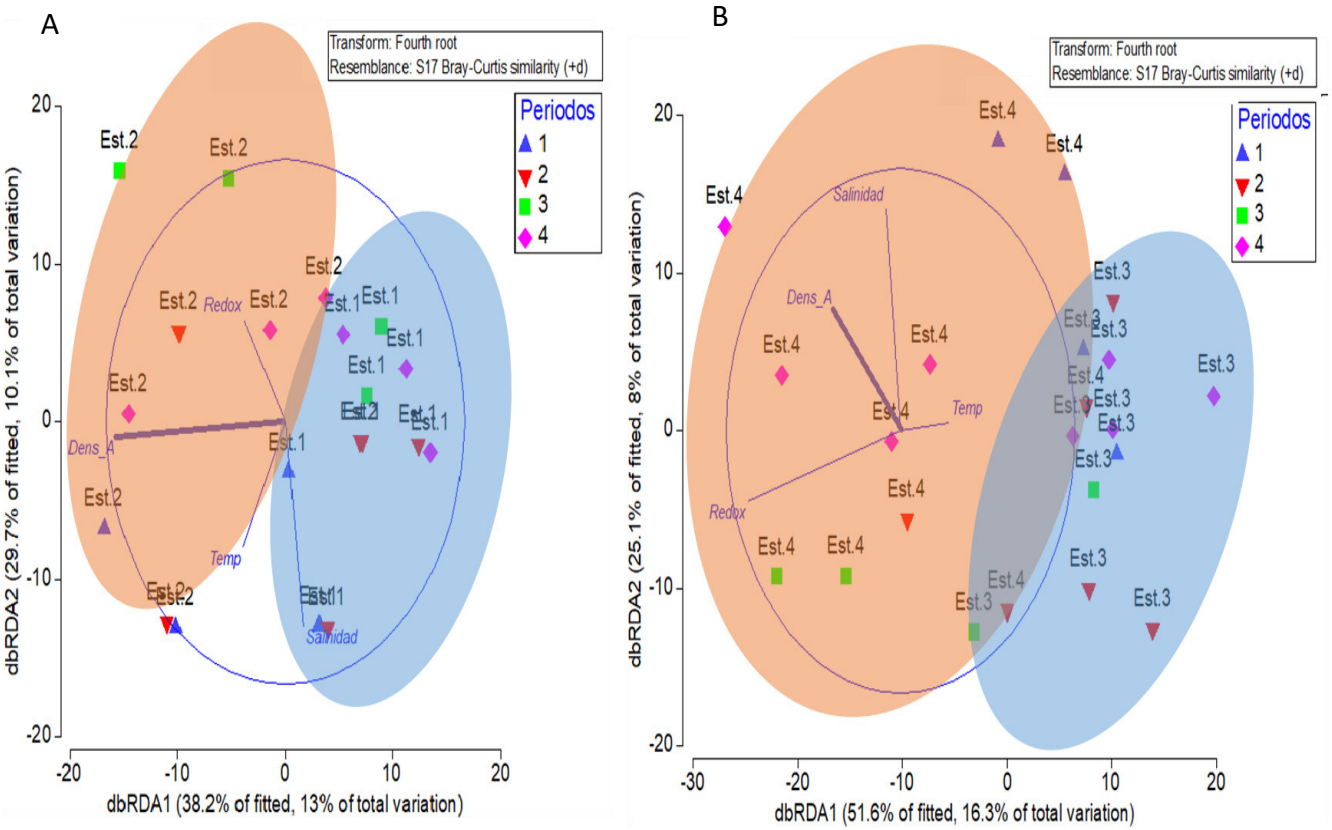


Figura 42. Análisis de ordenación de redundancia basado en distancias (dbRDA) Pseudo -F=1.93, p=0.008) que muestra la relación entre la densidad de *Anadara tuberculosa* con la salinidad, temperatura, potencial redox del sedimento y la variación de la comunidad del macrobentos de manglar. A) Área protegida B) Área no protegida. Est. 1= La Envidia, Est 2 = Corral de Coches, Est. 3= Bajo Grande. Est.4 El Mocho

5.5.2.2. Relación entre la densidad de *Anadara tuberculosa*, las variables ambientales y las especies principales del macrobentos

En el análisis de correspondencia (ACC) entre las especies más representativas con las variables ambientales y la densidad de *A. tuberculosa* en el área protegida. El primer eje explica el 53.71% mientras que el segundo eje explica

un 30.61% de la variabilidad total. Las variables que se correlacionan significativamente con el primer eje es el potencial redox (r=0.847) y la densidad de *A. tuberculosa*(r=0.847) mientras temperatura (r=-0.672) y salinidad (r=0.702) se correlacionaron significativamente al segundo eje. El análisis determinó que en el eje 1, las especies de poliquetos *P.* cf. *nuntia*, *A. rubrocincta*, *H. fauvelli* y los moluscos *C. producta*, *Acteocina* sp. están influenciadas por el potencial redox y la densidad de *A. tuberculosa* en el sitio Corral de Coches, lo que sugiere que estas especies podrían tener una relación positiva con la densidad de *A. tuberculosa*. Mientras que la especie de poliquetos *P. multibranchiata* está influenciada por la salinidad en el sitio La Envidia (Figura 43A).

En el caso del área no protegida. El primer eje explica el 79.84% mientras que el segundo eje explica 17.7% de la variabilidad total. Las variables que se correlacionan significativamente con el primer eje es el potencial redox (r=0.847), mientras que Densidad de *A. tuberculosa* (r= 0.57), temperatura (r=-0.53) y salinidad (r=0.67) se correlacionaron significativamente al segundo eje. El análisis determinó que en el eje 1 las especies de poliquetos *Mediomastus* sp*, P. cf nuntia, P. multibranchiata y el bivalvo S. fragilis* están influenciada por el potencial redox en Bajo Grande mientras que los poliquetos *Axiothella rubrocincta* y *Owenia collaris* por la temperatura en el sitio El Mocho (Figura 43B)**.** El análisis muestra la importancia de las variables fisicoquímicas sobre la densidad *de A. tuberculosa* en el área no protegida.

El análisis de correlación bivariada de Spearman, refuerza el análisis coincidiendo en la correlación de la Dens_A con la densidad del poliqueto *P.* cf. *nuntia* (Tabla 19).

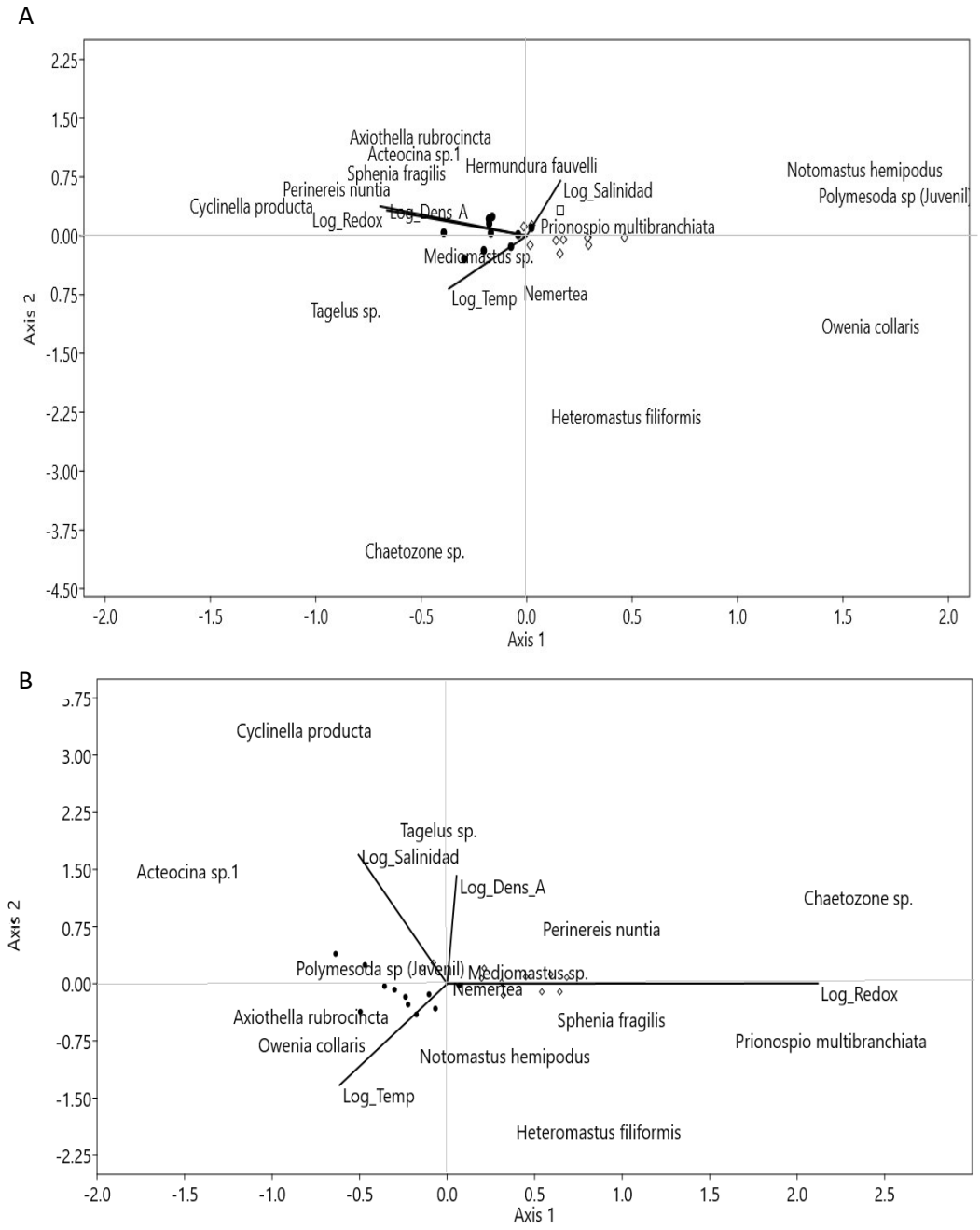


Figura 43. Análisis de Correspondencia Canónica que muestra la relación entre la densidad de *Anadara tuberculosa* con la salinidad, temperatura, potencial redox del sedimento y las especies dominantes de la comunidad de macrofauna de manglar A) área protegida B) área no protegida.

5.5.2.3.Relación entre la densidad de *Anadara tuberculosa*, las variables ambientales y los grupos tróficos de la comunidad macrobentónica.

Los grupos tróficos muestran en el área protegida, una correlación positiva significativa del grupo omnívoro con la densidad de *A. tuberculosa* (r=0.58) y Potencial Redox (r=0.61) mientras que una correlación negativa para el grupo depositivoros subsuperficial y el potencial redox (Tabla 18).

En el área no protegida, el grupo omnívoro presenta una correlación positiva (r=0.44) aunque menor que el área protegida. El grupo omnívoro está representado por el poliqueto *P.*cf *nuntia* siendo una de la especie con una correlación positiva también a la densidad de *A. tuberculosa* y potencial redox (Tabla 19).

Tabla 18. Correlación bivariada (Draftsman plots) de los grupos tróficos con la densidad de *Anadara tuberculosa* "concha negra" y las variables ambientales. En negrita valores significativos.

	Grupo trófico	Dens_A	Log_Temp	Log_Redox	Log_Salinidad
Área protegida	Ca	-0.3326	0.3377	-0.2200	-0.0483
	Ds	-0.1284	-0.3891	0.1495	0.0262
	Dss	**-0.4752**	0.3521	-0.4816	-0.1153
	Dss/Ds	-0.2553	-0.0408	-0.1137	0.0244
	Dss/Ds/Ca	**-0.5233**	-0.0981	-0.3636	-0.0374
	Fi	-0.2072	0.2705	-0.1743	-0.0066
	H	-0.3932	-0.1103	-0.1456	0.1377
	Om	**0.5788**	-0.2425	**0.6123**	-0.0343
Área no protegida	Ca	0.4267	-0.0534	0.0735	-0.1140
	Ds	0.3192	-0.0563	-0.0406	-0.1123
	Dss	0.2128	-0.0385	0.3329	-0.0595
	Dss/Ds	0.1600	0.0563	0.3964	0.0390
	Dss/Ds/Ca	0.1314	0.0987	-0.0132	0.0123
	Fi	0.3936	-0.1239	-0.1142	-0.1607
	H	0.2994	-0.0141	0.1982	-0.0561
	Om	0.4415	0.0339	0.1668	0.0234

Tabla 19. Correlación bivariada (Draftsman plots) de la densidad de *Anadara tuberculosa* "concha negra" y las especies más importantes de la comunidad

macrobentónica de manglar de un área protegida y no protegida. En negrita correlaciones significativas.

	Phyllum	Especies	Grupos Trófico	Dens_A	Temp.	Redox	Salinidad
Área protegida	Annelida	*Perinereis nuntia*	Om	**0.473**	-0.223	**0.554**	-0.113
		Hermundura fauvelli	Ca	0.060	0.098	0.082	0.181
		Nemertea ND.	Ca	-0.193	0.464	-0.082	-0.221
		Axiothella rubrocincta	Ds	0.407	0.044	0.257	0.341
		*Chaetozone s*p.	Dss	-0.143	**0.552**	-0.120	**-0.493**
		Heteromastus filiformis	Ds	-0.310	0.477	-0.322	**-0.536**
		Mediomastus sp.	Ds	0.052	-0.042	0.230	-0.411
		Notomastus hemipodus	Ds	**-0.473**	**-0.506**	-0.329	0.372
		Prionospio multibranchiata	Ds/Dss	-0.132	-0.097	0.053	-0.084
		Owenia collaris	Fi	-0.363	0.021	-0.493	-0.009
	Mollusca	*Acteocina sp*.1	Ca	0.155	0.251	0.094	0.277
		Cyclinella producta	Fi	0.262	0.402	0.350	0.142
		Polymesoda sp (Juvenil)	Fi	-0.444	-0.418	-0.297	0.139
		Tagelus sp.	Fi	0.155	0.408	0.152	-0.122
		Sphenia fragilis	Fi	0.086	0.155	0.153	0.178
Área no protegida	Annelida	*Perinereis nuntia*	Om	0.329	**-0.522**	0.107	**0.462**
		Hermundura fauvelli	Ca	-0.058	0.183	-0.474	0.099
		Nemertea ND.	Ca	-0.040	-0.037	0.082	0.075
		Axiothella rubrocincta	Ds	-0.178	0.128	**-0.582**	0.190
		*Chaetozone s*p.	Dss	0.053	-0.381	**0.615**	-0.020
		Heteromastus filiformis	Ds	-0.335	0.435	0.094	-0.229
		Mediomastus sp.	Ds	0.064	-0.253	0.296	-0.119
		Notomastus hemipodus	Ds	-0.320	0.281	**-0.533**	-0.242
		Prionospio multibranchiata	Ds/Dss	-0.111	-0.117	**0.442**	-0.227
		Owenia collaris	Fi	-0.112	0.155	**-0.672**	0.031
	Mollusca	*Acteocina* sp.1	Ca	0.190	0.037	-0.399	0.303
		Cyclinella producta	Fi	0.238	-0.121	-0.344	**0.494**
		Polymesoda sp (Juvenil)	Fi	0.076	-0.001	**-0.736**	0.338
		Tagelus sp.	Fi	0.316	-0.223	-0.274	**0.507**
		Sphenia fragilis	Fi	0.009	0.120	0.150	-0.004

5.5.2.4. Relación de la densidad de *Anadara tuberculosa*, la granulometría del sedimento, y la comunidad macrobentónica del manglar

El análisis de PCO de los grupos tróficos de la comunidad macrobentónica del manglar en un área protegida y no protegida. El primer y segundo eje explican 56.93 % de la variación. Los grupos tróficos muestran diferencia entre los periodos y sitios según el análisis PCO. El análisis de PERMANOVA ratifica la diferencia significativa del periodo (Pseudo F=4,264 y p<0,05) y sitios (Pseudo F=2,146 y p<0,05). Con respecto a la composición granulométrica; el limo se encuentra asociados al periodo seco con una relación positiva con Ds, Dss/Ds, Biomasa y índice de diversidad(H'), lo cual indica su relevancia durante este periodo. Por otro lado, la arcilla y la MOT se asocia al periodo lluvia con cierta relación positiva con la densidad de *A. tuberculosa*, el grupo filtradores, depositivoros subsuperficial, herbívoros y omnívoros (Figura 44).

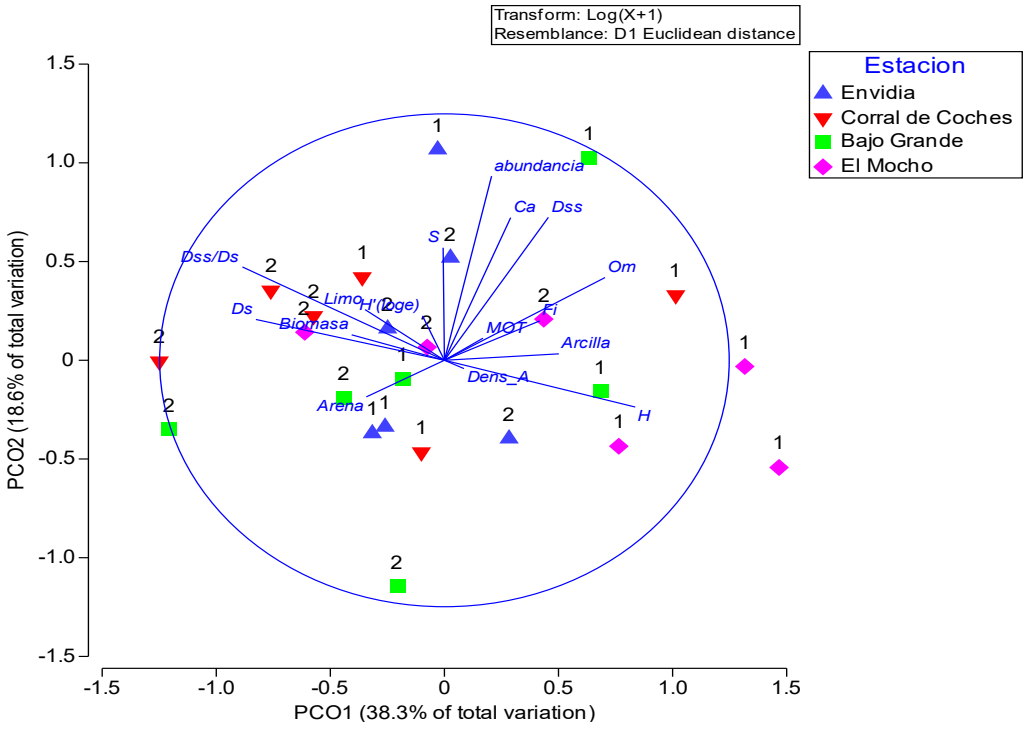


Figura 44. Análisis de coordenadas principales (PCO) para las variables bióticas y del sedimento del manglar del área protegida y no protegida. 1=LLUVIA 2= SECA

Con respecto al análisis de correlación bivariada de Spearman, el análisis en general muestra la importancia del limo y la MOT en los sitios cercanos a la

desembocadura del río (Corral de Coches y El Mocho). muestra algunas particularidades por sitio en el área protegida. En el caso de la Envidia, muestra correlación positiva la Densidad total, el grupo trófico depositivoros superficial y subsuperficial con la arena; la biomasa total con la Arcilla e índice de diversidad de Shannon – Weaver con Arcilla y MOT (Tabla 20). Mientras que Corral de Coches presenta correlación positiva en el número de especies e índice de diversidad de Shannon – Weaver, con el limo; el grupo carnívoros con el limo y la arcilla; la densidad total y los depositívoros subsuperficial con limo y MOT (Tabla 20).

Tabla 20. Correlación bivariada (Draftsman plots) entre la granulometría del sedimento, la densidad de *Anadara tuberculosa* y los grupos tróficos de la comunidad macrobentónica de manglar de un área protegida.

	Envidia				Corral de Coches			
	Arena	Limo	Arcilla	MOT	Arena	Limo	Arcilla	MOT
S	-0.008	**-0.527**	0.346	0.432	-0.289	**0.587**	-0.028	0.342
Densidad	**0.494**	**-0.661**	-0.321	0.080	-0.283	**0.517**	0.094	**0.492**
Biomasa	-0.217	-0.393	**0.579**	0.425	0.341	-0.057	-0.350	0.120
H'(loge)	-0.427	-0.133	**0.636**	**0.729**	-0.306	**0.645**	-0.106	0.165
Ca	0.200	-0.153	-0.300	-0.159	**-0.741**	**0.553**	**0.826**	**-0.611**
Ds	**0.690**	**-0.674**	**-0.508**	0.302	0.107	**-0.458**	**0.242**	**0.499**
Dss	**0.775**	**-0.789**	**-0.623**	-0.336	**-0.622**	**0.853**	0.421	**0.562**
Dss/Ds	**0.863**	**-0.710**	**-0.704**	-0.273	0.145	-0.182	-0.069	0.334
Fi	0.181	-0.225	-0.150	**-0.659**	0.148	0.318	-0.318	0.274
H	0.403	**-0.665**	-0.148	0.008	0.409	0.112	-0.739	**-0.593**
Om	**0.510**	-0.342	**-0.550**	-0.035	0.225	0.010	-0.407	**-0.807**
Dens_A	0.261	-0.320	-0.061	-0.136	0.292	-0.391	-0.407	**-0.631**

En negrita los valores cercanos a 1 y -1, en plomo las correlaciones positivas.

Con respecto al análisis de correlación bivariada de Spearman, para el sitio del área no protegida. En el caso de Bajo Grande muestra correlación positiva de los grupos depositívoros subsuperficiales con el limo; índice de diversidad de Shannon – Weaver con el limo y MOT; la densidad total, el grupo filtradores, omnívoro, herbívoro y la densidad de *A. tuberculosa* con la Arcilla y los depositivoros superficiales con la arcilla y la MOT. Mientras que El Mocho presenta correlación positiva entre el grupo omnívoro con la Arena; el grupo depositivoros superficial y filtradores con el limo; número de especies, densidad total, biomasa, índice de diversidad de Shannon – Weave, el grupo depositivoros subsuperficiales y los herbívoros con limo y MOT (Tabla 21).

Tabla 21. Correlación bivariada (Draftsman plots) de la densidad de *Anadara tuberculosa* y las especies más importantes de la comunidad macrobentónica de manglar de un área protegida y no protegida.

	Bajo Grande				El Mocho			
	Arena	Limo	Arcilla	MOT	Arena	Limo	Arcilla	MOT
S	-0.199	-0.356	0.443	-0.716	**-0.550**	**0.978**	**-0.619**	**0.718**
Densidad	-0.156	**-0.514**	**0.548**	-0.678	**-0.482**	**0.882**	**-0.566**	**0.734**
Biomasa	-0.170	0.236	-0.004	-0.134	-0.427	**0.868**	**-0.720**	**0.607**
H'(loge)	-0.206	**0.590**	-0.223	**0.689**	**-0.589**	**0.943**	**-0.499**	**0.670**
Ca	0.125	**-0.740**	0.389	-0.632	0.140	**-0.645**	**0.653**	-0.305
Ds	-0.170	**0.877**	-0.384	-0.690	**-0.724**	**0.598**	0.111	-0.383
Dss	**-0.822**	-0.127	**0.959**	**0.715**	**-0.473**	**0.541**	-0.308	**0.494**
Dss/Ds	-0.027	0.367	-0.139	-0.540	**-0.795**	0.331	0.435	**0.775**
Fi	-0.337	-0.243	**0.572**	-0.037	-0.018	**0.553**	**-0.636**	0.407
H	-0.342	-0.315	**0.533**	-0.230	0.362	**-0.651**	0.368	**0.502**
Om	**-0.460**	**-0.598**	**0.880**	-0.354	**0.506**	0.100	**-0.587**	-0.401
Dens_A	**-0.664**	0.052	**0.678**	-0.718	0.201	0.078	-0.181	-0.189

En negrita los valores cercanos a 1 y -1, en plomo las correlaciones positivas.

5.6. Análisis de espectro de tamaño de biomasa

5.6.1. Espectro de tamaño de biomasa no estandarizado (ETB)

El espectro de biomasa es un índice usado para evaluar la productividad y transferencia de energía entre los niveles más alto de los niveles tróficos en un ecosistema marino. Para caracterizar los espectros, se usaron los espectros de biomasa no estandarizados (ETB) de la comunidad del macrobentos para cada período.

En general, los ETB se encontraron en la las clases de tamaño entre -2 a 15 (log $_2$ peso húmedo). En el área natural protegida, el número de tamaños de clase total en La Envidia (11) es menor con respecto a Corral de Coches (12). Así también, en el área natural no protegida, el número de tamaños de clase total en El Mocho (14) es menor con respecto Bajo Grande (15). Para las dos localidades, los tamaños de clase se encontraron incompletos siendo los más afectados en los tamaños más grandes durante los períodos pre-lluvia y pre-seco, en especial en el área protegida (Figura 47).

Asimismo, se encontró un estancamiento o cambio en la regularidad del espectro de la biomasa entre los tamaños 2 a 6 (log $_2$ peso húmedo). Esta tendencia permaneció en los diferentes períodos, siendo más evidente en los sitios de mayor influencia marina como La Envidia y Bajo Grande (Figura 47).

El análisis de NMDS, indican que son similares con más 60%, la estructura de los tamaños de biomasa entre los sitios y sus períodos, indicando que la distribución de la biomasa en las clases de tamaño de los espectros se distribuye de forma similar entre los sitios evaluados (Figura 45).

A partir de los patrones observados en el espectro de biomasa no normalizado, se definieron posteriormente las categorías según el tamaño corporal, utilizadas para la interpretación de los análisis multivariados.

En cuanto a las especies que caracterizan los tamaños del espectro de biomasa, se examinó la estructura de especies en los tamaños de clase dividiéndola en 3 categorías de tamaño del espectro de biomasa: pequeño (-2 a 3 log $_2$ peso húmedo), mediano (4 a 8 log $_2$ peso húmedo) y grande (8-16 log $_2$ peso húmedo), encontrando tres grupos definidos con una estructura de la comunidad distinta (Figura 46).

El análisis de Shade Plot, basado en una matriz de similitud construida mediante el índice de asociación de Whittaker, permitió identificar grupos de especies importantes que comparten patrones similares del aporte biomasa promedio dentro de cada categoría. Los clusters identificados por letras corresponden a agrupaciones del análisis de similitud. En las tres categorías de tamaños pequeño, mediando y grande se encontró que el aporte de la biomasa para cada grupo de especie va cambiado según el sitio y el período de estudio.

En la categoría tamaño pequeño, las especies del grupo h tienen un importante aporte en biomasa en todos los sitios compuesta por su mayoría los poliquetos: *Podarkeopsis brevipala*, *Hetermoastus filiformis*, *Mediomastus* sp., *Schistomeringos annulata*, *Neanthes* sp1., *Ancistrosyllis hamata* y Owenia sp., *Pectinaria chilensis*, *Isolda pulchella*, *Dipolydora sociales* y *Phyllodoce* sp.; los moluscos: *Detracia* sp. y *Cyclostremiscus* sp. y los Platyhelminthes. Este grupo de

especies en todos los sitios, su aporte de biomasa mejora en el período seco (Figura 48).

En la categoría tamaño mediano, la gráfica muestra en particular a las especies del grupo formado por el cluster m y n que aportan en biomasa considerablemente, para todos los sitios evaluados. Este grupo está compuesto por: Nemertea spp., los anélidos: *N. hemipodus*, *P.* cf. *nuntia*, *Lepidonotus crosslandi*, *A. rubrocincta*, *Sinelmis albini* y *Phascolosoma* sp.; los moluscos: *Cyclinella producta*, *Caryocorbula sp*., y *Tagelus* sp, y los arthropodos: *Leptuca* sp., *Alpheus sulcatus*, *Pinnixulala valerii* y *Panopeus* sp. Un mayor número de especie y aporte de biomasa se encuentra en sitios con mayor influencia marina La Envidia y Bajo Grande (Figura 49).

En la categoría tamaño grande, las especies del grupo f aportan en biomasa considerablemente, para todos los sitios evaluados compuesta por los moluscos *Cyclinella producta*, *Thaisella kiusquiformis*, *A. similis, A. tuberculosa*, *Panamicorbula ventricosa*, *Caryocorbula* sp., y *Tagelus sp*, el crustáceo *Panopeus purpureus y* el anélido *Sipunculus nudus.* Este grupo de especie presenta un mayor número de especies y aporte de biomasa en el sitio Corral de Coches y Bajo Grande (Figura 50).

,

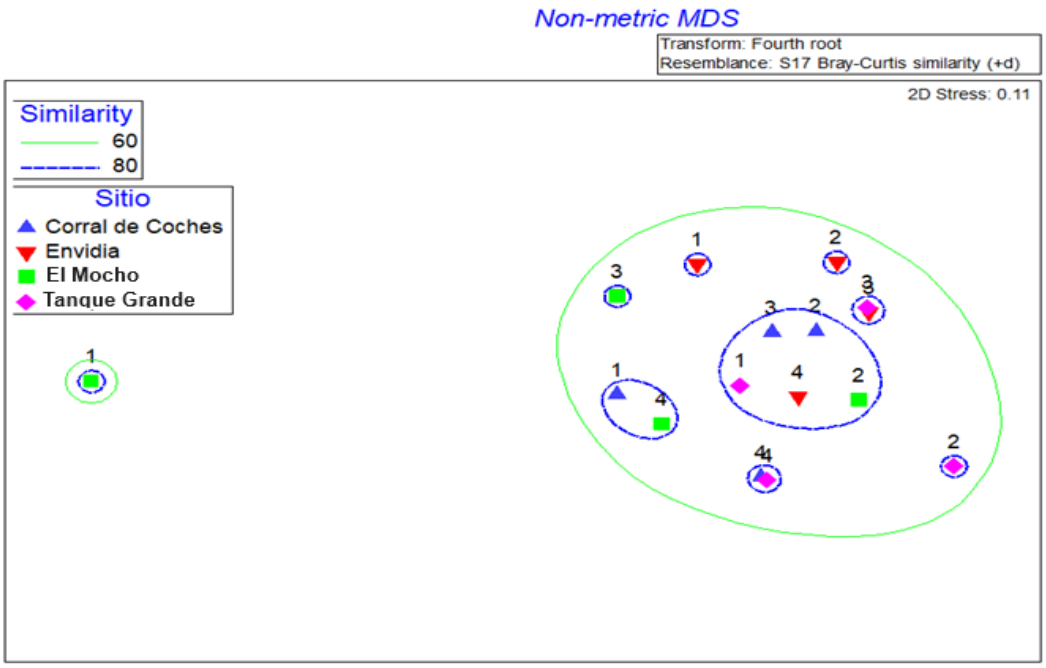


Figura 45. Análisis NMDS de las clases de tamaño de biomasa del macrobentos de manglar asociados a *A. tuberculosa*. período 1- pre-lluvia, período 2-lluvia, período 3-pre-seco y período 4-seco.

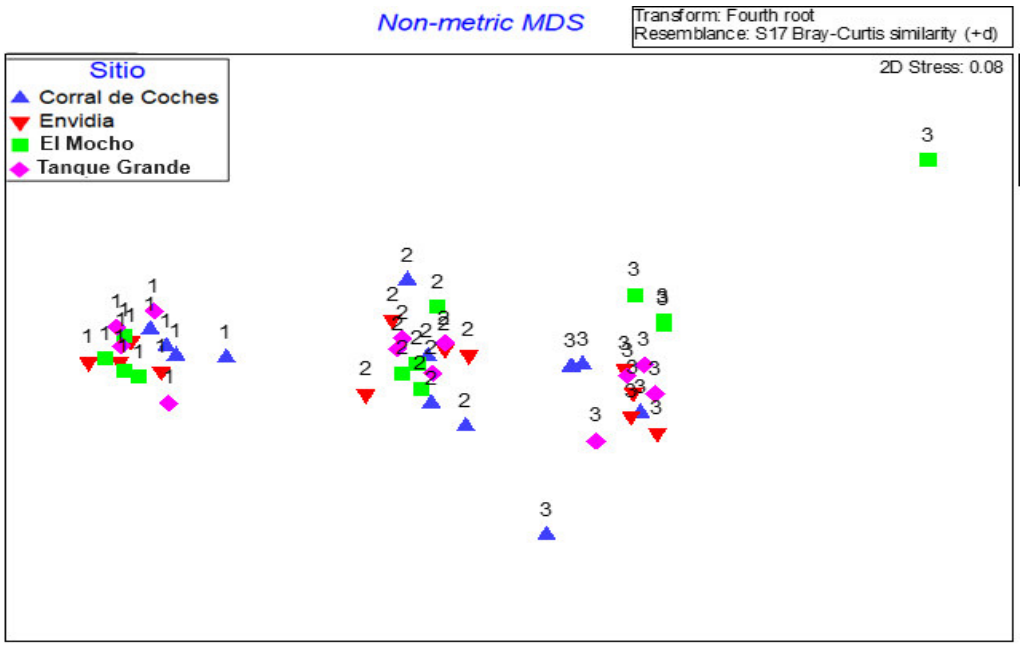


Figura 46. Análisis NMDS de la estructura de la comunidad según el espectro de tamaño de biomasa del macrobentos de manglar asociados a *A. tuberculosa.* 1-pequeño, 2-mediano y 3-grande

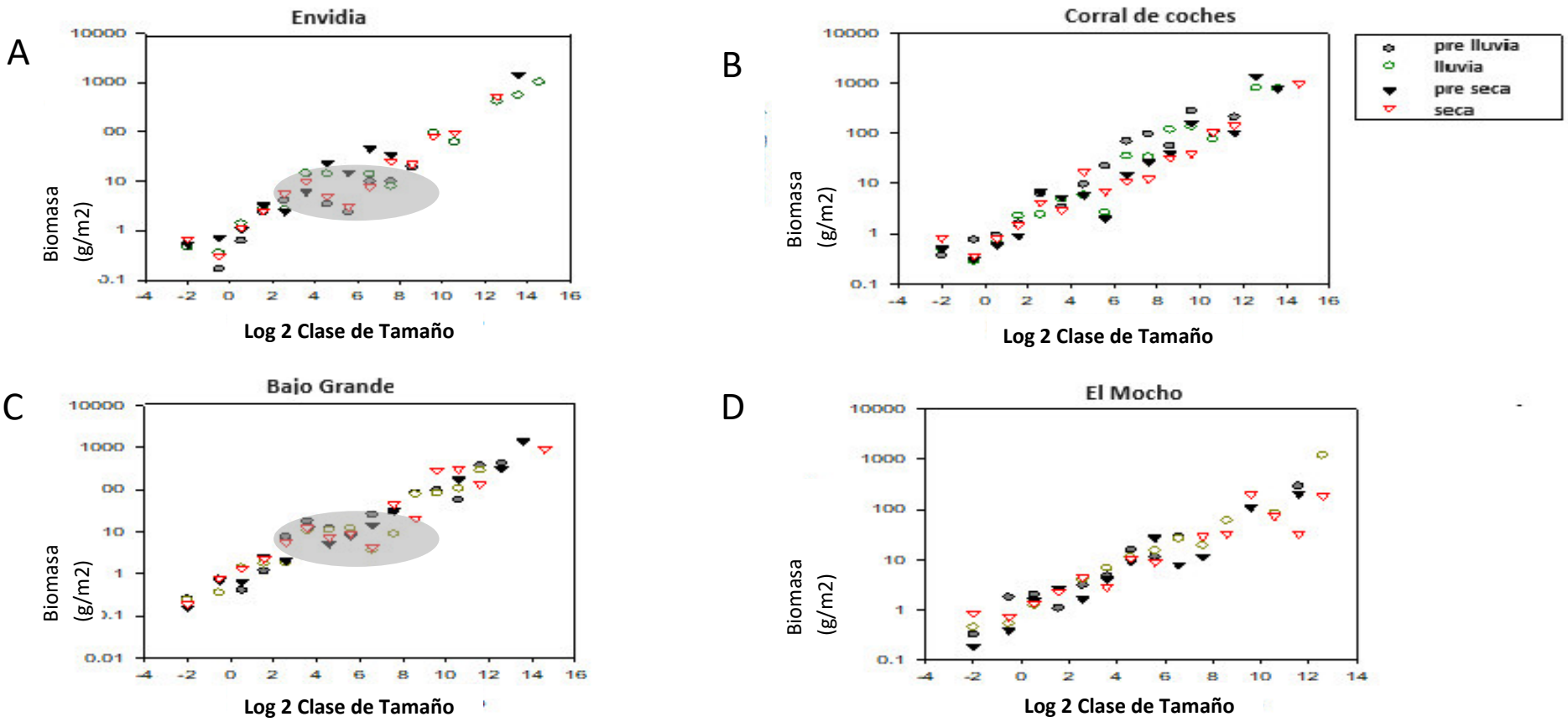


Figura 47. Espectro no Normalizado de la Biomasa (ETB) por período en sitios de un área protegida y no protegida de los manglares de Tumbes. En sombra el estancamiento en el espectro.

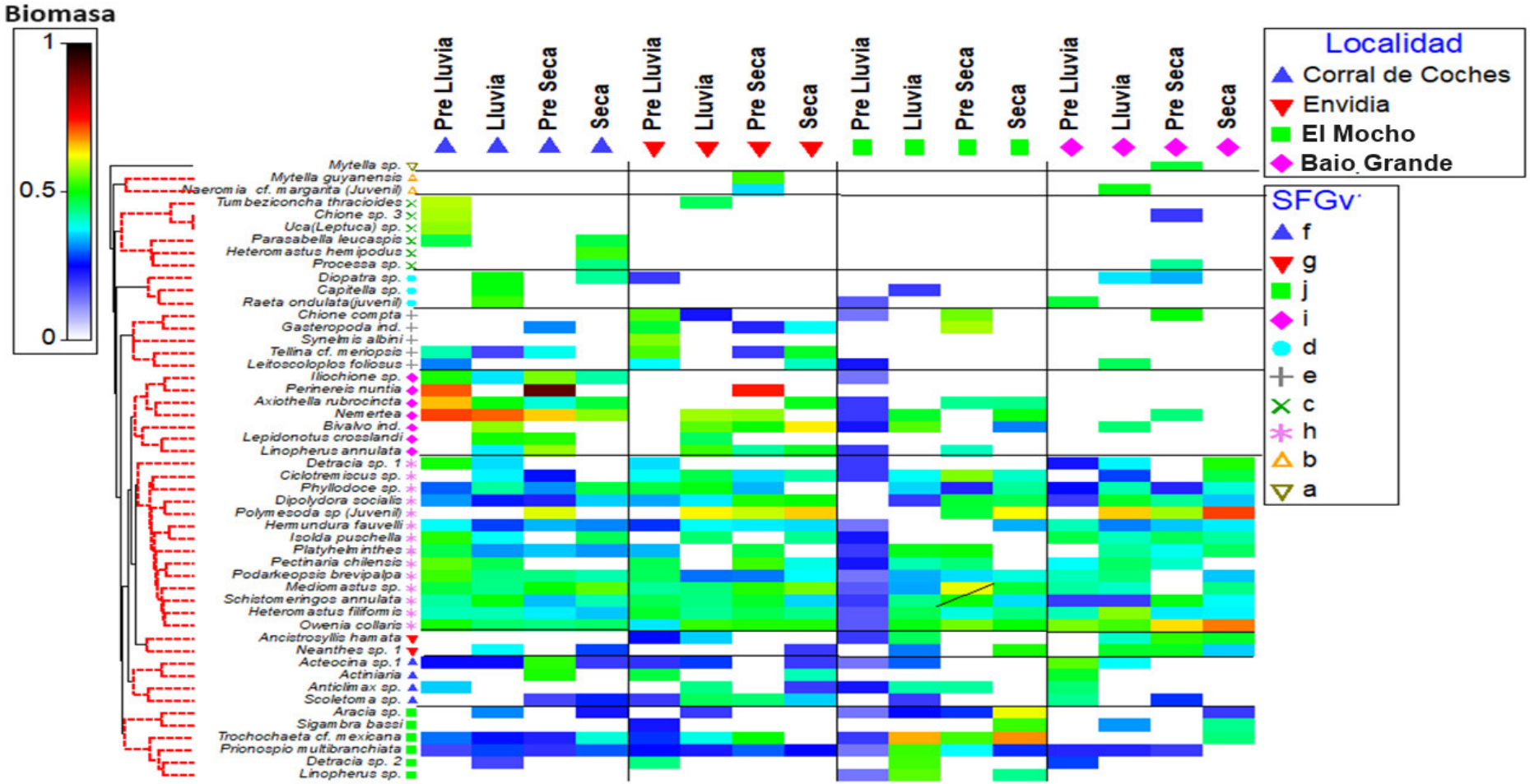


Figura 48. Shade Plot agrupando especies con categoría tamaño **pequeño** del espectro de tamaño biomasa del macrobentos del manglar del SNLMT y Puerto Pizarro. El espectro de color indica la densidad promedio por corer (área =0.0192 m^2) previa transformación raíz cuarta**.**

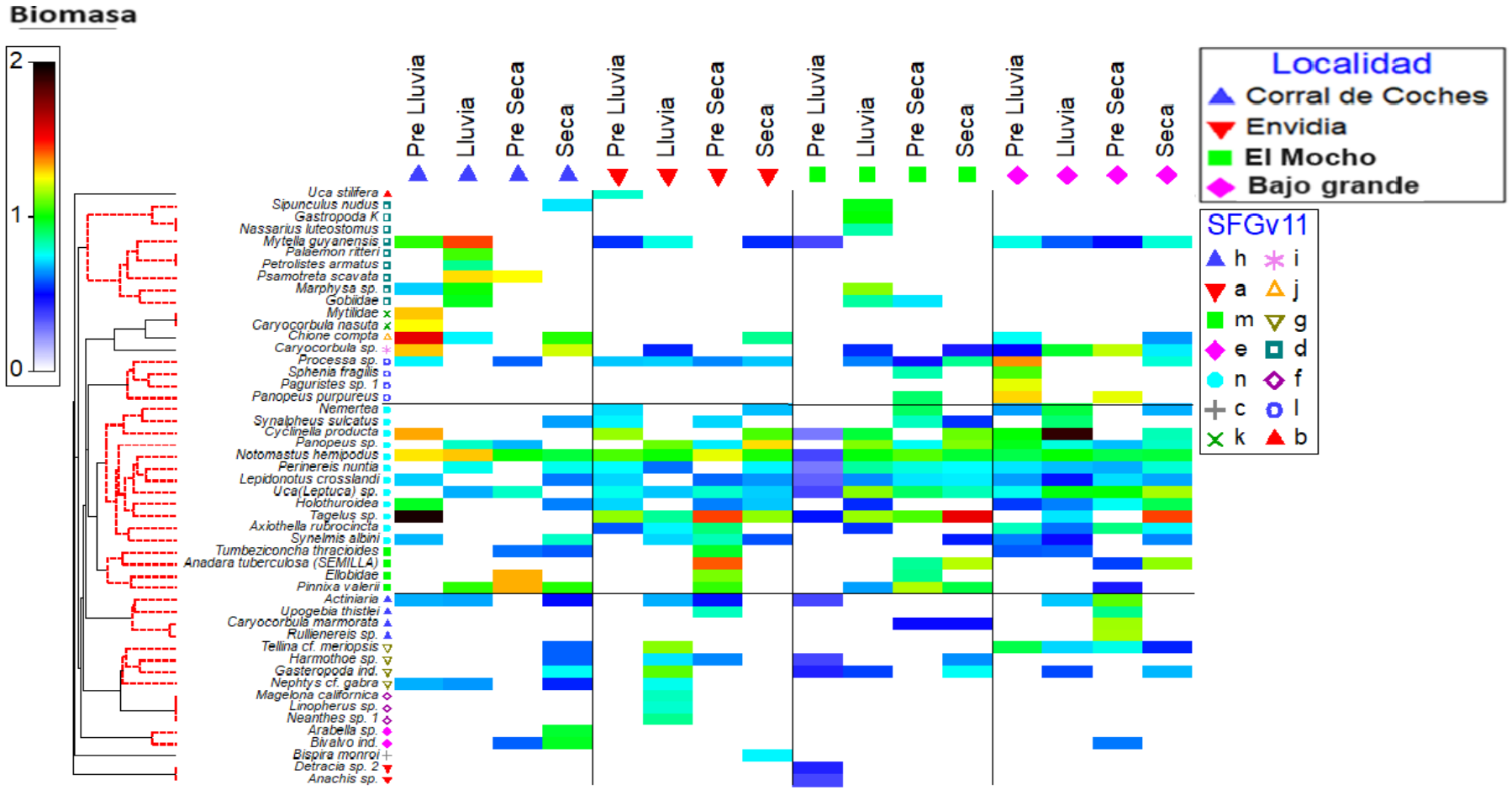


Figura 49. Shade Plot agrupando especies con categoría tamaño **mediano** del espectro de tamaño biomasa del macrobentos del manglar del SNLMT y Puerto Pizarro. El espectro de color indica la densidad promedio por corer (área =0.0192 m^2) previa transformación raíz cuarta.

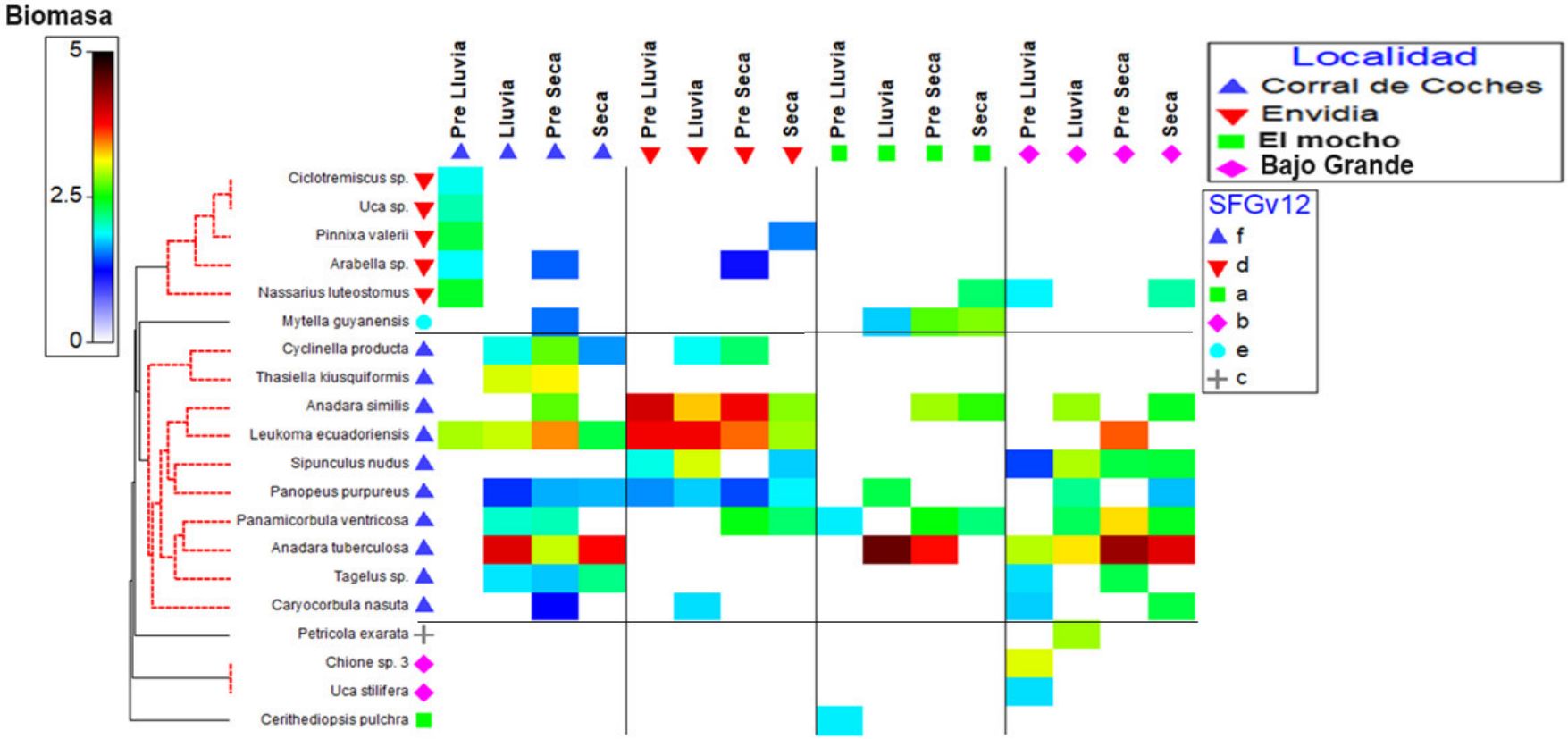


Figura 50. Shade Plot agrupando especies con categoría tamaño **grande** del espectro de tamaño biomasa del macrobentos del manglar del SNLMT y Puerto Pizarro. El espectro de color indica la densidad promedio por corer (área =0.0192 m^2) previa transformación raíz cuarta.

5.6.2. Estructura del espectro normalizado de tamaño de biomasa

El ENTB de la comunidad del macrobentos de manglar obtenida en cada período de los sitios fueron significativos ($p<0.05$) para los sitios Corral de Coches y El Mocho durante el período seco. La pendiente registrada para Corral de Coches y el Mocho fueron -0.068 y -0.149 respectivamente, estos resultados indicarían que hay más individuos de tamaños pequeño (Figura 52 y Figura 54). En cuanto a los intercepto en el período seco registraron valores de -2.819 (Corral de Coches) y -2.401 (Mocho). Se realizó una comparación de los dos espectros significativos mediante un ANCOVA indicando que no hay diferencias significativas (F=2.556, P=0.1222). Los demás sitios evaluados para cada período no fueron significativos y no se ajustaron al modelo lineal del espectro de tamaño de biomasa (Figura 53 y Figura 55)

En cuanto a su relación con las variables ambientales y la densidad de *A. tuberculosa* con el intercepto (ENBT_I) y la pendiente (ENBT_B), el análisis de correlación de Spearman, indica que la pendiente tiene una correlación moderada negativa con la temperatura (r=-0.502) y una correlación moderada positiva con el Potencial redox (r= 0.48) mientras que el intercepto tiene una correlación positiva solo con la temperatura (r=0.579) (Figura 51).

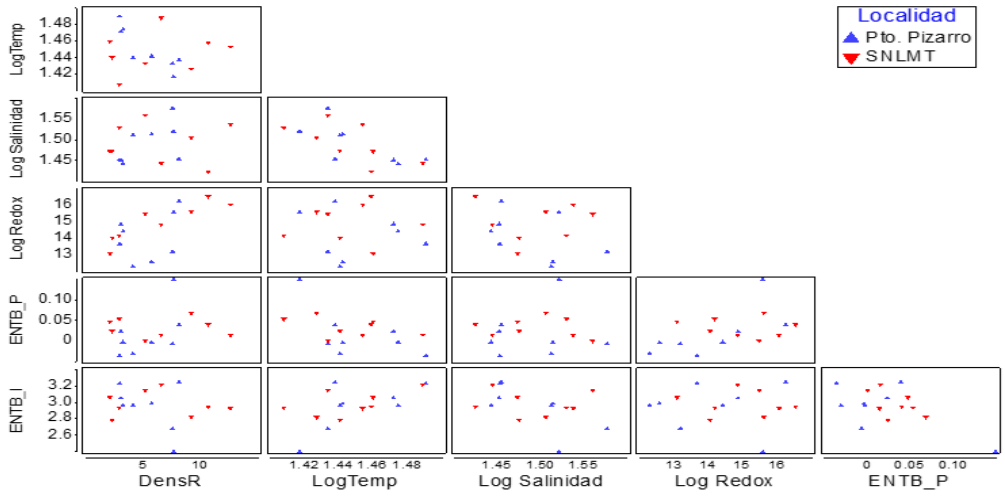


Figura 51. Correlación bivariada (Draftsman plots) de los valores de pendiente e intercepto del EBTN con variables ambientales y densidad de *Anadara tuberculosa* de Área no protegida (Puerto Pizarro) y área protegida SNLMT.

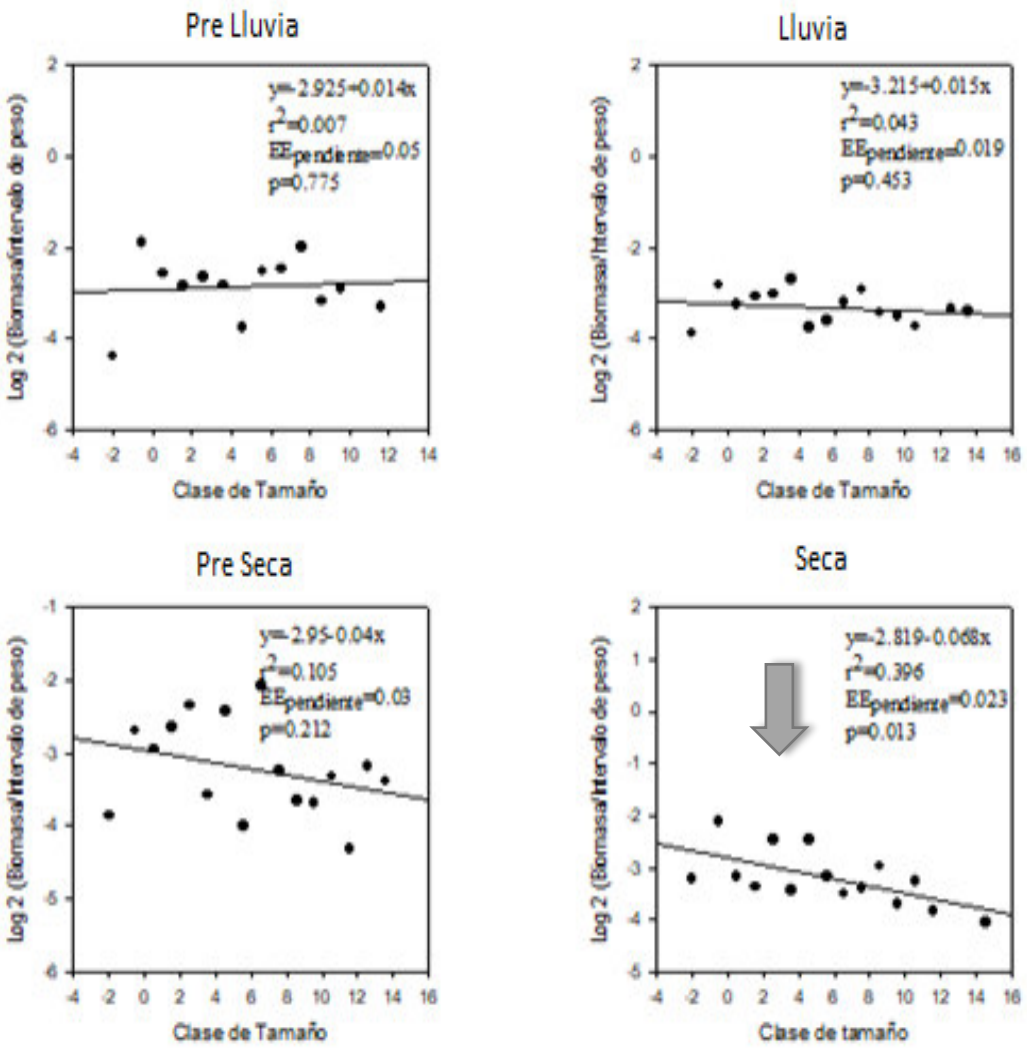


Figura 52 Corral de Coches. Esquemas de espectros de tamaño-biomasa (ENTB)a través de regresiones lineales entre las biomasas (Log2 (biomasa/∆peso)) y las clases de tamaño (Log2 clase de tamaño) de la macrofauna, estimado para cada período. En cada regresión se indican los parámetros de las ecuaciones: el coeficiente de correlación al cuadrado (r^2), el error estándar de la pendiente (EE pendiente) y el p-valor.

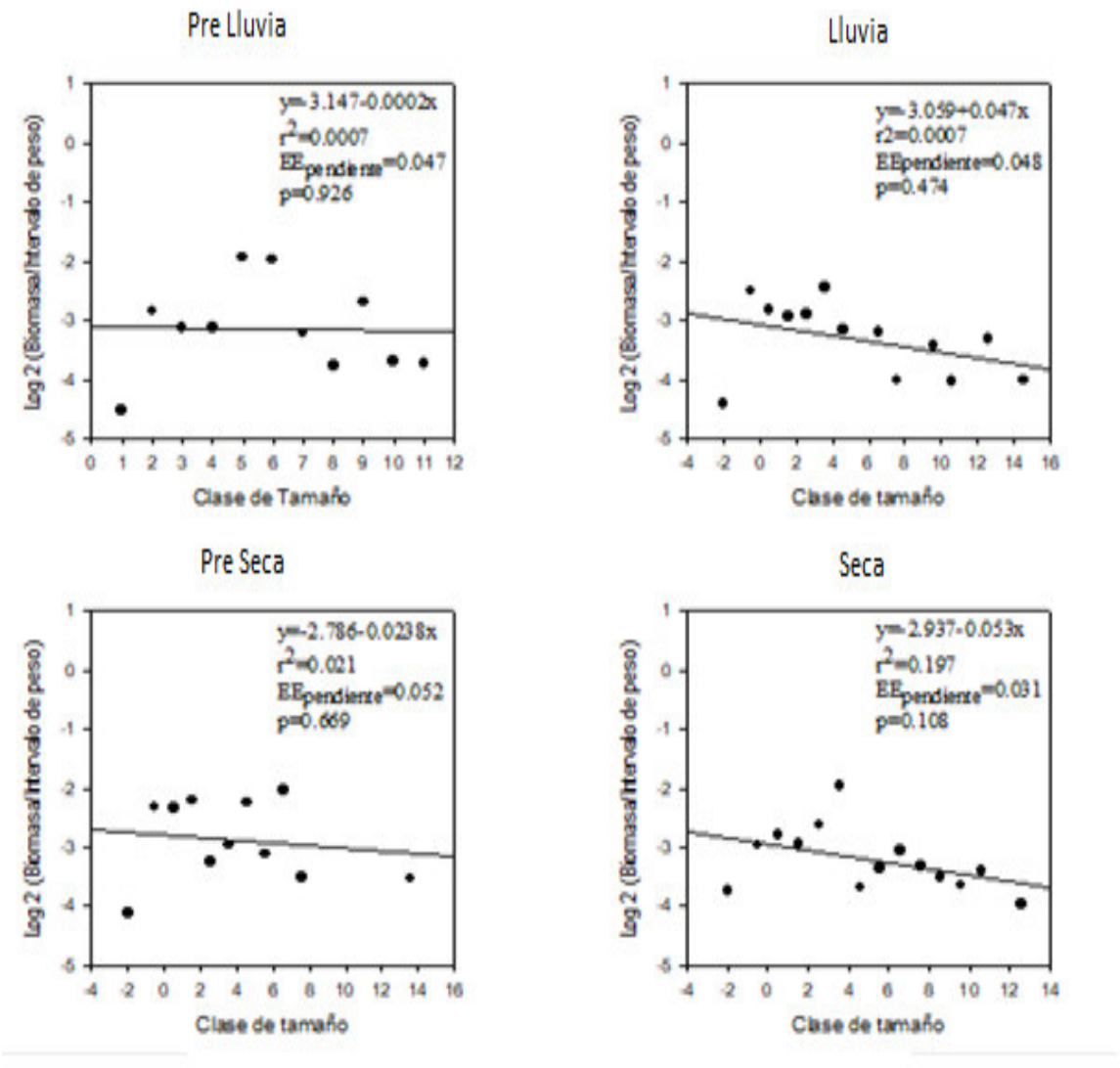


Figura 53. La Envidia. Esquemas de espectros de tamaño-biomasa (ENTB) a través de regresiones lineales entre las biomasas (Log2 (biomasa/Δpeso)) y las clases de tamaño (Log2 clase de tamaño) de la macrofauna, estimado para cada período. En cada regresión se indican los parámetros de las ecuaciones: el coeficiente de correlación al cuadrado (r^2), el error estándar de la pendiente (EE pendiente) y el p-valor.

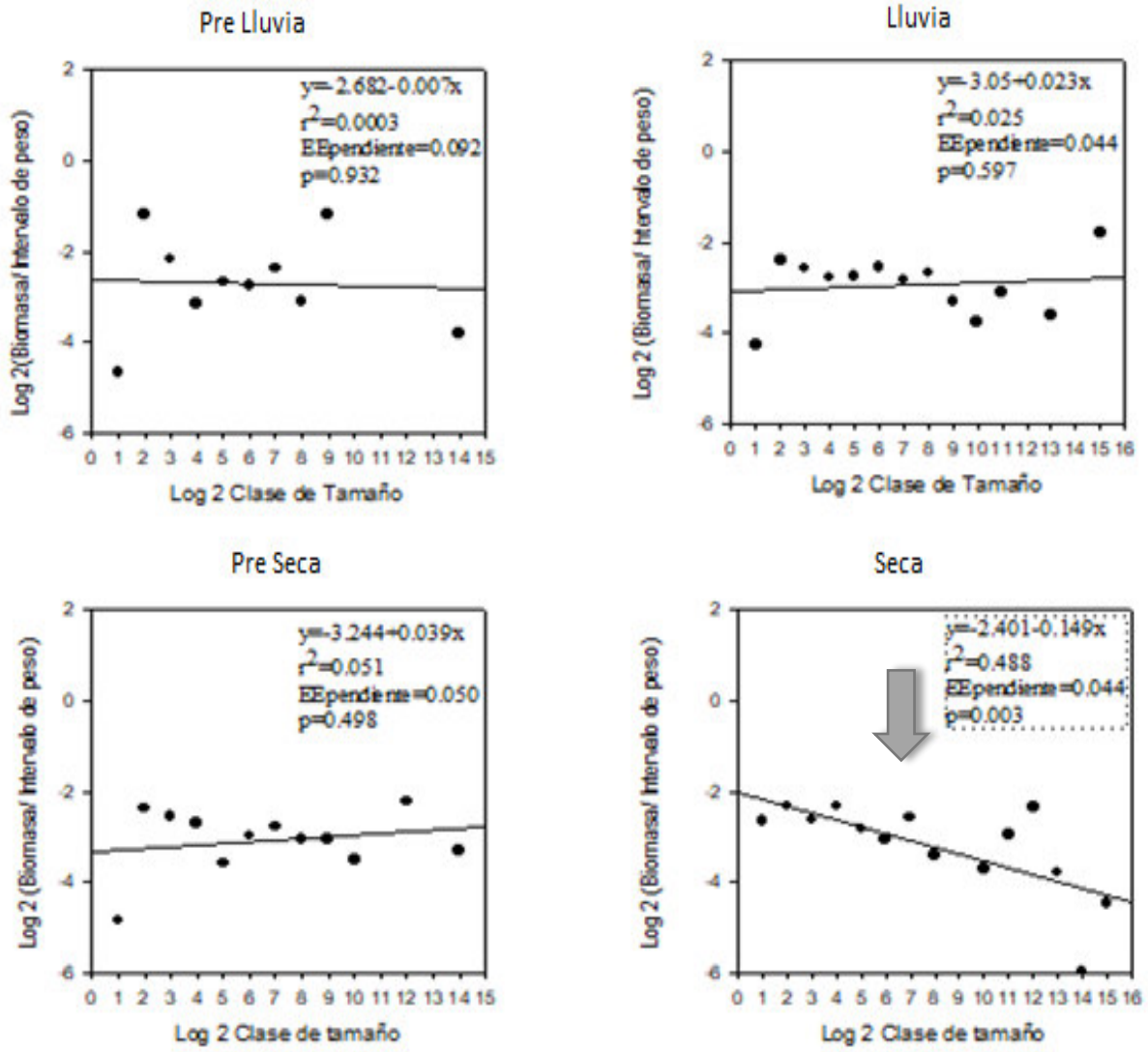


Figura 54. El Mocho. Esquemas de espectros de tamaño-biomasa (ENTB) a través de regresiones lineales entre las biomasas (Log2 (biomasa/∆peso)) y las clases de tamaño (Log2 clase de tamaño) de la macrofauna, estimado para cada período. En cada regresión se indican los parámetros de las ecuaciones: el coeficiente de correlación al cuadrado (r^2), el error estándar de la pendiente (EE pendiente) y el p-valor.

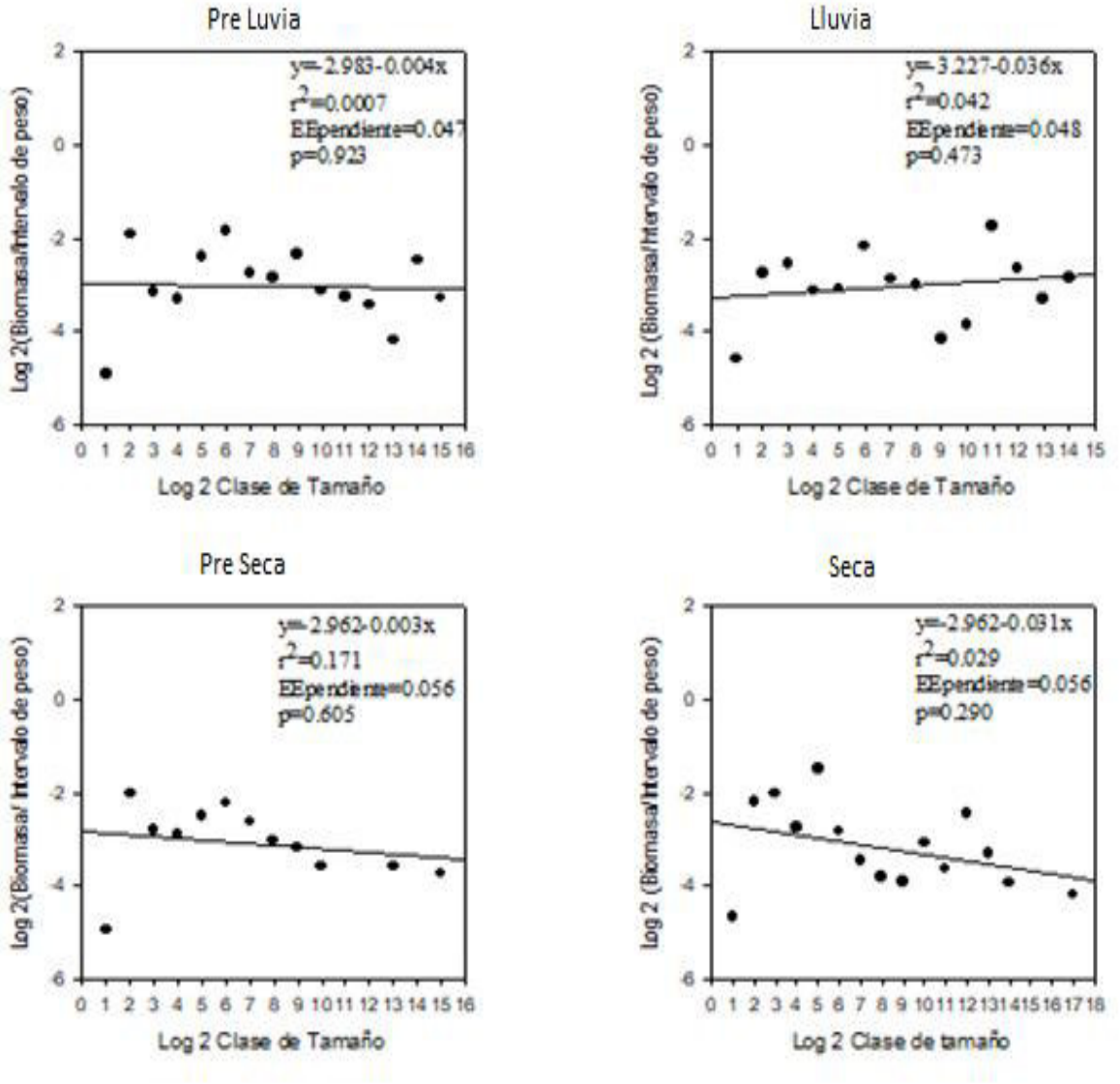


Figura 55. Bajo Grande. Esquemas de espectros de tamaño-biomasa (ENTB) a través de regresiones lineales entre las biomasas (Log2 (biomasa/∆peso)) y las clases de tamaño (Log2 clase de tamaño) de la macrofauna, estimado para cada período. En cada regresión se indican los parámetros de las ecuaciones: el coeficiente de correlación al cuadrado (r^2), el error estándar de la pendiente (EE pendiente) y el p-valor.

5.6.3. Relación entre la densidad de *Anadara tuberculosa*, las variables ambientales y los parámetros del espectro de ENTB

De acuerdo al análisis de DistLM los valores de pendiente e intercepto del. espectro de biomasa estaría relacionado a la temperatura (28.7% de la variación explicada, Pseudo - F=5.64, p= 0.013) con una correlación positiva (r=0.899) (Tabla22)

Tabla 22. Resultados de DISTLM basados en el Test Secuencial: Asociación entre la Pendiente e Intercepto del Espectro de la comunidad macrobentónica, la Densidad de *Anadara tuberculosa*, y las variables ambientales. Las Variables fueron normalizadas. Variables significativas (p < 0.05) están marcadas en negrita.

Variable	SS	Pseudo-F	P	Prop.
Densidad *A. tuberculosa*	1.6974	0.8396	0.421	0.057
Temperatura	8.6228	5.6471	**0.013**	0.287
Redox	3.5235	1.8631	0.184	0.117
Salinidad	2.7872	1.4339	0.249	0.093

Los resultados en el análisis ordenación de redundancia basada en distancias (dbRDA) indica que para los dos ejes; la temperatura, salinidad, potencial redox y la densidad de *A. tuberculosa* explican la variación de la pendiente y el intercepto de la comunidad macrobentónica en el área protegida y no protegida en 44.95%. En el análisis se observa que los períodos en cada sitio son bien definidos. El análisis de redundancia basado en distancia mostró que el mayor porcentaje de variación explicada fue de 35.27% (dbRDA 1). La variable temperatura (p = 0.899) obtuvo el mayor valor positivo en el dbRDA 1 relacionada al período de lluvia mientras que la variable salinidad (rp= -0.749) y el redox (rp= -0.716) presentaron los mayores valores negativo en el dbRDA 2 relacionada al período pre-lluvia (Figura 56).

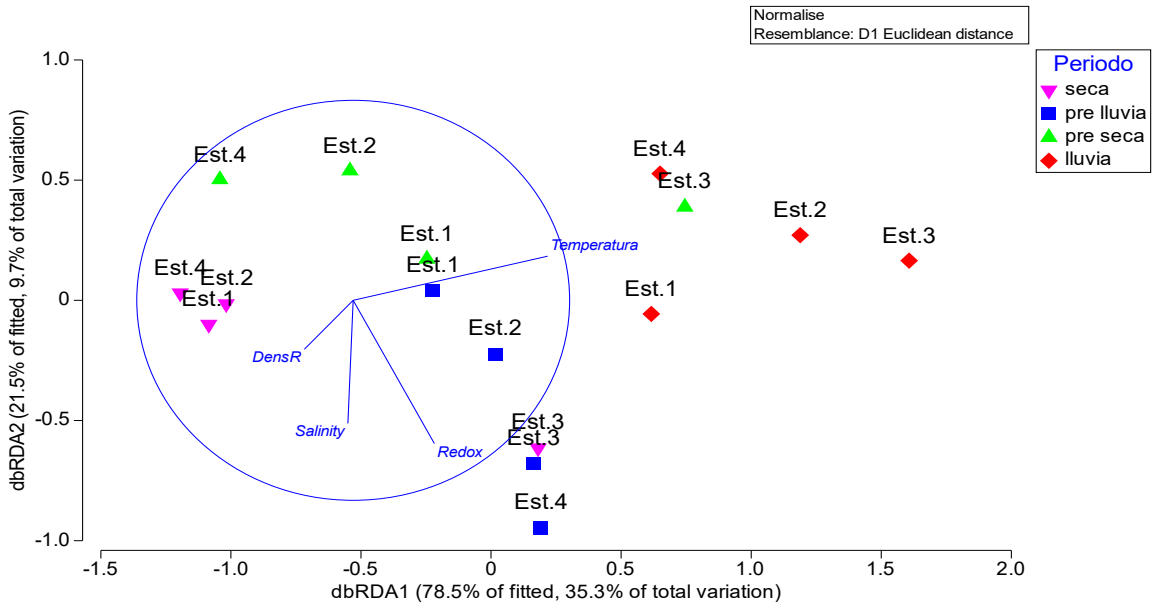


Figura 56. Análisis de ordenación de redundancia basado en distancias (dbRDA) Pseudo -F=1.93, p=0.008) que muestra la relación entre la densidad de *Anadara tuberculosa*, salinidad del agua, temperatura de agua, potencial redox del sedimento y la variación de la comunidad del macrobentos de manglar en el área protegida y no protegida

6. DISCUSIÓN

6.1. Biodiversidad de la comunidad intermareal macrobentónica

El estudio encontró un mayor número de especies (110 especies) en la zona intermareal del manglar propiamente dicho, en comparación a otras zonas intermareales de manglares tropicales y templados (Tabla 23). Asimismo, destaca que 14 especies fueron dominantes, una característica bastante conspicua para la comunidad estudiada.

Los anélidos, especialmente los poliquetos, predominan en la zona intermareal donde habita *A. tuberculosa*, conocida como “bajiales”, destacando en términos de diversidad y abundancia en el área protegida y cerca a la desembocadura del río. Esta dominancia es característica de los ambientes intermareales del manglar, donde los poliquetos son un grupo clave (Tabla 23).

Además, se observó una tendencia general a una mayor contribución relativa

de la abundancia de anélidos durante el periodo de lluvia y seco en la mayoría de los sitios. Estos resultado, podría explicarse por factores como la lluvia y la frecuencia de inundación de la marea, los cuales favorecen el reclutamiento de larvas de poliquetos en la zona de menos influencia del mar contribuyendo a su representación de la comunidad macrobentónica (Metcalfe & Glasby, 2008).

Los anélidos de la familia Capitellidae y Nereididae dominan en los manglares (Metcalfe & Glasby, 2008), en particular los capitélidos presentan ciclos de reproducción y reclutamiento más cortos, lo que favorece la dominancia de los géneros como *Notomastus, Mediomastus, Heteromastus.* en hábitat con sedimento fangoso (Metcalfe & Glasby, 2008). En el presente estudio, la dominancia de los poliquetos de la familia Capitellidae *N. hemipodus* y *Mediomastus* sp en el intermareal del biotopo de *A. tuberculosa*, sugiere que estos ambientes propician el reclutamiento de estas especies.

Asimismo, Vargas (1993) mencionó que el área del biotopo de manglar en Puerto Pizarro se caracterizó por la presencia de moluscos, mientras que los anélidos fueron registrados como un grupo secundario. En su estudio, los ambientes areno-fangoso presentaron como especies acompañantes a los poliquetos de los géneros *Owenia y Mediomastus*, mientras que, en ambientes más fangosos se encontraron los poliquetos de los géneros *Perinereis* y *Mediomastus.* Estos hallazgos coinciden, aunque las diferencias en composición se deben al esfuerzo muestreo de Vargas en el estrato inferior y el mismo canal del estero. Por otro lado, el estudio realizo abarcó tres estratos del intermareal (inferior, medio y superior) donde los anélidos tienen una notable importancia superando a los moluscos en términos de abundancia, y mostrando composición similar destacando los poliquetos del género *Mediomastus* y *Perinereis*.

Asimismo, Vera 2021, en su trabajo de investigación en los manglares ecuatorianos, reporta la dominancia de los poliquetos de la familia Capitelidae y Nereididae en áreas fangosa de manglar. Sin embargo, mencionan que Capitelidae constituye la familia más importante debido a los impactos antropogénicos (langostineras) mientras que la familia Nereididae presenta una abundancia que no varía significativamente a lo largo del estuario.

El Phyllum Mollusca es uno de los grupos más diversos estudiados en los en la zona intermareal de los manglares tropicales y templados. En este estudio se reportaron cerca de 50 especies de moluscos, siendo uno de los más diversos con respecto a otros estudios (Tabla 21). Esta diversidad junto con la dominancia de las especies *Acteocina* sp*., Polymesoda* sp*.* (juvenil) y *Sphenia fragilis;* resaltan la importancia de este grupo en la comunidad del intermareal del manglar donde hábitat *A. tuberculosa.* Así mismismo, Zamprogno et al., 2023 destacaron que la alta diversidad de gasterópodos y bivalvos en la zona intermareal se explica por la mayor frecuencia de inundación en estas áreas, una condición característica en el hábitat de *A. tuberculosa*.

La presente investigación coincide parcialmente con los hallazgos de Vargas (1993), cuyo estudio se restringió al nivel bajo de las zonas intermareales de Puerto Pizarro frente a Hueso de ballena e Isla del amor. Aunque Vargas identificó sustratos arenosos y fango-arenoso, las especies dominantes (gasterópodo *Rhinocorine humbolti* y el *bivalvo Diplodonta parilis*) difieren en este estudio. Estas diferencias son explicadas por la diferencia en el esfuerzo de muestreo, las variaciones espaciales y temporales entre ambos estudios.

Durante el período de lluvia hubo un cierto incremento de la densidad de los moluscos para luego disminuir al periodo seco, destacando los bivalvos juveniles *Sphenia fragilis y Polymesoda* sp*.* Al parecer durante períodos de lluvia hay un incremento del porcentaje de arena que favorece el reclutamiento de los moluscos y una sensibilidad a las variaciones temporales. Dittmann (2000) en zonas intermareales en estuarios y manglares relaciona la presencia y diversidad de moluscos en zonas arenosas, dominado principalmente por juveniles de bivalvos.

Con respecto a los Arthropoda, cabe destacar que fue el tercer grupo de importancia en la composición, la mayoría reportada en este estudio corresponde a especies caracteristicas de la epifauna del manglar, como los cangrejos *Leptuca* sp*., P. purpureus* y *Pinnixulala* cf. *valeri* que estuvieron presentes en todos los sitios evaluados. Nordhaus *et.* al. (2009) determinaron que los cangrejos de la familia Ocypodidae (*Uca* spp.) se encuentran asociados a zonas del nivel de intermareal inferior con sedimentos arenoso y con alto contenido de materia orgánica. En este

estudio, la presencia de *Leptuca* sp. en el biotopo intermareal habitado por *Anadara tuberculosa* sugiere una afinidad por sectores con mayor frecuencia de inundación y condiciones sedimentarias favorables, resaltando la importancia de este hábitat dentro del intermareal del manglar.

En cuanto a los grupos tróficos, destaca la densidad relativa de los depositívoros superficiales seguido de los filtradores. En el período de estudio, un patrón encontrado en los cuatro sitios evaluados es el incremento de los depositívoros superficiales a inicios del período de lluvia y seco excepto en El Mocho, que suma otros grupos como los depositívoros subsuperficiales, omnívoros y herbívoros. Estos resultados coincidieron en parte con lo encontrado por Advíncula (2017) en las zonas de *U. occidentalis,* donde los depositívoros superficiales dominaron a lo largo del año, pero con menor abundancia con respecto a las zonas de *A. tuberculosa*. Los anélidos de la familia Capitellidae como los géneros *Notomastus, Heteromastus* y *Mediomastus* son depositívoros superficiales y están asociados a ambientes impactados (Bernardino et al., 2018) siendo los organismos dominantes en la comunidad macrobentónica evaluada en este estudio. Durante el período de lluvia, hay un incremento del grupo depositívoros superficial, sobre todo en la familia Capitellidae en el SNLMT (Cabanillas et al., 2016), lo cual coincide también con lo registrado en Puerto Pizarro.

Por otro lado, el grupo de los filtradores, también dominante en los cuatro sitios, estuvo compuesto en su mayoría por bivalvos juveniles. Es común encontrar estadios juveniles de bivalvos asociados a la zona intermareal baja, debido a que está restringida su distribución a los cambios en los niveles de marea (Dittmann, 2001) así como por las variaciones de salinidad y oxígeno (Vilardy & Polonia, 2002) en zonas de *R. mangle.*

En relación a la cercanía a la desembocadura del río, se observó durante el periodo de estudio un incremento de omnívoros y una disminución de filtradores en los sitios lejanos. Los omnívoros reportados fueron en su mayoría poliquetos de la familia Nereididae, como *P.* cf. *nuntia*, el cual muestra tolerancia a la salinidad e hipoxia.

Tabla 23. Comparación de estudios de biodiversidad de macrobentos intermareal asociados al manglar a nivel mundial.

Sitio	Esp. Total	Esp. Mol	Esp. Bra	Esp. Pol	Dens. Total	Hábitat	Esfuerzo Muestreo	Prof.	Tamiz	Referencia
Laguna Segara Anakan, Indonesia	127	50	51	23	619	Manglar	Epi, endo, árbol, 2 años	20	1mm	(Nordhaus et al., 2009)
Peninsula Leinzhou China	38-74				211	Manglar	Epi Endo, 2 muestreos dentro 1 año	30	3.35mm, 1mm, 0.5mm	(Zou et al., 2008)
Bahía Shenzhen, China	84	37	7	5	55-1,305	Manglar	Epi, endo, árbol, 5 muestreos en 3 años	30	1mm	(Yu et al., 1997)
Matang, Malasia	33				155	Manglar	Epi, endo	20	1mm	(Sasekumar & Chong, 1998)
Morrumbere, Mozambique	31	5	12	4	184	Manglar	Epi, endo 2 muestreo	25	0.5mm	(Day, 1974)
Estuario de Cochin, India	34	5	9	4	10235	Manglar	Epi, endo 3 muestreos en 1 año	15	n.s	(Kumar, 1997)
Pichavaram, India	52	10		20		Manglar	n.s	n.s	2-1 mm	(Kathiresan, 2000)
Bahía de Rest, Australia	59	6-22		12-15	365	Manglar	Epi, endo 1 muestreo	5		(Wells, 1986)
Pichavaram y Vellar, India				8-38		Manglar	Epi, excavadores	-		(Ashton et al., 2011)
Puerto Pizarro, Perú	68	38	7	22	663-2101	Manglar, intermareal	Epi, endo 4 muestreos en 1 año (96 muestras)	ns	0.5mm	(Vargas, 1993)
Santuario Nacional Los Manglares de Tumbes, Perú	75	10		43	6000 aprox.	Manglar (cangrejales)	Epi, endo 2 muestreo 1 año	25	0.5mm	(Advíncula, 2017)
Sureste del Golfo de México	86	17		42	3757	Manglar	Epi- Endo 5 muestreos	20	0.5	(Alcantara-Hernandez & Weiss-Solis, 1995)
Norte de Queensland, Australia	77	21		23	305 aprox	Manglar intermareal *Avicennia* sp.	Epi, endo	20	0.5	(Sabine Dittmann, 1995)
Estuario Piraquê-Açu-Mirim (PAM), Brasil					5819-1571	Manglar	Endo	10	0.5	(Bernardino 2018)
Golfo Pérsico	122	80	17	25	2968	Manglar	Epi-endo 4 muestreos en 1 año (4 capañas)- corer	25	0.5	(Hajializadeh et al.,2020)
Bahía de Vitória, Brasil	25		4	8	148	Manglar	Endp 2 muestreos en 1 año (4 capañas) marco cuadrado	20	0.5	(Zamprogno et al., 2023)
Cauca – Nariño, Colombia	126	32	46	10	-	Manglar	Epi y Endo 2 muestreos en 1 año marco cuadrado	-	-	(Sierra-Luna et al., 2025)
Santuario Nacional Los Manglares de Tumbes (SNLMT) y Puerto Pizarro, Perú	173	51	16	92	15513	Manglar	Epi -endo 11 muestreos 1 año	20	0.5	Este estudio

Mol = Moluscos, Bra=Brachyura, Pol=Poliquetos.

6.2. Estructura de la comunidad macrobentónica bajo diferentes condiciones ambientales

Los resultados evidencian diferencias en la estructura de la comunidad macrobentónica entre los períodos seco y lluvioso, así como entre los sitios evaluados, reflejando la influencia del contexto espacial (protegido y no protegido) y de las condiciones ambientales consideradas durante el período de estudio.

Los estudios sobre el macrobentos en los hábitats de *R. mangle* muestran resultados distintos según la región y las condiciones locales. Algunos estudios han reportado un aumento en la densidad y número de especies durante el período de lluvia, donde la dominancia de poliquetos es típica (Alcántara-Hernández & Weiss-Solis, 1995; Aviz et al., 2012; Tavares et al., 2018). De forma similar, Alcántara-Hernández & Weiss-Solis (1995) en la Laguna de Términos observó que la composición del macrobentos variaba según la influencia marina o fluvial, registrando mayores abundancias y diversidad en las zonas más marinas y una comunidad más empobrecida cerca del aporte de agua dulce, dominada por poliquetos oportunistas. En contraste, Sierra-Luna et al. (2025) en Colombia reportaron una disminución en la riqueza y abundancia durante el período lluvioso, asociada al incremento del aporte de agua dulce y a la presión antropogénica. Por otro lado, otros estudios indican que el número de especies puede aumentar conforme descienden las precipitaciones, debido a la estabilización del aporte fluvial que favorece la entrada de materia terrestre y fitodetritos (Akoumianaki et al., 2012). El presente estudio demostró la alta tolerancia de los poliquetos a las condiciones ambientales contrastantes, lo que explica su dominancia a lo largo del año de estudio, mientras que los moluscos presentaron un pico en el periodo lluvioso seguido de una disminución, y los artrópodos, un incremento. Estos hallazgos resaltan la importancia influencia del grado de aporte fluvial en la estructura de las comunidades macrobentónicas en los hábitats de *A. tuberculosa*.

La diferencia entre los periodos contrastantes ha sido discutida en otro estudio sobre manglares de Brasil donde se reportó un incremento en la densidad y la diversidad durante los períodos de lluvia (Filho & Aviz, 2013). En esta

investigación, en el área protegida, los picos de densidad se encontraron no solo en períodos de lluvia sino también al inicio del período seco con el incremento en abundancia de los poliquetos *Mediomastus* sp. y *N. hemipodus* (Figura 57). En el área no protegida, los picos en abundancia de especies oportunistas se encontraron en el período pre-lluvia, lluvia y previo al período seco, con la dominancia de los poliquetos *N. hemipodu*s, *Owenia* sp. y *Mediomastus* sp. (Figura 58). Estos resultados demuestran la alta variabilidad de la comunidad en términos de densidad y número de especies a lo largo del año de estudio. Esto estaría explicado por el influjo de agua dulce que genera un efecto positivo en las especies que son hábiles para tolerar cambios en la salinidad, el incremento de nutrientes y la ausencia de competidores (Montagna et al., 2002). Así también, siguiendo lo reportado por Akoumianaki et al. (2012) durante los periodos intermedios cuando el aporte fluvial se estabiliza y no es excesivo, la macrofauna se beneficia de la entrada de materia orgánica y fitodetritos, favoreciendo la abundancia y riqueza de especie. En este contexto, algunas especies de poliquetos resultarían favorecidas durante estos pulsos de agua dulce, aprovechando su capacidad de rápida colonización y su tolerancia a las fluctuaciones ambientales.

Una de las familias de poliquetos que dominan en los manglares tropicales y templados es la familia Capitellidae la cual está relacionada a la descomposición de materia orgánica en sedimentos, según diversos estudios en la zona del intermareal de manglar(Metcalfe & Glasby, 2008; Morales, 2012; Nordhaus et al., 2009). En este estudio se encontró una importante participación de la familia Capitellidae; en particular del género *Notomastus.* Según Tavares et al. (2018), en los manglares de Brasil, el poliqueto *Notomastus* sp. se encuentra en sustratos no consolidados asociados a *Rhizophora mangl*e, los cuales son tolerantes a amplias variaciones de temperatura y salinidad, así también a zonas con aguas residuales domésticas y zonas de amplio estrés.

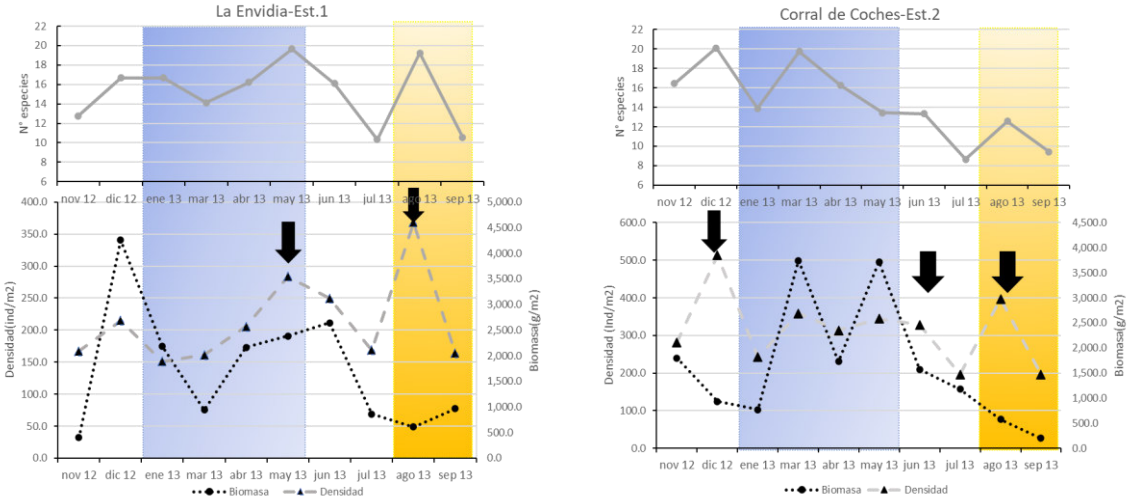


Figura 57. Comportamiento de la densidad, biomasa y número de especies en los sitios del SNLMT. En flechas negras ingreso de oportunistas.

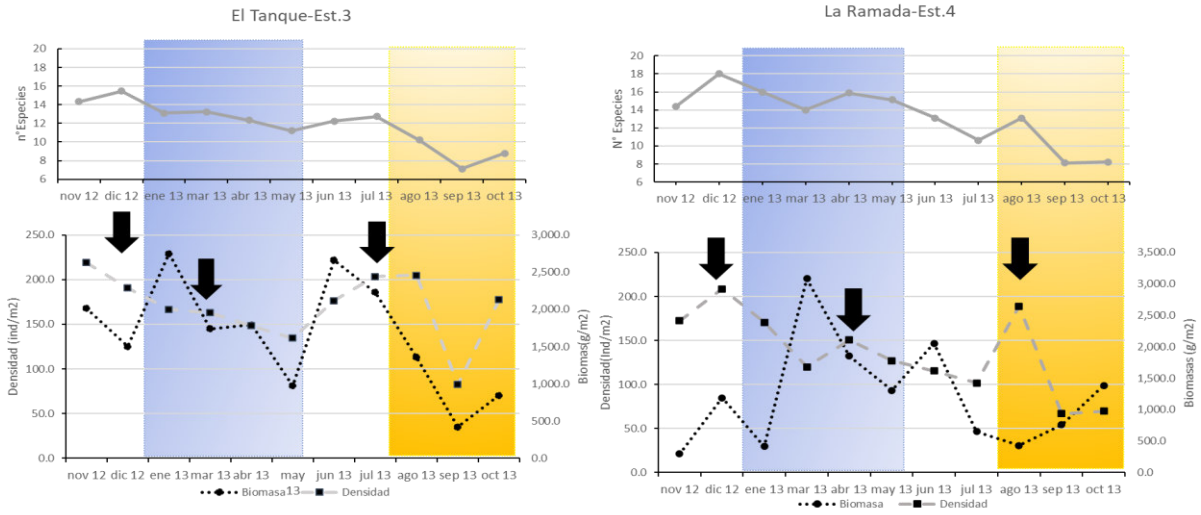


Figura 58. Comportamiento de la densidad, biomasa y número de especies en los sitios de Puerto Pizarro. En flechas negras ingreso de oportunistas.

Los estudios sobre la biomasa de la macrofauna en la zona de manglar del área no protegida, indican que presentan una variación significativa según los sitios y el estrato, principalmente por el aporte de biomasa de los moluscos y crustáceos. De acuerdo a los estudios de Alongi & Sasekumar (1985), en la superficie de los sedimentos de manglar, los moluscos y crustáceos presentan un claro patrón de zonación según la frecuencia de inundación por la marea. Otros estudios, sugieren que la altura topográfica de los manglares es un factor crucial en el aporte de

biomasa por parte de los moluscos y crustáceos en la parte superior del nivel de marea (Ashton et al., 2011). En el presente, la variación espacial de la comunidad de la macrofauna de manglar también parece estar relacionada con la biomasa de los moluscos y crustáceos. Sin embargo, se debe tener cuidado en la interpretación al comparar con otros estudios en moluscos y crustáceos en manglares debido a los diferentes métodos de muestreo.

En ambientes tropicales, los hábitats de los manglares suelen albergar menor diversidad en comparación con otros hábitats como lo reportado en el Sur de Asia y Australia (Wells, 1983: 59 especies; Dittmann, 2000: 32 especies). En el manglar Quebra, Brasil, los valores del índice de diversidad fueron valores mayores a 2 bits en sitios con alta descarga de aguas domésticas y sin tratamiento (Tavares et al., 2018). Otros estudios indican valores altos de diversidad en sitios con menos impacto antropogénico (Sampaio, 2004). En este estudio, los valores de diversidad fueron altos en ambas áreas de estudio.

Con respecto al índice de diversidad de Shannon – Weaver se encontró que las variación temporal y espacial en el año de estudio fue significativa en el área no protegida. El aumento de la diversidad durante el período de lluvia en esta área podría explicarse por un mayor aporte de agua dulce proveniente de la cuenca del río Tumbes. En general, el índice de diversidad de Shannon – Weaver superó los 2 bits únicamente en los períodos pre-lluvia y lluvia. Esto resultados coinciden con los hallado con Zamprogno et al., 2023, sin embargo nuestro estudio destaca una alta diversidad en el período pre-lluvia, un aspecto que no fue discutido en dicho trabajo. Esta alta diversidad podría también atribuirse a la abundancia de algunas especies que entran en época reproductiva en verano.

Según el análisis del dendograma a partir de índice de asociación con las 50 especies más importantes, la composición de especies evidenció un grupo constante e indiferente a lo largo del año de estudio con densidades importantes (poliquetos), otro grupo de especies con moderada sensibilidad y tolerantes a períodos lluviosos (poliquetos y crustáceos) y por último un grupo conformado por especies más sensibles con lenta respuesta hacia la recuperación de período de lluvia a seco (moluscos). Estos resultados donde se mantuvieron como especies

constantes a *N. hemipodus, Mediomastus* spp. y *P*. cf. *nuntia* fueron consistentes con lo hallado por Advincula (2017), a pesar de los diferentes niveles de marea de los biotopos entre *A. tuberculosa* y *U. occidentalis*.

6.3. La comunidad macrobentónica y su relación con variables ambientales.

La comunidad macrobentónica en el manglar es distinta según los niveles de marea, los cuales están influenciados por el hidroperíodo y los variables ambientales como la temperatura, la salinidad, el potencial redox y la materia orgánica, (Nagelkerken et al., 2008; Safahieh et al., 2012; Zamprogno et al., 2023)

Las diferentes respuestas de la comunidad macrobentónica se evidenciaron durante el periodo de estudio y bajo diferente régimen de protección de los manglares de Tumbes. Estos resultados fueron consistentes con las diferencias en los caudales entre Zarumilla y Tumbes: la cuenca de Tumbes supera 10 veces el caudal de la cuenca de Zarumilla (Quincho, 2015; Takahashi & Martínez, 2015). Cabe la posibilidad de que estas características del caudal suma a la respuesta de la estructura de la comunidad macrobentónica a pesar que el estudio se realizó en un ciclo hidrológico anual catalogado según Quincho, 2015 como “normal a seco”.

La salinidad, es uno de los parámetros que influye significativamente en la biomasa, el índice de diversidad y la estructura comunitaria de los manglares de Tumbes, Perú. Estos hallazgos pueden explicarse por la dinámica de la salinidad en zonas intermareales; donde en el periodo seco presenta los valores más altos del ciclo anual; y además a lo largo del día puede alcanzar su valor máximo durante la baja marea debido a una alta tasa de evaporación y al mayor tiempo de residencia del agua (Guevara, 2018; Perez et al., 2018; Pérez, 2014). A nivel espacial, los resultados evidencian que la diversidad y la biomasa varía en función a los sitios y estratos. este estudio evidencia que en los sitios cercanos a la desembocadura del rio, como Corral de Coches y El Mocho presentan una mayor variación debido a la entrada de agua dulce. Estudios previos en relación a la salinidad en zonas intermareales de manglares indican que es un factor limitante en la abundancia y la diversidad de la macrofauna (Nordhaus et al., 2009). A nivel

temporal, los eventos de entradas de agua dulce causan variaciones en la salinidad afectando también a la estructura comunitaria en estos sistemas (Montagna et al., 2002), siendo importante para todas los sitios y significativo en El Mocho y La Envidia. Los resultados del estudio demuestran que, en las zonas intermareales, la salinidad afecta a nivel espacial en la biomasa y diversidad; mientras que en escala temporal en la estructura comunitaria durante el periodo de estudio.

Con respecto al sedimento, las condiciones más reductoras del potencial redox se acentúan en la zona intermareal durante la baja marea (Pérez et al., 2018). En este estudio, las variaciones espaciales en los valores de potencial redox y la materia orgánica son destacados en El Mocho y Corral de Coches con sus valores más altos. En estos sitios, los valores de potencial redox más negativos (condiciones reducidas) coinciden con una mayor retención de materia orgánica, en especial El Mocho que presenta un alto contenido de la fracción limo y arcilla.

Estudios previos han asociado el potencial redox con la presencia de materia orgánica joven, debido al consumo del oxígeno y reducción de sulfuro de hidrógeno durante el período de lluvia (Pérez et al., 2017). Farooq & Siddiqui (2020) también encontraron que el bajo potencial redox en el agua intersticial de ambientes intermareales del manglar templado (Pakistan), está relacionado a la acumulación de materia orgánica con el agotamiento de la concentración del oxígeno, una alta descomposición de la materia orgánica, alta cantidad NH_4 y PO_3, sugiere una dinámica similar en este ecosistema. Una dinámica similar fue reportada en los manglares del norte de Ecuador, donde Rebolledo y Verduga (2023) observaron que las áreas con mayor retención de materia orgánica y condiciones más reductoras del sedimento estaban asociadas a una disminución del oxígeno disuelto y una mayor acumulación de nutrientes. Estos procesos pueden influir en la comunidad macrobentónica al favorecer condiciones reductoras y un sustrato rico en materia orgánica, especialmente en sitios como El Mocho, donde la biomasa y diversidad son elevadas en comparación con otras estaciones.

Otros estudios indican que el aporte de materia orgánica terrígeno por la descarga de los ríos tendría una relación directa con el aumento de biomasa de los filtradores y depositivoros superficial (Feng et al., 2017; Pardo, 2022). La presente

investigación, se evidenció que la MOT tiene una correlación con otras variables biológicas como: número de especies, densidad total, biomasa, índice de diversidad de Shannon – Weaver, el grupo depositivoros subsuperficiales y los herbívoros en especial en El Mocho y Corral de Coches. Este patrón, se alinea con potencial redox que fueron más negativos y el porcentaje de MOT supero 3% alcanzando el 12 %. A pesar de las limitaciones en el análisis, se puede observar un patrón de aumento de materia orgánica, sugiriendo una relación con el aumento de biomasa de la comunidad del macrobentos.

Los cambios en la textura del sedimento en el manglar son importantes debido a la relación con la permeabilidad del agua. Las partículas de arcilla y el limo tienen una menor permeabilidad al contrario de la fracción arenosa, por lo cual los organismos excavadores facilitan la infiltración de agua hacia las capas inferiores del sedimento con una mayor proporción de arena (Schwendenmann et al., 2006).

La investigación muestra que las fracciones de sedimento cambian entre los sitios y, pero no entre los meses de referencia representantes del periodo luvia y seca, sin embargo, los grupos tróficos si muestran diferencias significativas entre sitios y meses además de una correlación importante con las fracciones del sedimento. Por lo cual, los cambios mínimos en las fracciones del sedimento pueden contribuir a cambios notorios en los grupos tróficos (Delfan, Ghodrati, et al., 2021; Miri et al., 2023; Nordhaus et al., 2009)

Cabe destacar la importancia del limo en los grupos tróficos constituidos por organismos más pequeños como los depositivoros superficiales y subsuperficiales. durante el periodo seco, mientras en el periodo de lluvia, las partículas más finas como la arcilla influye en los omnívoros y los filtradores. Esto coincide con Hsieh (1995), los sitios más fangosos la corriente es más lenta con mayor sedimentación y con las fluctuaciones de la marea, las partículas son resuspendidas favoreciendo en parte a los filtradores. Así mismo, Hajializadeh et al., (2020) menciona que las partículas más finas como limo y arcilla favorece los depositivoros y filtradores.

Los resultados del estudio muestran la importancia de la comunidad macrobentónica en especial del grupo dominante como los poliquetos y los bivalvos en la oxigenación del sedimento y el ciclo de nutrientes en el ecosistema de

manglar. Aunque los resultados de esta investigación no cuentan con un estudio anual de las caracteristicas granulométricas se evidencia diferencias contrastantes a nivel espacial y temporal que son explicadas por las caracteristicas del sedimento y el régimen hídrico.

Los parámetros del agua y del sedimento considerados en el estudio explican parcialmente las diferencias observadas en la estructura de la comunidad macrobentónica entre los períodos evaluados a lo largo del año de estudio. La magnitud relativamente baja de estas relaciones sugiere que otros factores no evaluados, como interacciones biológicas o presiones antrópicas locales, también podrían influir en el comportamiento de la comunidad de macrobentos en la zona intermareal de los manglares del Perú. No obstante, los resultados evidencian la relevancia de las variables ambientales, particularmente en el área de Puerto Pizarro, donde su influencia sobre la estructura comunitaria fue más pronunciada.

6.4. La comunidad macrobentónica y su relación con la densidad de *Anadara tuberculosa*

Este estudio encontró que las densidades de *A. tuberculosa* presentan interacción importante entre los factores temporal y espacial, tanto a nivel vertical (lejanía a la desembocadura) como horizontal (transecto con sus niveles superior, medio e inferior) en intermareal en los sitios evaluados de los manglares de Tumbes.

La veda (febrero a marzo) de *A. tuberculosa*, coincide con el periodo de lluvia, es bajo estas condiciones extremas de las variables ambientales donde el bivalvo mejora la respuesta en los procesos reproductivos, crecimiento, reclutamiento y aumento de desoves (Pérez-Medina, 2005; García-Domínguez et al., 2008; Ordinola et al., 2019). Los resultados de este estudio demuestran una tendencia a disminución de la densidad de *A. tuberculosa* entre el periodo de lluvia y pre seca en todos los sitios evaluados, además esta variable no presenta una correlación con los valores de los parámetros univariados, los cuales muestran una tendencia diferente. Los valores de los parámetros univariados tienen mayor aporte

en la variación a nivel del factor estrato, siendo estos valores más sensibles a los cambios en los niveles del piso intermareal, esto es diferente para *A. tuberculosa* donde su mayor aporte de variación es a nivel de sitio y periodo.

La densidad de *A. tuberculosa* explica una parte significativa de la variación en la estructura comunitaria, donde se registra los mayores valores de la densidad destacando Corral de Coches en el área protegida. Así mismo, su correlación positiva con la densidad de *A. tuberculosa* en el área protegida sugiere que la densidad de esta especie podría ser un indicador indirecto de la presión de extracción y los cambios en la estructura comunitaria de la macrofauna. Los altos valores de densidad promedio de *A. tuberculosa* en El Mocho y Corral de coches también coincide con lo registrado por las prospecciones de IMARPE durante el período 2012 al 2013 (Pérez-Medina 2005, García-Domínguez et al., 2008; Ordinola et al., 2019).

Los resultados de este estudio revelaron una correlación moderada positiva entre el redox y la densidad de *A. tuberculosa* (r = 0.63), lo que sugiere que este bivalvo podría estar favorecido por condiciones de oxigenación relativamente altas en el sedimento. Estos resultados son notables en el área protegida, en el sitio cercano a la desembocadura del rio, donde se presenta valores menos negativos del redox, y hay mayor densidad de *A. tuberculosa.* Estos hallazgos indican que la densidad de *A. tuberculosa* y el potencial redox actúan como factores moduladores clave en la estructura macrobentónica en especial en un área protegida con una menor presión de extracción y mejor calidad del sedimento.

El estudio identificó que *P.* cf. *nuntia*, un poliqueto omnívoro dominante en abundancia presenta una correlación positiva a la densidad de *A. tuberculosa* y potencial redox en área protegida en sitios cercanos a la desembocadura del río. Esto sugiere un comportamiento oportunista característico de la familia Nereididae en ecosistema de manglar, que le permite adaptarse a los alimentos disponibles y sus mandíbulas pueden incrementar la bioturbación y fragmentación del mangle reduciendo las partículas del detritus en zona euhalinas y oligohalinas (Jumar et al 2015; Martins et al., 2022, Miri et al., 2023). Este hallazgo resalta el rol de los poliquetos como el nereido *P.* cf, *nuntia* como un consumidor y modificador del

hábitat de manglar cuya interacción con *A. tuberculosa* puede ser de importancia en ambientes con una regulación de extracción en un área protegida.

En esta investigación, los períodos pre lluvia y seca presentan una tendencia al incremento en la densidad de *A. tuberculosa* en todos los sitios; asimismo, en los sitios cercanos a la desembocadura del río (Corral de Coches y El Mocho), también hay un ligero incremento al final del período de lluvia, lo cual conlleva a indicar que los sitios de características ambientales positivas y menos impactadas podrían tener una mejor respuesta a la entrada de agua dulce y con ella a la estructura de la comunidad macrobentónica.

Si bien en los estudios de Vera (2021) y Moreira (2022) en los estudios en los manglares de Ecuador, los valores de materia orgánica total (MOT) fueron menores a los registrados en este estudio, ambos trabajos reportan una relación directa entre el contenido de MOT y la densidad de *A. tuberculosa*. En el presente estudio, esta relación se evidenció principalmente durante la época de lluvias, lo que sugiere que la variabilidad estacional podría influir en la disponibilidad de materia orgánica en el sedimento y, en consecuencia, en la densidad de la especie.

El papel de los bivalvos en la estabilización del sedimento del manglar es crucial debido al alto consumo de materia orgánica en suspensión. Sin embargo, durante el período de lluvia se observó un ingreso de una gran cantidad de sedimento en suspensión que puede afectar estos organismo especialmente a los filtradores que se alimenta de las partículas en suspensión (Ellis et al., 2002;; Thrush et al., 2006; Birchenough et al., 2013). Algunos estudios sobre la rápida acumulación de sedimento señalan que *A. tuberculosa* puede ser un excelente filtrador de solidos en suspensión (Miranda & Thiel, 2008), sin embargo otros filtradores puede tener un impacto significativo, además de aumento de especies oportunistas, disminuyendo la diversidad, biomasa, baja productividad, tamaños más pequeños en la comunidad macrobentónica (Ellis et al., 2004; Ellis et al., 2017).

6.5. Indicador de tamaño de biomasa de la comunidad macrobentónica asociado a *Anadara tuberculosa*

El espectro de tamaño de biomasa es una excelente herramienta descriptiva de la estructura y funcionamiento de la comunidad marina. Su estudio está relacionado a la disponibilidad de alimento y las respuestas de la comunidad frente a disturbios ambientales.

Con respecto a los espectros de tamaño no normalizados de biomasa, se encontró que la distribución de la biomasa en las clases de tamaño es muy parecida entre los sitios y periodos, destacando un incremento de tamaños de biomasa (pequeños a grandes). Sin embargo, se presenta un “estancamiento” en tamaños intermedios en los sitios cercanos a la desembocadura del río Tumbes y Zarumilla (Bajo Grande y Envidia respectivamente) siendo más marcado este estancamiento e irregularidad del espectro en el período de lluvia que en otros períodos de estudio. Los resultados son explicados mediante la Hipótesis de Schwinghamer(1981) que indica que una tendencia bimodal en el espectro se ajusta a cambios en características fisicoquímicas del sedimento; sin restringirse a un tipo de tamaño. De manera similar, Dolbeth et al. (2014) en ambientes estuarinos y su análisis en el tamaño de biomasa no normalizado para la macrofauna, reportaron una tendencia bimodal asociada a dos grupos de organismos: aquellos de gran tamaño (filtradores, poliquetos grandes) y aquellos de pequeño tamaño, compuesto por anélidos oportunistas (por ejemplo, *Capitella* sp., *Chaetozone* sp., *Dipolydora* sp. entre otros).

En cuanto, a la variación temporal a lo largo del año de estudio, se observó que la curva de los períodos mantiene la misma tendencia de aumentar rápidamente en tamaños pequeños. Así también, la variación entre curvas de los períodos para los cuatro sitios muestra que en los tamaños pequeño e intermedio son los más afectados por el período de lluvia. Estos resultados coinciden con los estudios aplicando el análisis de espectro de tamaño de biomasa en ambientes estuarinos como en el mar Báltico donde menciona que las variaciones temporales y espaciales pueden afectar en el tamaño de los organismos sobre todo cuando

encontramos organismos que adquieren diferentes estrategias de vida para resistir el estrés. (Duplisea, 1998, 2000)

Las tendencias observada en estados de tamaños intermedios pueden ser explicados de manera análoga a los estudios de ambientes marinos afectados por la pesca de arrastre; en estos casos, son afectados negativamente los tamaños grandes e intermedios (taxones sensibles a la sedimentación como filtradores; moluscos, sipúnculos, poliquetos: maldanidos, terebelidos y anfaretidos y cnidarios); estos efectos dependen de la permanencia en el tiempo de la pesca de arrastre que genera turbidez y favorece a los organismos de tamaños más pequeños (Duplisea et al., 2002). En los cuatro sitios estudiados, los espectros de tamaño no normalizado en la biomasa presentaron una tendencia aumentar la biomasa en tamaño pequeño del macrobentos, un estancamiento o irregularidad en el espectro en tamaños intermedios y un crecimiento lento en tamaños grandes. Esta tendencia caracterizó los sitios con mayor extracción como La Envidia y Bajo Grande. Si bien el impacto es selectivo para la extracción de *A. tuberculosa*, podría causar que los tamaños intermedios se mantengan sin aumentar en biomasa, y un efecto positivo en organismos pequeños, caracterizado por oportunistas mientras que los tamaños más grandes son afectados siendo evidente en los sitios más accesibles a la extracción (Figura 59).

La resuspensión del sedimento y turbidez, generaría una disminución en especies y densidades de tamaños grandes que ingresan al sedimento como los filtradores (Górska & Włodarska-Kowalczuk, 2017). Asimismo los estudios con los espectros de tamaño en diferentes escenarios como el cambio climático es discutido por Heneghan et al., (2019), argumentando que los cambios en los espectros con un incremento en la irregularidad (referidos a una ruptura de los grupos en diferentes pendientes del espectro) estaría relacionado a los impactos antropogénicos (extracción de *A. tuberculosa*), incremento de evento extremos, como la desoxigenación entre otros cambios ambientales.

Una mayor cantidad de grupos tróficos en tamaños pequeños podrían indicar una mejor adaptación a variaciones ambientales (Quiroga et al., 2011). En este estudio, para cada sitio, en las clases de tamaño de biomasa entre -2 a 3

correspondientes a tamaños pequeños en los cuales se concentraron los carnívoros, depositívoros superficiales, y filtradores. Los tamaños intermedios son los que variaron más con respecto al período, en los cuales destacan los filtradores (ej. Poliqueto *Owenia* sp y los bivalvos *Sphenia fragilis*, *Polymesoda* sp, entre otros) disminuyendo los depositívoros superficiales y carnívoros sobre todo en los períodos de lluvia y seco.

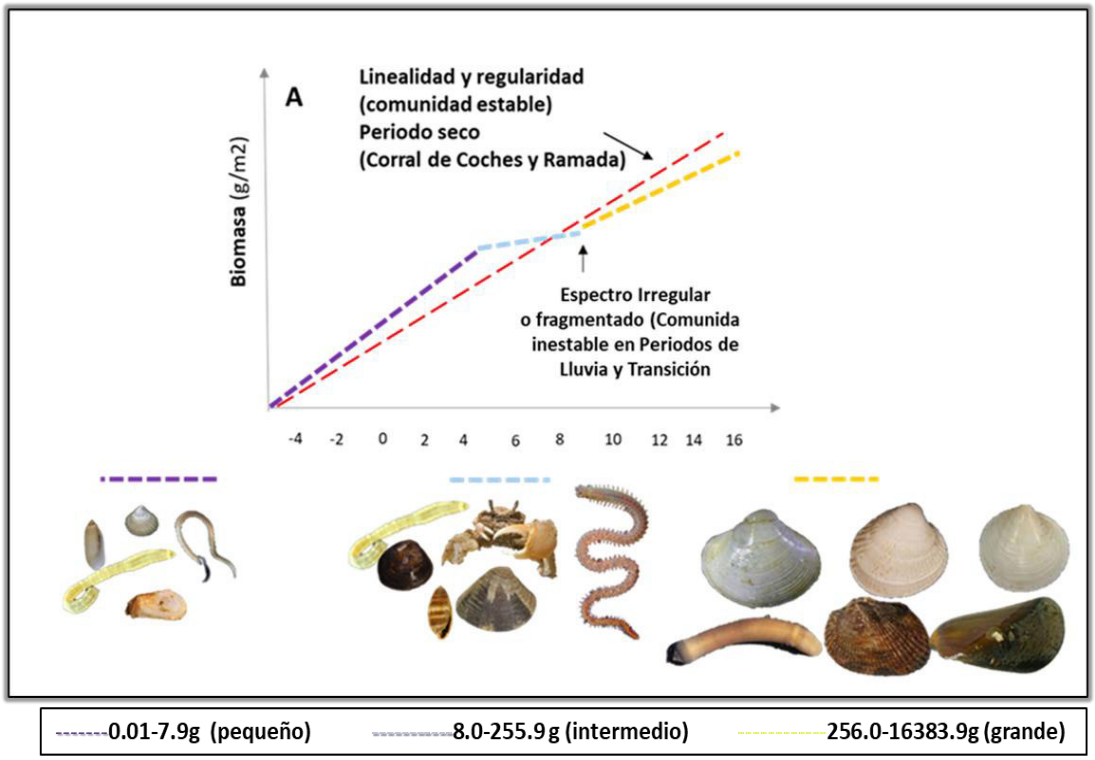


Figura 59. Modelo conceptual del espectro no normalizado de biomasa en comunidades asociadas Anadara *tuberculosa* en el intermareal del manglar de Tumbes.

En cuanto al espectro normalizado de tamaño – biomasa, se ajustaron al modelo los sitios Corral de Coches y El Mocho con valores de pendientes -0.068 y -0.149 respectivamente; estas pendientes menos negativas indican que dominan los individuos de tamaño de clase intermedios (anélidos y bivalvos juveniles) y una mayor ocurrencia de tamaños pequeños, (poliquetos e.g. *Capitella* sp, *Heteromastus hemipodus*; larvas de insectos y bivalvos juveniles) (Akoumianaki et al., 2006; Drgas' et al., 1998). Estos resultados sugieren que las comunidades de macrobentos son más estables (durante el período seco) en sitios cercanos a

desembocadura del rio. La pendiente menos negativa que -1 corresponde a una alta productividad, donde domina usualmente en biomasa en tamaños intermedios a grandes los filtradores y en densidad los de tamaño pequeño como anélidos (Tabla 24). Estudios en el estuario de Baker demostró que estos ambientes con pendientes - 0.17 cercano a lo hallado en este estudio, correspondió a las especies de menor tamaño del macrobentos, las cuales estarían adaptadas a cambios ambientales como la descargas de ríos (Quiroga et al., 2012).

Tabla 24. Pendiente de espectro de biomasa en diferentes localidades.

LOCALIZACIÓN	TIPO DE AMBIENTE	PENDIENTE	AUTOR
Mississippi, USA	Estuario	−0.25, −1.35	(Rakocinski & Zapfe, 2005)
Yangtze, China	Estuario	−0.98, −1.17	(Wang et al., 2010)
Baker, Chile	Estuario	−0.17, −0.78	(Quiroga et al., 2012)
SNLMT y Puerto Pizarro	Manglar	-0.07,-0.15	Este estudio

Los periodos evaluados en el estudio evidenciaron cambios en el flujo de energía y en la estructura de los niveles tróficos de la comunidad macrobentónica de manglar asociada a la densidad de *A. tuberculosa*, siendo más estable en sitios cercanos a la desembocadura a pesar de la diferente geomorfología en Zarumilla (asociado a un canal principal) y en Puerto Pizarro (asociado a un canal secundario). Así mismo, los otros sitios en los diferentes períodos indican que la estructura de tamaño de la comunidad del macrobentos mostró variaciones en su composición y no se ajusta a un modelo normalizado del espectro. Así mismo, Górska et al. (2020) señalan que, en ambientes someros caracterizados por sistemas dominados por detritos, las pendientes del espectro tienden a ser menos negativas, y que la distribución de la biomasa entre las clases de tamaño depende en mayor medida de los impactos físicos en la interfaz agua–sedimento, como la bioturbación y las corrientes, más que de la disponibilidad o viabilidad del alimento.

El estudio encontró una relación significativa del intercepto y la pendiente del modelo del espectro de tamaño biomasa con los parámetros del agua y sedimento destacando la temperatura. Esta relación fue más notoria en el periodo de lluvia cuando se registra un incremento de temperatura. El intercepto y la pendiente del modelo de espectro de tamaño de biomasa responden a los cambios ambientales

e impactos antropogénicos en diversos estudios (Górska & Włodarska-Kowalczuk, 2017; Mazurkiewicz et al., 2019; Quiroga et al., 2005). La temperatura en particular es un factor clave que influye en el intercepto, el cual se asocia a cambios en el flujo de energía y la organización trófica dentro de la comunidad, afectando su propiedad de estabilidad. Esto se puede explicar debido a que la temperatura controla la tasa metabólica para el crecimiento y la reproducción de los organismos (Kooijman, 2010). Según Guiet et al. (2016) indican que el intercepto decrece con el incremento de temperatura debido a la demanda de energéticas provocada por el aumento en el metabolismo.

El estudio de los espectros de tamaño - biomasa indican en general que la zona intermareal asociado a los manglares de Perú presentan una pendiente menos negativa (Tabla 24) y compuestas por especies características para cada sitio; al compararla con otros estudios en la elevación y la pendiente indicaría que las comunidades macrobentónica en la zona intermareal de los manglares, son más sensibles a los impactos ambientales y antropogénicos que otros hábitats.

7. CONCLUSIONES

- La estructura de la comunidad macrobentónica asociada a *A. tuberculosa* presentó una dependencia estadística significativa respecto a los periodos evaluados y al régimen de protección de las áreas durante el periodo de estudio en los manglares de Tumbes.

- Las variables ambientales del agua y sedimento se asociaron de manera significativa a la variabilidad espacial y temporal de la estructura de la comunidad macrobentónica, evidenciando una alta sensibilidad a los gradientes fisicoquímicos locales de los manglares de Tumbes.

- La densidad de *A. tuberculosa* mostró una asociación significativa con la estructura de la comunidad macrobentónica, contribuyendo a las diferencias registradas entre los sitios y bajo las condiciones ambientales evaluadas a lo largo del año de estudio.

- El análisis del espectro de tamaño de biomasa permitió describir patrones consistentes en la estructura de la comunidad macrobentónica, sugiriendo que durante la época seca los sitios de Corral de Coches y El Mocho presentaron una organización comunitaria relativamente más estable. Asimismo, este enfoque se constituye como una herramienta complementaria para el análisis de la estructura comunitaria, con potencial utilidad en estudios orientados al manejo y conservación de los manglares tropicales.

8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Advincula, O. (2017). *Variación temporal de la estructura comunitaria de la infauna macrobentónica en los bancos del cangrejo Ucides occidentalis (Ortman, 1987), en los manglares del río Zarumilla, Tumbes, Perú* (Tesis de maestría). Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Lima, Perú.

Akoumianaki, I., Papaspyrou, S., Ar, K., & Nicolaidou, A. (2012). Environmental variation and macrofauna response in a coastal area influenced by land runoff. *Estuarine, Coastal and Shelf Science, 115*, 1–11. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.04.009

Akoumianaki, I., Papaspyrou, S., & Nicolaidou, A. (2006). Dynamics of macrofaunal body size in a deltic environment. *Marine Ecology Progress Series, 321*, 55–66.

Alcantara-Hernandez, P., & Weiss-Solis, V. (1995). Algunas comunidades macrobénticas asociadas al manglar (*Rhizophora mangle*) en Laguna de Términos, Golfo de México. *Revista de Biología Tropical, 43*(1–3), 117–129.

Aleman, S., Montero, P., & Ordinola, E. (2014). *Prospección bioecológica de los recursos concha negra Anadara tuberculosa (Sowerby) y concha huequera Anadara similis (C.B. Adams) en los manglares de Tumbes. 06 al 10 de noviembre 2013. Informe Ejecutivo.* Instituto del Mar del Perú.

Alfaro, A. C. (2006). Benthic macro-invertebrate community composition within a mangrove/seagrass estuary in northern New Zealand. *Estuarine, Coastal and Shelf Science, 66*, 97–110. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.07.024

Alfaro, A. C. (2010). Effects of mangrove removal on benthic communities and sediment characteristics at Mangawhai Harbour, northern New Zealand. *Journal of Marine Science, 67*, 1087–1104.

Alongi, D. M., & Sasekumar, A. (1985). Communities. In Y. T. Cousteau (Ed.), *Tropical mangrove ecosystems* (pp. 137–171). American Geophysical Union.

Alongi, D. M. (2008). Mangrove forests: Resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change. *Estuarine, Coastal and Shelf Science, 76*, 1–13. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.08.024

Alongi, D. M. (2016). Mangroves. In M. J. Kennish (Ed.), *Encyclopedia of estuaries* (pp. 393–403). Springer. https://doi.org/10.1007/978-94-007-4001-3_62

Alongi, D. M. (2022). Chapter 8: Climate change and mangrove. In S. C. Das et al. (Eds.), *Mangroves: Biodiversity, livelihoods and conservation* (pp. 175–198). Springer. https://doi.org/10.1007/978-981-19-0519-3

Anderson, M. J., Gorley, R. N., & Clarke, K. R. (2008). *PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods.* PRIMER-E, Plymouth, 214 pp.

Aschenbroich, A., Michaud, E., Gilbert, F., Fromard, F., Alt, A., Garrec, V. L., Bihannic, I., & Gerard, A. D. C. (2017). Bioturbation functional roles associated with mangrove development in French Guiana, South America. *Hydrobiologia, 794*, 179–202. https://doi.org/10.1007/s10750-017-3093-7

Ashton, E. C., Macintosh, D. J., & Hogarth, P. J. (2011). A baseline of the diversity and community ecology of crab and molluscan macrofauna in the Sematan mangrove forest, Sarawak, Malaysia. *Journal of Tropical Ecology, 19*(2), 127–142.

Aviz, D., de Carvalho, I. L. R., & Filho, J. S. R. (2012). Cambios espaciales y temporales en las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en la zona costera del Amazonas (estuario del Guajará, Brasil), causada por los vertidos de efluentes urbanos. *Scientia Marina, 76*(2), 381–390. https://doi.org/10.3989/scimar.03312.16C

Bernardino, A. F., Gomes, L. E. de O., Hadlich, H. L., Andrades, R., & Correa, L. B. (2018). Mangrove clearing impacts on macrofaunal assemblages and benthic food webs in a tropical estuary. *Marine Pollution Bulletin, 126*, 228–235. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.11.008

Bernardino, A., Netto, S., Pagliosa, P., Barros, F., Christofoletti, R., Rosa Filho, J., Colling, A., & Lana, P. (2015). Predicting ecological changes on benthic estuarine assemblages through decadal climate trends along Brazilian Marine Ecoregions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science, 166*, 74–82. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.05.021

Birchenough, S. N. R., Bremner, J., Godbold, J. A., Parker, R. E., Queirós, A. M., Romero-Ramirez, A., Reiss, H., Solan, M., Somerfield, P. J., Van Colen, C., Van Hoey, G., & Widdicombe, S. (2013). A bioturbation classification of European marine infaunal invertebrates. *Ecology and Evolution, 3*(7), 2573–2585. https://doi.org/10.1002/ece3.769

Cabanillas, R., Advíncula, O., & Gutiérrez, C. (2016). Diversidad de *Polychaeta* (Annelida) en el intermareal de los esteros del Santuario Nacional Los Manglares de Tumbes, Perú. *Revista Peruana de Biología, 23*(2), 117–126. https://doi.org/10.15381/rpb.v23i2.12383

Chapman, M. G., & Tolhurst, T. J. (2007). Relationships between benthic macrofauna and biogeochemical properties of sediments at different spatial scales and among different habitats in mangrove forests. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 343*, 96–109. https://doi.org/10.1016/j.jembe.2006.12.001

Chen, G.-C., Ye, Y., & Lu, C.-Y. (2007). Changes of macro-benthic faunal community with stand age of rehabilitated *Kandelia candel* mangrove in Jiulongjiang Estuary, China. *Ecological Engineering, 31*(3), 215–224. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2007.07.002

Chen, G.-C., & Ye, Y. (2011). Restoration of *Aegiceras corniculatum* mangroves in Jiulongjiang Estuary changed macro-benthic faunal community. *Ecological Engineering, 37*, 224–228. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.10.003

Colen, C., Thrush, S. F., Vincx, M., & Ysebaert, T. (2013). Conditional responses of benthic communities to interference from an intertidal bivalve. *PLoS ONE, 8*(6), e65861. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0065861

Córdova, V. (1968). *Estudio de la pesquería de Anadara (Anadara) tuberculosa Sowerby 1833 "Concha negra" en los esteros de Tumbes, durante los años 1965 y 1966* (Tesis de bachillerato). Universidad Nacional de Trujillo, Trujillo, Perú.

Day, J. (1974). The ecology of Morrumbene estuary, Mozambique. *Transactions of the Royal Society of South Africa*, *41*, 43–97.

Delfan, N., Ghodrati, M., & Naderloo, R. (2021). Patterns of structural and functional diversity of macrofaunal communities in a subtropical mangrove ecosystem. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *252*, 107288. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107288

Delfan, N., Shojaei, M. G., & Naderloo, R. (2021). Patterns of structural and functional diversity of macrofaunal communities in a subtropical mangrove ecosystem. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *252*(April 2020), 107288. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107288

Diringer, B., Pretell, K., Avellan, R., Chanta, C., Virma, C., & Gabriele, G. (2018). Genetic structure, phylogeography, and demography of *Anadara tuberculosa* (Bivalvia) from the East Pacific as revealed by mtDNA: Implications for conservation. *Ecology and Evolution*, *9*, 4392–4402. https://doi.org/10.1002/ece3.4829

Dittmann, S. (2000). Zonation of benthic communities in a tropical tidal flat of north-east Australia. *Journal of Sea Research*, *43*, 33–51. https://doi.org/10.1016/S1385-1101(00)00004-6

Dittmann, S. (1995). Benthos structure on tropical tidal flats of Australia. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, *551*, 539–551.

Dittmann, S. (2001). Abundance and distribution of small infauna in mangroves of Missionary Bay, North Queensland, Australia. *Marine and Freshwater Research*, *49*(2), 535–544.

Dolbeth, M., Cardoso, P. G., Grilo, T. F., Bordalo, M. D., Raffaelli, D., & Pardal, M. A. (2011). Long-term changes in the production by estuarine macrobenthos

affected by multiple stressors. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *92*(1), 10–18. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2010.12.006

Dolbeth, M., Raffaelli, D., & Pardal, M. A. (2014). Patterns in estuarine macrofauna body size distributions: The role of habitat and disturbance impact. *Journal of Sea Research*, *85*, 404–412.

Duplisea, D. E. (1998). Structuring of benthic communities with a focus on size-spectra. *D. E. Duplisea*.

Duplisea, D. E. (2000). Benthic organism biomass size-spectra in the Baltic Sea in relation to the sediment environment. *Limnology and Oceanography*, *45*(3).

Duplisea, D. E., Jennings, S., Warr, K. J., & Dinmore, T. A. (2002). A size-based model of the impacts of bottom trawling on benthic community structure. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *59*(11), 1785–1795. https://doi.org/10.1139/f02-148

Echevarría, J., & Sarabia, J. (1993). Manglares en el Perú. En *Conservación y aprovechamiento sostenible de los bosques de manglar en las regiones América Latina y África* (Proyecto I, pp. 39–48). International Tropical Timber Organization.

Ellis, J., Cummings, V., Hewitt, J., Thrush, S., & Norkko, A. (2002). Determining effects of suspended sediment on condition of a suspension feeding bivalve (*Atrina zelandica*): Results of a survey, a laboratory experiment and a field transplant experiment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *267*(2), 147–174. https://doi.org/10.1016/S0022-0981(01)00355-0

Ellis, J. I., Clark, D. A., Jiang, W., Taiapa, C., Patterson, M., Sinner, J., & Hewitt, J. (2017). Multiple stressor effects on marine infauna: Responses of estuarine taxa and functional traits to sedimentation, nutrient and metal loading. *Scientific Reports*, *7*, 1–16. https://doi.org/10.1038/s41598-017-12323-5

Ellis, J., Nicholls, P., Craggs, R., Hofstra, D., & Hewitt, J. (2004). Effects of terrigenous sedimentation on mangrove physiology and associated macrobenthic communities. *Marine Ecology Progress Series*, *270*, 71–82.

Farooq, S., & Siddiqui, P. J. A. (2020). Assessment of three mangrove forest systems for future management through benthic community structure receiving anthropogenic influences. *Ocean and Coastal Management*, *190*, 105162. https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105162

Feng, J., Huang, Q., & Chen, H. (2017). Restoration of native mangrove wetlands can reverse diet shifts of benthic macrofauna caused by invasive cordgrass. *Journal of Applied Ecology*, *00*, 1–12. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12987

Ferraro, S. P., & Cole, F. A. (2007). Benthic macrofauna habitat associations in Willapa Bay, Washington, USA. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *71*, 491–507. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.09.002

Filho, J. S. R., & Aviz, D. (2013). Macrobenthic communities of an Amazonian estuary (Guajará Bay, Brazil): Temporal and spatial changes. *Journal of Coastal Research*, *65*, 123–128. https://doi.org/10.2112/si65-022.1

Friess, D. A., Rogers, K., Lovelock, C. E., Krauss, K. W., Hamilton, S. E., Lee, S. Y., Lucas, R., Primavera, J., Rajkaran, A., & Shi, S. (2019). The state of the world's mangrove forests: Past, present, and future. *Annual Review of Environment and Resources*, *44*, 89–115. https://doi.org/10.1146/annurev-environ-101718-033302

Fujii, T. (2007). Spatial patterns of benthic macrofauna in relation to environmental variables in an intertidal habitat in the Humber estuary, UK: Developing a tool for estuarine shoreline management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *75*, 101–119. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.02.027

García-Domínguez, F., De Haro-Hernández, A., García-Cuellar, Á., Villalejo-Fuerte, M., & Rodríguez-Astudillo, S. (2008). Ciclo reproductivo de *Anadara tuberculosa* (Sowerby, 1833) (Arcidae) en Bahía Magdalena, México. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, *43*(1), 143–152.

Górska, B., Soltwedel, T., Schewe, I., & Włodarska-Kowalczuk, M. (2020). Bathymetric trends in biomass size spectra, carbon demand, and production of Arctic benthos (76-5561 m, Fram Strait). *Progress in Oceanography*, *186*, 102370. https://doi.org/10.1016/j.pocean.2020.102370

Górska, B., & Włodarska-Kowalczuk, M. (2017). Food and disturbance effects on Arctic benthic biomass and production size spectra. *Progress in Oceanography*, *152*, 50–61. https://doi.org/10.1016/j.pocean.2017.02.005

Goyburo Peña, A. (2017). *Monitoreo y caracterización del transporte de sedimentos durante crecidas o eventos extremos de El Niño en el río Tumbes* (Título de Ingeniero Agrícola). Universidad Nacional Agraria La Molina.

Guevara, I. (2018). *Caracterización sedimentológica de los canales estuarinos de los manglares de Tumbes durante El Niño 2015-2016* (Tesis para optar el grado de Maestro en Ciencias del Mar). Universidad Cayetano Heredia.

Hajializadeh, P., Safaie, M., Naderloo, R., Shojaei, M. G., Gammal, J., Villnäs, A., & Norkko, A. (2020). Species composition and functional traits of macrofauna in different mangrove habitats in the Persian Gulf. *Frontiers in Marine Science*, *7*(September), 1–16. https://doi.org/10.3389/fmars.2020.575480

Heneghan, R. F., Patton, I. A., & Galbraith, E. D. (2019). Climate change impacts on marine ecosystems through the lens of the size spectrum. *Emerging Topics in Life Sciences*, *3*(2), 233–243. https://doi.org/10.1042/ETLS20190042

Hsieh, H. L. (1995). Spatial and temporal patterns of polychaete communities in a subtropical mangrove swamp: Influences of sediment and microhabitat. *Marine Ecology Progress Series*, *127*(1–3), 157–167.

INRENA. (2007). *Plan maestro del Santuario Nacional Los Manglares de Tumbes 2007–2011*. Lima, 197 pp.

Jiang, J. X., & Li, R. G. (1995). An ecological study on the Mollusca in mangrove areas in the estuary of the Jiulong River. *Hydrobiologia*, *295*, 213–220.

Kathiresan, K. (2000). A review of studies on Pichavaram mangrove, southeast India. *Hidrobiologia*, *430*, 185–205.

Kim, H., & Montagna, P. A. (2012). Effects of climate-driven freshwater inflow variability on macrobenthic secondary production in Texas lagoonal estuaries: A modeling study. *Ecological Modelling*, *235–236*, 67–80. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2012.03.022

Kristensen, E., & Alongi, D. M. (2006). Control by fiddler crabs (*Uca vocans*) and plant roots (*Avicennia marina*) on carbon, iron, and sulfur biogeochemistry in mangrove sediment. *Limnology and Oceanography*, *51*(4), 1557–1571. https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.4.1557

Kumar, S. (1997). Vertical distribution and abundance of sediment-dwelling macro-invertebrates in an estuarine mangrove biotope—southwest coast of India. *Indian Journal of Marine Science*, *26*, 26–30.

Lacerda, L. (1993). *Conservación y aprovechamiento sostenible de bosques de manglar en las regiones América Latina y África*.

Lawrence, A. J., & Soame, J. M. (2004). The effects of climate change on the reproduction of coastal invertebrates. *146*, 29–39.

Lee, S. Y. (2008). Mangrove macrobenthos: Assemblages, services, and linkages. *Seafloor Research*, *59*, 16–29. https://doi.org/10.1016/j.seares.2007.05.002

Li, P., Liu, J., Bai, J., Tong, Y., Meng, Y., Diao, X., Pan, K., Zhu, X., & Lin, G. (2022). Community structure of benthic macrofauna and the ecological quality of mangrove wetlands in Hainan, China. *Frontiers in Marine Science*, *9*(May), 1–9. https://doi.org/10.3389/fmars.2022.861718

Lohrer, A. M., Halliday, N. J., Thrush, S. F., Hewitt, J. E., & Rodil, I. F. (2010). Ecosystem functioning in a disturbance-recovery context: Contribution of macrofauna to primary production and nutrient release on intertidal sandflats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *390*(1), 6–13. https://doi.org/10.1016/j.jembe.2010.04.035

Luque, C., & Dominguez, N. (2005). *Prospección de concha negra Anadara tuberculosa en Tumbes*. Instituto del Mar del Perú - Tumbes.

Mackenzie, C. L. (2001). The fisheries for mangrove cockles, *Anadara* spp., from Mexico to Peru, with descriptions of their habitats and biology, the fishermen's lives, and the effects of shrimp farming. *63*(1), 1–39.

Macnae, W. (1968). A general account of the fauna and flora of mangrove swamps and forests in the Indo-West Pacific region. *Advances in Marine Biology*, *6*, 73–270.

Malca, C. (2009). *Consultoría para el diseño de estrategia de manejo in situ (saca controlada) de conchas negras (Anadara tuberculosa)*. Informe Final. MEDA, Perú.

Marin, P. (2013). *Evaluación de concha negra (Anadara tuberculosa y Anadara similis) en los manglares de Puerto Pizarro, Tumbes - Perú, mediante un modelo de biomasa dinámica*. Tesis para optar título de biólogo. Universidad Nacional Mayor de San Marcos.

Mazurkiewicz, M., Górska, B., Renaud, P. E., Legeżyńska, J., Berge, J., & Włodarska-Kowalczuk, M. (2019). Seasonal constancy (summer vs. winter) of benthic size spectra in an Arctic fjord. *Polar Biology*, *42*(7), 1255–1270. https://doi.org/10.1007/s00300-019-02515-2

Metcalfe, K. N., & Glasby, C. J. (2008). Diversity of Polychaeta (Annelida) and other worm taxa in mangrove habitats of Darwin Harbour, northern Australia. *Seafloor Research*, *59*, 70–82. https://doi.org/10.1016/j.seares.2007.06.002

Miranda, L., & Thiel, M. (2008). Active and passive migration in boring isopods *Limnoria* spp. (Crustacea, Peracarida) from kelp holdfasts. *Seafloor Research*, *60*, 176–183. https://doi.org/10.1016/j.seares.2008.06.002

Miri, M., Seyfabadi, J., Shojaei, M. G., Rahimian, H., & Valipour, M. (2023). Polychaete diversity and functional trait composition in subtropical mangrove ecosystems. *Diversity*, *15*(9), 1–20.

Miron, G., & Kristensen, E. (1993). Factors influencing the distribution of nereid polychaetes: The sulfide aspect. *Marine Ecology Progress Series*, *93*(1990), 143–153. https://doi.org/10.3354/meps093143

Montagna, P. A., Kalke, R. D., & Ritter, C. (2002). Effect of restored freshwater inflow on macrofauna and meiofauna in upper Rincon Bayou, Texas, USA. *Estuaries, 25*(6), 1436–1447. https://doi.org/10.1007/bf02692237

Morales, J. de D. (2012). Diversidad y abundancia de macroinvertebrados en manglares naturales y restaurados del noroeste de Ecuador. *Tesis de grado para optar el título de pregrado en Ecología Aplicada*, 34 pp. Universidad San Francisco de Quito.

Moreira Correa, X. F. (2022). *Diversidad y abundancia de bivalvos en sedimentos de remanentes de los manglares de Chanduy, Manglaralto y Palmar, período 2021–2022* (Trabajo de Titulación). Universidad Estatal Península de Santa Elena.

Morrisey, D., Skilleter, G., Ellis, J., Burns, B., Kemp, C., & Burt, K. (2003). Differences in benthic fauna and sediment among mangrove (*Avicennia marina* var. *australasica*) stands of different ages in New Zealand. *Estuarine, Coastal and Shelf Science, 56*(3–4), 581–592. https://doi.org/10.1016/S0272-7714(02)00208-1

Nagelkerken, I., Blaber, S. J. M., Bouillon, S., Green, P., Haywood, M., Kirton, L. G., Meynecke, J. O., Pawlik, J., Penrose, H. M., Sasekumar, A., & Somerfield, P. J. (2008). The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: A review. *Aquatic Botany, 89*, 155–185. https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.007

Nordhaus, I., Hadipudjana, F. A., Janssen, R., & Pamungkas, J. (2009). Spatio-temporal variation of macrobenthic communities in the mangrove-fringed Segara Anakan lagoon, Indonesia, affected by anthropogenic activities. *Regional Environmental Change, 9*(4), 291–313. https://doi.org/10.1007/s10113-009-0097-5

Norkko, A., Hewitt, J. E., Thrush, S. F., & Funnell, G. A. (2001). Benthic-pelagic coupling and suspension-feeding bivalves: Linking site-specific sediment flux and biodeposition to benthic community structure. *Limnology and Oceanography, 46*(8), 2067–2072. https://doi.org/10.4319/lo.2001.46.8.2067

Norkko, A., Villnäs, A., Norkko, J., Valanko, S., & Pilditch, C. (2013). Size matters: Implications of the loss of large individuals for ecosystem function. *Scientific Reports, 3*, 2646. https://doi.org/10.1038/srep02646

Ordinola, E., Montero, P., Aleman, S., & Llanos, J. (2010). El bivalvo Concha Negra, *Anadara tuberculosa* (Sowerby), en los manglares de Tumbes, Perú. *Informe IMARPE, 37*(3–4), 115–122.

Ordinola, E., Montero, P., Aleman, S., & Llanos, J. (2010). El cangrejo de los manglares *Ucides occidentalis* (Ortman) en Tumbes, Perú. *Informe IMARPE, 37*, 151–159.

Ordinola, E., Solange, A., & Percy, M. (2020). Concha negra *Anadara tuberculosa* (Sowerby, 1833) y concha huequera *Anadara similis* (C.B. Adams, 1852) en los manglares de Tumbes, septiembre 2018. *Informe IMARPE, 47*, 141–158.

Ordinola, E., Vera, M., Alemán, S., Llanos, J., & Inga, C. E. (2019). Sinopsis biológica, poblacional y pesquera de *Anadara tuberculosa* (Sowerby, 1833) y *Anadara similis* (C.B. Adams, 1852) en los manglares de Tumbes: 1995 a 2015. *Informe IMARPE, 34*, 223–264.

Pan, S. H., Ho, C. W., Lin, C. W., Huang, S. C., & Lin, H. J. (2021). Differential response of macrobenthic abundance and community composition to mangrove vegetation. *Forests, 12*(10), 1–21. https://doi.org/10.3390/f12101403

Pardo, J. C. F. (2022). The interplay between terrestrial organic matter and benthic macrofauna: Framework, synthesis, and perspectives. *Ecosphere, 00*, 1–27. https://doi.org/10.1002/ecs2.4492

Peña, M. (1970). Biocenosis de los manglares peruanos. *Separata de la Revista Anales Científicos, IX*, 38–45.

Perez-Medina, D. (2005). Biología reproductiva de *Anadara tuberculosa* (Bivalvia: Arcidae) en el Estero Santo Domingo, B.C.S., México. *Tesis de Maestría*. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional.

Pérez, A. (2014). Influencia del régimen hídrico y de las condiciones geoquímicas sobre la comunidad y el flujo energético del meiobentos metazoario de los sedimentos intermareales y submareales de los manglares de Tumbes. *Tesis para optar al grado de Magíster en Ciencias*. Universidad Cayetano Heredia.

Pérez, A., Machado, W., Gutiérrez, D., Saldarriaga, M. S., & Sanders, C. J. (2020). Shrimp farming influence on carbon and nutrient accumulation within Peruvian mangrove sediments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science, 243*, 106879. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106879

Pérez, A., Gutiérrez, D., Saldarriaga, M. S., & Sanders, C. J. (2017). Hydrological controls on the biogeochemical dynamics in a Peruvian mangrove forest. *Hydrobiologia, 803*(1), 69–86. https://doi.org/10.1007/s10750-017-3118-2

Pérez, A., Gutiérrez, D., Saldarriaga, M. S., & Sanders, C. J. (2018). Tidally driven sulfidic conditions in Peruvian mangrove sediments. *Geo-Marine Letters, 38*(5), 457–465. https://doi.org/10.1007/s00367-018-0549-3

Quincho, J. (2015). Estudio experimental del transporte de sedimento en suspensión y fondo y comparación con fórmulas empíricas en los ríos Puyango-Tumbes y Zarumilla. *Tesis para optar el título de Ingeniero Agrícola*. Universidad Nacional Agraria La Molina.

Quiroga, E., Gerdes, D., Montiel, A., Knust, R., & Jacob, U. (2014). Normalized biomass size spectra in high Antarctic macrobenthic communities: Linking trophic position and body size. *Marine Ecology Progress Series, 506*, 99–113. https://doi.org/10.3354/meps10807

Quiroga, E., Ortiz, P., Gerdes, D., Reid, B., Villagran, S., & Quiñones, R. (2012). Organic enrichment and structure of macrobenthic communities in the glacial Baker Fjord, Northern Patagonia, Chile. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 92*(1), 73–83. https://doi.org/10.1017/S0025315411000385

Quiroga, E., Ortiz, P., Gerdes, D., Reid, B., Villagrán, S., & Quiñones, R. A. (2011). Organic enrichment and structure of macrobenthic communities in the glacial Baker Fjord, Northern Patagonia, Chile. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 92*(1), 73–83. https://doi.org/10.1017/S0025315411000385

Quiroga, E., Quiñones, R., Palma, M., Sellanes, J., Gallardo, V. A., Gerdes, D., & Rowe, G. (2005). Biomass size-spectra of macrobenthic communities in the oxygen minimum zone off Chile. *Estuarine, Coastal and Shelf Science, 62*(1–2), 217–231. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2004.08.020

Rakocinski, C., & Zapfe, G. (2005). Macrobenthic process-indicators of estuarine condition. In S. A. Bortone (Ed.), *Estuarine indicators* (pp. 315–331). CRC Press. https://doi.org/10.1201/9781420038187.ch20

Rao, Y., Cai, L., Zhou, X., Fu, S., Peng, W., Chen, X., & Zheng, B. (2021). Changes of community structure and functional feeding groups of benthic macrofauna after mangrove afforestation in a subtropical intertidal zone, China. *Wetlands, 41*, 2–18. https://doi.org/10.1007/s13157-021-01489-4

Rebolledo Monsalve, E., & Verduga Vergara, L. (2019). *Water and sediment quality changes in mangrove systems with shrimp farms in the northern Ecuadorean coast*. Water, 11(8), 1614. https://doi.org/10.3390/w11081614

Safahieh, A., Nabavi, M., Vazirizadeh, A., Ronagh, M., & Kamalifar, R. (2012). Horizontal zonation in macrofauna community of Bardestan mangrove creek, Persian Gulf. *World Journal of Fish and Marine Sciences, 4*(2), 142–149. https://doi.org/10.5829/idosi.wjfms.2012.04.02.56346

Sampaio, D. D. E. S. (2004). Comparação da macrofauna bentônica em bosques de mangue, sob diferentes graus de degradação, no município de Bragança, Pará, Brasil (Dissertação de Mestrado). Universidade Federal do Pará.

Sánchez-Velasco, L., Avalos-García, C., Rentería-Cano, M., & Shirasago, B. (2004). Fish larvae abundance and distribution in the central Gulf of California during strong environmental changes (1997–1998 El Niño and 1998–1999 La Niña). *Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography, 51*, 711–722. https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2004.05.021

Sasekumar, A., & Chong, V. (1998). Fauna diversity in Malaysian mangroves. *Global Ecology and Biogeography Letters, 7*(1), 57–60.

Schwendenmann, L., Riecke, R., & Lara, R. J. (2006). Solute dynamics in a North Brazilian mangrove: The influence of sediment permeability and freshwater input. *Wetlands Ecology and Management, 14*(5), 463–475. https://doi.org/10.1007/s11273-006-0008-1

Schwinghamer, P. (1981). Characteristic size distributions of integral benthic communities. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 38*(10), 1255–1263. https://doi.org/10.1139/f81-167

Sierra-Luna, V. A., Vásquez-Salazar, D. F., López de Mesa-Agudelo, L. A., Ocampo-Rojas, M. A., Guzmán-Alvis, Á. I., & Cantera-Kintz, J. R. (2023). *Functional analysis of benthic macrofauna in mangroves of the tropical Eastern Pacific (Colombian Pacific coast)*. Regional Studies in Marine Science, 64**,** 103066. https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.103066

Silva, A., & Bonilla, R. (2001). Abundancia y morfometría de *Anadara tuberculosa* y *A. similis* (Mollusca: Bivalvia) en el manglar de Purruja, Golfo Dulce, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical, 49*(Supl. 2), 315-320.

Sprules, W. G., & Barth, L. E. (2016). Surfing the biomass size spectrum: Some remarks on history, theory, and application. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 73*(4), 477–495. https://doi.org/10.1139/cjfas-2015-0115

Takahashi, K., & Martínez, A. (2015). Informe técnico final del proyecto: "Impacto de la variabilidad y cambio climático en el ecosistema de manglares de Tumbes, Perú."

Tavares, A. S., Santos Sousa, L. K., Passos Ribeiro, R., De Oliveira, V. M., & da Silva De Almeida, Z. (2018). Structure of a polychaete community in a mangrove in the northern coast of Brazil. *Acta Biologica Colombiana, 23*(3), 286–294. https://doi.org/10.15446/abc.v23n3.67245

Thrush, S. F., Hewitt, J. E., Cummings, V. J., Ellis, J. I., Hatton, C., Lohrer, A., & Norkko, A. (2004). Muddy waters: Elevating sediment input to coastal and estuarine habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science, 61*(4), 637–644.

Thrush, S. F., Hewitt, J. E., Gibbs, M., Lundquist, C., & Norkko, A. (2006). Functional role of large organisms in intertidal communities: Community effects and ecosystem function. *Ecosystems, 9*(6), 1029–1040. https://doi.org/10.1007/s10021-005-0068-8

Tomiyama, T., Komizunai, N., Shirase, T., Ito, K., & Omori, M. (2008). Spatial intertidal distribution of bivalves and polychaetes in relation to environmental conditions in the Natori River estuary, Japan. *Estuarine, Coastal and Shelf Science, 80*(2), 243–250. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.08.003

Underwood, A. J. (1997). *Experiments in Ecology: Their Logical Design and Interpretation Using Analysis of Variance.* Cambridge University Press, Cambridge, 504 pp.

Vargas, N. (1993). Comunidades intermareales macrozoobentónicas en los manglares de Puerto Pizarro, Tumbes (Trabajo de Grado en Biología). Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Ricardo Palma.

Vera Mera, R. E. (2021). *Efecto de la acuicultura de camarón marino sobre macrobentos en zonas de manglar del estuario río Chone, Manabí, Ecuador* (Tesis de Maestría). Universidad Nacional Agraria La Molina.

Vilardy, S., & Polonia, J. (2002). Mollusc fauna of the mangrove root fouling community at the Colombian Archipelago of Andres and Old Providence. *Wetlands Ecology and Management, 10*, 273–282. https://doi.org/10.1023/A

Wang, R., Yuan, L., & Zhang, L. (2010). Impacts of *Spartina alterniflora* invasion on the benthic communities of salt marshes in the Yangtze Estuary, China. *Ecological Engineering, 36*(6), 799–806. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.02.005

Wells, F. E. (1986). Distribution of molluscs across a pneumatophore boundary in a small bay in Northwestern Australia. *Journal of Molluscan Studies, 52*(2), 83–90. https://doi.org/10.1093/mollus/52.2.83

Won, E. J., Rhee, J. S., Kim, R. O., Ra, K., Kim, K. T., Shin, K. H., & Lee, J. S. (2012). Susceptibility to oxidative stress and modulated expression of antioxidant genes in the copper-exposed polychaete *Perinereis nuntia*. *Comparative Biochemistry and Physiology C: Toxicology & Pharmacology, 155*(2), 344–351. https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2011.10.002

Yi-jie, T., Shi-xiao, Y., & Yan-yong, W. (2007). A comparison of macrofauna communities in different mangrove assemblages. *Zoological Research, 28*(3), 255–264.

Ysebaert, T., Meire, P., Coosen, J., & Essink, K. (1998). Zonation of intertidal macrobenthos in the estuaries of Schelde and Ems. *Aquatic Ecology, 3*, 53–71.

Ysebaert, T., & Herman, P. M. J. (2002). Spatial and temporal variation in benthic macrofauna and relationships with environmental variables in an estuarine, intertidal soft-sediment environment. *Marine Ecology Progress Series, 241*, 137–150.

Yu, R. Q., Chen, G. Z., Wong, Y. S., Tam, N. F. Y., & Lan, C. Y. (1997). Benthic macrofauna of the mangrove swamp treated with municipal wastewater. *Hydrobiologia, 347*(1–3), 127–137. https://doi.org/10.1023/a:1003027520750

Zamprogno, G. C., Tognella, M. M. P., Costa, M. B. da, Otegui, M. B. P., & Menezes, K. M. (2023). Spatio-temporal distribution of benthic fauna in mangrove areas in the Bay of Vitória estuary, Brazil. *Regional Studies in Marine Science, 62*, 102939. https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.102939

Zou, F., Zhang, H., Dahmer, T., Yang, Q., Cai, J., Zhang, W., & Liang, C. (2008). The effects of benthos and wetland area on shorebird abundance and species richness in coastal mangrove wetlands of Leizhou Peninsula, China. *Forest Ecology and Management, 255*(11), 3813–3818. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.03.020

9. ANEXO

Anexo 1. Tabla de la composición de especies por periodos en sitios evaluados en los Manglares de Tumbes (**1= pre lluvia, 2=lluvia,3 pre seca, 4 =seca),**

	Especie		Corral de Coches				La Envidia				El Mocho				Bajo Grande			
			1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
	Phylum Annelida																	
	Clase Polychaeta																	
1	Acrocirridae	Acrocirridae 1			X	X			X									
2	Amphinomidae	*Linopherus annulata*		X	X		X	X	X	X	X	X	X	X				X
3		*Linopherus fauchaldi*					X	X	X	X	X	X		X				
4		*Linopherus paucibranchiata*		X	X		X		X		X		X	X	X			
5		*Linopherus sp.*						X			X	X		X				
6	Capitellidae	*Notomastus hemipodus*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
7		*Capitella capitata*	X	X		X	X	X	X	X		X	X	X				X
8		*Capitella* sp.		X				X				X						
9		*Capitomastus* sp.										X						
10		*Heteromastus filiformis*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
11		*Mediomastus branchiferus*		X														
12		*Mediomastus* sp.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
13		*Neoheteromastus* sp.							X									
14		Neomediomastus sp.						X				X				X		
15	Cirratulidae	*Chaetocirratulus* sp.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
16		*Caulleriella* sp.										X	X	X				
17	Chaetopteridae	*Chaetopteridae*																X
18	Cossuridae	*Cossura laeviseta*	X					X				X						
19	Chrysopetalidae	*Chrysopetalidae*		X				X										
20	Eunicidae	*Lysidice* sp.					X											
21		*Marphysa* sp.	X	X								X						
22	Hesionidae	*Psamathe* sp.						X	X			X						

		Especie	Corral de Coches				La Envidia				El Mocho				Bajo Grande			
			1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
23		*Oxydromus* sp.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X
24		*Parasyllidea* sp.															X	
25		*Micropodarke* sp.											X					
26		*Podarkeopsis brevipalpa*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X
27	Lumbrineridae	*Scoletoma* sp.	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X		X	X	X	X
28	Maldanidae	*Axiothella rubrocincta*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
29	Magelonidae	*Magelona californica*					X	X	X	X					X	X		
30	Melinnidae	*Isolda puschella*	X	X		X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X
31		*Melinna* sp.						X										
32	Nereididae	*Alitta acutifolia*		X				X					X				X	X
33		*Neanthes cf. oligohalina*		X														
34		*Neanthes* sp. *1*		X		X		X		X		X		X		X	X	X
35		*Neanthes sp. 10*									X				X			
36		*Neanthes sp. 4*															X	X
37		*Neanthes sp. 6*				X												
38		*Rullierinereis sp.*										X		X			X	X
39		*Perinereis* cf. *rookeri*											X			X		
40		*Perinereis* cf. *nuntia*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
41	Nephtyidae	*Nephtys glabra*	X	X		X		X							X			
42	Oenonidae	*Arabella* sp.	X		X	X			X									
43	Ophellidae	*Armandia* sp.						X		X							X	
44	Onuphidae	*Diopatra* sp.		X		X	X								X	X	X	X
45	Orbiniidae	*Leitoscoloplos foliosus*	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X		X		X
46		*Leitoscoloplos kerguelensis*	X	X	X	X	X				X	X		X	X	X		
47		*Leitoscoloplos rubustus*								X								
48		*Naineris* sp.											X					
49		*Protoariciella* sp.										X	X					
50		*Scoloplos* sp.							X									
51	Oweniidae	*Owenia collaris*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X

		Especie	Corral de Coches				La Envidia				El Mocho				Bajo Grande			
			1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
52	Paraonidae	*Levinsenia* sp.								X								
53	Pectinariidae	*Pectinaria chilensis*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
54	Pilargidae	*Ancistrosyllis hamata*			X		X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X
55		*Hermundura fauveli*	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X	X	X	X	X
56		*Sigambra bassi*					X					X		X		X		X
57		*Sigambra tentaculata*		X				X		X	X	X	X	X	X			X
58		*Synelmis albini*	X			X	X	X	X	X				X	X	X		X
59	Phyllodocidae	*Phyllodoce* sp.	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X
60		Phyllodocidae A							X									
61		Phyllodocidae B												X				X
62	Polynoidae	*Lepidonotus crosslandi*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
63		*Harmothoe* sp.	X	X		X		X	X	X	X			X				
64	Sabellidae	*Aracia* sp.		X		X		X			X	X	X	X				X
65		*Bispira monroi*								X								
66		*Acromegalomma pigmentum*	X							X						X		
67		*Parasabella leucaspis*	X		X	X			X				X					
68	Spionidae	*Spiophanes duplex*						X	X									
69		*Carazziella carrascoi*							X									
70		*Dipolydora socialis*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
71		*Dispio* sp.												X				X
72		*Malacoceros* sp.													X			
73		*Paraprionospio pinnata*	X			X												
74		*Prionospio heterobranchia*				X												
75		*Prionospio multibranchiata*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
76	Syllidae	*Branchiosyllis* sp.							X	X								
77		*Eurinaceusyllis centroamericana*								X								
78		*Exogone lourei*					X	X		X								
79		*Odontosyllis guillermoi*					X	X							X			
80		*Opisthosyllis* sp.															X	

		Especie	Corral de Coches				La Envidia				El Mocho				Bajo Grande			
			1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
81		*Syllis* sp. 1					X	X	X	X	X		X	X		X		
82		*Syllis* sp. 2						X	X									
83	Terebellidae	*Lanice sp.*						X	X	X	X							
84		*Polycirrus sp.*						X										
85	Dorvilleidae	*Schistomeringos annulata*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
86	Sabellariidae	*Sabellaria gracilis*	X															
87	Spirorbidae	*Spirorbinae*								X								
88	Sternaspidae	*Sternaspis* cf. *affinis*																X
89	Trochochaetidae	*Trochochaeta* cf. *mexicana*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				X
90	Phascolosomatidae	*Phascolosoma sp.*	X	X		X	X		X	X		X	X		X	X	X	X
91	Sipunculidae	*Sipunculus nudus*				X	X	X		X		X			X	X	X	X
	Clase Clitellata																	
92		Oligochaeta	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Phylum Arthropoda																	
	Clase Malacostraca																	
93	Corophidae	Corophidae	X			X		X		X								X
94	Caprellidae	*Caprella sp.*														X		
95	Photidae	Photidae				X												
96	Sphaeromatidae	Sphaeromatidae		X	X			X	X							X		
	Clase Hexapoda																	
97		Diptera 3																X
98		Diptera 6															X	
99	Dolichopodidae	Dolichopodidae		X														X
100	Gerridae	*Gerridae*						X										
	Clase Malacostraca																	
101	Alpheidae	*Alpheus sulcatus*		X	X	X	X	X	X				X	X		X		
102	Carcinidae	*Brachyura* (larva megalopa)		X					X									
103	Diogenidae	*Paguristes* sp. 1		X											X			

		Especie	Corral de Coches				La Envidia				El Mocho				Bajo Grande			
			1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
104	Ocypodidae	*Uca* sp.	X				X	X				X						
105		*Uca stylifera*					X								X			
106		*Leptuca* sp.	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
107	Palaemonidae	*Macrobrachium* sp.	X															
108		*Palaemon ritteri*		X														
109	Panopeidae	*Panopeus purpureus*		X	X	X	X	X	X	X		X	X		X	X	X	X
110		*Panopeus* sp.		X	X			X	X	X		X	X	X	X	X	X	X
111	Pinnotheridae	*Pinnixulala* cf. *valerii*	X	X	X	X		X	X	X		X	X	X	X		X	
112		*Pinnotheridae*								X								
113	Porcellanidae	*Petrolistes armatus*		X														
114	Portunidae	*Callinectes arcuatus*	X															
115	Processidae	*Processa* sp.	X		X	X	X	X	X	X		X	X	X	X		X	X
116	Upogebiidae	*Upogebia thistlei*							X								X	
	Phylum Echinodermata																	
	Clase Ophiuroidea																	
117	Ophiactidae	*Ophiactis simplex*	X				X			X					X			X
	Phylum Mollusca																	
	Clase Bivalvia																	
118	Arcidae	*Anadara similis*			X		X	X	X	X			X	X		X		X
119		*Anadara tuberculosa*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
120	Carditidae	*Carditella* sp.	X															
121	Tellinidae	*Macoma* sp.	X															
122		*Psammotreta* sp.	X															
123		*Psammotreta dombei*		X	X													X
124		*Tampaella meropsis*	X	X	X	X	X	X	X	X					X	X	X	X
125	Solecurtidae	*Tagelus* sp.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
126	Corbulidae	*Caryocorbula marmorata*			X						X		X	X			X	
127		*Caryocorbula nasuta*	X		X			X							X			X
128		*Caryocorbula* sp.	X			X		X				X		X	X	X	X	X

		Especie	Corral de Coches				La Envidia				El Mocho				Bajo Grande			
			1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
129		*Panamicorbula ventricosa*		X	X				X	X	X		X	X		X	X	X
130	Lasaeidae	*Orobitella margarita*	X						X							X		
131	Myidae	*Sphenia fragilis*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
132	Mytilidae	*Mytella guyanensis*	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
133		*Mytella* sp.															X	
134		*Mytilidae*	X														X	
135		*Mytilus* sp.														X		
136	Anatinellidae	*Raeta ondulata* (juvenil)		X							X	X	X		X			
137	Cyrenoididae	*Polymesoda* sp (juvenil)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
138	Mactridae	*Tumbeziconcha thracioides*	X		X	X		X	X						X	X		
139	Veneridae	*Cyclinella producta*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X		X
140		*Chione compta*	X	X	X	X	X	X		X	X		X		X		X	X
141		*Chione* sp. 2	X												X			
142		*Chione* sp. 3	X												X		X	
143		*Iliochione* sp.	X	X	X	X					X				X			
144		*Iliochione subrugosa*	X	X														
145		*Petricola exarata*	X						X	X			X		X	X		
146		Bivalvo 15						X										
147		Bivalvo 24									X				X			
148		Bivalvo 3	X				X											
149		Bivalvia		X	X	X		X	X	X	X	X		X		X	X	
	Clase Gastropoda																	
150	Ellobiidae	*Marinula concinna*					X	X			X				X			
151		*Detracia* sp. 1	X	X			X				X				X	X		X
152		*Detracia* sp. 2		X			X				X	X			X			
153		*Ellobidae*		X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
154	Epitoniidae	*Epitonium* sp.		X							X				X			
155	Columbellidae	*Anachis* sp.									X							
156	Muricidae	*Thasiella kiosquiformis*		X	X													

		Especie	Corral de Coches				La Envidia				El Mocho				Bajo Grande			
			1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
157	Nassariidae	*Nassarius luteostomus*	X									X	X	X	X			X
158		Nassariidae									X							
159	Naticidae	*Natica* sp.									X			X				
160		Naticidae									X	X						
161	Potamididae	*Cerithideopsis pulchra*									X							
162		*Cerithidea* sp.										X						
163	Pyramidellidae	*Odostomia clathrata*	X									X						
164	Tornidae	*Anticlimax* sp.	X					X		X	X	X	X		X			
165		*Cyclotremiscus* sp.	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X		X		X
166	Tornatinidae	*Acteocina* sp.1	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X	X		
167		*Acteocina* sp.2													X			
168		Gastropoda sp.			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X		X
	Phylum Cnidaria																	
169		Actiniaria	X	X	X	X	X	X	X	X	X				X	X	X	
	Phylum Nemertea																	
170		Nemertea	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Phylum Phoronida																	
171	Phoronidae	*Phoronis* sp.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Phylum Platyhelminthes																	
172		Turbellaria	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X
	Phylum Brachiopoda																	
173		Brachiopoda																X
	Phylum Chordata																	
	Clase Actinopterygii																	
174		Gobiidae		X								X	X					X

1= pre lluvia, 2=lluvia,3 pre seca, 4 =seca