Universidad Nacional Mayor de San Marcos
Universidad del Perú. Decana de América
Facultad de Ciencias Biológicas
Escuela Profesional de Ciencias Biológicas

Trofodinámica de la comunidad bentónica asociada al cultivo de fondo de *Argopecten purpuratus* (Lamarck, 1819) "concha de abanico" mediante análisis de isótopos estables en la bahía de Sechura durante eventos el niño 2016- 2017

TESIS

Para optar el Título Profesional de Biólogo con mención en Hidrobiología y Pesquería

AUTOR

Diego Nahuel CAMPOS SALAZAR

ASESORES

Mg. Silvia Ysabel AGUILAR LUNA

PhD. Iván LOAIZA ALAMO (Coasesor)

Lima, Perú

2021



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

Campos, D. (2021). *Trofodinámica de la comunidad bentónica asociada al cultivo de fondo de Argopecten purpuratus (Lamarck, 1819) "concha de abanico" mediante análisis de isótopos estables en la bahía de Sechura durante eventos el niño 2016-2017*. [Tesis de pregrado, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Facultad de Ciencias Biológicas, Escuela Profesional de Ciencias Biológicas]. Repositorio institucional Cybertesis UNMSM.

Hoja de metadatos complementarios

Nombres y apellidos del autor	Diego Nahuel Campos Salazar
Código ORCID del autor	https://orcid.org/0000-0001-6685-8139
DNI o pasaporte del autor	49003501
Nombres y apellidos del asesor	Silvia Ysabel Aguilar Luna
DNI o pasaporte del asesor	09431714
Código ORCID del asesor	https://orcid.org/0000-0001-6123-3287
Nombres y apellidos del co-asesor	Iván Pablo Loaiza Alamo
DNI o pasaporte del co-asesor	42898913
Código ORCID del co-asesor	https://orcid.org/0000-0001-8061-5678
Grupo de investigación	GRUPO DE INVESTIGACION EN ECOSISTEMAS MARINOS Y COSTEROS
Agencia financiadora	Perú. Ciencia Activa. Becas para doctorado 2015-1. 214-2015-FONDECYT. Perú. Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Vicerrectorado de Investigación y Posgrado. Programa de Promoción de Tesis de Pregrado. B18100204-PTPGRADO.
Ubicación geográfica donde se desarrolló la investigación	País: Perú Departamento: Piura Provincia: Sechura Distrito: Sechura Latitud: -5.732833 Longitud: -80.90494
Año o rango de años en que se realizó la investigación	2016-2017
Disciplinas OCDE	Ecología https://purl.org/pe-repo/ocde/ford#1.06.13 Biología marina, Biología de agua dulce, Limnología https://purl.org/pe-repo/ocde/ford#1.06.12 Bioquímica, Biología molecular https://purl.org/pe-repo/ocde/ford#1.06.03

Universidad Nacional Mayor de San Marcos
(Universidad del Perú, Decana de América)

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

ACTA DE SESIÓN PARA OPTAR AL TÍTULO PROFESIONAL DE

BIÓLOGO CON MENCIÓN EN HIDROBIOLOGÍA Y PESQUERÍA
(MODALIDAD: SUSTENTACIÓN VIRTUAL DE TESIS)

Siendo a las 20:04 horas del 23 de agosto del 2021, en el Salón de Grados Virtual de la Facultad de Ciencias Biológicas cuya dirección electrónica fue https://meet.google.com/nrh-qmcg-hvm, y en presencia del jurado formado por los profesores que suscriben, se inició la sesión para optar al **Título Profesional de Biólogo con mención en Hidrobiología y Pesquería** de **DIEGO NAHUEL CAMPOS SALAZAR.**

Luego de dar lectura y conformidad al expediente **N° UNMSM-20210031740,** el titulando expuso su tesis: **TROFODINÁMICA DE LA COMUNIDAD BENTÓNICA ASOCIADA AL CULTIVO DE FONDO DE *Argopecten purpuratus* (Lamarck, 1819) "CONCHA DE ABANICO" MEDIANTE ANÁLISIS DE ISÓTOPOS ESTABLES EN LA BAHÍA DE SECHURA DURANTE EVENTOS EL NIÑO 2016-2017**, y el Jurado efectuó las preguntas del caso calificando la exposición con la nota 18**,** calificativo: **APROBADO CON MENCIÓN HONROSA.**

Finalmente, el expediente será enviado a la Escuela Profesional de Ciencias Biológicas, y al Consejo de Facultad para que se apruebe otorgar el **Título Profesional de Biólogo con mención en Hidrobiología y Pesquería** a **DIEGO NAHUEL CAMPOS SALAZAR** y se eleve lo actuado al Rectorado para conferir el respectivo título, conforme a ley.

Siendo las 21:50 horas se levantó la sesión.

Ciudad Universitaria, 23 de agosto de 2021.

Dr. ALDO PACHECO VELÁSQUEZ
(PRESIDENTE)

Mg. SILVIA AGUILAR LUNA
(ASESORA)

Mg. GUILLERMO ÁLVAREZ BÉJAR
(MIEMBRO)

Blga. CARMEN YAMASHIRO GUINOZA
(MIEMBRO)

A mis abuelos Lucrecia y Nazario, quienes siempre se preguntaron que estudiaba, y aunque nunca lograron entenderlo del todo, me apoyaron en sobremanera en mi inserción a la vida profesional hasta el último de sus días.

AGRADECIMIENTOS

Quisiera agradecer profundamente a todas aquellas personas que estuvieron involucradas de alguna manera en todo el proceso que implicó la presente tesis.

A mi familia; en especial a mi mamá y papa, quienes depositaron su confianza en mí durante todo el proceso, brindándome las facilidades para tener un ameno y exhaustivo "internado" por la tesis. Gracias por las jarras de café, las preocupaciones por las largas horas de desvelo, los consejos, y mostrar su interés con su típica pregunta: ¿Cómo va la tesis?

A mis asesores, la Mg. Silvia Aguilar, quien me mantuvo siempre atento con respecto al tiempo, me alentó en todo momento a seguir redactando y me incentivó a cumplir con mis metas; y al PhD. Iván Loaiza Alamo, por brindarme la oportunidad de participar del gran proyecto del que proviene esta tesis y demostrar su confianza en mi persona durante los trabajos de campo y laboratorio.

A mis dos compañeros durante el proyecto, mis amigos Geanpierre y Vanessa, con quienes viví divertidos momentos, formando un gran equipo a pesar de las adversidades. Gracias por la buena onda, las raspadillas, sus consejos, y su amistad sincera.

A la Mg. Diana Medina por darse el tiempo de esclarecer mis dudas sobre el uso de isótopos y su interpretación en las redes tróficas costeras.

A mis amigos, Maik, Achong, y Malu, que me entregaron ánimos para seguir avanzando y brindaron apoyo cuando lo necesité. Así también a Jalixa, por creer en mí y estar conmigo compartiendo los mejores y peores momentos.

Al Vicerrectorado de investigación de la UNMSM por el apoyo financiero brindado a través del concurso de financiamiento de tesis de pregrado.

Agradecer también al equipo de profesionales de Acquapisco SA. e IPrisco S.A. por las facilidades brindadas en sus instalaciones y en el trabajo de campo.

Infinitas gracias a todos ellos, porque sin ellos este inicio de camino no hubiera sido tan exigente y divertido.

ABREVIATURAS

ANOVA: Análisis de varianza

EN: El Niño

ENOS: El Niño Oscilación Sur

ICEN: Índice Costero El Niño

K-W: Prueba no paramétrica de Kruskal-Walis

MOP_m: Materia orgánica particulada marina

MOP_e: Materia orgánica particulada estuarina

ODS: Oxígeno disuelto superficial

ODF: Oxígeno disuelto del fondo

ONI: Índice Oceánico de El Niño

PECHP: Proyecto Especial Chira Piura

SEA_C: Área de elipse estándar corregido por tamaño de muestra

SEA_B: Área de elipse estándar bayesiano

SENAMHI: Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú

SIA: Análisis de isótopos estables

SIMMR: Modelo de mezcla de isótopos estables

TEF: Factor de enriquecimiento trófico

TSM: Temperatura superficial del mar

TFM: Temperatura del fondo del mar

ÍNDICE

ABREVIATURAS ..... **iii**

LISTA DE TABLAS ..... **vii**

LISTA DE FIGURAS ..... **viii**

RESUMEN ..... **xi**

ABSTRACT ..... **xii**

I. INTRODUCCIÓN **1**

II. MARCO TEÓRICO **3**

2.1. BAHÍA DE SECHURA 3

2.1.1. Aspectos generales 3

2.1.2. Condiciones oceanográficas y atmosféricas 3

2.2. CULTIVO DE CONCHA DE ABANICO 4

2.2.1. Aspectos generales 4

2.2.2. *Argopecten purpuratus* "Concha de abanico" 7

2.2.3. Importancia del cultivo 9

2.3. LA CONCHA DE ABANICO EN BAHIA DE SECHURA 10

2.3.1. El cultivo de fondo 11

2.3.2. Comunidades macrobentónicas 11

2.4. EL NIÑO-OSCILACIÓN SUR Y EL CULTIVO 12

2.4.1. Efectos en la población de *A. purpuratus* 13

2.4.2. Efectos en la comunidad *de A. purpuratus* 14

2.5. TROFODINÁMICA 15

2.5.1. Recursos basales 15

2.5.2. Flujo de energía e interacciones tróficas 16

2.5.3. Métodos usados para estudiar trofodinámicas 17

2.6. ANÁLISIS DE ISÓTOPOS ESTABLES 18

III. HIPÓTESIS **20**

IV. OBJETIVOS **21**

V. MATERIALES Y MÉTODOS **22**

5.1. Área de estudio 22

5.2. Colecta y procesamiento de muestras 23

5.2.1. Colecta 23

5.2.2. Procesamiento 24

5.2.3. Análisis de isótopos estables 25

5.3. Recopilación de información ambiental 25

5.4. Procesamiento y análisis estadístico de la información 26

5.4.1. Parámetros ambientales y temporadas 26

5.4.2. Composición isotópica de la comunidad 26

5.4.3. Contribución trófica potencial de recursos basales 27

5.4.4. Estructura trófica de la comunidad 27

VI. RESULTADOS **29**

6.1. Condiciones océano-atmosféricas y ENOS 29

6.2. Composición isotópica de la comunidad 36

6.2.1. Recursos basales 36

6.2.2. Consumidores 41

6.3. Contribución trófica potencial a los consumidores 45

6.3.1. Temporadas 45

6.3.2. Especies comparables 46

6.4. Estructura trófica de los consumidores 52

VII. DISCUSIÓN 59

7.1. Condiciones océano-atmosféricas y temporadas 59

7.2. Trofodinámica de la comunidad en las temporadas 60

7.2.1. Importancia trófica de recursos basales e ítems presa 61

7.2.2. Estructura trófica de los consumidores 65

VIII. CONCLUSIONES 68

IX. RECOMENDACIONES 69

X. BIBLIOGRAFÍA 70

XI. ANEXOS 84

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Recursos basales colectados durante las campañas de muestreo desde enero hasta abril de los años 2016 y 2017...... 24

Tabla 2. Consumidores, biometría y grupo funcional según Taylor et al. (2008b, 2008c) colectados desde enero hasta abril del 2016 y 2017. 24

Tabla 3. Resumen de estadísticos descriptivos de las variables ambientales (Mediana, mínimo y máximo) por temporada en la Bahía de Sechura, medidas durante el verano de los años 2016 y 2017. 35

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Principales zonas de cultivo de concha de abanico A. purpuratus en el Perú. 6

Figura 2. Un espécimen de Argopecten purpuratus (Lamark, 1819) proveniente de un cultivo. 8

Figura 3. Área de estudio de la Bahía de Sechura durante los veranos de los años 2016 y 2017. 22

Figura 4. Temperatura superficial (TSM) y del fondo (TFM) promedio de la zona sur de la Bahía de Sechura desde enero hasta abril de los años 2016 y 2017. 30

Figura 5. Oxígeno disuelto de superficie (ODS) y de fondo (ODF) promedio de la zona sur de la Bahía de Sechura desde enero hasta abril de los años 2016 y 2017. 32

Figura 6. Caudal del río Piura evaluado en la estación Sanchez Cerro y precipitación en Sechura evaluado en la estación CHUSIS desde enero hasta abril de los años 2016 y 2017. 33

Figura 7. Variación del Índice Oceánico de El Niño (ONI) (A) y el Índice Costero El Niño (ICEN) (B) durante los meses de enero a abril de los años 2016 y 2017. 34

Figura 8. Biplot de los valores medios de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ de los recursos basales y consumidores por temporada. 38

Figura 9. Beanplots de los valores de $\delta^{13}C$ (A) y $\delta^{15}N$ (B) de los recursos basales comparables agrupados por temporadas de pre-lluvias y lluvias. 38

Figura 10. Beanplots de valores de $\delta^{13}C$ (A) y $\delta^{15}N$ (B) de los recursos basales agrupados por año y temporada. 39

Figura 11. Beanplots de valores de $\delta^{13}C$ (A) y $\delta^{15}N$ (B) de los recursos basales comparables para cada temporada de pre-lluvias (PLL) y lluvias (LL) de los años 2016 y 2017. 39

Figura 12. Beanplots de valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ de los recursos basales colectados por temporada. 40

Figura 13. Beanplots de valores de $\delta^{13}C$ (A) y $\delta^{15}N$ (B) de los consumidores comparables agrupados por temporada. 41

Figura 14. Beanplots de valores de $\delta^{13}C$ (A) y $\delta^{15}N$ (B) de los consumidores comparables agrupados por año y temporada. 42

Figura 15. Beanplots de valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ de los consumidores comparables para cada temporada de pre-lluvias (PLL) y lluvias (LL) de los años 2016 y 2017. 42

Figura 16. Beanplots de los valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ de los grupos funcionales de alimentación por temporada de pre-lluvias (PLL) y lluvias (LL) para cada uno de los años 2016 y 2017. 43

Figura 17. Representación gráfica de las vías tróficas desde los recursos basales hasta los depredadores tope durante las temporadas del 2016. 48

Figura 18. Representación gráfica de las vías tróficas desde los recursos basales hasta los depredadores tope durante las temporadas del 2017. 49

Figura 19. Estimación de la contribución potencial de recursos basales (%) a la dieta de la concha de abanico Argopecten purpuratus, realizada para la temporada de pre-lluvias y lluvias del 2016 y 2017. 50

Figura 20. Estimación de la contribución potencial de recursos basales (%) a la dieta del caracol rosado Bursa ventricosa, realizada para la temporada de pre-lluvias y lluvias del 2017. 50

Figura 21. Estimación de la contribución potencial de ítems alimenticios (%) a la dieta del caracol peludo Cymatium sp., realizada para la temporada de pre-lluvias y lluvias del 2017. 51

Figura 22. Estimación de la contribución potencial de ítems alimenticios (%) a la dieta del cangrejo carroñero Hepatus chilensis, realizada para la temporada de pre-lluvias y lluvias del 2016. 51

Figura 23. Estimación de la contribución potencial de ítems alimenticios (%) a la dieta del cangrejo peludo Romaleon setosum, realizada para la temporada de pre-lluvias y lluvias del 2016. 52

Figura 24. Biplot de los valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ de los consumidores y las SEA_C para el año 2016 (A) y diagrama de densidad del área de elipse estándar bayesiano (SEA_B) de los consumidores para el mismo año (B). 55

Figura 25. Biplot de los valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ de los consumidores y las SEA_C para el año 2017 (A) y diagrama de densidad del área de elipse estándar bayesiano (SEA_B) de los consumidores para el mismo año (B). 56

Figura 26. Biplot de los valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ de los grupos funcionales y las SEA_C para cada temporada (parte superior) y diagramas de densidad del área de elipse estándar bayesiano (SEA_B) (Parte inferior). 57

RESUMEN

El cultivo de fondo de concha de abanico en la Bahía de Sechura (Piura, Perú) es una actividad económica importante realizada principalmente por pescadores artesanales organizados. Esta actividad es altamente dependiente de condiciones favorables de crecimiento de *Argopecten purpuratus*, que se dan durante periodos de surgencia. Sin embargo, durante eventos El Niño, las condiciones océano-atmosféricas cambian, teniendo efectos negativos sobre el cultivo (altas mortalidades de concha de abanico), con un gran impacto socio-económico. Dentro de los efectos de El Niño Oscilación del Sur (ENOS), el mayor impacto es causado por la llegada de agua dulce al ecosistema a través del estuario Virrila (Ej. ENSO 2017), que disminuye la salinidad e incrementa el material particulado disponible. El impacto directo de este ingreso de material terrígeno como potencial fuente de alimento al sistema, no ha sido explorado, además de las trofodinámicas de sus principales consumidores frente a las condiciones propias de los eventos ENOS. Mediante el análisis de isótopos estables ($\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$), se buscó resolver estas interrogantes en dos periodos de verano de 2016 y 2017, catalogados años El Niño. Para esto, se seleccionaron 5 recursos basales y 9 especies representativas de grupos de alimentación asociados al cultivo de concha de abanico. Los análisis mostraron que la concha de abanico representa un punto clave en la transferencia energética en el sistema para los demás consumidores, mientras que gasterópodos predadores muestran una mayor flexibilidad en su dieta. El seston fue el recurso basal de mayor importancia en la dieta de la concha de abanico, mientras que una incorporación de material terrígeno al sistema fue evidente solo durante la temporada de lluvias de 2017, expresada en los valores de $\delta^{13}C$ de la MOP estuarina, y en la composición isotópica de consumidores primarios, como *A. purpuratus*. Finalmente, los consumidores responden rápidamente a diferentes condiciones océano-atmosféricas (ej. surgencia, ENOS) mediante diversas estrategias alimenticias (omnívora vs. predadores más selectivos), expresadas en las variaciones de la amplitud de su nicho trófico.

ABSTRACT

The scallop aquaculture (*i.e.* bottom culture) in Sechura Bay, Piura, is an important economic activity carried (mainly) out by organized artisanal fishermen. This activity is strongly dependent on the upwelling conditions which gives a better growth and development of the Peruvian scallop *Argopecten purpuratus*. However, during El Niño events, the ocean-atmospheric conditions change, having negative effects in the scallop culture (*i.e.* high scallop mortalities), with a strong socio-economic impact. Within the El Niño–Southern Oscillation (ENSO) effects, the strongest impact is caused by the input of freshwater to the ecosystem through the Virrila estuary (*e.g.* ENSO 2017), which decreases salinity and increases the available organic particulate matter. The direct impact of this terrigenous input as a potential food source into the system has not been studied, also the trophodynamics of its main consumers under this specific condition of ENSO events. Stable isotopes ($\delta^{13}C$ and $\delta^{15}N$) were analyzed to determine the trophodynamics during summer season in 2016 and 2017, both considered as El Niño years. For this, 5 basal resources and 9 species of different feeding groups associated with the Peruvian scallop culture were selected. Based on the $\delta^{13}C$ and $\delta^{15}N$analyzes, the scallop is a key species in the energy flow of the system for other consumers, while predatory gastropods showed a flexibility in their diet. The seston was the most important food source for the scallop, while the incorporation of terrigenous material into the system was only evident during the 2017 rainy season. This terrigenous material signature could be observed in the $\delta^{13}C$ values of the estuarine MOP, and the isotopic composition of primary consumers, such as *A. purpuratus*. Consumers showed a quick response to different ocean-atmospheric conditions (*e.g.* upwelling, ENSO) through different feeding strategies (omnivory vs. more selective predators, this in relation to the width variations of their trophic niche.

I. INTRODUCCIÓN

La Bahía de Sechura está ubicada en la provincia de Sechura, Piura, entre los paralelos 5º18'46'' y 5º50'33'', delimitada hacia el norte en Punta Gobernador y hacia el sur en Punta Aguja. El área norte de esta bahía (5º – 5.5º S) se encuentra a su vez en la confluencia de la corriente cálida tropical y la corriente de Humboldt, constituyendo una zona de transición (Ibanez-Erquiaga *et al.,* 2018). En el área sur se encuentra uno de los bancos naturales más importante de *Argopecten purpuratus* "concha de abanico", siendo desde el 2001, la zona de mayor producción de concha de abanico, tanto en desembarques como en su cultivo (Mendo *et al.,* 2016).

Mientras que la zona centro de la Bahía tiene una mayor interacción con la desembocadura del río Piura por medio de los manglares de San Pedro de Vice, donde también predomina el cultivo suspendido de concha de abanico, la zona sur tiene una mayor interacción con la zona estuarina Virrilá, desembocadura del mismo río, donde predomina el cultivo de fondo (PRODUCE, 2015). La interacción con la actividad de cultivo se vuelve de gran intensidad bajo eventos El Niño Oscilación del Sur (ENOS), que genera un mayor aporte de materia orgánica y otros componentes terrígenos a la bahía a través de la formación de plumas estuarinas, producto de las intensas precipitaciones (Taylor et al., 2008a). Uno de los procesos claves que son afectados por las plumas estuarinas son las dinámicas tróficas, donde estas plumas pueden contribuir tróficamente a las redes marino-costeras (Connolly *et al.,* 2009), afectando en mayor medida a organismos bentónicos (Darnaude, 2005).

Por otro lado, el análisis de isótopos estables está siendo ampliamente usado para examinar el intercambio de energía y nutrientes entre ecosistemas, especialmente en los ecotonos como estuarios (ej. Gaston *et al.*, 2006; Savage *et al.,* 2012; Sepúlveda-Lozada *et al.,* 2017) e interacciones océano-tierra (ej. Stapp *et al.*, 1999; Darnaude, 2005; Richoux *et al*., 2015) así como para estudios de trofodinámica de redes con variación espacio-temporal. Los valores de composición isotópica estable de ^{13}C ($\delta^{13}C$)

y ^{15}N ($\delta^{15}N$) son los más ampliamente usados para identificar vías de fijación de carbono y fuentes de alimento de consumidores heterotróficos (DeNiro & Epstein, 1978), y estimar del nivel trófico relativo de los consumidores en base a las fuentes de alimento y/o recursos basales de la red trófica (Cabana & Rasmussen, 1996), respectivamente.

El presente trabajo busca determinar la influencia de las temporadas de lluvia de los años 2016 y 2017, sobre las dinámicas tróficas de la comunidad megabentónica asociada al cultivo de fondo de la concha de abanico, en la zona sur de la bahía de Sechura, mediante un enfoque de análisis de isótopos estables, con la finalidad de esclarecer la importancia de las condiciones presentes (ej. cambios en la trofodinámica) en dichas temporadas, marcadas por fases cálidas del ENOS particulares en los cambios en la trofodinámica.

II. MARCO TEÓRICO

2.1. BAHÍA DE SECHURA

2.1.1. Aspectos generales

La Bahía de Sechura se ubica en el departamento de Piura, en la provincia de Sechura, delimitada hacia el norte en Punta Gobernador (5º18'46'') y hacia el sur en Punta Aguja (5º50'33''). Tiene una extensión aproximada de 89 km, siendo catalogada como una de las bahías de mayor extensión en el Perú. La zona costera cuenta con la presencia de playas arenosas y ecosistemas de humedales como el estuario Virrilá, los manglares de San Pedro de Vice, Palo Colorado y desembocadura del río Piura, con gran parte de la superficie dominada por bosques secos, seguida del típico desierto costero (IMARPE, 2007).

Debido a su ubicación, la bahía está considerada dentro de una zona de transición entre aguas frías transportadas desde el sur por la corriente de Humboldt y aguas cálidas de la región ecuatorial tropical. La bahía también presenta eventos de surgencia que sostienen una alta productividad hidrobiológica, así como una gran vulnerabilidad de la misma frente a la fase cálida de El Niño – Oscilación Sur (ENOS) (Yupanqui *et al.*, 2007; Taylor *et al.,* 2008a).

2.1.2. Condiciones oceanográficas y atmosféricas

La Bahía de Sechura presenta condiciones oceanográficas físicas, químicas y atmosféricas con gran variabilidad, dependiente de los eventos de surgencia y fases ENOS.

La bahía presenta una profundidad media aproximada de 80 m, con zonas predominantemente someras de menos de 30 m hasta 10 km desde la costa (Taylor *et al.,* 2008a). El extremo norte y sur de la bahía están marcados por un cambio rápido de profundidades, llegando hasta 50 m cerca a la orilla. Por otra parte, desde la zona norte cerca de San Pablo hasta Punta Tric Trac se expande un área somera de profundidades

menores a 10 m, alcanzando su mayor extensión desde Constante. Los fondos son predominantemente arenosos (>90% de arena), con su mayor extensión en la zona sur, desde Constante hasta Punta Aguja. Fondos de arena y grava también son encontrados en esta área, pero en menor extensión, mientras que fondos de grava y fango son encontrados frente a San Pablo, y en la zona norte en su mayoría. Con respecto a las corrientes, las superficiales muestran un comportamiento de flujo hacia el noreste desde la entrada a la bahía y siguiendo todo el perfil costero, mientras que las de fondo muestran un flujo de ingreso en la zona centro, que se bifurca hacia ambos extremos de la bahía (IMARPE, 2007).

La temperatura superficial del mar oscila entre los 18 y 23°C en invierno, y entre 23 y 27°C durante verano. Esta mayor variabilidad de la temperatura en comparación a zonas templadas es debido principalmente a la influencia de dos corrientes: La corriente de Humboldt, que transporta aguas frías desde el sur (13 a 19°C), y la corriente Ecuatorial, transportando aguas cálidas desde el norte (21 a 27°C). El oxígeno superficial presenta oscilaciones entre los 2 y 9.6 ml/L, mientras la salinidad varía entre concentraciones de 34.8 y 35.3 ups (Morón et al., 2006 en Vivar, 2016; Vivar, 2016).

La zona marítima y costera de la bahía también presentan periodos de precipitaciones. Aunque escasos en promedio anual, y casi nulos de mayo a diciembre, durante los periodos de verano de diciembre a abril los promedios mensuales de precipitación aumentan, debido a pocos eventos conectivos aislados (Takahashi, 2004). Estas precipitaciones de verano a menudo llegan con la activación del río Piura y consecuente entrada de agua dulce a la bahía.

2.2. CULTIVO DE CONCHA DE ABANICO

2.2.1. Aspectos generales

El cultivo de concha de abanico es una actividad económica basada en el cultivo extensivo, y usualmente de tipo incompleto del bivalvo pectínido *Argopecten purpuratus* en el Perú. A pesar de referirse a la actividad bajo el término “cultivo”, el cultivo de un

organismo hidrobiológico está referido al control total del ciclo de vida de este con fines de autoabastecimiento. Los procesos de la actividad están más referidos al engorde de concha de abanico, desde la obtención de ejemplares de 20-50 mm de altura valvar, llamados “semillas”, y su incorporación a los sistemas de cultivo para su mantenimiento hasta la cosecha. Pocas son las empresas acuícolas que manejan un verdadero cultivo de concha de abanico, con el abastecimiento de semillas desde laboratorio o “hatchery”, dado que la mayoría de las empresas acuícolas se abastecen de semillas procedentes de bancos naturales (captadas o capturadas) (ver sección 2.2.2). Este hecho es principalmente causado por el capital económico limitante (Mendo *et al.*, 2011; Mendo *et al.*, 2016). Actualmente existen dos tipos implementados de sistemas de cultivo de concha de abanico: el sistema de fondo y el suspendido.

El sistema de cultivo de fondo de concha de abanico consiste en la siembra de semillas en espacios delimitados por redes tipo anchovetera, o “paños”, denominados “corrales”, donde estas semillas son dispersadas. Una vez asentadas, desarrollan su crecimiento, condicionado a factores como las condiciones ambientales, la densidad de cultivo, el tipo de sustrato, y la interacción con otros organismos (ej. predación, comensalismo, herbivoría) (Mendo et al., 2011). El sistema de cultivo de fondo es el más recurrente en el Perú, y el éxito de la actividad depende de fondo, la profundidad y las corrientes (Alcazar, 2008). Este sistema en el Perú tiene probablemente sus inicios en la zona de Pisco entre 1971-1972, donde ya en 1983 se inicia de forma intensiva en Bahía de Paracas con aproximadamente 57 concesiones y un total de 157 hectáreas (Ministerio de Pesquería 1984; 1994 en Cano, 2004).

Por otro lado, el cultivo suspendido consiste en la siembra de semillas en “pearl nets” donde los individuos crecen hasta aproximadamente 30 mm, para luego pasar a linternas hasta su talla comercial (Alcazar, 2008). En este sistema de cultivo se logran mejores tasas de crecimiento que en los bancos naturales, siendo la protección contra los predadores uno de los principales beneficios (Ventilla, 1982). El cultivo suspendido

tiene sus primeras experiencias en el Perú en 1979, con menor acogida y desarrollo que el cultivo de fondo.

En general, el cultivo de fondo se presenta como una opción para el cultivo de pre-adultos, siendo más rentable por unidad de área a comparación del cultivo suspendido (Alcazar, 2008). Los bajos montos de inversión que requiere el cultivo de fondo posibilitan su desarrollo por parte de sector pesquero artesanal, que en la actualidad cuenta con concesiones especiales o áreas de repoblamiento (Alcazar, 2008).

Actualmente el cultivo se realiza en cuatro departamentos del Perú que reúnen casi el 100% de la producción total de cultivo **(Figura 1)**.



Figura 1. Principales zonas de cultivo de concha de abanico *A. purpuratus* en el Perú. Fuente: Elaboración propia.

2.2.2. *Argopecten purpuratus* "Concha de abanico"

La concha de abanico *Argopecten purpuratus* (Lamarck, 1819) es un molusco bivalvo clasificado de la siguiente manera (Coan & Valentich-Scott, 2012) **(Figura 2)**:

Phylum: **Mollusca**
Clase: **Bivalvia**
Subclase: **Pteriomorphia**
Orden: **Pectinida**
Superfamilia: **Pectinoidea**
Familia: **Pectinidae**
Subfamilia: **Pectininae**
Tribu: **Aequipectinini**
Género: **Argopecten** (Monterosato, 1889)
Especie: ***Argopecten purpuratus*** (Lamarck, 1819)

Esta especie se distribuye desde Paita, Perú (5.1ºS) hasta Valparaíso, Chile (33.1ºS) (Peña, 2001) habitando principalmente aguas someras de entre 5 y 40 m de profundidad sobre fondos arenosos, pedregosos, areno-pedregosos y areno-fangosos (Brand, 1991). Los principales bancos naturales de concha de abanico en el Perú son encontrados en la Bahía de Sechura, Isla Lobos de Tierra, Bahía El Ferrol, Bahía Samanco, Bahía de Paracas y Bahía Independencia (Mendo *et al.,* 2016). Hasta 1980, Bahía Independencia en Pisco era el banco natural más importante de producción de *A. purpuratus*; sin embargo, desde 1990 la bahía de Sechura empezó a tener y liderar la mayor producción nacional (Mendo *et al.*, 2016).

La concha de abanico *A. purpuratus* es un bivalvo filtrador de partículas en suspensión (seston) (Cueto, 2016), principalmente fitoplancton (Shumway *et al.,* 1987), que utiliza las branquias para capturar y transportar el alimento hasta los palpos labiales, donde lo selecciona (Mendo *et al.*, 2001). Esta especie tiene un ciclo de vida corto, donde alcanza tallas máximas entre 99 y 140 mm de longitud valvar, y su crecimiento varía con la

latitud, profundidad, densidad y condiciones ambientales, siendo la temperatura la mayor condicionante.

En cuanto a su reproducción, este organismo presenta hermafroditismo funcional (maduración simultánea y liberación secuencial de gametofitos), desarrollando una fecundación externa (Guzmán et al., 1998). Asimismo, presenta madurez gonadal muy temprana, con una talla de primera madurez de alrededor de 25 mm (Mendo *et al.*, 1989) y con picos reproductivos constantes y durante todo el año (Chavez & Ishiyama, 1989), aunque con los picos más importantes en primavera y en verano.

Por otro lado, su ciclo de vida comienza con la fertilización del ovocito por el espermatozoide, seguido del desarrollo de una larva trocófora (larva ciliada), D-veliger o en forma de “D” y pediveliger, donde empieza a mantenerse en el sustrato, para pasar a asentarse como post-larva y desarrollarse como organismo netamente bentónico.



Figura 2. Un espécimen de *Argopecten purpuratus* (Lamark, 1819) proveniente de un cultivo. Fuente: https://gestion.pe/especial/50-ideas-de-negocios/noticias/conchas- aba nico-negocio-rentable-profundidad-mar-noticia-1992736.

En cuanto a su interacción con otras especies, la composición de especies en las comunidades donde domina concha de abanico suele variar espacio-temporalmente, dominando generalmente moluscos, crustáceos y poliquetos (Mendo *et al.,* 1987; Rubio *et al.,* 2001; De La Cruz *et al.,* 2016), aunque en algunos casos equinodermos (Rubio *et al.,* 1997), así como macroalgas como rodofitas (*Rhodymenia* spp.) y clorofitas (*Caulerpa* sp.). Además de esto, la concha de abanico posee como predadores principales a grandes caracoles, particularmente *Thaisella chocolata y Bursa ventricosa*, así como cangrejos como *Cancer porteri* y *Romaleon setosum,* estrellas de mar como *Luidia* sp., el pulpo *Octopus mimus* y rayas de la especie *Myliobatis* spp. (Mendo *et al.,* 2016).

2.2.3. Importancia del cultivo

La actividad de cultivo de concha de abanico trae consigo la presentación de condiciones inherentes al sistema de cultivo (Maeda-Martínez *et al.,* 2001). Un cultivo con densidades moderadas puede resultar benéfico en controlar eventos de eutrofización en bahías cerradas o semicerradas, así como condicionar un control bottom-up sobre el sistema (Filgueira *et al.*, 2103; Vivar, 2016). Por el contrario, grandes densidades de cultivo llevan al colapso del ecosistema, con un consumo excesivo de producción primaria, alteración en la disponibilidad de nutrientes y altas mortalidades de conchas de abanico (Inglis *et al.,* 2000; Filgueira *et al.*, 2103).

En cuanto a aspectos socioeconómicos, el cultivo de concha de abanico es una de las principales actividades acuícolas marinas del Perú, siendo el cultivo marino de mayor producción, seguido del langostino. El cultivo ha llegado a ocupar hasta el 65.27% de la producción total de organismos hidrobiológicos en el 2010 y ha logrado una producción de hasta 67 694 TM en el 2013; sin embargo, su producción ha mostrado un declive desde el 2015, alcanzando una producción de 20 975 TM en el 2016, representando solo el 20.93% de la producción total hidrobiológica (PRODUCE, 2017). A pesar de esto, Perú sigue siendo el primer productor latinoamericano de vieras o conchas de abanico,

con un mercado principalmente europeo (Ej. Francia, Bélgica, Países Bajos) (Mendoza, 2011), en donde ha llegado a obtener divisas de hasta US$ 159 millones en el 2013.

La demanda de concha de abanico a nivel mundial influye en el cultivo y en los involucrados en la cadena de valor de esta actividad. Esto es apreciado en la gran migración y la informalidad que se presenta frente a temporadas de buena producción, generando mayor trabajo a personas locales y foráneas. Esta actividad también ha estructurado una cadena de valor constituida por procesos de repoblamiento, transformación primaria (desvalvado), transformación secundaria (congelado) y exportación, siendo desarrolladas por cultivadores, empresarios de transformación primaria y secundaria, y empresarios exportadores, respectivamente. Es así que, muchas organizaciones como las Organizaciones de Pescadores Artesanales (OSPAS), amigos y familiares, se involucran en el proceso de repoblamiento, donde a su vez se genera el mayor beneficio de ganancia por producción (Sánchez, 2015).

2.3. LA CONCHA DE ABANICO EN BAHIA DE SECHURA

La Bahía de Sechura presenta uno de los bancos naturales más importantes de *A. purpuratus* en el Perú (Mendo *et al.,* 2016), esto debido que las condiciones biológicas y oceanográficas de la bahía son idóneas para el desarrollo y crecimiento de la concha de abanico (IMARPE, 2007). Esto ha permitido desarrollar una actividad extractiva de concha de abanico en Sechura que, no es sino hasta el 2001 que cobra una importancia significativa en la producción nacional de *A. purpuratus* (Mendo *et al.,* 2008). Es en este año también donde se inician las primeras actividades de engorde en corrales por acuicultores migrantes principalmente de Pisco, así como las primeras autorizaciones a asociaciones pesqueras con el fin de conducir dicha actividad (Badjeck *et al.*, 2009).

Actualmente la Bahía de Sechura lidera la producción de concha de abanico a nivel nacional, con un 41% del área de la bahía ocupada por áreas de cultivo formales (PRODUCE, 2015) donde se desarrolla la actividad bajo los dos tipos de sistema:

suspendido y de fondo, siendo el cultivo de fondo el más empleado en la bahía por las condiciones socio-económicas propios de los principales actores.

2.3.1. El cultivo de fondo

El cultivo de fondo en la bahía es desarrollado principalmente por asociaciones de pescadores artesanales que habitan en las localidades costeras de Sechura (Sánchez, 2015). Esta actividad constituye la modalidad más empleada de cultivo en la bahía debido a su mayor accesibilidad hacia las asociaciones pesqueras, a comparación del cultivo tecnificado suspendido. Esta actividad se desarrolla desde la obtención de las semillas desde tres distintas fuentes: Producción en Hatcheries, captación en colectores y, aunque de manera extraordinaria, desde su extracción de los bancos naturales de Isla Lobos de Tierra y la misma Bahía de Sechura. Una vez obtenidas las semillas, se realiza la siembra usualmente en un solo punto del área de concesión, arrojando estas semillas sin un rumbo definido (Mendo *et al.,* 2008). Ya en el área, los organismos se mantienen constantemente en dispersión y liberación de predadores mediante faenas de buceo, con el fin de asegurar un rápido crecimiento y menores pérdidas. La cosecha se lleva a cabo usualmente luego de entre 6 a 9 meses, para obtener tamaños entre 60 a 75 mm, aunque hay casos en donde se obtienen tamaños de 60 mm en 180 días (Ayala, K. *com. pers.* en Mendo *et al.,* 2016).

2.3.2. Comunidades macrobentónicas

Las comunidades macrobentónicas asociadas al cultivo de fondo de concha de abanico en Bahía de Sechura, están compuestas por alrededor de 86 especies epibentónicas (Vivar, 2016), y 53 especies de la infauna (Meyer, 2014). En comunidades naturales, sin embargo, se encuentran hasta 124 taxa entre organismos epi- e infaunales, constituyendo los poliquetos, crustáceos y moluscos los grupos más abundantes (Lomovasky *et al.,* 2015).

En las comunidades epibentónicas de la bahía, predominan los gasterópodos y los malacostráceos en abundancia, mientras que en biomasa los gasterópodos son ampliamente representativos (> 80%). Para el caso de los macroinvertebrados de la infauna, las mayores abundancias son representadas por los poliquetos, seguidos de los malacostráceos, mientras que en biomasa la representan los poliquetos seguidos de la Clase Leptocardii (Meyer, 2014).

Aunque la riqueza especifica de estas comunidades no muestra diferencias significativas con zonas sin cultivo, el epibentos ha demostrado presentar mayores abundancias y biomasas en su estructura (Meyer, 2014; Vivar, 2016). Sin embargo, la composición específica de las comunidades suele encontrarse condicionada por las densidades de concha de abanico en el cultivo. De esta manera, altas densidades de cultivo significan un aumento en la complejidad del hábitat (con las valvas sirviendo como sustrato de asentamiento) y potenciando la biomasa de grupos funcionales como gasterópodos y crustáceos depredadores, poliquetos oportunistas y organismos bentónicos detritívoros (Kluger *et al.,* 2016).

A pesar de todo esto, el funcionamiento de la comunidad parece mantenerse con solo el reemplazo de especies en los roles, en vez de una pérdida en la diversidad funcional (Vivar, 2016).

2.4. EL NIÑO-OSCILACIÓN SUR Y EL CULTIVO

El Niño-Oscilación Sur (ENOS) es una fluctuación periódica en la temperatura de la superficie del mar y en la presión del aire de la atmósfera suprayacente a través del Océano Pacífico Ecuatorial (NOAA, 2019). Tiene una mayor influencia sobre patrones climáticos en varias partes del mundo, con el desarrollo de sus tres fases: Una fase cálida o también llamada “El Niño” (EN), donde los vientos alisios en la superficie de bajo nivel, que normalmente se dirigen de este a oeste a lo largo del ecuador ("vientos del este"), se debilitan o en algunos casos comienzan a soplar en la dirección opuesta;

una fase neutral; y una fase fría o también llamada “La Niña” (LN) donde sucede lo totalmente opuesto a El Niño (WMO, 2014).

El Niño puede llegar a tener el efecto general de incrementar la temperatura media global de la superficie, mientras que La Niña tiene una tendencia de enfriamiento. Este incremento por parte de El Niño influye significativamente los ecosistemas marinos y el aprovechamiento sostenible de los recursos costeros del sistema de surgencia de la Corriente de Humboldt (Thatje *et al.,* 2008). Así también, es de amplio interés en las zonas de cultivo de concha de abanico ya que presenta un gradiente de acción, siendo la zona norte (Bahía de Sechura) la más afectadas con considerables pérdidas de la producción, mientras que zonas más al sur (Pisco) son más beneficiadas con estas condiciones, teniendo muchas veces una alta producción de concha de abanico (Cabrera, 2106; Mendo *et al.,* 2016; Perú 21, 2017).

A El Niño también se le asocia fuertes precipitaciones en la costa norte peruana, que cuando coincide con los meses de entre diciembre a marzo, se intensifican, activando las partes bajas de los ríos y causando una alta descarga de agua hacia el mar, así como inundaciones. Estas condiciones repercuten también en el ambiente marino en donde pueden condicionar la habitabilidad de los organismos, y para el caso particular de los bancos de *A. purpuratus*, puede tener efectos biológicos tanto poblacionales como comunitarios (Ej. Wolff *et al.,* 2007; Taylor *et al.,* 2008; Kluger *et al.,* 2016).

2.4.1. Efectos en la población de *A. purpuratus*

Durante eventos El Niño, es concurrente una profundización de la termoclina y consecuente oxigenación de los fondos. Estos cambios han mostrado tener efectos positivos sobre poblaciones de *A. purpuratus* en latitudes mayores (zona sur), asociándoseles mayores eventos de desove y aumento de la actividad metabólica de larvas y adultos (Wolff *et al.,* 2007; Riascos *et al.,* 2017). Por otro lado, a pesar de que estos efectos podrían ser los mismos en la zona norte, las altas precipitaciones y el

ingreso de agua de río al mar causan una mayor carga de sedimento y disminución de la salinidad (Taylor *et al.,* 2008a). Y, aunque *A. purpuratus* parece estar bien adaptado a eventos temporales de sedimentación, la disminución de la salinidad jugaría un rol en disminuir la tasa de crecimiento de la concha de abanico (Navarro & Gonzalez, 1998; Taylor *et al.,* 2008a; Kluger *et al.,* 2018).

2.4.2. Efectos en la comunidad *de A. purpuratus*

Los efectos de El Niño (EN) a nivel comunitario en el cultivo de fondo no han sido explorados. Taylor *et al.* (2008) evaluó los efectos sobre las comunidades bentónicas a la que se asocia *A. purpuratus* en Bahía Independencia, comparando los años 1996 (condiciones normales) y 1998 (condiciones EN). Aquí se evidenció un incremento remarcable del tamaño poblacional de la concha de abanico, así como de estrellas y erizos, mientras que se observó una disminución de las poblaciones de macroalgas, cangrejos portúnidos y poliquetos, así como de la productividad primaria. Los cambios en la abundancia de *A. purpuratus* se debieron principalmente a las condiciones ambientales favorables para su crecimiento y desarrollo, mientras que sus altas densidades condicionaron el espacio disponible para los poliquetos. Por otro lado, los cangrejos portúnidos (los más importantes en abundancia y biomasa) optaron por profundizarse en búsqueda de condiciones más favorables. Esto permitió una mayor presencia de estrellas debido a la menor presión de competencia entre depredadores. Cabe resaltar que la biomasa bentónica no presentó variaciones significativas a pesar del cambio de dominancia de especies, manteniendo el funcionamiento del ecosistema (Taylor *et al.,* 2008b). Por otro lado, Riascos *et al.* (2016) asociaron un cambio comunitario en el banco natural de concha de abanico de Bahía Independencia del 2004 al 2010, debido principalmente a la presión pesquera que a factores ambientales.

Para la bahía de Sechura en 1996 (condiciones normales), Taylor *et al.* (2008a) determinaron una producción primaria similar a la de bahía Independencia en el mismo año. Sin embargo, destacaron una alta exportación de materia orgánica del sistema,

debido a la geomorfología de la bahía (bahía abierta) y a una deficiencia en la utilización de esta materia orgánica, que termina formando parte del detritus. Por otro lado, también sugirieron que el bajo nivel de transferencia de energía y desarrollo de conexiones tróficas en los niveles más altos del sistema fue debido a la variabilidad relacionada con el ENOS, que actúa como una perturbación periódica que “reinicia” el sistema.

2.5. TROFODINÁMICA

El término trofodinámica o “dinámica de nutrición o metabolismo” (Lindeman, 1942) es usado para referirse al estudio de los flujos de energía y las relaciones tróficas de los organismos componentes de las redes tróficas de un ecosistema, y como estos responden a procesos ecosistémicos dentro de un contexto espacio-temporal (Bierwagen *et al.,* 2018).

Las dinámicas en las redes tróficas están basadas en un enfoque jerárquico de estructura piramidal, donde los organismos que se ubican en lo más alto de la pirámide, presentan alta demanda energética, son de gran tamaño y menos abundantes, a comparación de los que se ubican en la base, que son más abundantes, tienen poca demanda energética y generalmente son de menor tamaño. Dentro de este concepto, los organismos ubicados en lo alto son los grandes predadores, presentando un alto nivel trófico, mientras que los ubicados en lo bajo son los consumidores de bajo nivel y los productores primarios o recursos basales (REF) (Elton, 1927).

2.5.1. Recursos basales

Los recursos basales son entendidos como la materia orgánica que forma base de una red trófica. Estas pueden tener diferentes orígenes dependiendo del origen: terrestre (Ej. Hojas de plantas, madera, tierra, guano), dulceacuícola (Ej. Algas, bacterias), o marino (Ej. seston, sedimento, algas); y dentro del sistema marino: bentónicos o pelágicos (Moore & De Ruiter, 2012).

Muchas veces estos recursos basales dirigen los procesos bottom-up y su disponibilidad depende de las características ambientales e hidrodinámicas de cada ecosistema (Paulay, 1997). Tradicionalmente, las redes tróficas marinas fueron pensadas a ser sistemas manejados por recursos, basados principalmente sobre la disponibilidad de fitoplancton hacia los consumidores de bajo nivel, para su transferencia a través del sistema (Verity & Smetacek, 1996). Sin embargo, actualmente se sabe que la energía puede ser derivada tanto de fuentes pelágicas como bentónicas en un mismo sistema. Así también, que el subsidio de los recursos basales en la red puede variar entre ecosistemas, individuos, y con el tiempo, calidad o cantidad de estos recursos (Harding *et al.,* 2015). Dentro de los ecosistemas marinos costeros, los subsistemas bentónicos, pelágicos y de agua dulce están a menudo unidos por algunas especies, principalmente fauna bentónica (Martinetto *et al.,* 2006), y la energía que suple a esta fauna se origina de una diversidad de recursos basales, donde su importancia varía en gran medida a través del espacio y tiempo (Abrantes *et al.,* 2013).

2.5.2. Flujo de energía e interacciones tróficas

Las interacciones tróficas son entendidas como las vías de interacción trófica, y consecuente transferencia energética, entre los organismos componentes de un sistema (Lindeman, 1942). Estas están referidas principalmente a las interacciones predador-presa, herbivoría, comensalismo, y/o parasitismo. Además, suelen ser lideradas por procesos ecológicos y, a su vez retroalimentan estos, siendo altamente dinámicos y capaces de brindar información de primera mano sobre la relación de especies dentro de una comunidad (Pérez-Matus *et al.*, 2017). Poco es el entendimiento sobre dónde se da la mayor cantidad de interacciones tróficas, si en los más altos niveles o en los más bajos, sin embargo, se sabe que puede haber redundancia de funciones en grupos de especies o grupos funcionales de alimentación, pero también existir especies claves que dirigen el desarrollo de cascadas tróficas y que jugarían un rol incluso más importante que lo predadores tope (McClanahan & Branch, 2008). Por otro

lado, el flujo energía y sus cambios sobre el tiempo son aspectos claves del funcionamiento del ecosistema, integrando los efectos de disturbancias naturales y humanas (Gascuel & Pauly, 2009). El flujo energético, entonces, también depende del nivel trófico, tasas de producción y consumo, y las interacciones de las especies, así como características físicas del ambiente, como la temperatura (Odum, 2014).

2.5.3. Métodos usados para estudiar trofodinámicas

Existen alrededor de 9 métodos comúnmente usados para el estudio de trofodinámicas. Estas pueden dividirse en base al tipo de análisis que realizan. Así, pueden basarse en un análisis dietario, el modelamiento ecológico y el empleo de telemetría. El análisis dietario es uno de los métodos más comunes en estudios de trofodinámicas, priorizando la directa observación de relaciones predador-presa (Bierwagen *et al.,* 2018). El análisis de contenido estomacal (CSA, por sus siglas en inglés) ha sido el más históricamente empleado, ya que informa directamente qué ingiere un consumidor y en qué frecuencia se presentan las presas dentro de los estómagos analizados. Este método, sin embargo, tiene cierta incertidumbre y algunas desventajas:

- Sesgado a las presas que han sido consumidas recientemente.
- Estómagos vacíos son comunes en grandes animales.
- Sesgado a la identificación de ítems alimenticios grandes.
- Requiere un muestreo letal.
- El método es tiempo-demandante y no efectivo para resultados rápidos.

Por lo que actualmente ha sido desplazado a ser un método complementario (Bierwagen *et al.,* 2018).

Por otro lado, el uso de biomarcadores ha surgido como un método costo-eficiente, capaz de brindar información sobre posiciones tróficas, fuentes de alimento y procedencia de los organismos a través de la dieta (Michener & Lajtha, 2008). Entre los

métodos que emplean biomarcadores, el análisis de isótopos estables (SIA, por sus siglas en inglés) es el más usado.

2.6. ANÁLISIS DE ISÓTOPOS ESTABLES

Los isótopos son elementos químicos que mantienen su número de protones, mientras que varían en el número de neutrones. Esto permite contar con átomos de un mismo elemento con diferentes pesos atómicos. Los isótopos estables son los elementos que se encuentran de manera natural y no presentan radioactividad. Los isótopos más livianos son más abundantes en la naturaleza que sus isótopos más pesados, debido a que dominan componentes biológicos (Michener & Lajtha, 2007).

Debido a que las diferencias isotópicas entre varios materiales son excesivamente pequeñas, un estándar internacionalmente aceptado es usado para expresar estas diferencias en desviaciones de partes por mil desde ese valor estándar (Werner & Brand, 2001):

$$\delta(‰) = \left(\frac{R_{muestra}}{R_{estandar}} - 1\right) x1000$$

Donde R es la tasa de isótopo pesado a ligero (típicamente, raro a abundante), $R_{muestra}$ es la tasa en la muestra, y $R_{estandar}$ es la tasa en el material o compuesto estándar. Así, un delta (δ) positivo indica que la muestra tiene más del isótopo pesado que lo que tiene el estándar, donde un delta negativo indica lo contrario (Peterson & Fry, 1987).

Dentro de los isótopos disponibles en el medio natural, los isótopos de ^{12}C y ^{13}C, y de ^{14}N y ^{15}N, son los isótopos de más amplio uso para rastrear la materia orgánica entre organismos, debido a que los δ de ambos isótopos en un consumidor refleja su dieta. Los tejidos de los consumidores son enriquecidos en ^{15}N, a través de los niveles tróficos, con respecto a su alimento y, consecuentemente, los valores de $\delta^{15}N$ sirven como indicadores de la posición trófica (Cabana & Rasmussen, 1996), mientras que los valores de $\delta^{13}C$ varían muy poco a lo largo de la cadena trófica, y son principalmente

usados para determinar fuentes de alimento en una red trófica (DeNiro & Epstein, 1978; McCutchan *et al.*, 2003). Espinoza (2014) resalta una serie de ventajas del uso de los isótopos estables en el análisis trofodinámico:

- Son más baratos y no consumen tanto tiempo de análisis a comparación del SCA.
- Son muy útiles para estudiar cambios ontogénicos y espacio-temporales en la dieta de organismos.
- Tienen el potencial de estimados a largo plazo de posición trófica y hábitos de alimentación, y pueden detectar cambios en el funcionamiento trófico del ecosistema.
- Proveen una forma de medir la asimilación de energía a través de las diferentes vías tróficas dirigidas por los organismos.

El SIA toma mayor importancia en la oportunidad que brinda al permitir rastrear las fuentes de alimento que suplen las necesidades energéticas de los consumidores de una red trófica, en base al entendimiento de procesos como el fraccionamiento isotópico (Tieszen *et al.,* 1983), así como detectar variaciones específicas relacionadas a las interacciones, como omnivoría o canibalismo. Esto, junto a su cierta estabilidad temporal (dependiente del tejido analizado), han permitido realizar trabajos sobre como las trofodinámicas varían frente a estresores ambientales, cambios de régimen, migraciones y el ingreso de especies invasoras, entre otros (Stapp *et al.*, 1999; Muñoz *et al.,* 2011; Argüelles *et al.,* 2012; Espinoza, 2014).

III. HIPÓTESIS

La trofodinámica de los organismos componentes de la comunidad macrobentónica epifaunal asociada al cultivo de fondo de *A. purpuratus* es influenciada por un mayor flujo de materia orgánica alóctona a la red trófica, a través de la influencia del estuario Virrilá en la Bahía de Sechura, producto de las lluvias de verano de los años 2016 y 2017.

IV. OBJETIVOS

Objetivo general

- Evaluar los cambios en la trofodinámica de los principales organismos componentes de la comunidad epifaunal asociada al cultivo de fondo de *Argopecten purpuratus*, mediante el análisis de isótopos estables, asociados a la variación de condiciones océano-atmosféricas producto de eventos El Niño particulares, en la Bahía de Sechura durante el verano de los años 2016 y 2017.

Objetivos específicos

- Caracterizar las temporadas de pre-lluvias y de lluvias de verano de los años 2016 y 2017, en base a variables ambientales océano-atmosféricas.
- Determinar la variación de la posición trófica de los principales organismos componentes de la comunidad epifaunal asociada al cultivo de fondo de *A. purpuratus* durante las temporadas: pre-lluvias y lluvias de verano de los años 2016 y 2017.
- Evaluar la importancia del aporte de material orgánico alóctono, a través del estuario Virrilá, a la dieta de los organismos componentes de la red trófica, durante las temporadas: pre-lluvias y lluvias de verano de los años 2016 y 2017.
- Establecer la variación de la interacción entre recursos basales y principales organismos componentes de la comunidad epifaunal asociada al cultivo de fondo de *Argopecten purpuratus* durante las temporadas: pre-lluvias y lluvias de verano de los años 2016 y 2017.
- Describir la variación de la amplitud del nicho isotópico de la comunidad y grupos funcionales de megabentos epifaunal asociados al cultivo de fondo de *A. purpuratus* entre las temporadas: pre-lluvias y lluvias de verano de los años 2016 y 2017.

V. MATERIALES Y MÉTODOS

5.1. Área de estudio

El área de estudio se ubicó en la zona sur de la Bahía de Sechura. Esta área se caracteriza por presentar: La zona estuarina Virrilá que recibe la entrada indirecta de agua dulce del río Piura en épocas de lluvia, una mayor extensión de zonas someras (menos de 10 metros de profundidad) propicias para el desarrollo de cultivo de fondo de *Argopecten purpuratus*, un fondo dominado por sedimentos de composición principalmente arenosa de gran extensión, principales bancos naturales de diferentes recursos bentónicos y algas (IMARPE, 2007), y cerca de 104 concesiones de cultivo de fondo de concha de abanico, 63% del total de áreas concesionadas (PRODUCE, 2015) **(Figura 3)**.

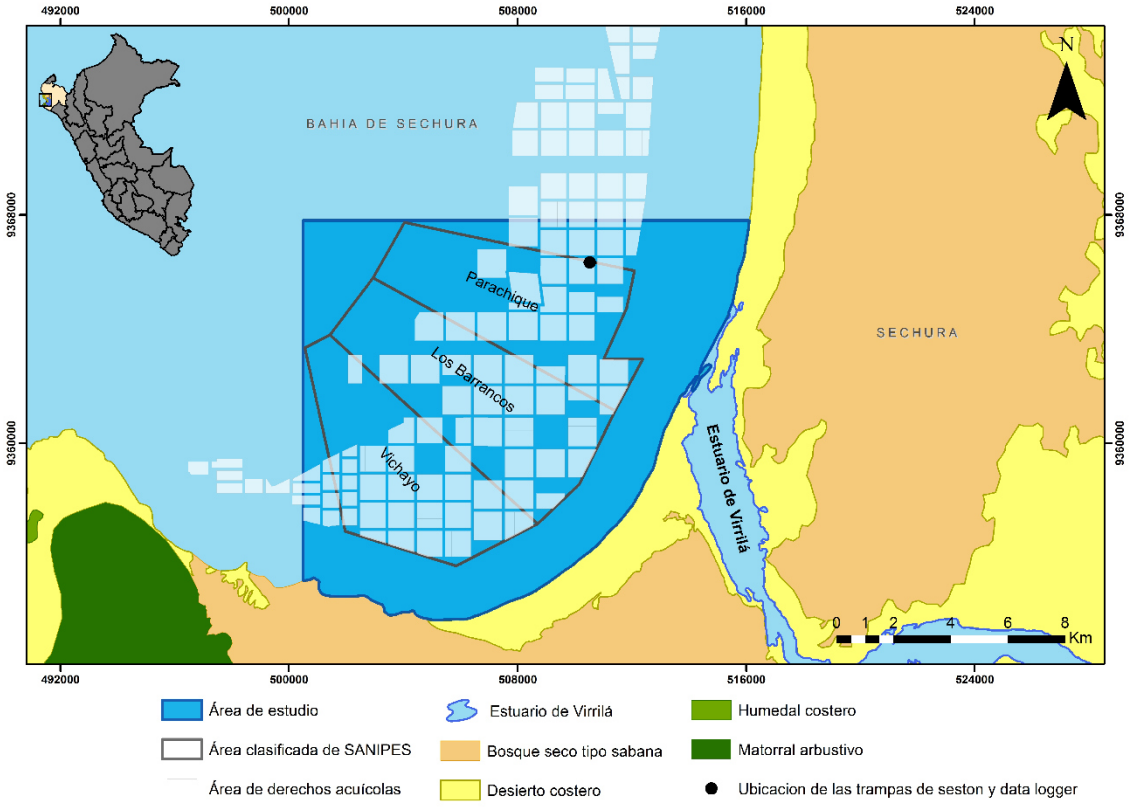

Figura 3. Área de estudio de la Bahía de Sechura durante los veranos de los años 2016 y 2017. Fuente: Elaboración propia.

5.2. Colecta y procesamiento de muestras

Los muestreos en campo fueron realizados entre los meses de enero y febrero (antes de las lluvias), y marzo y abril (lluvias) de los años 2016 y 2017. La colecta de muestras de recursos basales y organismos se realizó mediante buceo semiautónomo con buzos científicos y artesanales en las áreas de concesión de la empresa Acuicultores Pisco S. A. (Acquapisco) y áreas de concesión en convenio con esta. El trabajo de laboratorio se realizó en las instalaciones y con los equipos de la empresa Inversiones Prisco S. A. C. (IPrisco).

5.2.1. Colecta

5.2.1.1. Recursos basales

Previamente se seleccionaron determinados recursos basales como fuentes potenciales de aporte energético a la red trófica bentónica del cultivo de *A. purpuratus*. Así, se consideró colectar muestras de seston, materia orgánica particulada (MOP), sedimento, y macroalgas **(Tabla 1)**. Para el seston se instalaron trampas colectoras de 5L de capacidad durante 7 – 8 días (Velarde *et al.*, 2015) de donde luego se extrajeron muestras de agua en botellas esterilizadas de 1L. Se tomaron muestras de agua para la extracción de MOP, tanto en el fondo de las zonas de cultivo (MOP_{marina}) como en la parte de mayor próxima al mar del estuario Virrilá ($MOP_{estuarina}$) con una toma directa de agua en botellas esterilizadas de 1L (Jara-Marini *et al.*, 2009). Las muestras de sedimento fueron obtenidas de la colecta de una superficie de sedimento (10 cm) con un tubo core de 10.16 cm de diámetro interno. Se colectó la macroalga con mayor presencia en las zonas de cultivo, *Caulerpa filiformis*, de manera manual, excepto en el año 2016. Todas las muestras se colectaron por triplicado. Estas muestras fueron mantenidas en cadena de frío hasta la llegada al laboratorio donde se mantuvieron a -20ºC hasta su procesamiento.

5.2.1.2. Organismos consumidores

Previamente se seleccionaron organismos megabentónicos de la epifauna presente en el cultivo de *A. purpuratus*. Estos organismos fueron seleccionados debido a su representatividad en la comunidad y la red trófica **(Tabla 1 y Tabla 2)**. No fue posible, sin embargo, colectar todos los organismos seleccionados en los periodos de muestreo, debido a la variación natural de su disponibilidad en la comunidad y a que las condiciones ambientales que primaron en cada periodo de muestreo jugaron un papel importante en su distribución.

Los organismos fueron colectados del medio de manera manual, solo el pulpo *Octopus mimus* fue capturado con el uso de un gancho. La colecta fue dirigida a organismos de tallas similares, asumiendo que estos también mantienen dietas similares. Todos los organismos fueron contenidos vivos en bolsas de plástico con intercambios de agua hasta la llegada al laboratorio donde o se procesaron inmediatamente o se almacenaron a -20ºC hasta su procesamiento.

5.2.2. Procesamiento

5.2.2.1. Recursos basales

Muestras concentradas de seston, MOP_{marina} y $MOP_{estuarina}$ fueron obtenidas por el filtrado de entre 50 – 200 ml (seston) y 200 – 1000 ml (MOP_{marina} y $MOP_{estuarina}$) de las muestras de agua que las contenían a través de filtros de fibra de vidrio GF/F pre-combustionados de 0.7 µm, con el uso de una bomba de vacío (Arbi *et al.,* 2018). Estas muestras, junto a las muestras de sedimento y 10 g de fronda de *C. filiformis* fueron secadas a 60ºC por 48 horas, con el fin de eliminar el contenido de agua (Hobson & Welch, 1992; Alfaro *et al.,* 2006; Allan *et al.,* 2010). Posteriormente, entre 40 - 75 mg de muestras de MOS, porciones de ¼ de filtro y de fronda fueron colocadas en cápsulas de plata de 5 x 9 mm, que soportan el ácido a suministrar. (Loaiza, comm. Pers.). Las muestras fueron vaporizadas con HCL concentrado (12 M) (Jara-Marini *et al.,* 2009) en

un desecador por 12 h con el objetivo de remover restos de carbonato de calcio ($CaCO_3$). Finalmente, las muestras fueron reencapsuladas en cápsulas de estaño de 5 x 9 mm y almacenadas en una placa de 96 pocillos para su envío con el fin de realizar el análisis de isotopos estables.

5.2.2.2. Organismos consumidores

Los organismos fueron diseccionados con el fin de extraer pequeñas muestras de tejido muscular. Estas muestras fueron secadas en un horno de secado digital a 60ºC por 48 horas para luego ser pulverizadas con uso de un mortero (Allan *et al.,* 2010). Se tomaron finalmente alícuotas de entre 1.25 – 1.5 mg de tejido seco pulverizado que fueron encapsuladas en cápsulas de estaño y almacenadas en una placa de 96 pocillos para su envío con el fin de realizar el análisis de isotopos estables (UC Davis Stable Isotope Facility, 2019).

Tabla 1. Recursos basales colectados durante las campañas de muestreo desde enero hasta abril de los años 2016 y 2017.

	Pre-lluvias 2016	Lluvias 2016	Pre-lluvias 2017	Lluvias 2017
Recurso basal	**n**	**n**	**n**	**n**
Seston	3	3	3	3
MOP_{marina}	3	3	3	3
$MOP_{estuarina}$	3	3	3	3
Sedimento	3	3	3	3
Caulerpa filliformis	-	-	3	3

Tabla 2. Consumidores, biometría y grupo funcional según Taylor et al. (2008b, 2008c) colectados desde enero hasta abril del 2016 y 2017.

	Pre-lluvias 2016		Lluvias 2016		Pre-lluvias 2017		Lluvias 2017		
Consumidor	**n**	**Tamaño (mm)**	**n**	**Tamaño (mm)**	**n**	**Tamaño (mm)**	**n**	**Tamaño (mm)**	**Grupo funcional**
Argopecten purpuratus	3	48.3 ± 5.2	3	52.4 ± 1.6	3	43.0 ± 0.7	3	43.1 ± 1.8	Conchas de abanico
Tegula sp.	0	-	0	-	3	21.1 ± 0.3	3	21.4 ± 0.1	Gasterópodos herbívoros
Cycloxanthops sexdecimdentatus	0	-	0	-	3	28.9 ± 2.5	3	29.5 ± 3.8	Detritívoros bentónicos
Cymatium sp.	0	-	3	78.0 ± 0.2	3	88.5 ± 0.5	3	62.6 ± 8.1	Gasterópodos predadores
Bursa ventricosa	3	49.8 ± 0.4	3	54.7 ± 0.4	3	57.0 ± 0.4	3	55.5 ± 0.4	Gasterópodos predadores
Octopus mimus	0	-	3	87.7 ± 0.7	0	-	0	-	Octópodos
Hepatus chilensis	3	58.3 ± 0.8	3	58.2 ± 0.4	3	59.8 ± 0.5	0	-	Cangrejos predadores
Romaleon setosum	3	126.2 ± 0.3	3	104.7 ± 1.1	0	-	0	-	Cangrejos predadores
Squilla sp.	0	-	0	-	0	-	3	106.2 ± 0.5	-

5.2.3. Análisis de isótopos estables

El análisis de isótopos estables fue realizado en el Departamento de Ciencias Vegetales de la UC-Davis, California, Estados Unidos. Las composiciones isotópicas ($\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$) fueron expresados como la diferencia relativa entre las proporciones isotópicas en la muestra y en estándares convencionales (Vienna Pee Dee Belemnite para el carbono y N_2 atmosférico para el nitrógeno) (Michener & Lajtha, 2008). La composición isotópica quedo denotada como $\delta^{13}C$ o $\delta^{15}N$ (‰) = $[(R_{muestra} - R_{estándar}) - 1] \times 1000$, donde R es $^{13}C/^{12}C$ o $^{15}N/^{14}N$, respectivamente. La precisión esperada a largo plazo fue de 0.2 ‰ para el $\delta^{13}C$ y 0.3 ‰ para el $\delta^{15}N$ (UC Davis SIF, 2019).

5.3. Recopilación de información ambiental

Para la obtención de información oceanográfica, se instaló un registrador de datos o data logger HOBO® U24-002-C desde enero hasta abril de los años 2016 y 2017 a una profundidad de 8.4 m en un área de concesión acuícola **(Figura 3)** y fue programado para medir temperatura del fondo del mar (TFM) cada 15 minutos. La información del data logger fue recopilada junto a información de temperatura superficial (TSM), concentración de oxígeno disuelto superficial (ODS) y de fondo (ODF) proveniente del monitoreo de parámetros ambientales realizado por las asociaciones acuícolas, presentes en el área de estudio, en convenio con Acquapisco S.A.

Información asociada a las condiciones específicas de los eventos ENOS fue recopilada desde la información operativa del Comité Técnico del Estudio Nacional del Fenómeno El Niño (ENFEN). Así, se obtuvo el valor del Índice Costero El Niño (ICEN) del ENFEN (2012) durante los meses desde enero hasta abril de los años 2016 y 2017.

Información atmosférica también fue recopilada desde el Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú (SENAMHI) y el Proyecto Especial Chira Piura (PECHP). Así, se obtuvo información de precipitación diaria evaluada en la estación meteorológica “CHUSIS-000231” y el caudal del río Piura en la estación hidrológica

"Puente Sánchez Cerro" del SENAMHI y el PECHP, respectivamente, durante los meses desde enero hasta abril de los años 2016 y 2017.

5.4. Procesamiento y análisis estadístico de la información

5.4.1. Parámetros ambientales y temporadas

Se analizaron los parámetros océano-atmosféricos agrupándolos en 4 temporadas: Pre-Lluvias 2016 (PLL-16), Lluvias 2016 (LL-16), Pre-Lluvias 2017 (PLL-17) y Lluvias 2017 (LL-17). Las temporadas de Pre-Lluvias y Lluvias abarcaron los meses de enero y febrero, y marzo y abril de cada año, respectivamente. Estas temporadas fueron luego establecidas para todas las comparaciones posteriores de isótopos estables.

Para cada parámetro oceanográfico y atmosférico se realizó una prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (K-W) entre temporadas para comparaciones múltiples, debido a que los datos no cumplieron los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianza requerida por un ANOVA de un factor (Zar, 2010). Las pruebas estadísticas post hoc fueron realizadas con el test de Conover-Iman (Conover, 1998), que toma en cuenta los rankings usados por la prueba K-W y la varianza agrupada implicada por la hipótesis nula del test de K-W. Por tanto, esta prueba solo fue aplicada luego de haber rechazado la hipótesis nula del test de K-W. Se usó la corrección de Holm (Holm, 1979) para ajustar los p-valores con el fin de evitar errores de tipo I. Los análisis estadísticos fueron realizados con el paquete 'conover.test' (Dinno, 2017), del software libre R.

5.4.2. Composición isotópica de la comunidad

Diferencias en valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ de todos los recursos basales y consumidores agrupados, así como entre cada recurso basal y consumidor fueron representados gráficamente con beanplots, los cuales proveen estimaciones de la forma de la densidad basada en el método Sheather-Jones (Venables & Ripley, 2002).

Las comparaciones estadísticas entre temporadas fueron realizadas de la misma manera como se detallan para los parámetros ambientales. Para comparaciones de solo

dos muestras independientes se realizó una prueba no paramétrica U-Mann Whitney (Zar, 2010). Los gráficos fueron realizados con el paquete 'beanplot' (Kampstra, 2007) del software R.

5.4.3. Contribución trófica potencial de recursos basales

Un modelo de mezcla bayesiano de isótopos estables se realizó para cada temporada con el fin de estimar la contribución potencial de los recursos basales y consumidores a la dieta de especies de mayor nivel trófico. Las entradas al modelo fueron los valores isotópicos promedios y sus desviaciones estándares, factores de enriquecimiento trófico (TEFs) y sus desviaciones estándar, y las muestras replicadas de los valores isotópicos de los consumidores (Parnell *et al.,* 2010). Se asumieron los factores de enriquecimiento trófico (TEFs) propuestos por Post (2002) para la $\delta^{13}C$ (0.4 ± 1.3 ‰) y $\delta^{15}N$ (3.4 ± 1.0 ‰). Los modelos fueron corridos con 200000 iteraciones y un "thinned" de 15. La cantidad de iteraciones fue aceptable y ha sido usada para el análisis de recursos basales en zonas estuarinas (Sepúlveda-Lozada *et al.,* 2017). Los análisis fueron realizados con el paquete 'simmr' (Parnell, 2016) del software R.

5.4.4. Estructura trófica de la comunidad

Los nichos isotópicos de los consumidores en general y de los grupos funcionales por temporada fueron estudiados mediante la determinación del área de elipse estándar corregido por tamaño de muestra (SEA_C). Este valor representa una medida del nicho ocupado en el espacio isotópico, con una representación del 95% de los datos y una corrección para muestras pequeñas (Jackson *et al.*, 2019). Así también se calculó el área de superposición entre cada nicho isotópico (y el porcentaje que representa de cada uno) como medida de similaridad trófica entre grupos y temporadas. Se estimó también el área de elipse estándar bayesiano (SEA_B) mediante la simulación de Markov Chain Monte Carlo con 20000 iteraciones y la misma representatividad y corrección usada para SEA_C. Las áreas de elipses estándares simulados fueron usadas para

comparar la probabilidad de que un SEA_B es menor que otro (Abrantes et al., 2014). Así, se realizaron comparaciones entre las temporadas. Los análisis fueron realizados con el paquete 'SIBER' (Jackson *et al.,* 2019) y 'simmr' (Parnell *et al.,*2010) del software R.

VI. RESULTADOS

6.1. Condiciones océano-atmosféricas y ENOS

Las condiciones oceanográficas y atmosféricas presentadas en la zona sur de la Bahía de Sechura variaron desde los meses de enero hasta abril de los años 2016 y 2017. Asimismo, se registraron diferencias significativas entre temporadas para las diferentes variables ambientales **(Tabla 3)**.

La temperatura superficial (TSM) y del fondo (TFM) del mar varío entre 15.7ºC y 30.0ºC, y entre 15.17°C y 28.5°C, respectivamente, durante todo el verano del 2016 y 2017. Durante el 2016 se observaron valores de TSM cercanos a los 21ºC en el mes de enero, que fueron aumentando desde febrero hasta mediados de marzo, llegando a un máximo de 25ºC, para comenzar a disminuir hasta finales de abril, con un mínimo registrado de 17.6ºC. El escenario fue distinto durante el 2017, donde se registró un gran aumento de la TSM desde los 15.67ºC hasta los 26.33ºC en enero, para luego mantenerse en valores cercanos a 26.5ºC durante inicios y mediados de febrero, hasta finalmente volver a aumentar a finales de febrero, llegando a un máximo de 28.6ºC durante este mes, y hasta 30ºC durante inicios de marzo. La temperatura del fondo del mar, por otro lado, durante el 2016 siguió un patrón de variación igual a la TSM, con valores cercanos a los 20.5ºC en el mes de enero, que fueron aumentando desde mediados de febrero hasta mediados de marzo, llegando a un máximo de 24.16ºC, para comenzar a disminuir hasta finales de abril, con un mínimo registrado de 17.35ºC. El escenario durante el 2017 fue algo distinto al presentado por la TSM en ese mismo año, donde se registró un gran aumento de la TFM desde los 15.17ºC hasta los 27.3ºC desde enero hasta inicios de febrero, para luego descender hasta 23.2ºC y volver a ascender a mediados de febrero, hasta llegar a valores cercanos a los 28ºC; finalmente, esta empieza a disminuir a finales de marzo hasta registrar un valor mínimo de 21.24ºC a inicios de abril **(Figura 4)**.

La TSM de las temporadas del año 2016 se presentó significativamente menor a comparación de las temporadas del año 2017, con medianas de 21.44ºC y 21.04ºC, y de 25.75ºC y 29.7ºC, respectivamente. Sin embargo, la TFM fue la que registró las mayores diferencias significativas entre todas las temporadas, con los menores y mayores valores registrados en la temporada de Lluvias 2016 (mediana de 20.46ºC) y Lluvias 2017 (mediana de 27.15ºC) **(Tabla 3)**.

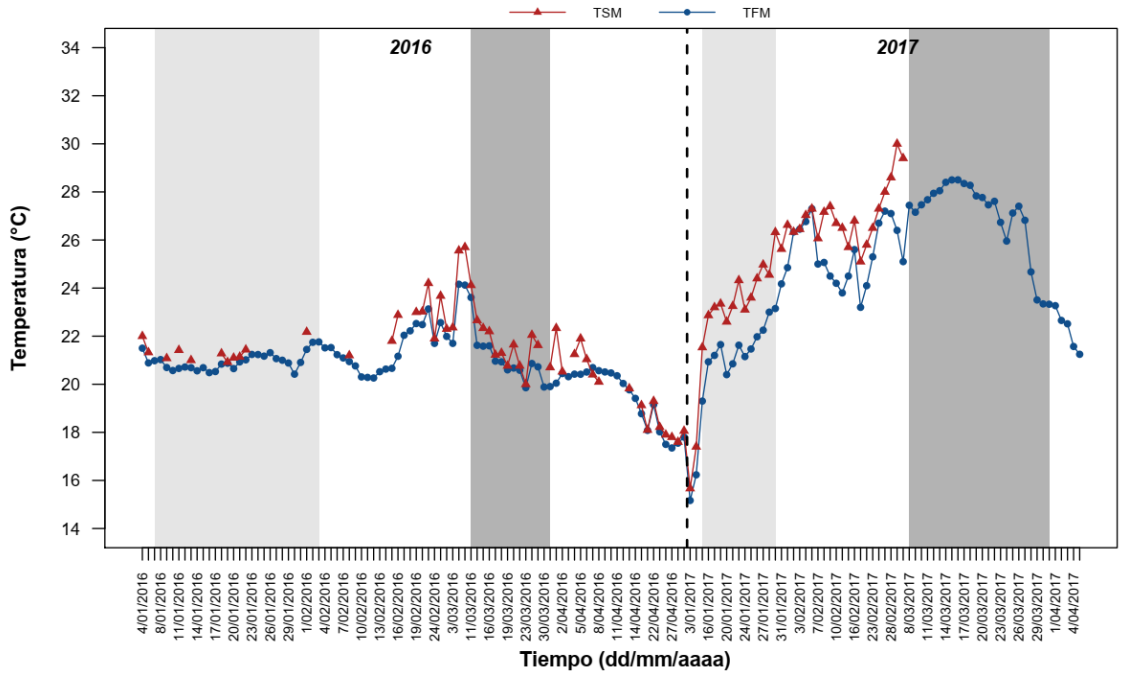

Figura 4. Temperatura superficial (TSM) y del fondo (TFM) promedio de la zona sur de la Bahía de Sechura desde enero hasta abril de los años 2016 y 2017. Las áreas en gris claro y oscuro indican las fechas de muestreo durante las temporadas consideradas de pre-lluvias y lluvias, respectivamente.

El oxígeno disuelto superficial (ODS) mostró una gran variación sin patrones claros desde el mes de enero hasta abril de los años 2016 y 2017. Los valores oscilaron desde los 1.6 mg/L hasta 10.55 mg/L durante todo el periodo de estudio. Durante el año 2016, se observaron picos de aumento de ODS entre inicios de febrero y mediados de marzo, llegando a un valor máximo de 9.68 mg/L; así también, se observaron picos de aumento entre finales de marzo e inicios de abril, donde se registra el máximo valor de ODS de 10.55 mg/L, seguido del menor valor registrado durante ese año de 1.6 mg/L, para finalmente volver a tener picos de aumento hasta finales de abril. Durante el 2017, también se observaron picos de aumento de ODS entre inicios de enero e inicios de

febrero, llegando a un valor máximo registrado de 9.65 mg/L, siguiendo el valor más bajo registrado durante ese año de 2.96 mg/L, para finalmente volver a presentar picos de aumento hasta inicios de marzo. No fue posible recopilar información sobre el ODS para el mes de abril del 2017. El oxígeno disuelto del fondo, en cambio, mostró una ligera disminución desde enero hasta inicios de abril en cada año, con valores que oscilaron entre los 0.08 mg/L y 4.28 mg/L. Durante el año 2016, se observaron picos de aumento desde fines de enero hasta mediados de marzo, registrando un valor máximo de 4.24 mg/L, que fueron disminuyendo hasta llegar a un mínimo valor de 0.72 mg/L, para finalmente presentar nuevamente picos de aumento hasta finales de abril, con un valor máximo registrado de 4.2 mg/L. En el 2017, se observaron valores extremos, con picos de aumento que fueron disminuyendo progresivamente desde enero hasta finales de febrero, en los cuales se registraron el valor más alto y bajo de oxígeno disuelto del fondo, siendo estos 4.28 mg/L y 0.08 mg/L, respectivamente. Los valores siguieron variando en gran medida hasta inicios de marzo. De la misma forma que para el ODS, no fue posible recopilar información del ODF para el mes de abril del 2017 **(Figura 5)**.

El ODS no mostró diferencias importantes entre temporadas de pre-lluvias y de lluvias de cada año, ni diferencias entre años. En cambio, los fondos se mostraron significativamente más oxigenados durante la temporada de pre-Lluvias 2016 (mediana de 2.7 mg/L) a comparación de las temporadas de lluvias 2016 (mediana de 1.77 mg/L) y pre-Lluvias 2017 (mediana de 1.68 mg/L) **(Tabla 3)**.

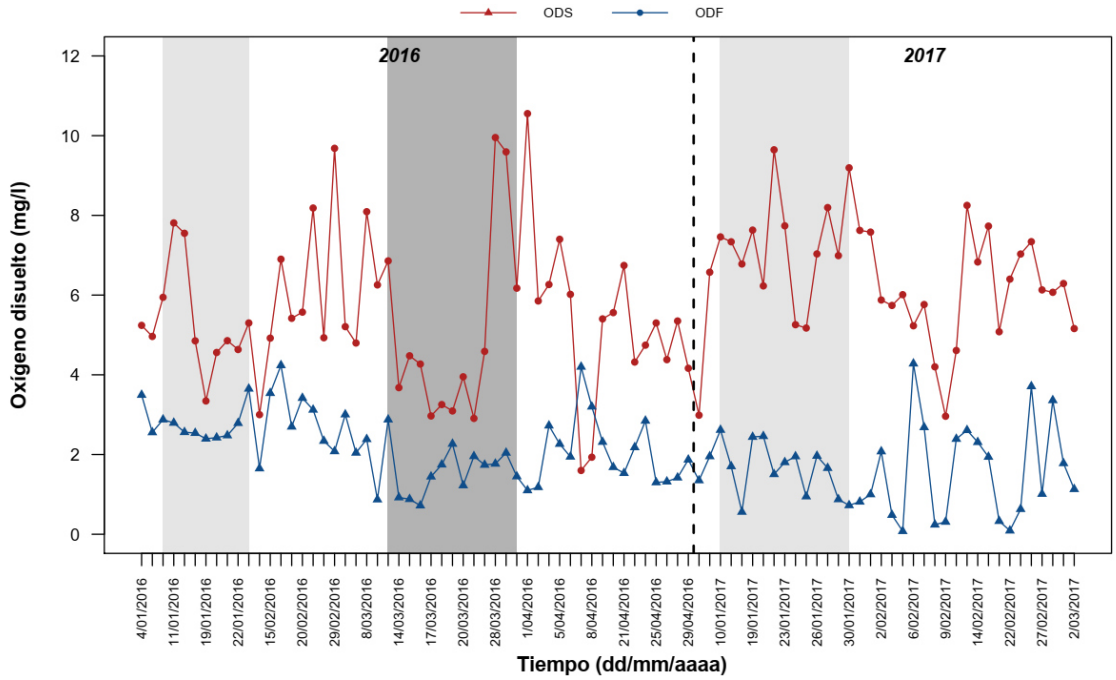

Figura 5. ***Oxígeno disuelto de superficie (ODS) y de fondo (ODF) promedio de la zona sur de la Bahía de Sechura desde enero hasta abril de los años 2016 y 2017. Las áreas en gris claro y oscuro indican las fechas de muestreo durante las temporadas consideradas de pre-lluvias y lluvias, respectivamente.***

El caudal del río Piura osciló desde los 0 m^3/s hasta los 2754.5 m^3/s desde enero hasta abril de los años 2016 y 2017, mientras que la precipitación, entre 0 mm y 70.3 mm. Durante el 2016, se presentaron dos picos de aumento de caudal entre inicios y finales de marzo, y entre inicios y mediados de abril, con valores máximos registrados de 555.71 m^3/s y 175.25 m^3/s, respectivamente. Sin embargo, este mismo año fue en general sin precipitaciones en la provincia de Sechura, registrandose eventos aislados de entre 0.3 y 2.15 mm. Durante el 2017, luego de un periodo sin caudal desde enero hasta inicios de febrero, se observaron varios picos de aumento hasta finales de abril, con un valor máximo registrado de 2754.5 m^3/s. Este hecho fue acompañado de una mayor frecuencia de precipitaciones desde inicios de marzo hasta inicios de abril, registrándose un valor máximo de 70.3 mm **(Figura 6)**. Tanto el caudal del río Piura como la precipitación se presentaron significativamente mayores en la temporada de Lluvias 2017 a comparación de las demás temporadas, con una mediana de 821.33 m^3/s para el caudal y precipitación acumulada de 307.8 mm **(Tabla 3)**.

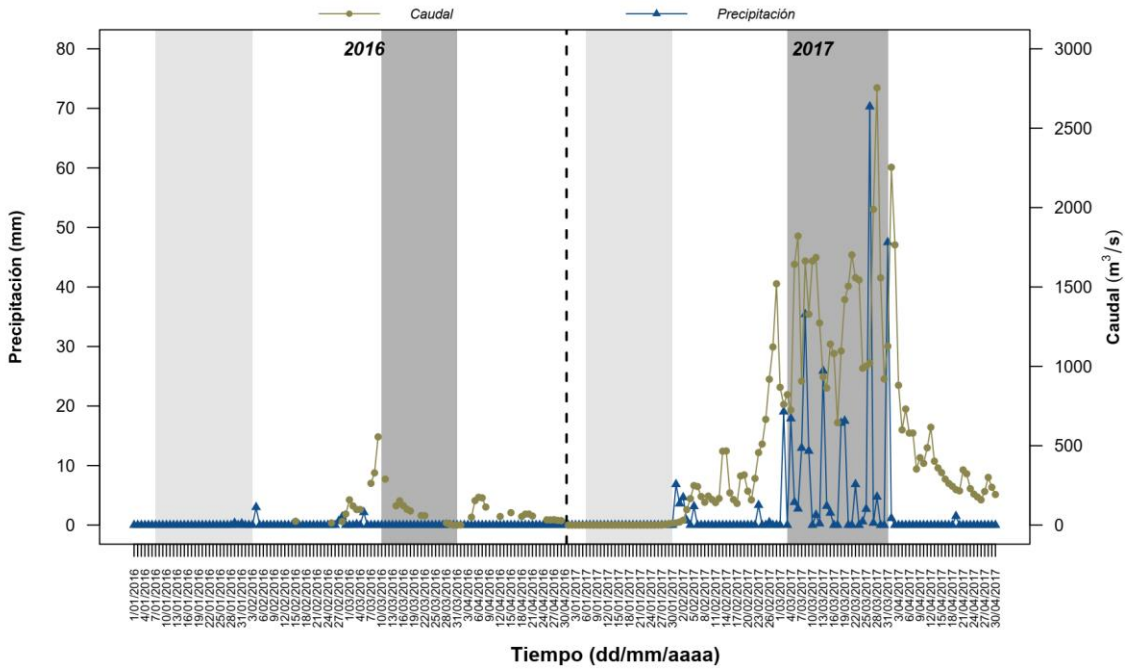

Figura 6. ***Caudal del río Piura evaluado en la estación Sanchez Cerro y precipitación en Sechura evaluado en la estación CHUSIS desde enero hasta abril de los años 2016 y 2017. Las áreas en gris claro y oscuro indican las fechas de muestreo durante las temporadas consideradas de pre-lluvias y lluvias, respectivamente.***

El Índice Costero El Niño (ICEN) mostró diferentes escenarios de eventos cálidos desde enero de 2015 hasta diciembre de 2017. Este índice, asociado a anomalías de la temperatura en la región 1+2, mostró la incidencia de un periodo cálido que fue disminuyendo en intensidad durante el periodo de estudio del 2016, siendo este periodo catalogado como un “Niño Fuerte” en la región costera del Perú. Por otra parte, durante el periodo de estudio del 2017, el ICEN evidenció una incidencia de un periodo cálido débil, que llegó a ser catalogado como “Niño Moderado” en la región costera del Perú, y **(Figura 7)**.

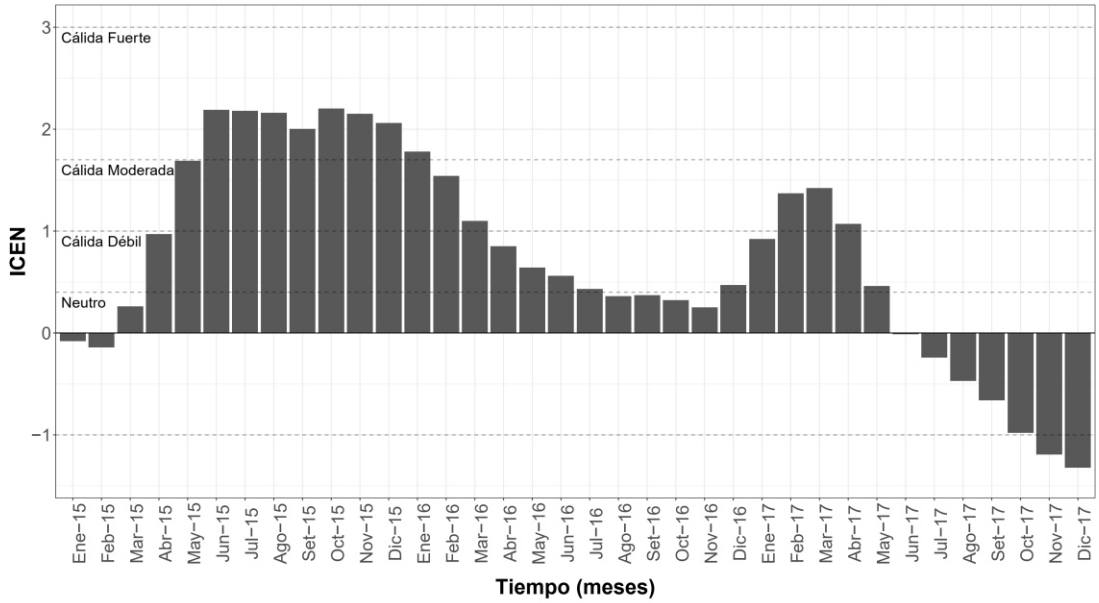

Figura 7. Variación del Índice Costero El Niño (ICEN) desde enero de 2015 hasta diciembre de 2017. Fuente: IGP.

Tabla 3. Resumen de estadísticos descriptivos de las variables ambientales (Mediana, mínimo y máximo) por temporada en la Bahía de Sechura, medidas durante el verano de los años 2016 y 2017. Letras diferentes indican diferencias significativas para cada variable ambiental (p<0.025 luego de la corrección de Holm) con a > b > c > d.

	Pre-Lluvias 2016				Lluvias 2016				Pre-Lluvias 2017				Lluvias 2017			
	n	Mediana	Mín.	Máx.	N	Mediana	Mín.	Máx.	n	Mediana	Mín.	Máx.	n	Mediana	Mín.	Máx.
TSM (ºC)	19	21.44^{b}	20.92	24.20	34	21.04^{b}	17.60	25.70	33	25.75^{a}	15.67	28.60	2	29.70^{a}	29.40	30.00
TFM (ºC)	50	20.96^{c}	20.26	23.13	34	20.46^{d}	17.35	24.16	40	23.95^{b}	15.17	27.30	31	27.15^{a}	21.25	28.50
ODS (mg/L)	19	5.24^{ab}	3.00	9.68	34	5.21^{b}	1.60	10.55	33	6.68^{a}	2.96	9.65	2	5.73^{ab}	5.16	6.29
ODF (mg/L)	19	2.70^{a}	1.65	4.24	34	1.77^{b}	0.72	4.20	33	1.68^{b}	0.08	4.28	2	1.46^{ab}	1.13	1.78
Caudal (m^3/s)	4	23.23^{b}	13.58	69.81	59	73.91^{b}	0.00	555.71	36	11.92^{b}	0.00	1520.29	61	821.33^{a}	158.88	2754.50
Precipitación acumulada (mm)	60	5.65^{a}	0.00*	3.00*	59	2.30^{a}	0.00*	2.15*	61	22.80^{a}	0.00*	6.85*	61	307.80^{b}	0.00*	70.30*

(*) basado solo en los valores de precipitación por temporada (mm).

6.2. Composición isotópica de la comunidad

La red trófica bentónica de Bahía de Sechura mostró una estructura típica en general, donde los recursos basales constituyen los primeros niveles, mientras que los consumidores van escalando en los niveles tróficos dependiendo de su tipo de alimentación: filtrador (*Argopecten purpuratus*), pastoreador (*Tegula* sp.), detritívoro bentónico (*Cycloxanthops sexdecimdentatus*), caracol predador (*Bursa ventricosa* y *Cymatium* sp.), cangrejo predador / oportunista (*Hepatus chilensis* y *Romaleon setosum*) y carnívoro tope (*Octopus mimus y Squilla* sp.) **(Figura 8)**. Los valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ de los recursos basales fueron, en general, menores a los presentados por los consumidores durante todo el periodo de muestreo de los años 2016 y 2017, excepto por los de $\delta^{13}C$ del sedimento. Los consumidores presentaron poco crecimiento de $\delta^{13}C$ a través de la red trófica, a comparación del $\delta^{15}N$ que tuvo un crecimiento de acuerdo al patrón de tipo de alimentación mencionado arriba. Sin embargo, el caracol predador *Cymatium* sp., mostró valores de $\delta^{15}N$ menores a lo esperado por su tipo de alimentación a comparación de *C. sexdecimdentatus* durante todos los periodos de muestreo **(Figura 8).**

6.2.1. Recursos basales

Los valores isotópicos de los recursos basales oscilaron entre -28.03‰ y 0.62‰ para el $\delta^{13}C$, y entre -1.96‰ y 6.1‰ para el $\delta^{15}N$, respectivamente, para todo el periodo de estudio **(ver Anexo 1)**. Tanto los valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ agrupados entre temporadas de pre-lluvias (2016 y 2017) y lluvias (2016 y 2017) no presentaron diferencias significativas al ser comparados, aunque el $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ fueron ligeramente más altos durante la temporada de lluvias. La dispersión de los valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ fue menor durante la temporada de lluvias **(Figura 9)**. Al comparar las temporadas (pre-lluvias vs. lluvias) para cada año, se encontró diferencias significativas en los valores de $\delta^{15}N$ durante el 2016, teniendo la temporada de lluvias los valores más altos. En contraste a

lo observado anteriormente, la dispersión de valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ se mostró mayor durante las temporadas de lluvias de cada año **(Figura 10)**.

Al observar todas las temporadas y años, se evidenció una mayor dispersión de valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ en las temporadas de lluvias 2017 y lluvias 2016, respectivamente. Asimismo, las medianas de $\delta^{13}C$ en las temporadas de lluvias estuvieron por debajo de la mediana global para ambos años **(Figura 11A)**, siendo ligeramente menores a la de lluvias en la MOP_{marina} y en *C. filiformis* **(Figura 12 C e I)**, y significativamente menores en el seston y la $MOP_{estuarina}$ **(Figura 12 A y E)**. Los valores de $\delta^{13}C$ del sedimento fueron los más altos de los recursos basales durante todas las temporadas **(Figura 12G)**.

En cuanto al $\delta^{15}N$, se mostró más alto durante la temporada de pre-lluvias 2016 a comparación de las demás temporadas **(Figura 11B)**, mostrando la $MOP_{estuarina}$ y MOP_{marina} el mismo patrón **(Figura 12 D y F)**. Con respecto a los demás recursos, los valores de $\delta^{15}N$ se presentaron muy variables entre temporadas, siendo en el seston significativamente menor en las temporadas de pre-lluvias a comparación de la de lluvias, con la temporada de pre-lluvias 2017 registrando los menores valores (mediana de 3.93‰) **(Figura 12B)**. En contraste, los valores de $\delta^{15}N$ del sedimento y de *C. filiformis* se mostraron mayores en las temporadas de pre-lluvias a comparación de las de lluvias, siendo los de *C. filiformis* los más bajos de entre todos los recursos basales (mediana de 0.26‰) **(Figura 12H y J)**.

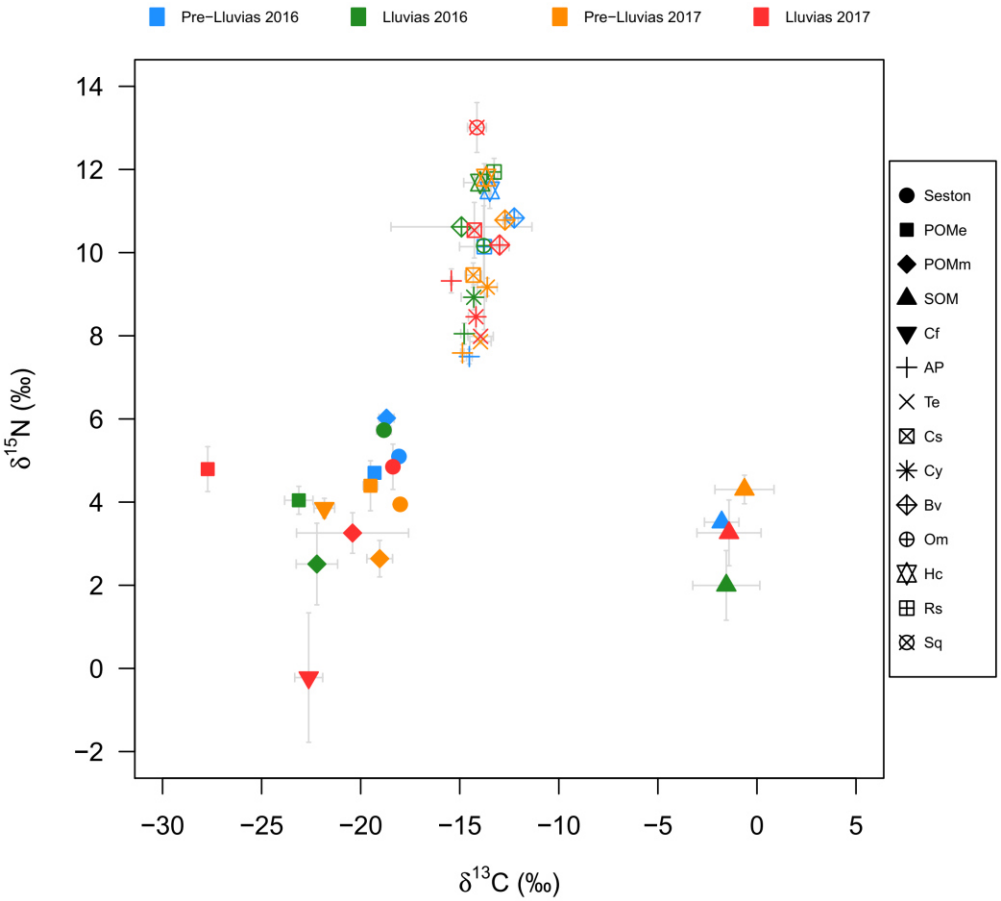

Figura 8. Biplot de los valores medios de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ de los recursos basales y consumidores por temporada. MOPe: materia orgánica particulada estuarina, MOPm: materia orgánica particulada marina, SOM: sedimento, Cf: *Caulerpa filiformis*, AP: *Argopecten purpuratus*, Te: *Tegula sp.*, Cs: *Cycloxanthops sexcedimentatus*, Cy: *Cymatium sp.*, Bv: *Bursa ventricosa*, Om: *Octopus mimus*, Hc: *Hepatus chilensis*, Rs: *Romaleon setosum*, Sq: *Squilla sp.*

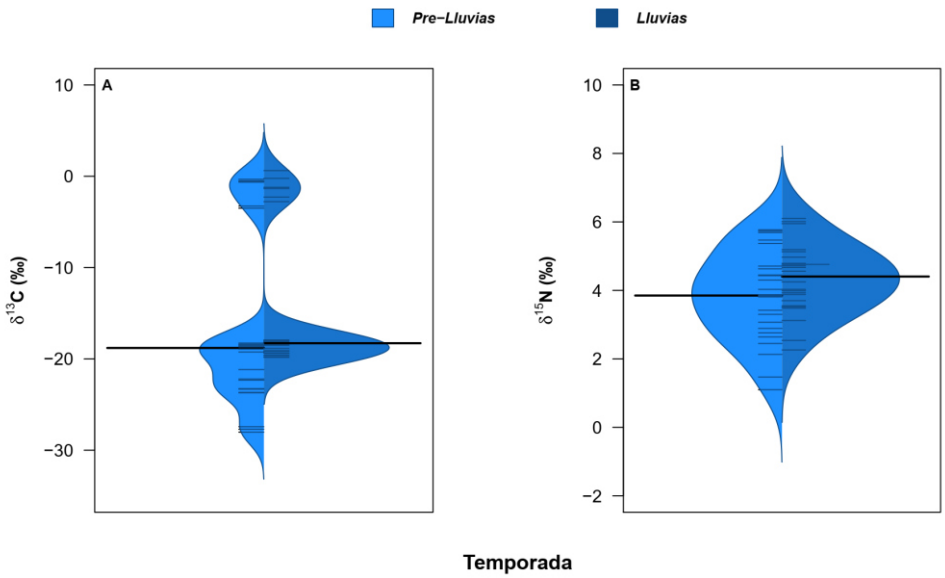

Figura 9. Beanplots de los valores de $\delta^{13}C$ (A) y $\delta^{15}N$ (B) de los recursos basales comparables agrupados por temporadas de pre-lluvias y lluvias. Las líneas negras mayores indican la mediana para cada temporada y las líneas pequeñas azules indican cada valor de registro.

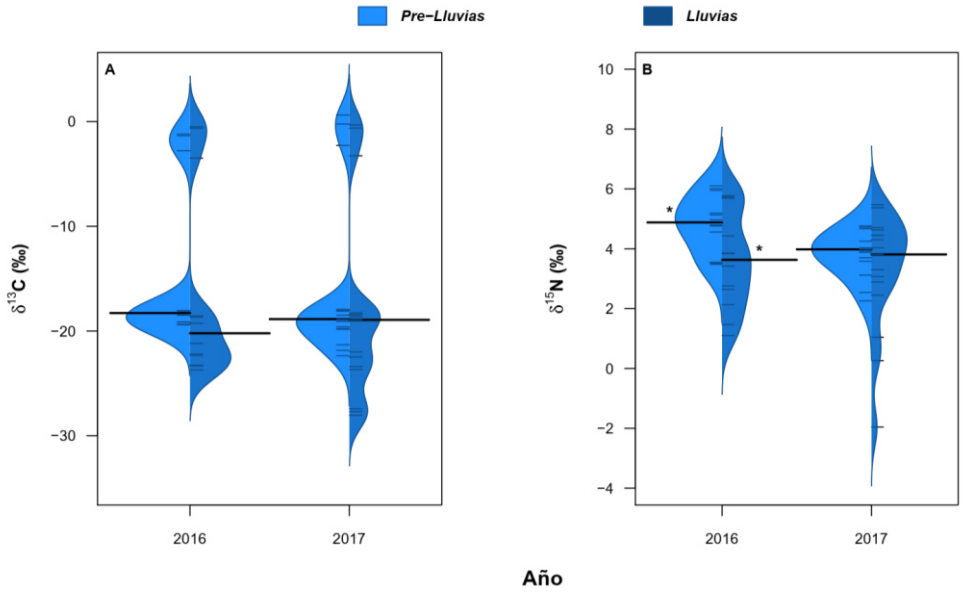

Figura 10. Beanplots de valores de $\delta^{13}C$ (A) y $\delta^{15}N$ (B) de los recursos basales agrupados por año y temporada. Las líneas negras mayores indican la mediana para cada temporada y las líneas pequeñas indican cada registro valor de registro. El asterisco indica diferencias entre temporadas por año ($p < 0.005$).

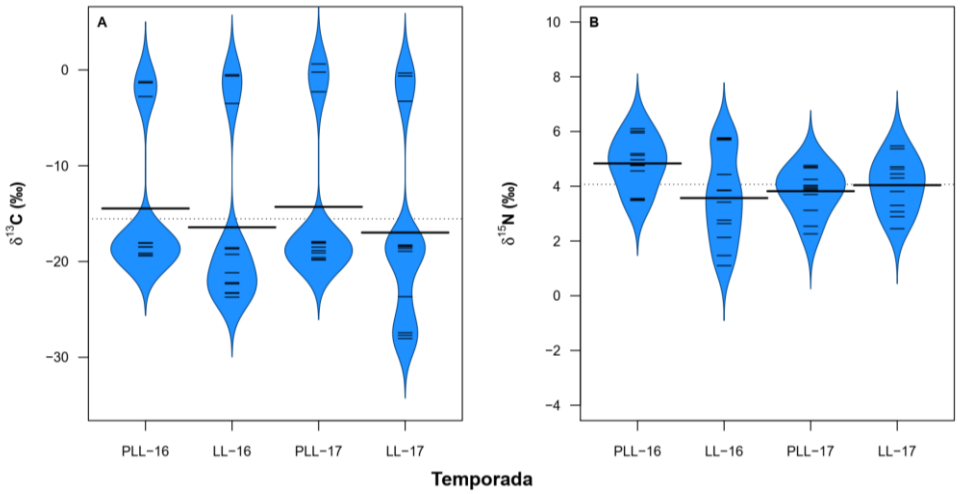

Figura 11. Beanplots de valores de $\delta^{13}C$ (A) y $\delta^{15}N$ (B) de los recursos basales comparables para cada temporada de pre-lluvias (PLL) y lluvias (LL) de los años 2016 y 2017. La línea discontinua indica la mediana global. Las líneas negras mayores indican las medianas para cada temporada.

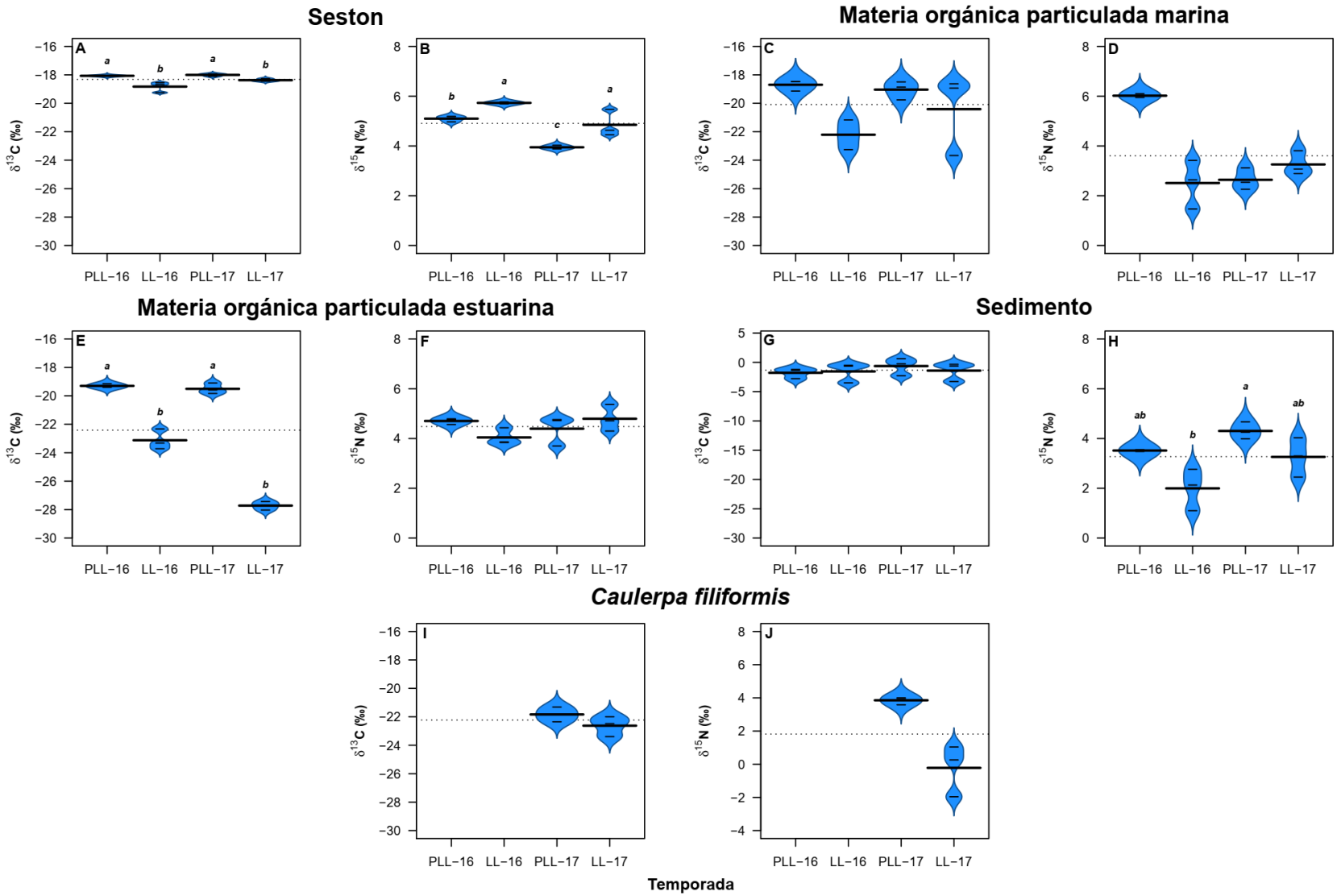

Figura 12. Beanplots de valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ de los recursos basales colectados por temporada. La línea discontinua indica la mediana global. Las líneas negras mayores indican las medianas para cada temporada.

6.2.2. Consumidores

Los valores de $\delta^{13}C$ de los consumidores oscilaron entre -19.02‰ y -12.04‰, con una mediana global de -14.04‰; mientras que los valores de $\delta^{15}N$, entre 7.32‰ y 13.62‰, con una mediana global de 9.88‰, para todo el periodo de estudio (ver Anexo 1).

Para el caso de la comparación de valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ agrupados entre temporadas de pre-lluvias (2016 y 2017) y lluvias (2016 y 2017), se usaron las composiciones isotópicas de *A. purpuratus* y *B. ventricosa* debido a su presencia en todas las temporadas. No se evidenciaron diferencias significativas, aunque el $\delta^{13}C$ fue ligeramente más alto durante la temporada de lluvias, y el $\delta^{15}N$, durante la de pre-lluvias. Asimismo, la dispersión de valores debido al tipo de alimentación fue más evidente durante la temporada de lluvias **(Figura 13 A y B)**. Al comparar las temporadas (pre-lluvias vs. lluvias) para cada año, no se encontraron diferencias significativas tanto en los valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$, aunque los valores de $\delta^{15}N$ fueron ligeramente mayores durante las temporadas de lluvias de cada año, contrario a lo observado anteriormente **(Figura 13B)**. Una mayor dispersión de valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ se observó, sin embargo, durante las temporadas de pre-lluvias de cada año **(Figura 14 A y B)**.

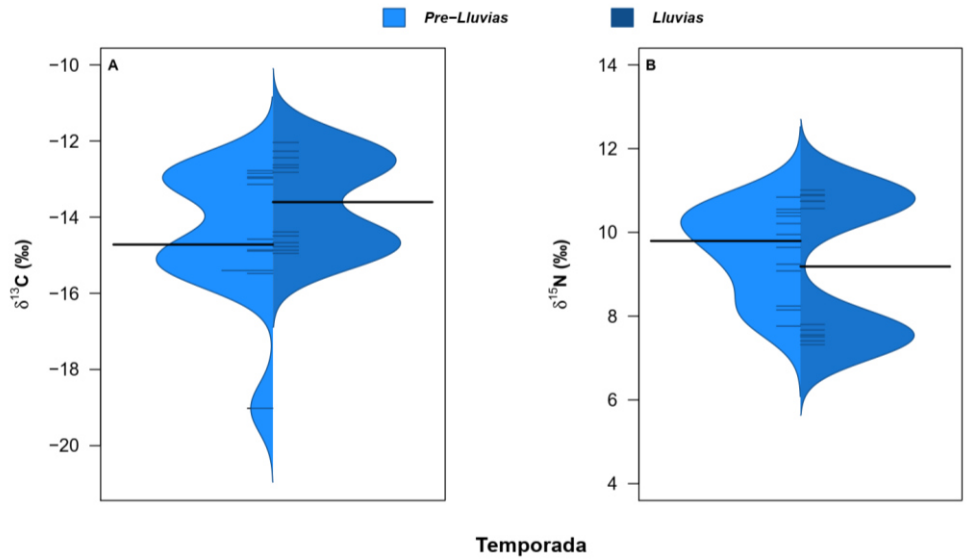

Figura 13. Beanplots de valores de $\delta^{13}C$ (A) y $\delta^{15}N$ (B) de los consumidores comparables agrupados por temporada. Las líneas negras mayores indican las medianas por temporada. Las líneas pequeñas azules indican cada registro de información.

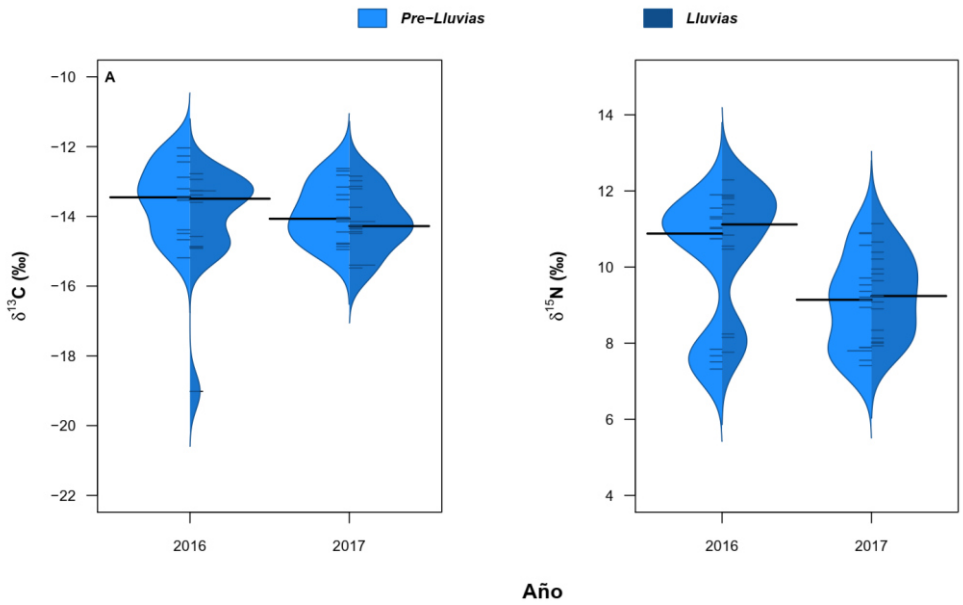

Figura 14. Beanplots de valores de $\delta^{13}C$ (A) y $\delta^{15}N$ (B) de los consumidores comparables agrupados por año y temporada. Las líneas mayores negras indican la mediana para cada temporada, y las líneas azules menores indican cada registro de información.

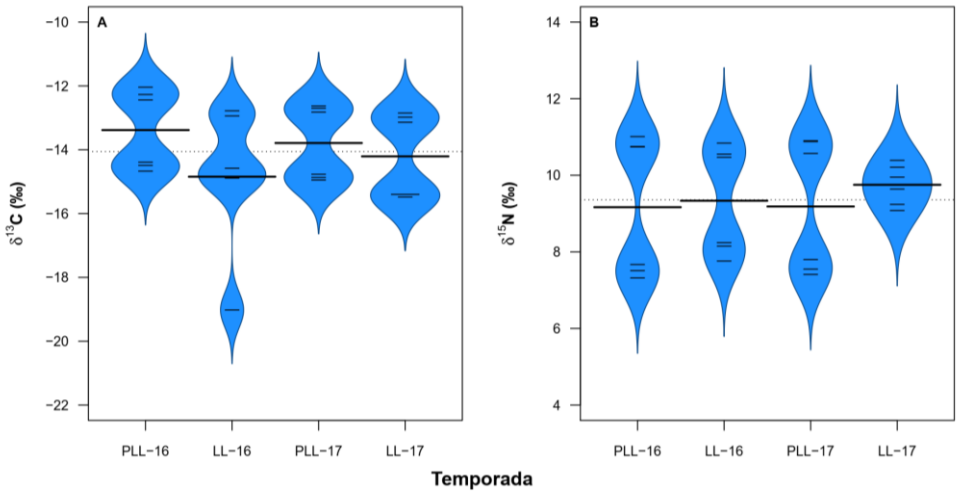

Figura 15. Beanplots de valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ de los consumidores comparables para cada temporada de pre-lluvias (PLL) y lluvias (LL) de los años 2016 y 2017. La línea discontinua indica la mediana global. Las líneas negras mayores indican las medianas para cada temporada.

Al observar todas las temporadas y años, se evidenció una gran dispersión de valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ en todas, excepto en el de lluvias 2017 **(Figura 15B)**, debido al tipo de alimentación de los organismos agrupados **(Figura 15 A y B)**. Para el caso del $\delta^{13}C$ en los consumidores, tanto *A. purpuratus*, *B. ventricosa*, *Cymatium sp.* y *H. chilensis* presentaron valores más bajos durante las temporadas de lluvias a comparación de la de pre-lluvias para cada año **(Figura 16 A, G, I, K)**, siendo significativamente menores para *B. ventricosa* durante el 2016. En contraste, las demás especies presentaron

aparentemente mayores valores de $\delta^{13}C$ durante las temporadas de pre-lluvias, aunque sin diferencias significativas evidentes **(Figura 16 C, E, M)**. Para el caso del $\delta^{15}N$, tanto los consumidores primarios como los cangrejos predadores mostraron valores más bajos durante las temporadas de pre-lluvias a comparación de la de lluvias para cada año **(Figura 16 B, D, F, L, N)**, siendo significativamente menor para *A. purpuratus* durante el 2017 **(Figura 16 B)**. Los gasterópodos predadores, en cambio, mostraron una situación contraria **(Figura 16 H, J)**.

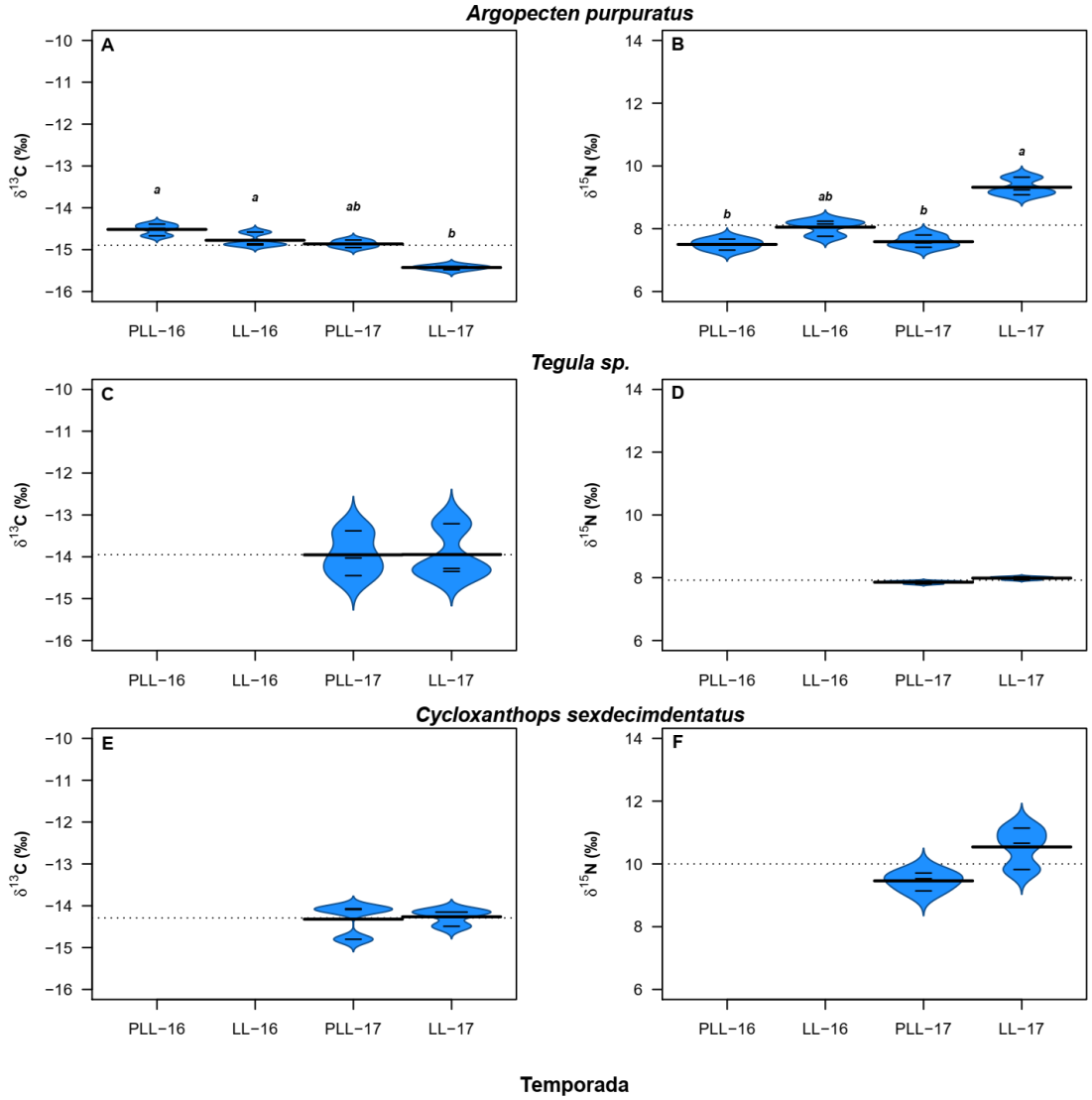

Figura 16. Beanplots de los valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ de los grupos funcionales de alimentación por temporada de pre-lluvias (PLL) y lluvias (LL) para cada uno de los años 2016 y 2017. La línea discontinua indica la mediana global. Las líneas negras mayores indican las medianas para cada temporada.

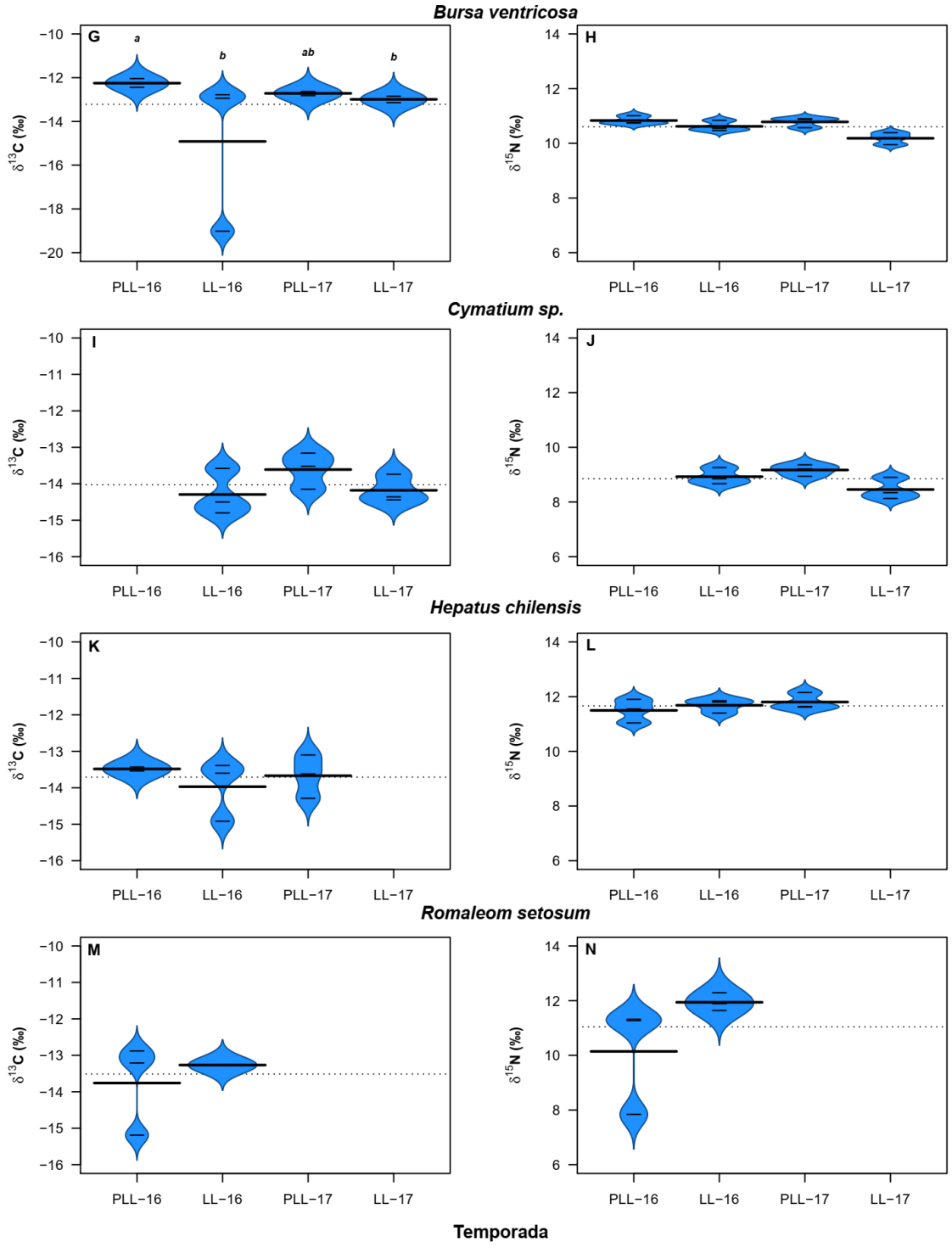

Figura 16. Continuación. Beanplots de los valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ de los grupos funcionales de alimentación por temporada de pre-lluvias (PLL) y lluvias (LL) para cada uno de los años 2016 y 2017. La línea discontinua indica la mediana global. Las líneas negras mayores indican las medianas para cada temporada

6.3. Contribución trófica potencial a los consumidores

Basados en el modelo de mezcla bayesiano, se obtuvieron las estimaciones de la contribución de diferentes recursos basales e ítems alimenticios a la dieta asimilada de los consumidores colectados para cada temporada y año. Además, se realizaron comparaciones en especies seleccionadas debido a su posición trófica e información disponible durante los años.

6.3.1. Temporadas

Pre-lluvias 2016

Durante esta temporada y con las especies disponibles, el modelo de mezcla mostró que la $MOP_{estuarina}$ contribuyó más a la dieta de la concha de abanico que los demás recursos basales. Además, la concha de abanico evidenció ser el ítem alimenticio que más contribuye (+60%) en la dieta de los cangrejos predadores *H. chilensis* y *R. setosum*, a comparación que *B. ventricosa* y la fracción orgánica del sedimento. No fue posible determinar la contribución de la concha de abanico hacia la dieta de *B. ventricosa* debido a que no hubo otra fuente de alimento para comparar **(Figura 17)**.

Lluvias 2016

El modelo de mezcla mostró una mayor contribución del seston a la dieta de la concha de abanico a comparación de los demás recursos basales. En cuanto a los consumidores, tanto la concha de abanico como el caracol peludo *Cymatium* sp. se mostraron como ítems de importancia (>30%) para los cangrejos predadores *H. chilensis* y *R. setosum*. Para el pulpo *O. mimus*, la concha de abanico fue el recurso de mayor contribución (26.9%) a su dieta. Finalmente, no fue posible determinar la contribución de este bivalvo en la dieta de *B. ventricosa* y *Cymatium* sp. debido a que era el único ítem alimenticio disponible **(Figura 17)**.

Pre-lluvias 2017

Dentro de los recursos basales, el seston y el alga *Caulerpa filiformis* (en forma de fitodetrito) fueron las fuentes que contribuyeron en mayor medida a la dieta de concha de abanico, con un aporte de 30% en la dieta. En el caso de los detritívoros y los pastoreadores, este fue de 65%, y 63%, respectivamente. Por otra parte, los gastrópodos carnívoros poseen un ligero mayor aporte de *Tegula sp.* en su dieta, a comparación de *A. purpuratus* (41% y 35%, respectivamente). Finalmente, el cangrejo *H. chilensis* mostró tener una mayor contribución de concha de abanico a su dieta, a comparación de las demás presas en estudio **(Figura 18)**.

Lluvias 2017

Durante esta temporada y al igual que durante la de pre-lluvias 2017, el seston resultó ser el mayor aportante a la dieta de la concha de abanico, mientras que *C. filiformis* para los detritívoros y pastoreadores. En cuanto a los consumidores, el caracol *Tegula* sp. mostró contribuir en un 43.3% a la dieta de los gasterópodos carnívoros, siendo un mayor aportante a comparación de la concha de abanico (28.1%). Un predador como *Squilla* sp., en contraste, mostró tener un mayor aporte de concha de abanico a su dieta **(Figura 18)**.

6.3.2. Especies comparables

"Concha de abanico" *Argopecten purpuratus*

La importancia media de cada recurso basal varió entre 29.4 y 38.6 %, donde el seston constituyó, en general, el recurso de mayor importancia para la concha de abanico *A. purpuratus* durante el presente estudio (media global de 38.0%). Además, las contribuciones dietarias del seston y $MOP_{estuarina}$ en *A. purpuratus* fueron mayores en el 2016 a comparación del 2017 **(ver Anexo 2)**.

Durante el 2016, la $MOP_{estuarina}$ aumentó ligeramente su contribución dietaria durante las lluvias (+3%), supliendo a la MOP_{marina} (-3%), mientras que la contribución del seston se mantuvo constante. Durante el 2017, en cambio, las variaciones temporales fueron mínimas (±4.3% aproximadamente), donde tanto el seston como la $MOP_{estuarina}$ aumentaron en proporción, reemplazando a la MOP_{marina} en la dieta de *A. purpuratus* durante la temporada de lluvias **(Figura 19)**.

"Caracol rosado" *Bursa ventricosa* y "Caracol peludo" *Cymatium sp.*

Para el caso de los gasterópodos predadores *Bursa ventricosa* y *Cymatium* sp., la importancia media de cada ítem alimenticio varió entre 21.3 y 50.5 %, donde *Tegula sp.* constituyo el ítem de mayor importancia alimenticia para ambos caracoles durante el 2017 (media global de 47.2 y 36.5%, respectivamente), aumentando ligeramente su contribución en 6.7 y 0.1%, respectivamente, durante las lluvias. La concha de abanico, en cambio, fue el segundo ítem con mayor contribución para ambos caracoles que, sin embargo, disminuyó su contribución durante las lluvias, siendo más evidente en el caracol rosado (-12.3%). Finalmente, el cangrejo *C. sexdecimdentatus* tuvo la menor contribución a la dieta de ambas especies, aumentando ligeramente esa contribución durante las lluvias (+4.2% aproximadamente) **(Figura 20 y Figura 21)**.

"Cangrejo carroñero" *Hepatus chilensis* y "Cangrejo peludo" *Romaleon setosum*

En los cangrejos predadores/alimentadores de depósito *H. chilensis* y *R. setosum*, la contribución de ítems varió entre 25.1 y 74.9 %, siendo concha de abanico el ítem alimenticio que más contribuyó en la proporción dietaria de ambos cangrejos (media global de 72.5 y 71.1%, respectivamente) durante el 2016. Además, la contribución de concha de abanico en la dieta de ambos cangrejos aumentó ligeramente, de 4.8 y 1%, respectivamente durante las lluvias para **(Figura 22 y Figura 23)**.

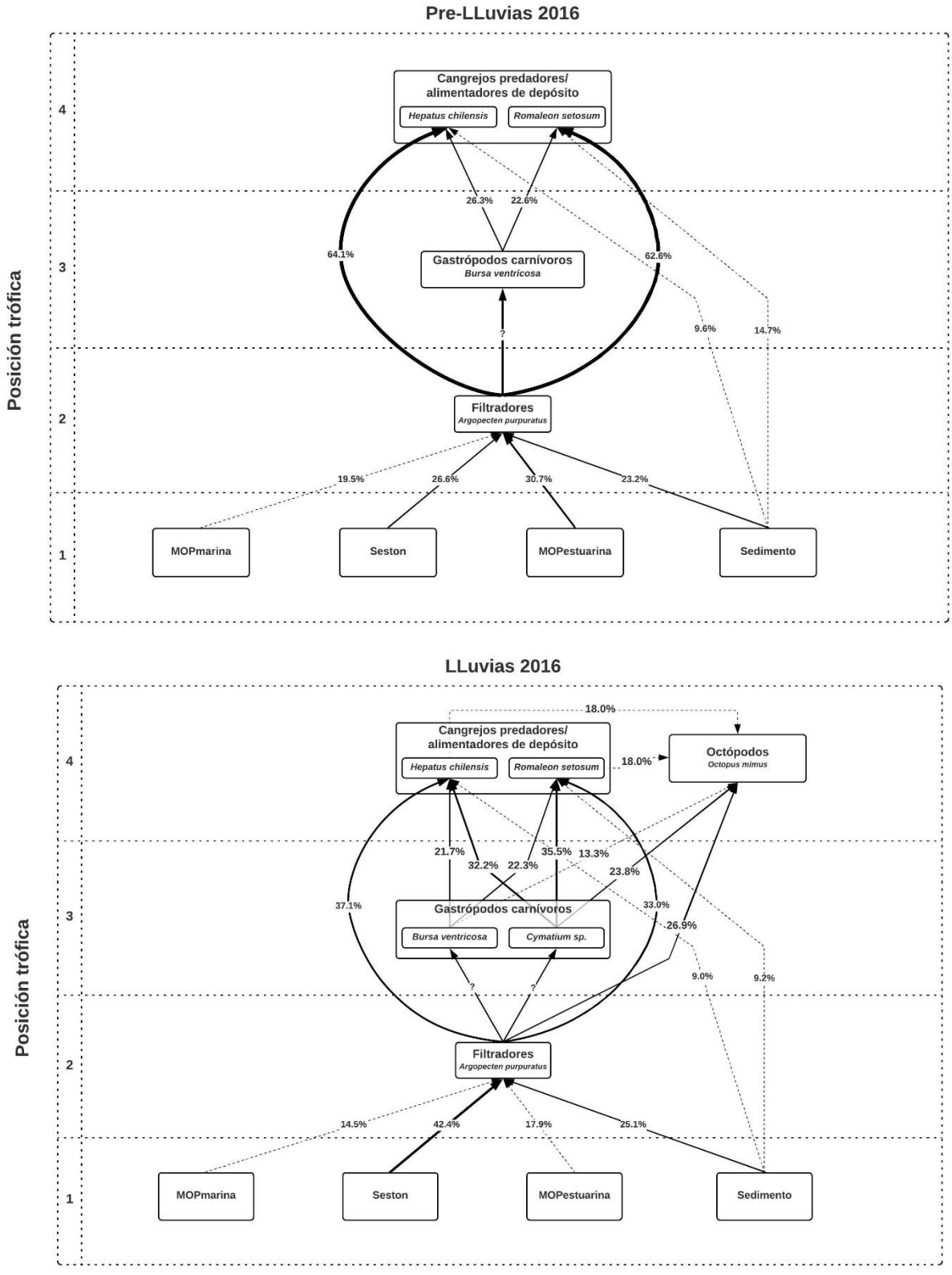

Figura 17. Representación gráfica de las vías tróficas desde los recursos basales hasta los depredadores tope durante las temporadas del 2016 (Pre-lluvias en la parte superior; Lluvias en la parte inferior). El sedimento se refiere a la fracción orgánica del mismo. MOP: Materia orgánica particulada. El grosor de las flechas refleja la mayor contribución a la dieta.

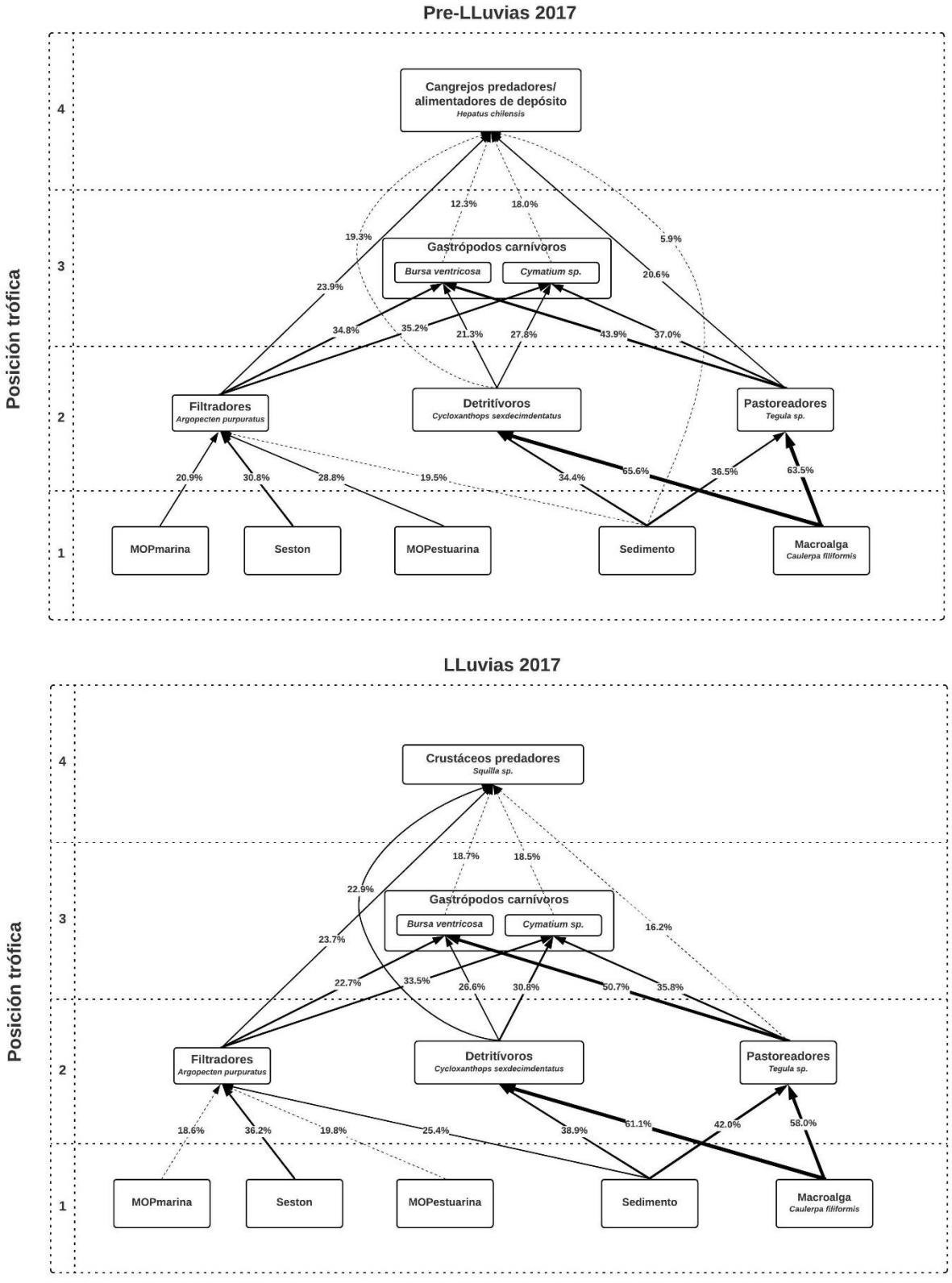

Figura 18. Representación gráfica de las vías tróficas desde los recursos basales hasta los depredadores tope durante las temporadas del 2017 (Pre-lluvias en la parte superior; Lluvias en la parte inferior). El sedimento se refiere a la fracción orgánica del mismo. MOP: Materia orgánica particulada. El grosor de las flechas refleja la mayor contribución a la dieta.

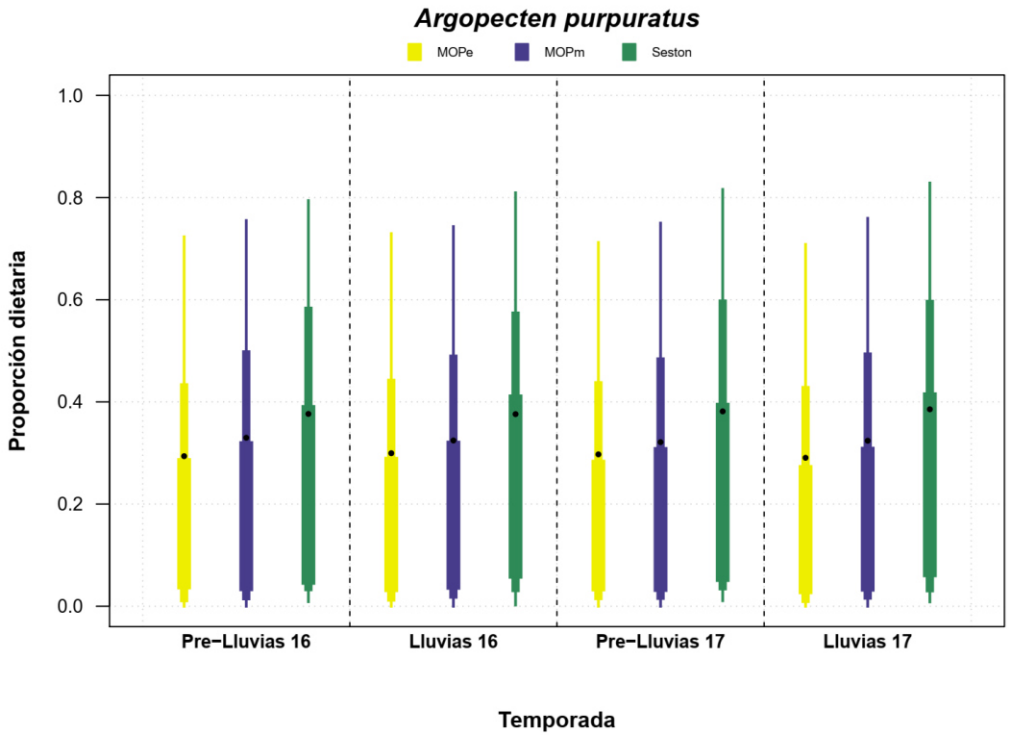

Figura 19. Estimación de la contribución potencial de recursos basales (%) a la dieta de la concha de abanico *Argopecten purpuratus*, realizada para la temporada de pre-lluvias y lluvias del 2016 y 2017. MOPe: materia orgánica particulada estuarina, MOPm: materia orgánica particulada marina. Las barras indican los intervalos de confianza al 50%, 75% y 95% desde los más angostos hasta los más amplios, respectivamente.

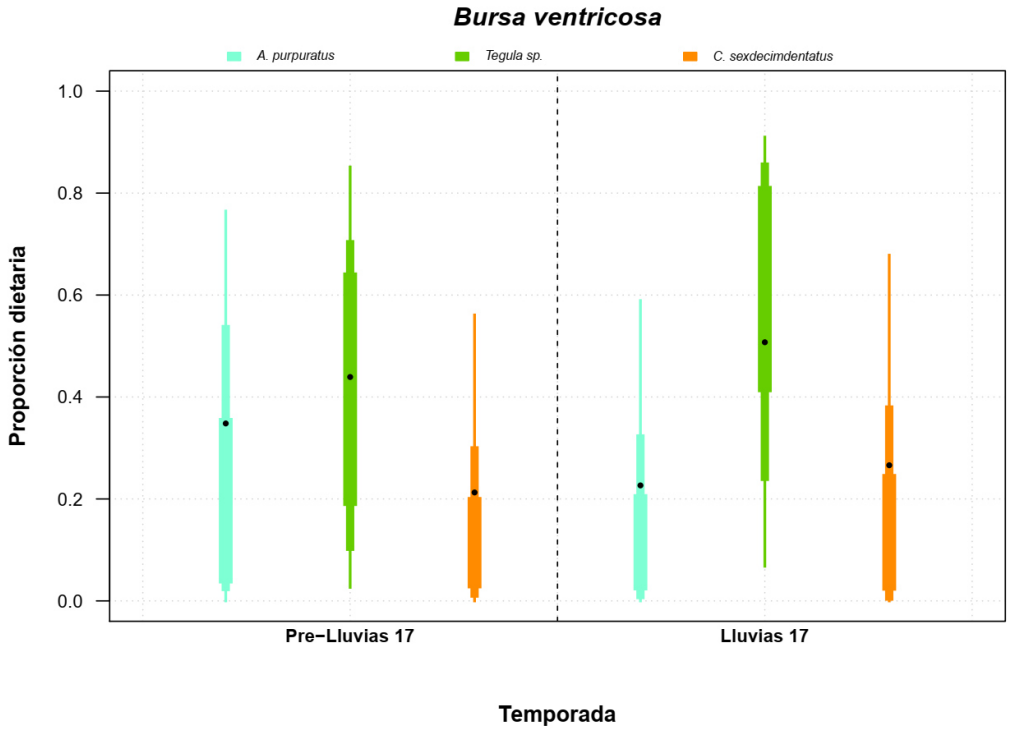

Figura 20. Estimación de la contribución potencial de recursos basales (%) a la dieta del caracol rosado *Bursa ventricosa*, realizada para la temporada de pre-lluvias y lluvias del 2017. Las barras indican los intervalos de confianza al 50%, 75% y 95% desde los más angostos hasta los más amplios, respectivamente.

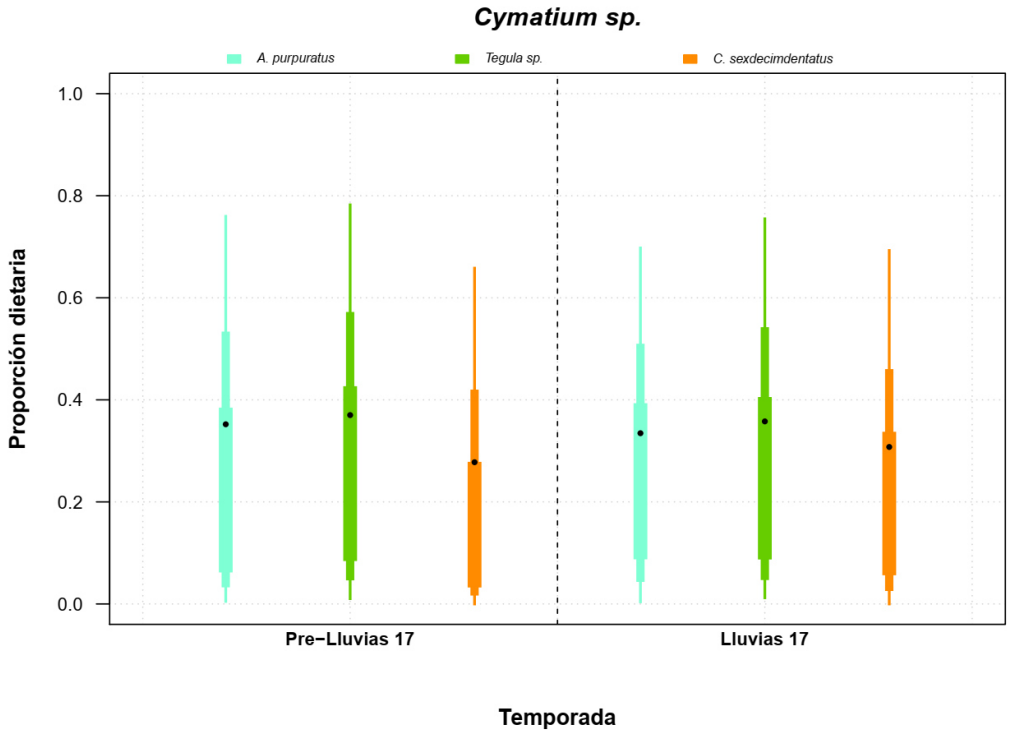

Figura 21. Estimación de la contribución potencial de ítems alimenticios (%) a la dieta del caracol peludo *Cymatium sp*., realizada para la temporada de pre-lluvias y lluvias del 2017. Las barras indican los intervalos de confianza al 50%, 75% y 95% desde los más angostos hasta los más amplios, respectivamente.

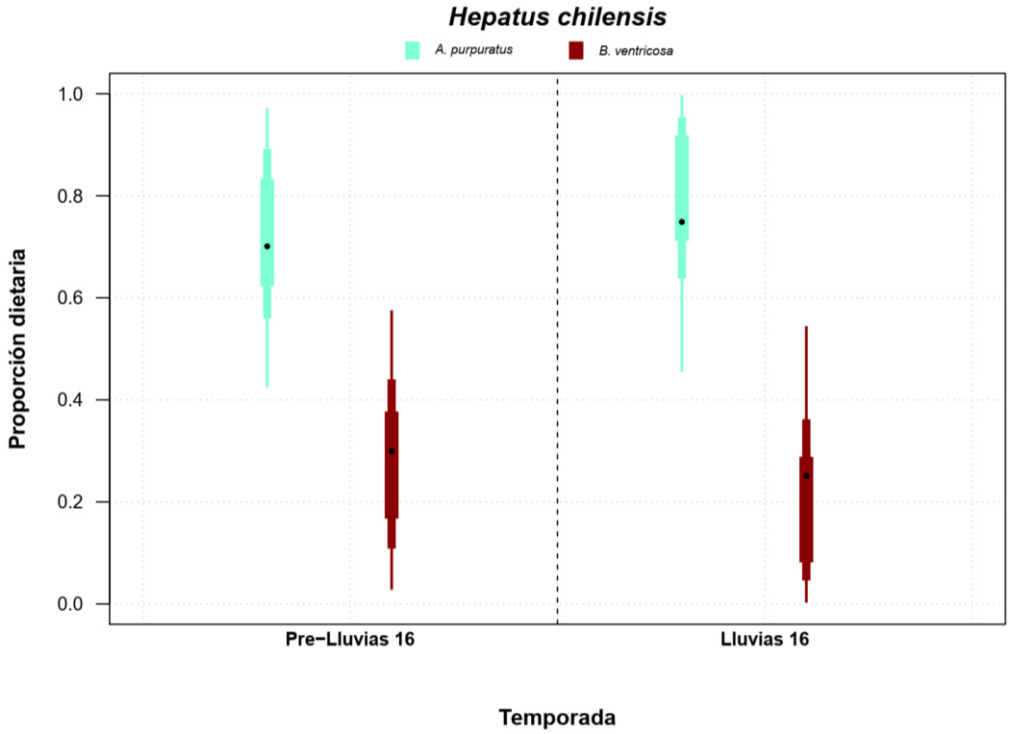

Figura 22. Estimación de la contribución potencial de ítems alimenticios (%) a la dieta del cangrejo carroñero *Hepatus chilensis*, realizada para la temporada de pre-lluvias y lluvias del 2016. Las barras indican los intervalos de confianza al 50%, 75% y 95% desde los más angostos hasta los más amplios, respectivamente.

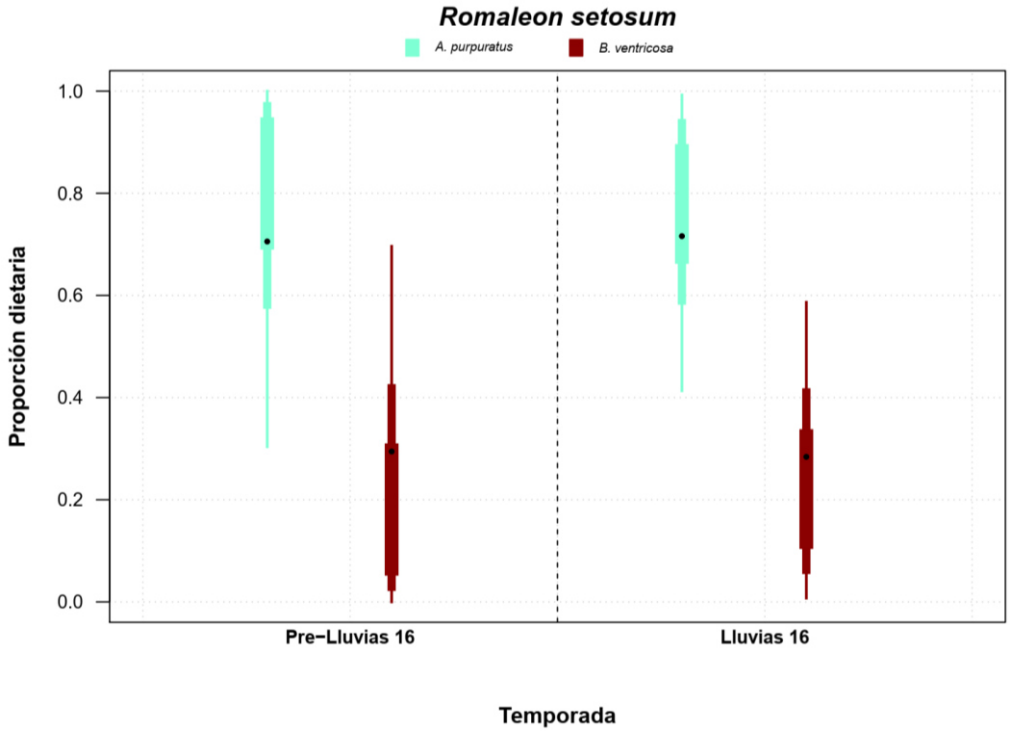

Figura 23. Estimación de la contribución potencial de ítems alimenticios (%) a la dieta del cangrejo peludo *Romaleon setosum*, realizada para la temporada de pre-lluvias y lluvias del 2016. Las barras indican los intervalos de confianza al 50%, 75% y 95% desde los más angostos hasta los más amplios, respectivamente.

6.4. Estructura trófica de los consumidores

En base a los modelos de elipses bayesianas de isótopos estables se calcularon las principales métricas para los consumidores durante las temporadas y años **(ver Anexo 3 y 4)**.

6.4.1. Temporada

La amplitud del nicho isotópico, representado por el área de elipse estándar corregido por tamaño de muestra (SEA_C), fue mayor en las épocas de lluvias a comparación de las de pre-lluvias para el 2016 (SEA_B: 9.1‰^{2} > 4.0‰^{2}; probabilidad = 96%) y 2017 (SEA_B: 3.1‰^{2} > 2.1‰^{2}; probabilidad = 77%) **(Figura 24)**. Durante las lluvias del 2016, los consumidores mostraron una depleción en el suministro de ^{13}C y un aumento de valores de $\delta^{15}N$, evidenciado en la ampliación del nicho isotópico hacia la izquierda y hacia arriba en el isoespacio. Por otro lado, durante las lluvias del 2017, los consumidores no

mostraron cambios significantes en los valores de $\delta^{15}N$, aunque sí una ligera depleción de ^{13}C **(Figura 24 y Figura 25)**.

6.4.2. Especies comparables

Los consumidores mostraron un comportamiento variable del nicho isotópico durante las temporadas, dependiendo de su nivel trófico **(Figura 26)**.

Las conchas de abanico presentaron pequeñas SEA_C, donde la amplitud del nicho isotópico disminuyó para la temporada de lluvias del 2016 (SEA_B: PLL-16 < LL-16; prob = 65%), mientras que aumentó ligeramente para la del 2017 (SEA_B: PLL-17 < LL-17; prob = 48%). La mayor amplitud de nicho se presentó durante la temporada de pre-lluvias 2016 (0.14‰^{2}). En cuanto a la superposición de nichos, solo hubo una mínima durante el 2016 (3.6% respecto al SEA_C de pre-lluvias), mientras que el SEA_C durante la temporada de Lluvias 2017 se separó del resto debido a sus altos valores de $\delta^{15}N$ y bajos de $\delta^{13}C$ **(Figura 26 A y B)**.

El gasterópodo herbívoro *Tegula sp.* mostró también pequeños SEA_C durante el 2017, con una mayor amplitud del nicho isotópico durante la temporada de lluvias (SEA_B: PLL-17 < LL-17; prob = 58%). No hubo superposición de áreas entre los nichos, estando el SEA_C de la temporada de lluvias en una posición ligeramente más elevada en el isoespacio debido a los mayores valores de $\delta^{15}N$ **(Figura 26 C y D)**.

El caso del detritívoro bentónico *Cycloxanthops sexdecimdentatus* fue similar al presentado en *Tegula sp.* durante el 2017, con un aumento en la amplitud del nicho isotópico durante la temporada de lluvias (SEA_B: PLL-17 < LL-17; prob = 65%). Así mismo, hubo una mínima superposición de áreas que evidenció una ligera mayor inclusión del SEA_C de la temporada de pre-lluvias (4.3%). Por otro lado, el SEA_C de la temporada de lluvias evidencio un mayor aumento de $\delta^{15}N$ a comparación de $\delta^{13}C$ **(Figura 26 E y F)**.

Los gasterópodos predadores *B. ventricosa* y *Cymatium sp.*, por su parte, tuvieron una mayor dinámica en la amplitud del nicho. Para el caracol rosado, la amplitud del nicho aumentó en gran medida durante la temporada de lluvias 2016 (SEA_B: PLL-16 < LL-16; prob = 65%), y se mantuvo sin mucha variación durante el 2017 (SEA_B: PLL-17 < LL-17; prob = 48%). No existió superposición de nichos entre las temporadas, excepto por el amplio SEA_C de la temporada de lluvias 2016, que incluyó a todos los demás nichos **(Figura 26 G y H)**. Para el caso del caracol peludo, la situación fue diferente, donde aparentemente el SEA_C de la temporada de lluvias 2016 fue menor al resto comparables, aunque con gran incertidumbre. Durante el 2017, en cambio, el nicho aumentó ligeramente durante las lluvias (SEA_B: PLL-17 < LL-17; prob = 69%). No existió superposición entre los nichos del 2017, pero sí de ambas con la temporada de lluvias del 2016 (8.86% y 3.19% de área en las temporadas de pre-lluvias y lluvias, respectivamente) y, además, se evidenció un decaimiento en los valores de $\delta^{15}N$ durante las lluvias del 2017 **(Figura 26 I y J)**.

Finalmente, los cangrejos predadores *Hepatus chilensis* y *Romaleon setosum* presentaron escenarios contrastantes de amplitud del nicho. Para el caso del cangrejo carroñero *H. chilensis,* la amplitud del nicho aumentó durante las lluvias en el 2016 (SEA_B: PLL-16 < LL-16; prob = 99%), debido a la disminución de los valores de $\delta^{13}C$, mientras que entre las temporadas de pre-lluvias la amplitud del nicho fue ligeramente mayor durante el 2017, aunque no significativo (SEA_B: PLL-16 < PLL-17, prob = 50%). La mayor superposición de SEA_C se dio entre las temporadas del 2016 con la de pre-lluvias del 2017, con solo una pequeña superposición entre las de 2016 ($0.02‰^2$) **(Figura 26 K y L)**. Con respecto al cangrejo peludo, La amplitud del nicho disminuyó en gran medida durante la temporada de lluvias del 2016 (SEA_B: LL-16 < PLL-16; prob = 100%), debido a la poca variabilidad de los valores de $\delta^{15}N$. No existió superposición de nichos **(Figura 26 M y N)**.

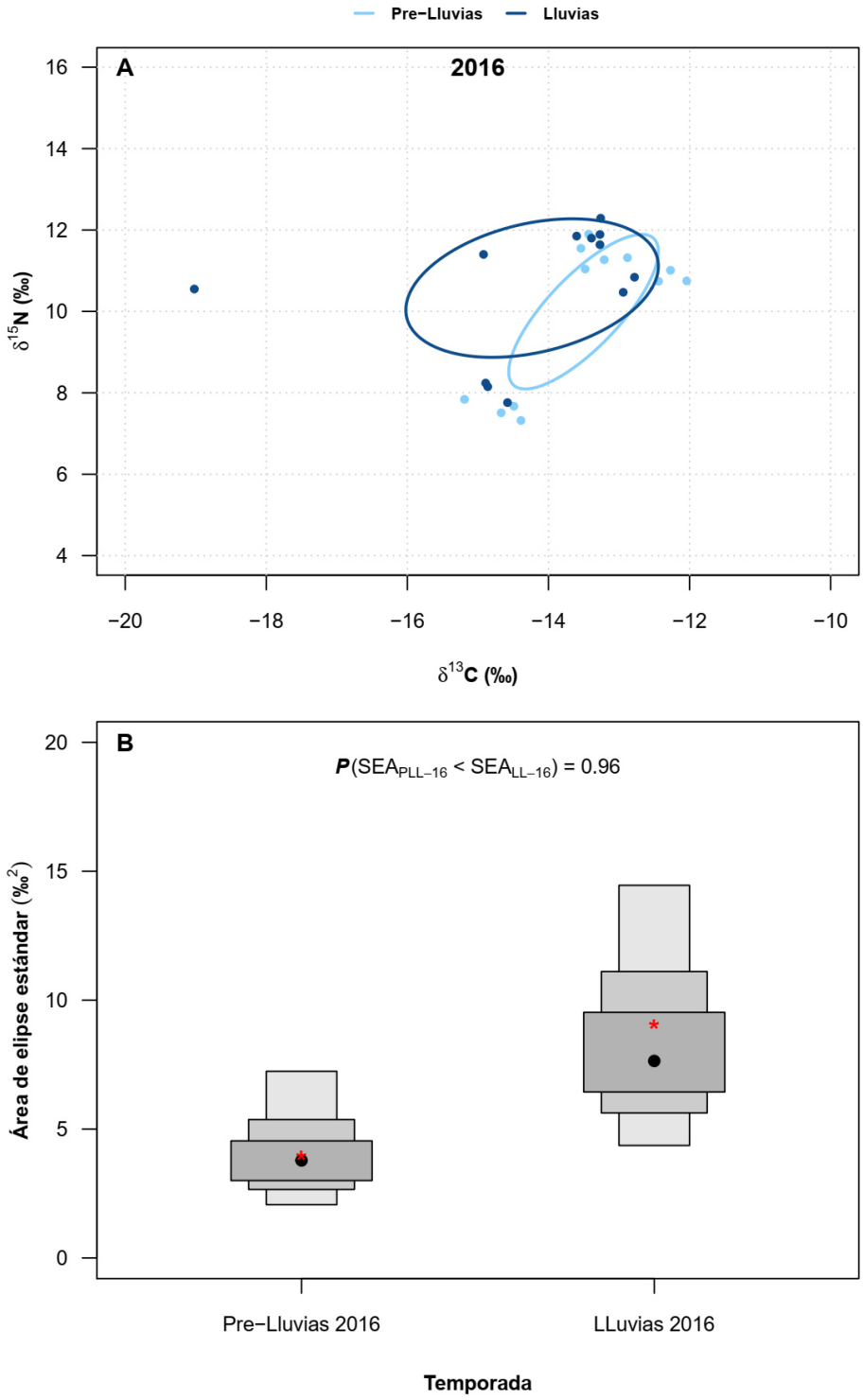

Figura 24. Biplot de los valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ de los consumidores y las SEA_C para el año 2016 (A) y diagrama de densidad del área de elipse estándar bayesiano (SEA_B) de los consumidores para el mismo año (B). Los puntos negros indican la moda del SEA_B. Los asteriscos rojos indican el SEA_C estimado.

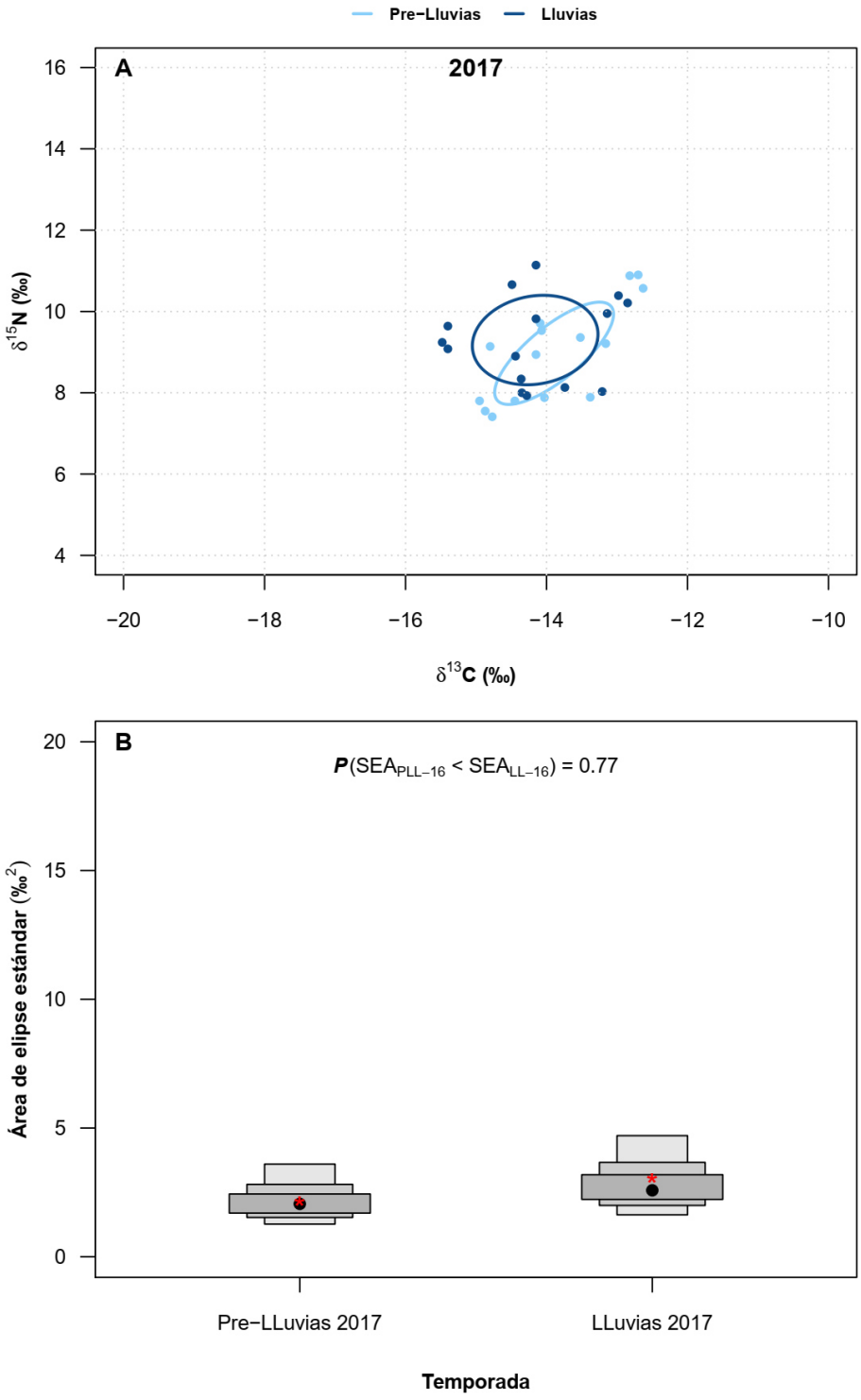

Figura 25. Biplot de los valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ de los consumidores y las SEA_C para el año 2017 (A) y diagrama de densidad del área de elipse estándar bayesiano (SEA_B) de los consumidores para el mismo año (B). Los puntos negros indican la moda del SEA_B. Los asteriscos rojos indican el SEA_C estimado.

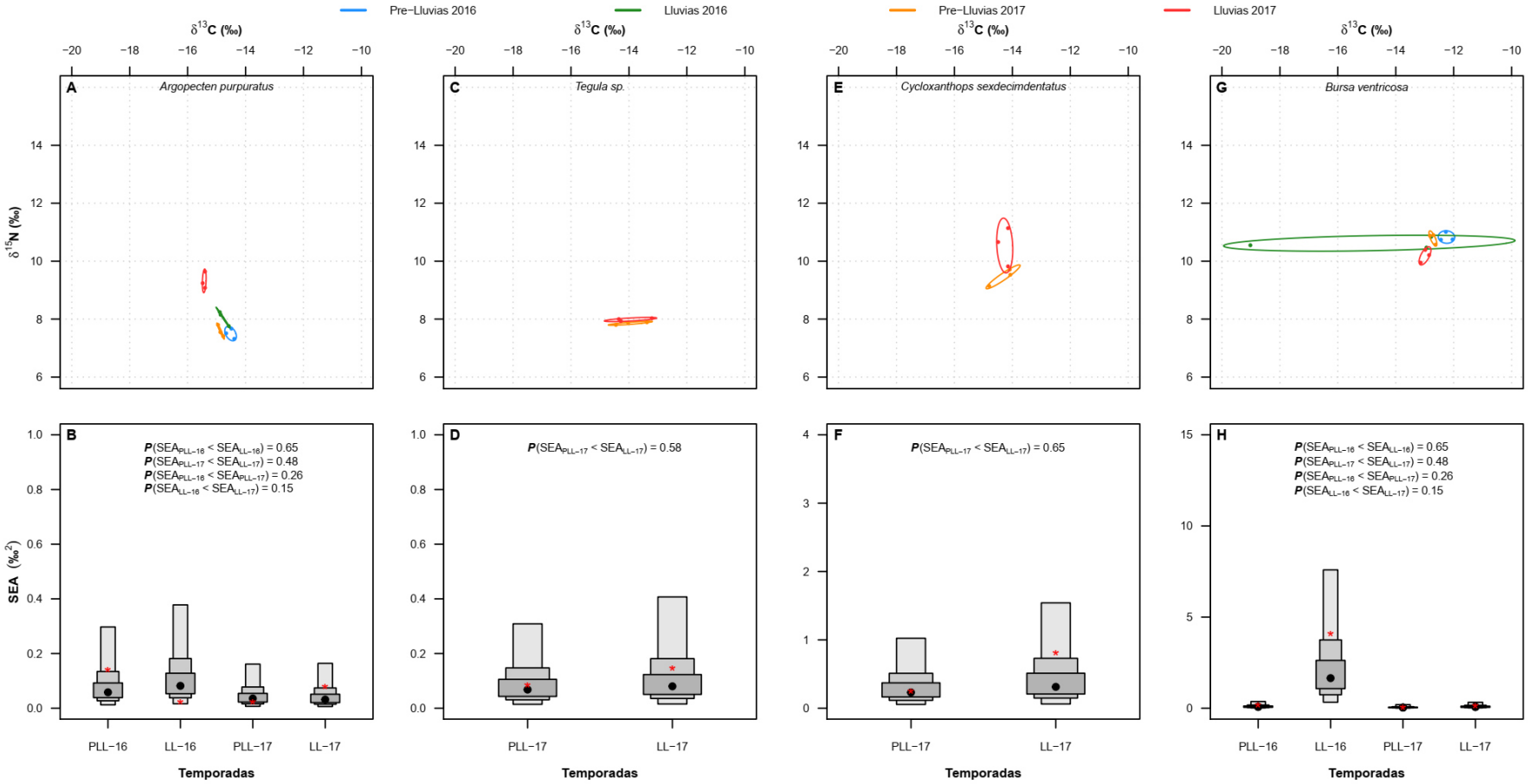

Figura 26. Biplot de los valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ de los grupos funcionales y las SEA_C para cada temporada (parte superior) y diagramas de densidad del área de elipse estándar bayesiano (SEA_B) (Parte inferior). Los puntos negros indican la moda del SEA_B. Los asteriscos rojos indican el SEA_C estimado.

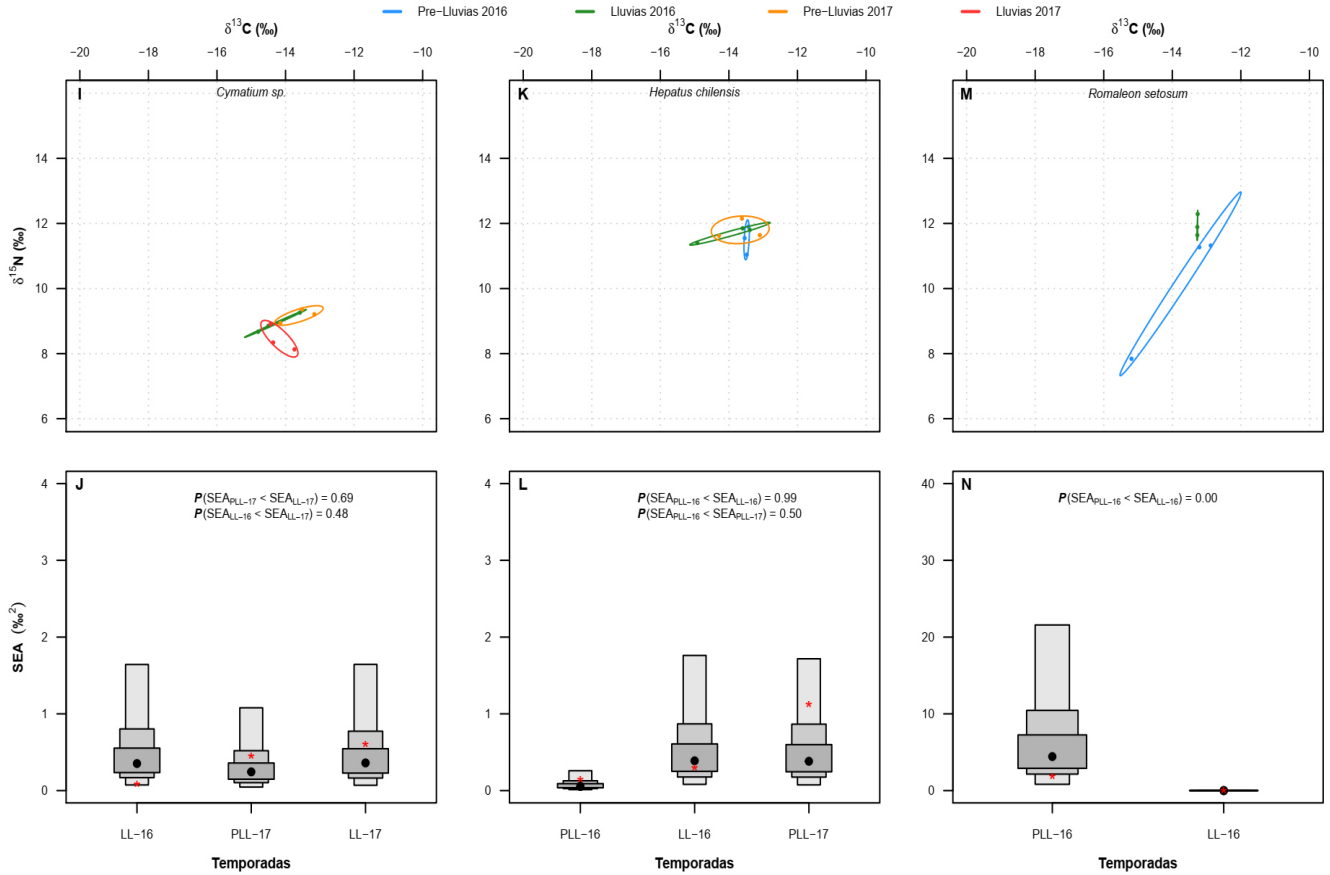

Figura 26. Biplot de los valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ de los grupos funcionales y las SEA_C para cada temporada (parte superior) y diagramas de densidad del área de elipse estándar bayesiano (SEA_B) (Parte inferior). Los puntos negros indican la moda del SEA_B. Los asteriscos rojos indican el SEA_C estimado.

VII. DISCUSIÓN

7.1. Condiciones océano-atmosféricas y temporadas

Las temporadas fueron bastante diferenciadas por la TSM, los eventos de precipitación y el caudal del río Piura entre el 2016 y el 2017.

Durante el 2016, las condiciones oceanográficas en el área de estudio no reflejaron una fuerte influencia de El Niño 2015-16 a nivel costero a pesar de las anomalías positivas detectadas por el ICEN. Esto concuerda con lo descrito por Dewitte *et al.* (2018), que describe a este evento como uno no tan extremo, y con mayor implicancia en regiones remotas (ej. Mar Amundsen, Mar Bellingshausen) y el Pacífico Central (Stuecker *et al.,* 2015) (ANDINA, 2016). Además, el poco aumento de la temperatura del mar (superficie y fondo) y las precipitaciones registradas para la persistencia de un evento cálido durante ese verano estarían explicadas por una falta de condiciones océano-atmosféricas particulares a lo largo de la costa peruana, y por vientos Este (Sanabria *et al.,* 2018) (Dewitte *et al.,* 2018). Por lo que, en general, el verano de 2016 presentó condiciones "normales" en la Bahía de Sechura, similares a las reportadas por IMARPE para un año sin El Niño (IMARPE, 2007).

Situación diferente se evidencia durante el verano de 2017, donde se presentaron las condiciones del evento cálido El Niño Costero 2017 en el área de estudio. Así lo reflejan los valores del ICEN para un evento cálido moderado **(Figura 7)**. Los valores promedios mensuales alcanzados por la TSM (29.7°C), fueron comparables a los alcanzados durante eventos extremos como El Niño 1997/98 en la misma región (Taylor *et al.,* 2008a) aunque el caudal mensual del río Piura (1290 m^3/s) no llegó a los valores presentados durante ese evento (~1700 m^3/s). Adicionalmente, la máxima TFM registrada (28°C) coincide con lo descrito por Kluger *et al.* (2019) en la misma localidad para el 2017, infiriendo a su vez condiciones hipóxicas (no distinguible con la información registrada en el presente trabajo) y de baja salinidad, además del

incremento de descarga de material particulado hacia la bahía. En el verano del 2017 en el área de estudio, por lo tanto, se pudieron diferenciar claramente las temporadas de pre-lluvias y lluvias, en un evento también conocido como el tercer “Fenómeno El Niño” más intenso de al menos los últimos cien años para el Perú, y único precedente reportado de un Niño Costero desde 1950 (ENFEN, 2017) (Bertrand et al., 2020).

7.2. Trofodinámica de la comunidad en las temporadas

El SIMMR (Modelo de mezcla de isótopos estables) ha permitido detectar algunos cambios en la estructura trófica de la comunidad de consumidores y recursos basales a través de las temporadas y los años. Estos cambios estuvieron asociados a patrones de variación en los valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ descritos para procesos de ingreso de material terrígeno al sistema y eventos ENOS (Stapp *et al.,* 1999; Sepúlveda-Lozada *et al.,* 2017).

La estructura trófica de una comunidad *per se*, es decir, los recursos basales formando parte de la base trófica, seguidos de los consumidores primarios (generalmente filtradores, detritívoros, y/o alimentadores de depósito), y finalmente escalando en consumidores secundarios, terciarios y predadores tope, se mantuvo en las temporadas y años, cubriendo hasta 4 niveles tróficos. Esto fue reflejado en el aumento de los valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ a través de los niveles **(Figura 8)**, característico de una red trófica bentónica (Herman *et al.,* 2000; Davenport & Bax, 2002; Grall *et al.,* 2006; Careddu *et al.,* 2015; Shilla & Routh, 2017).

Los valores de $\delta^{13}C$ de los recursos basales no presentaron mucha diferencia entre ellos, excepto con el del sedimento. Este último presentó valores cercanos a 0‰, asociados a un muy alto contenido de carbonato, típico de sedimentos del océano pacífico, que probablemente no fue eliminado durante la acidificación de las muestras (Schubert & Nielsen, 2000). Variaciones asociadas a los efectos del ENOS 2017, como la entrada de material terrígeno al sistema a través del río, fue evidenciada sobre todo

en la $MOP_{estuarina}$, que alcanzó un valor de $\delta^{13}C$ cercano a -28‰, típico de MOP de agua dulce (Devriendt, 2011). Por otro lado, el alga bentónica *C. filiformis* mostró un decaimiento en $\delta^{15}N$ entre temporadas de pre-lluvias y lluvias, similar a lo encontrado por Sepúlveda-Lozada *et al.* (2017) para otras algas bentónicas en un ambiente estuarino. Tanto el seston como la MOP_{marina} expresaron valores de $\delta^{13}C$ típicos de fuentes marinas (-24~-18‰, Dervriendt, 2011), descartando un aporte terrígeno persistente durante esas temporadas. Esto se debería a que la hidrodinámica del estuario Virrilá depende únicamente del nivel de mareas (Apaza *et al.,* 2005; Ponte *et al.,* 2018), y es descrita como dominante de aguas marinas hasta la llegada de lluvias significativas en verano (IMARPE, 2007).

En cuanto a los consumidores, los valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ se mostraron semejantes entre temporadas y años, como es esperado para especies bentónicas de relativa baja movilidad (Loaiza *comm. pers.*; Signa *et al.,* 2017). Sin embargo, algunas especies mostraron variaciones relacionadas a la llegada de plumas de descarga de agua dulce ($-\Delta\delta^{13}C$ y $+\Delta\delta^{15}N$ en espacios con descarga respecto a sin descarga; en Conolly *et al.,* 2009) (Conkright, 1986) como *A. purpuratus* y, en menor medida, *Tegula sp.* y *C. sexdecimdentatus* durante el 2017. Consumidores como gasterópodos y cangrejos predadores no mostraron muchas diferencias entre temporadas, contrario a lo encontrado en otros sistemas (Conolly *et al*., 2009; Sepúlveda-Lozada *et al.,* 2017). Esto podría deberse al tipo de alimentación, donde al tener una amplia de gama de ítems presa (León & Stotz, 2004; Taylor *et al.,* 2008a; Kluger *et al.,* 2016), los valores de $\delta^{13}C$ asimilados en tejido reflejarían una mixtura que podría enmascarar procesos de ^{13}C-depleción debido a la entrada de materia terrígena, mientras que un aumento en $\delta^{15}N$ dependería del consumo predilecto de especies de niveles tróficos más altos durante las temporadas de lluvia, o de al menos, de ítems presa ^{15}N-enriquecidos.

7.2.1. Importancia trófica de recursos basales e ítems presa

Las posiciones tróficas en el isoespacio ($\delta^{13}C$ vs. $\delta^{15}N$) de los recursos basales y los consumidores **(Figura 8)** muestran la importancia que tienen *A. purpuratus* y *Tegula sp.* en la transferencia de energía desde los recursos basales hacia los niveles más superiores. Esto a su vez es gráficamente mostrado en los links dentro de la red que tienen como intermediario en hasta vías de 4 (recursos basales) → 5 (consumidores) a *A. purpuratus*, y de 2 (recursos basales) → 3 (consumidores) a *Tegula sp.* **(Figura 17 y Figura 18)**. Esto es similar a lo descrito por Kluger *et al.* (2016), aunque con más recursos basales usados por *A. purpuratus* en el presente estudio. La cantidad de links se debe básicamente a la dominancia de la concha de abanico en el sistema por la propia actividad de cultivo, liderando así la dominancia de especies como *C. filiformis*, y teniendo un efecto bottom-up sobre sus consumidores, como los gasterópodos y cangrejos carnívoros, y el pulpo *O. mimus* (Kluger *et al,* 2016; Mendo *et al.,* 2016).

Especies como los gasterópodos herbívoros y detritívoros bentónicos mostraron tener a *C. filiformis* con una alta importancia (+50%) en sus dietas. Las macroalgas suelen ser asimiladas a través del consumo directo (en el caso de *Tegula sp.*) y mediante su incorporación al fondo marino como material detrítico (pedazos rotos y sedimentados) causado por el efecto de oleajes, importante para detritívoros (en el caso de *C. sexdecimdentatus*) (Polis *et al.,* 1997). Especies como los cangrejos predadores se muestran como los consumidores tope del sistema, junto a *O. mimus* y *Squilla sp.*, posicionados sobres los gasterópodos predadores. La disponibilidad de los dos últimos, sin embargo, dependen sobre todo de condiciones ambientales propicias para su presencia significativa en el sistema (Arntz *et al.,* 1988 en Taylor *et al.,* 2008a).

En todas las estructuras de interacción mostradas, *A. purpuratus* tuvo un aporte en la dieta (basado en modelos de mezcla bayesianos) mayor al 20% para cada consumidor. Este valor refleja la importancia relativa de concha de abanico en la dieta de cada consumidor, aunque no es comparable entre años debido a que depende de la cantidad de ítems presa que se disponga para su ingreso al modelo (Phillips *et al.,* 2014). Para

lidiar con este problema, se realizaron análisis específicos de los consumidores con recursos e ítems presa comparables durante las temporadas y años **(ver anexo 2)**.

La concha de abanico, por ejemplo, presentó al seston como el recurso basal de mayor importancia en su dieta (38%) durante todo el estudio, en concordancia a lo encontrado por Aguirre-Velarde (2009) en Bahía de Paracas, resaltando su importancia en el crecimiento, condición reproductiva, y composición química. La $MOP_{estuarina}$, inesperadamente, se mostró como el segundo mayor aportante a la dieta de la concha (31%), lo que contradice lo encontrado por Loaiza (data no publicada) para la misma zona (<10%). Esto podría deberse en primer lugar a los diferentes recursos basales comparados; y, en segundo lugar, a que, desde el verano de 2016 hasta la temporada de pre-lluvias del 2017, todos los recursos basales incluidos en la dieta expresaron valores de $\delta^{13}C$ típicos de fuentes marinas **(ver sección 7.2)**, descartando un aporte terrígeno durante esas temporadas. Sin embargo, durante las temporadas de lluvias 2017, el aporte terrígeno fue evidente, y se vio reflejado en la composición isotópica de *A. purpuratus*.

La asimilación de material terrígeno en bivalvos ha sido evidenciada en otros sistemas (ej. Harding *et al.,* 2015; Dias *et al.,* 2014). No obstante, cabe resaltar que el sedimento no fue considerado en el análisis comparativo de la dieta, debido a que sus valores de $\delta^{13}C$ no reflejan una incorporación a la dieta de la concha (Medina, comm. pers.), además de ser de difícil digestión debido al material orgánico refractivo (Navarro *et al.,* 2004). Por otro lado, Mendo & Wolff (2003) para Bahía Independencia, plantean que *A. purpuratus* se podría alimentar de bacterias y detritus resuspendidos frente a eventos de baja productividad primaria, como en los eventos El Niño extremos (ej. El Niño 82-83, El Niño 97-98) (Barber & Chavez, 1983). En el presente trabajo no se evidenció la disminución de la calidad isotópica del seston durante El Niño 2017, ni un consumo evidente de la concha sobre material proveniente del sedimento, pudiendo deberse a las diferencias en las dinámicas tróficas de ambos sistemas.

En la dieta de gasterópodos predadores como *Bursa ventricosa* y *Cymatium sp.*, se observó una mayor contribución de *Tegula sp.* (47.2% y 36.5%) por sobre *A. purpuratus* (28.8% y 34.4%), aunque con un amplio rango de variación **(ver anexo 2)**. Los mayores cambios se dieron durante el 2017, donde *B. ventricosa* mostró una disminución en la contribución a la dieta por parte de la concha de abanico, suplido por *Tegula sp*. Esto es contrario a lo expresado por Kluger *et al.* (2016), donde para el 2010 estima contribuciones del 20% a los gasterópodos predadores, por parte de la concha de abanico, mientras que los gasterópodos herbívoros no aportaron cantidades significativas al grupo de alimentación (0%). Por otro lado, es bien conocido que *B. ventricosa* es el predador más voraz de *A. purpuratus* en la bahía (Mendo *et al.,* 2016; Loaiza, comm. pers.), por lo que el presente trabajo evidenciaría el aporte de otras especies en importante proporción a la dieta de estos caracoles. Un análisis posterior empleando marcadores como ácidos grasos podría dilucidar mejor la importancia en la calidad de alimento que aporta cada ítem presa a los caracoles. Así también, considerar la evaluación de aspectos físicos que estarían limitando la capacidad del caracol para poder consumir las conchas de abanico disponibles en el medio durante el ingreso de sedimentos al sistema (ej. enterramiento, mortalidad).

Una situación diferente fue evidenciada con los cangrejos predadores *H. chilensis* y *Romaleon setosum*, quienes mostraron a la concha de abanico como su fuente principal de alimentación (~70%) frente a *B. ventricosa*, aumentando ligeramente su importancia durante la temporada de lluvias 2016. Un aumento en la temporada se podría deber básicamente a un mayor metabolismo energético en el sistema durante un año normal debido a las condiciones cálidas de verano (marzo-abril). Los resultados coinciden con lo encontrado por Loaiza *et al.* (2021) en la costa peruana, y a su vez evidenciaría el consumo activo de *H. chilensis* sobre la concha, basado en los modelos de mezcla bayesianos, contrario a lo sugerido por Mendo *et al.* (2016) para la bahía. Estos predadores, al tener una relativa mayor movilidad dentro del sistema (a comparación de

los demás organismos), tendrían una alta disponibilidad de conchas de abanico (densidades mayores a 60 ind/m^2) como alimento (Loaiza *et al.*, 2021).

7.2.2. Estructura trófica de los consumidores

En base a lo planteado para sistemas costeros donde existen pulsos de inundación (Junk *et al.,* 1989), la llegada de material terrígeno a través de descargas de ríos implica una llegada de fuentes de alimento, que suple principalmente a organismos bentónicos (McLeod & Wing, 2009) (Vargas *et al.,* 2011). Esto significaría un aumento en la amplitud del nicho trófico de los consumidores durante las temporadas húmedas o de lluvias (Sepúlveda-Lozada *et al.,* 2017). Durante las lluvias de 2017, donde se presentaron plumas de agua dulce en la bahía (Kluger *et al.,* 2016), se evidenció una ampliación en el nicho isotópico, coincidiendo con lo antes expuesto. Sin embargo, durante el 2016, también se evidenció una ampliación del nicho, por lo que, procesos diferentes a las inundaciones estarían liderando esta ampliación durante condiciones "normales" del verano en la bahía. Un factor podría ser la entrada de aguas ricas en nutrientes durante surgencias costeras persistentes en la región (IMARPE, 2007), como evidenciaría el cambio abrupto de TSM y TFM durante la temporada de lluvias de 2016 **(Figura 4)**, que incrementan la productividad primaria y, consecuentemente, la abundancia de invertebrados y peces, aumentando así la oferta alimenticia en el sistema (Taylor *et al.,* 2008a). Sin embargo, esto no se vería reflejado en todos los consumidores evaluados.

La concha de abanico, por ejemplo, presentó nichos isotópicos muy pequeños, mostrando ser un filtrador muy selectivo, como muchos otros pectínidos (Roullion *et al.,* 2002; Aguirre-Velarde, 2009). Además, las amplitudes de los nichos no variaron en gran medida entre las temporadas, también debido a lo descrito anteriormente **(Figura 26B)**. Sin embargo, el nicho durante las lluvias del 2017 se presentó totalmente aislado del resto de temporadas y sin ninguna superposición **(Figura 26A)**, sugiriendo nuevamente el cambio en las fuentes de alimento. Los otros consumidores primarios como *Tegula sp.* y *C. sexdecimdentatus* también mostraron, en menor medida, una ampliación del

nicho durante las lluvias de verano del 2017, con una ligera superposición de nichos, y un desplazamiento a valores mayores de $\delta^{15}N$ en el isoespacio durante las lluvias **(Figura 26 C y D)**.

Un caso particular fue presentado por el caracol rosado *B. ventricosa*, quien presentó nichos isotópicos pequeños a pesar de su tipo de alimentación, excepto durante la temporada de lluvias de 2016, donde presentó una alta variabilidad isotópica entre individuos. Esto reflejaría un aumento en la diversidad de ítems consumidos, que podría ser producto indirecto de los eventos de surgencia descritos anteriormente, o simplemente debido a condiciones fisiológicas particulares de los especímenes colectados. Los nichos, por su parte, no presentaron superposición, excepto con la temporada de lluvias 2016 **(Figura 26G)**; además de un posicionamiento del nicho isotópico de la temporada de lluvias por debajo de la de pre-lluvias durante el 2017, similar a lo encontrado en *Cymatium sp.* aunque este último presentó mayores amplitudes de nicho. Esto sugeriría patrones naturales de cambios en la trofodinámica de gasterópodos predadores durante estos eventos (surgencia y ENOS) como evidenció Taylor *et al.* (2008) en la Bahía de Independencia, aunque en diferente magnitud para cada especie, como se muestra en el análisis SIBER.

Los cangrejos *H. chilensis* y *R. setosum*, por su parte, mostraron también una alta variabilidad intraespecífica en su composición isotópica. Donde mientras *H. chilensis* presentó una amplitud de nicho durante la temporada de lluvias de 2016, *R. setosum* evidenció lo contrario **(Figura 26 K y M)**. A pesar de que ambos mostraron una alta importancia en la dieta por parte de *A. purpuratus*, la amplitud de nicho evidenciaría el consumo de una serie mayor de ítems presa de diferentes fuentes (ej. detritus, detritívoros, poliquetos, etc.) (Taylor *et al.,* 2008a; 2008b; Kluger *et al.,* 2016; Loaiza *et al.*, 2021) que solo se vería reducido para *R. setosum* durante la temporada de lluvias de 2016, producto tal vez de un consumido dirigido solo a conchas de abanico.

Debido a las diferentes respuestas de ambos cangrejos en los cambios del sistema, la separación de ambas en análisis comunitarios basados en grupos funcionales de alimentación debería ser considerado.

Finalmente, cabe resaltar las limitaciones del presente estudio debido al número de muestras analizadas por especie (n = 3), lo cual podría afectar la captura de la variabilidad de la composición isotópica de los organismos y recursos basales. Estudios similares han empleado con frecuencia tamaños de muestra entre 1 y 3 para recursos basales, 1 y 2 para consumidores por especie, y 16 para consumidores agrupados por grupos funcionales de alimentación (Zapata-Hernandez *et al.*, 2016; Sepúlveda-Lozada *et al.,* 2017). Esto debido a que la variabilidad de los valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ dependen principalmente de la actividad metabólica del tejido colectado para el análisis, siendo, por ejemplo, el músculo (el colectado en las muestras de consumidores del presente estudio), uno de los más conservativos para el $\delta^{13}C$, detectando tasas de cambio en la dieta entre semanas a meses (Tieszen *et al.*, 1983; Michener & Lajtha, 2008).

VIII. CONCLUSIONES

- La concha de abanico se muestra como un organismo clave en la transferencia de energía entre los diferentes compartimentos de la red trófica en el cultivo de fondo en la Bahía de Sechura.
- Durante el 2016, la red trófica en el cultivo de fondo de concha de abanico presentó variaciones asociadas a eventos de surgencia.
- La red trófica en el cultivo de fondo de concha de abanico evidencia el uso de material terrígeno como fuente de alimento por los consumidores primarios durante El Niño Costero 2017.

IX. RECOMENDACIONES

- Incluir un mayor número de muestras en el análisis de cada individuo con el fin de capturar la mayor variabilidad de la señal isotópica posible.
- Complementar los estudios de las trofodinámicas con la consideración de más recursos basales (ej. vegetación ribereña, microfitobentos, detritus) para una mayor claridad en el subsidio trófico brindado durante eventos ENOS.
- Incorporar el análisis de otros biomarcadores, como los ácidos grasos, para medir el aporte nutricional y su variabilidad a través de la red, importante en el entendimiento de las vías de enriquecimiento nutricional para garantizar la seguridad alimentaria.
- Considerar incluir en posteriores estudios a los organismos habitantes de la infauna, para tener un panorama más integrado de interacciones tróficas en ambientes altamente dinámicos, como la Bahía de Sechura.
- Continuar con los estudios de trofodinámicas en la Bahía de Sechura a través del análisis de isótopos estables debido a su sencillo análisis y efectividad para elucidar variaciones espacio-temporales en cortos periodos de tiempo.

X. BIBLIOGRAFÍA

Abrantes, K. G., Barnett, A., Marwick, T. R., & Bouillon, S. (2013). Importance of terrestrial subsidies for estuarine food webs in contrasting East African catchments. *Ecosphere*, *4*(1), 1-33.

Abrantes, K. G., Barnett, A., & Bouillon, S. (2014). Stable isotope-based community metrics as a tool to identify patterns in food web structure in east African estuaries. *Functional Ecology*, *28*(1), 270-282.

Aguirre-Velarde, A. (2009). Influencia de la calidad nutricional del seston sobre el crecimiento, condición reproductiva y composición química de la concha de abanico (Argopecten purpuratus, Lamarck 1819). Tesis para optar el título profesional de Ingeniero Pesquero. Universidad Nacional Agraria La Molina.

Alcázar Zamora, J. A., & Mendo Aguilar, J. (2008). Crecimiento y supervivencia de juveniles de Argopecten purpuratus en sistemas de fondo y suspendido en la zona de Casma, Perú. *Ecología Aplicada*, *7*(1-2), 71-80.

Alfaro, A. C., Thomas, F., Sergent, L., & Duxbury, M. (2006). Identification of trophic interactions within an estuarine food web (northern New Zealand) using fatty acid biomarkers and stable isotopes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *70*(1-2), 271-286.

Allan, E. L., Ambrose, S. T., Richoux, N. B., & Froneman, P. W. (2010). Determining spatial changes in the diet of nearshore suspension-feeders along the South African coastline: stable isotope and fatty acid signatures. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *87*(3), 463-471.

ANDINA. (2016). El Niño 2015-2016 es el fenómeno más cálido de los últimos 50 años. Disponible en: https://andina.pe/agencia/noticia-el-nino-20152016-es-fenomeno-mas-calido-los- ultimos-50-anos-593622.aspx

Apaza, M., Pesantes, M. A. & Tovar (2005). Plan de manejo participativo de los recursos naturales del estuario de Virrilá. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/315655661_Plan_de_Manejo_Participativo_de_los_Recursos_Naturales_del_Estuario_de_Virrila

Arbi, I., Liu, S., Zhang, J., Wu, Y., & Huang, X. (2018). Detection of terrigenous and marine organic matter flow into a eutrophic semi-enclosed bay by δ13C and δ15N of intertidal macrobenthos and basal food sources. *Science of the Total Environment*, *613*, 847-860.

Argüelles, J., Lorrain, A., Cherel, Y., Graco, M., Tafur, R., Alegre, A., ... & Bertrand, A. (2012). Tracking habitat and resource use for the jumbo squid Dosidicus gigas: a stable isotope analysis in the Northern Humboldt Current System. *Marine biology*, *159*(9), 2105-2116.

Badjeck, M. C., Mendo, J., Wolff, M., & Lange, H. (2009). Climate variability and the Peruvian scallop fishery: the role of formal institutions in resilience building. *Climatic Change*, *94*(1-2), 211-232.

Barber, R. T., & Chavez, F. P. (1983). Biological consequences of el nino. *Science*, *222*(4629), 1203-1210.

Bertrand, A., Lengaigne, M., Takahashi, K., Avadí, A., Poulain, F., & Harrod, C. (2020). El Niño Southern Oscillation (ENSO) effects on fisheries and aquaculture. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper*, (660).

Bierwagen, S. L., Heupel, M. R., Chin, A., & Simpfendorfer, C. A. (2018). Trophodynamics as a tool for understanding coral reef ecosystems. *Frontiers in Marine Science*, *5*, 24.

Brand, A. R. (1991). Scallop Ecology: Distribution and Behavior. pp. 517-584. En: S. Shumway (Ed.). Scallops: biology and aquaculture developments in aquaculture and fisheries science, 21: 1095 p.

Cabana, G., & Rasmussen, J. B. (1996). Comparison of aquatic food chains using nitrogen isotopes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *93*(20), 10844-10847.

Careddu, G., Costantini, M. L., Calizza, E., Carlino, P., Bentivoglio, F., Orlandi, L., & Rossi, L. (2015). Effects of terrestrial input on macrobenthic food webs of coastal sea are detected by stable isotope analysis in Gaeta Gulf. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *154*, 158-168.

Cano, L. A. (2004). Análisis biológico y económico del engorde de Concha de Abanico Argopecten purpuratus en cultivo suspendido a diferentes densidades en la zona de Casma. Tesis para optar el título profesional de Ingeniero Pesquero. Universidad Nacional Agraria La Molina.

Chavez, G., Ishiyama, V. (1989). Reproducción en *Argopecten purpuratus* en la Bahía Independencia (Pisco-Perú). En: Memorias del Simposio Internacional de los Recursos Vivos y las Pesqueras en el Pacífico Sudeste.

Coan, E. V., & Valentich-Scott, P. (2012). *Bivalve seashells of tropical west America*. Santa Barbara, CA: Santa Barbara Museum of Natural History.

Comité Multisectorial para el Estudio del Fenómeno El Niño. (2012). Índice costero El Nino. Disponible en: http://www.met.igp.gob.pe/datos/icen.txt.

Comité Multisectorial para el Estudio del Fenómeno El Niño. (2017). Informe Técnico Extraordinario N°001-2017/ENFEN El Niño Costero 2017. Disponible en: http://www.imarpe.pe/imarpe/archivos/informes/imarpe_inftco_informe__tecnico_extraordinario_001_2017.pdf

Conkright, M. E. (1986). A stable carbon isotope evaluation of the contribution of terrigenous carbon to the marine food web in Bayboro Harbor, Tampa Bay, Florida. *Contributions in Marine Science*, *29*, 131-139.

Conover, W.J. (1998). *Practical Nonparametric Statistics*. 3rd Ed. New Jersey: John Wiley and Sons.

Connolly, R. M., Schlacher, T. A., & Gaston, T. F. (2009). Stable isotope evidence for trophic subsidy of coastal benthic fisheries by river discharge plumes off small estuaries. *Marine Biology Research, 5*(2), 164-171.

Cueto, R. (2016). Influencia de las variables ambientales sobre el índice gonado-somático de la concha de abanico Argopecten purpuratus (L, 1819) en la bahía de paracas, pisco. Tesis para optar el título profesional de Ingeniero Pesquero. Universidad Nacional Agraria La Molina.

Darnaude, A. M. (2005). Fish ecology and terrestrial carbon use in coastal areas: implications for marine fish production. *Journal of Animal Ecology*, *74*(5), 864-876.

Davenport, S. R., & Bax, N. J. (2002). A trophic study of a marine ecosystem off southeastern Australia using stable isotopes of carbon and nitrogen. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, *59*(3), 514-530.

De La Cruz, J., Ramírez, P. & Llanos, J. (2016). Evaluación de bancos naturales de concha de abanico (*Argopecten purpuratus*) y de pulpo (*Octopus mimus*). Isla Lobos de Tierra (noviembre 2009). *Inf Inst Mar Perú. 43*(1): 112- 123.

DeNiro, M. J., & Epstein, S. (1978). Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochimica et cosmochimica acta*, *42*(5), 495-506.

Devriendt, L. S. J. (2011). Late quaternary environment of Palaeolake Carpentaria inferred from the chemistry of ostracod valves. Tesis para optar el grado de magister en ciencias. Universidad de Wollongong.

Dewitte, B., Concha, E., & Mosquera Vásquez, K. A. (2018). El Niño 2015: un evento no tan extremo. *Boletín técnico: Generación de información y monitoreo del Fenómeno El Niño*.

Dias, E., Morais, P., Antunes, C., & Hoffman, J. C. (2014). Linking terrestrial and benthic estuarine ecosystems: organic matter sources supporting the high secondary production of a non-indigenous bivalve. *Biological invasions*, *16*(10), 2163-2179.

Dinno, A. (2017). conover.test: Conover-Iman test of multiple comparisons using rank sums. R package version 1.1. 5.

Elton, C. S. (1927). Animal ecology: London. *Sidgwick and Jackson, Ltd*.

Espinoza, P. (2014). Trophic dynamics in the northern Humboldt Current system: insights from stable isotopes and stomach content analyses. Tesis para optar el grado de doctor en Biología Marina. Universidad de Bretaña Occidental.

Filgueira, R., Grant, J., Stuart, R. & Brown, M. (2013). Ecosystem modelling for ecosystem-based management of bivalve aquaculture sites in data-poor environments. *Aquaculture Environment Interactions, 4*: 117-133.

Gascuel, D., & Pauly, D. (2009). EcoTroph: modelling marine ecosystem functioning and impact of fishing. *Ecological Modelling*, *220*(21), 2885-2898.

Gaston, T. F., Schlacher, T. A., & Connolly, R. M. (2006). Flood discharges of a small river into open coastal waters: plume traits and material fate. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *69*(1-2), 4-9.

Grall, J., Le Loc'h, F., Guyonnet, B., & Riera, P. (2006). Community structure and food web based on stable isotopes (δ15N and δ13C) analysis of a North Eastern

Atlantic maerl bed. *Journal of experimental marine biology and ecology*, *338*(1), 1-15.

Guzmán, N., Saá, S. & Ortlieb, L. (1998). Catálogo descriptivo de los moluscos litorales (Gastropoda y Pelecypoda) de la zona de Antofagasta, 23 S (Chile). *Estudios Oceanológicos, 17*, 17-86.

Harding, J. M., Segal, M. R., & Reynolds, J. D. (2015). Location is everything: evaluating the effects of terrestrial and marine resource subsidies on an estuarine bivalve. *PloS one*, *10*(5).

Herman, P. M., Middelburg, J. J., Widdows, J., Lucas, C. H., & Heip, C. H. (2000). Stable isotopes as trophic tracers: combining field sampling and manipulative labelling of food resources for macrobenthos. *Marine Ecology Progress Series*, *204*, 79-92.

Hobson, K. A., & Welch, H. E. (1992). Determination of trophic relationships within a high Arctic marine food web using δ 13 C and δ 15 N analysis. *Marine Ecology Progress Series*, 9-18.

Holm, S. (1979). "A simple sequentially rejective multiple test procedure". *Scandinavian Journal of Statistics*. 6 (2): 65–70.

Ibanez-Erquiaga, B., Pacheco, A. S., Rivadeneira, M. M., & Tejada, C. L. (2018). Biogeographical zonation of rocky intertidal communities along the coast of Peru (3.5–13.5 S Southeast Pacific). *PloS one*, *13*(11), e0208244.

Inglis, G., Hayden, B. & Ross, A. (2000). An Overview of Factors Affecting the Carrying Capacity of Coastal Embayments for Mussel Culture. *NIWA, Christchurch*. 31p.

Instituto del Mar del Perú (2007). Estudio de línea base del ámbito marino de la Bahía de Sechura. Perú. Disponible en: http://www2.produce.gob.pe/ RepositorioAPS/3/jer/ACUISUBMENU4/lbase-sechura.pdf.

Jackson, A., Parnell, A., & Jackson, M. A. (2019). Package 'SIBER'. *R package version*, *2*(4).

Jara-Marini, M. E., Soto-Jiménez, M. F., & Páez-Osuna, F. (2009). Trophic relationships and transference of cadmium, copper, lead and zinc in a subtropical coastal lagoon food web from SE Gulf of California. *Chemosphere*, *77*(10), 1366-1373.

Junk, W. J., Bayley, P. B., & Sparks, R. E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences*, *106*(1), 110-127.

Kampstra, P. (2008). Beanplot: A boxplot alternative for visual comparison of distributions. *Journal of statistical software*, *28*(1), 1-9.

Kluger, L. C., Taylor, M. H., Rivera, E. B., Silva, E. T., & Wolff, M. (2016). Assessing the ecosystem impact of scallop bottom culture through a community analysis and trophic modelling approach. *Marine Ecology Progress Series*, *547*, 121-135.

Kluger, L. C., Kochalski, S., Aguirre-Velarde, A., Vivar, I., & Wolff, M. (2019). Coping with abrupt environmental change: the impact of the coastal El Niño 2017 on artisanal fisheries and mariculture in North Peru. *ICES Journal of Marine Science*, *76*(4), 1122-1130.

León, R. I., & Stotz, W. B. (2004). Diet and prey selection dynamics of Cancer polyodon in three different habitat types in Tongoy Bay, Chile. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, *84*(4), 751-756.

Lindeman, R. L. (1942). The trophic-dynamic aspect of ecology. *Ecology*, *23*(4), 399-417.

Loaiza, I., De Boeck, G., Alcazar, J., Campos, D., Cárdenas-Alayza, S., Ganoza, M., Gómez-Sanchez, M., Miglio, M. & De Troch, M. (2021). Trophic interactions and

metal transfer in marine ecosystems driven by the Peruvian scallop Argopecten purpuratus aquaculture. *Journal of the World Aquaculture Society*.

Lomovasky, B. J., Gamero, P. A., Romero, L., Firstater, F. N., Salazar, A. G., Hidalgo, F., Tarazona, J. & Iribarne, O. O. (2015). The role of Argopecten purpuratus shells structuring the soft bottom community in shallow waters of southern Peru. *Journal of Sea Research*, *106*, 14-26.

Maeda-Martínez, A. (2001). Los moluscos pectínidos de Iberoamérica: ciencia y acuicultura. Editorial Limusa, México. 501pp

Martinetto, P., Teichberg, M., & Valiela, I. (2006). Coupling of estuarine benthic and pelagic food webs to land-derived nitrogen sources in Waquoit Bay, Massachusetts, USA. *Marine Ecology Progress Series*, *307*, 37-48.

McClanahan, T., & Branch, G. (Eds.). (2008). *Food webs and the dynamics of marine reefs*. Oxford University Press.

McCutchan Jr, J. H., Lewis Jr, W. M., Kendall, C., & McGrath, C. C. (2003). Variation in trophic shift for stable isotope ratios of carbon, nitrogen, and sulfur. *Oikos*, *102*(2), 378-390.

McLeod, R. J., & Wing, S. R. (2009). Strong pathways for incorporation of terrestrially derived organic matter into benthic communities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *82*(4), 645-653.

Mendo, J., Valdivieso, V., Yamashiro, C., Jurado, E., Morón, O. & Rubio, J. (1987). Evaluación de la población de concha de abanico (argopecten purpuratus) en la bahía Independencia, Pisco, Perú: 17 de enero - 4 de febrero. *Inf. Inst. Mar Perú. 91,* 64p.

Mendo, J., Yamashiro, C., Rubio, J. & Kameya, A. (1989). Evaluación de la población de concha de abanico (Argopecten purpuratus) en la Bahía Independencia, Pisco, Perú. Inf. *Prog. Inst. Mar Perú.*

Mendo, J., Ysla, L., Orrego, H. & Tomaylla, R. (2001). Manual técnico para el cultivo y manejo integral de la concha de abanico. Programa APGEP- SENREM. Convenio USAID - CONAM. Primera edición Lima- Perú.74p.

Mendo, J., Chee, L. Y., Orrego, H., Kodaka, P. G., & Del Solar, A. (2011). Manual técnico para el repoblamiento de la concha de abanico en la Bahía de Sechura. *Proyecto FINCYT-UNALM, 100p.*

Mendo, J., & Wolff, M. (2003). El impacto de El Niño sobre la producción de concha de abanico (Argopecten purpuratus) en Bahía Independencia, Pisco, Perú. *Ecología aplicada*, *2*(1), 51-57.

Mendo, J., Wolff, M., Mendo, T., & Ysla, L. (2016). Scallop Fishery and Culture in Peru. En: *Developments in Aquaculture and Fisheries Science* (Vol. 40, pp. 1089-1109). Elsevier.

Mendoza, D. (2011). Panorama de la acuicultura mundial, en américa latina y el caribe y en el Perú. Reporte técnico, Dirección General de Acuicultura, Ministerio de la Producción, Lima, Perú.

Michener, R., & Lajtha, K. (Eds.). (2008). *Stable isotopes in ecology and environmental science*. John Wiley & Sons.

Ministerio de la Producción. (2015). Visor GIS Catástro Acuícola Nacional (Versión 1.0) [Aplicación Web]. Disponible en: http://catastroacuicola.produce.gob.pe/web/.

Ministerio de la Producción (2017). Análisis estadístico pesquero y acuícola 2016.

Moore, J. C., & de Ruiter, P. C. (2012). *Energetic food webs: an analysis of real and model ecosystems*. OUP Oxford.

Muñoz, R. C., Currin, C. A., & Whitfield, P. E. (2011). Diet of invasive lionfish on hard bottom reefs of the Southeast USA: insights from stomach contents and stable isotopes. *Marine Ecology Progress Series*, *432*, 181-193.

National Oceanic and Atmospheric Administration (2019). Cold & Warm episodes by season. Disponible en: https://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php

National Oceanic and Atmospheric Administration (2019). What are El Niño and La Niña? Disponible en: https://oceanservice.noaa.gov/facts/ninonina.html.

Navarro, J. M., Fernández-Reiriz, M. J., & Labarta, U. (2004). Short-term feeding response of the scallop Argopecten purpuratus exposed to two different diets. *Journal of the Marine Biological association of the United Kingdom*, *84*(4), 775-779.

Navarro, J. M., & Gonzalez, C. M. (1998). Physiological responses of the Chilean scallop Argopecten purpuratus to decreasing salinities. *Aquaculture*, *167*(3-4), 315-327.

Odum, E. P. (2014). The strategy of ecosystem development. In *The Ecological Design and Planning Reader* (pp. 203-216). Island Press, Washington, DC.

Parnell, A. C., Inger, R., Bearhop, S., & Jackson, A. L. (2010). Source partitioning using stable isotopes: coping with too much variation. *PloS one*, *5*(3).

Parnell, A., & Inger, R. (2016). Stable isotope mixing models in R with simmr. *URL https://cran. r-project. org/web/packages/simmr/vignettes/simmr. html*.

Paulay, G. (1997). Diversity and distribution of reef organisms. *Life and death of coral reefs*, 198-229.

Peña, J. B. (2001). Taxonomía, morfología, distribución y hábitat de los pectínidos iberoamericanos. *En: Los moluscos pectínidos de Iberoamérica: Ciencia y Acuicultura. Mexico. 1*: 1-25.

Perez-Matus, A., Ospina-Alvarez, A., Camus, P. A., Carrasco, S. A., Fernandez, M., Gelcich, S., ... & Subida, M. D. (2017). Temperate rocky subtidal reef community reveals human impacts across the entire food web. *Marine Ecology Progress Series*, *567*, 1-16.

Peterson, B. J., & Fry, B. (1987). Stable isotopes in ecosystems studies: Annual Reviews of Ecological Systems, v. 18.

Phillips, D. L., Inger, R., Bearhop, S., Jackson, A. L., Moore, J. W., Parnell, A. C., ... & Ward, E. J. (2014). Best practices for use of stable isotope mixing models in food-web studies. *Canadian Journal of Zoology*, *92*(10), 823-835.

Polis, G. A., Anderson, W. B., & Holt, R. D. (1997). Toward an integration of landscape and food web ecology: the dynamics of spatially subsidized food webs. *Annual review of ecology and systematics*, *28*(1), 289-316.

Ponte, Y., Frias, C., Guzmán, E., Guerrero, L., Carbonel, C., & Abad, J. D. (2018). Estudio de los patrones hidrodinámicos del estuario de Virrilá–Perú. *XXVIII Congreso Latinoamericano de Hidráulica*, Argentina.

Post, D. M. (2002). Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. *Ecology*, *83*(3), 703-718.

Riascos, J. M., Solís, M. A., Pacheco, A. S., & Ballesteros, M. (2017). Breaking out of the comfort zone: El Niño-Southern Oscillation as a driver of trophic flows in a benthic consumer of the Humboldt Current ecosystem. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *284*(1857), 20170923.

Riascos, J. M., Uribe, R. A., Donayre, S., Flores, D., Galindo, O., Quispe, C., & Gonzalez, J. (2016). Human footprints on benthic communities in marine reserves: a study case in the most productive upwelling system worldwide. *Marine Ecology Progress Series*, *557*, 65-75.

Richoux, N. B., Moyo, S., Chari, L. D., Bergamino, L., Carassou, L., Dalu, T., ... & Perhar, G. (2015). *Connectivity Through Allochthony: Reciprocal Links Between Adjacent Aquatic and Terrestrial Ecosystems in South Africa: Report to the Water Research Commission*. Water Research Commission.

Rouillon, G., Mendo, J., Ochoa, N., 2002. Fitoplancton en el contenido estomacal de Argopecten purpuratus (Mollusca, Bivalvia) en cultivos suspendidos a diferentes profundidades en la Bahía Independencia. In: Mendo, J., Wolff, M. (Eds.), Memorias de la I Jornada Científica de la Reserva Nacional de Paracas, 28-31 marzo del 2001. Pisco. UNALM, 241 p.

Rubio, J., Taipe, A. & Quispe, M. (1997). Evaluación de la población de Concha de abanico (Argopecten purpuratus) en el área de Chimbote 27 de noviembre - 08 de diciembre de 1996. *Inf. Prog. Inst. Mar Perú, 52,* 41 – 52.

Rubio, J., Soto, M., Taipe, A., Vásquez, L. & Flores, G. (2001). Evaluación poblacional del recurso concha de abanico (Argopecten purpuratus) en el Callao: 20 al 23 y 26 de abril de 1999. *Inf. Prog. Inst. Mar Perú, 142,* 23p.

Sanabria, J., Bourrel, L., Dewitte, B., Frappart, F., Rau, P., Solis, O., & Labat, D. (2018). Rainfall along the coast of Peru during strong El Niño events. *International Journal of Climatology*, *38*(4), 1737-1747.

Sánchez, L. (2015). Análisis de la cadena de valor de la concha de abanico en la Bahía de Sechura. Tesis para optar el título profesional de Ingeniero Pesquero. UNALM.

Savage, C., Thrush, S. F., Lohrer, A. M., & Hewitt, J. E. (2012). Ecosystem services transcend boundaries: estuaries provide resource subsidies and influence functional diversity in coastal benthic communities. *PLoS One*, *7*(8), e42708.

Schubert, C. J., & Nielsen, B. (2000). Effects of decarbonation treatments on δ13C values in marine sediments. *Marine Chemistry*, *72*(1), 55-59.

Sepúlveda-Lozada, A., Saint-Paul, U., Mendoza-Carranza, M., Wolff, M., & Yáñez-Arancibia, A. (2017). Flood pulse induced changes in isotopic niche and resource utilization of consumers in a Mexican floodplain system. *Aquatic Sciences, 1-20*.

Shilla, D., & Routh, J. (2017). Using biochemical and isotopic tracers to characterise organic matter sources and their incorporation into estuarine food webs (Rufiji delta, Tanzania). *Chemistry and Ecology*, *33*(10), 893-917.

Shumway, S. E., Selvin, R. H. O. N. D. A., & Schick, D. F. (1987). Food resources related to habitat in the scallop Placopecten magellanicus (Gmelin, 1791): a qualitative study. *J. Shellfish Res*, *6*(2), 89-95.

Signa, G., Mazzola, A., Tramati, C. D., & Vizzini, S. (2017). Diet and habitat use influence Hg and Cd transfer to fish and consequent biomagnification in a highly contaminated area: Augusta Bay (Mediterranean Sea). *Environmental Pollution*, *230*, 394-404.

Stapp, P., Polis, G. A., & Piñero, F. S. (1999). Stable isotopes reveal strong marine and El Nino effects on island food webs. *Nature, 401*(6752), 467.

Stuecker, M. F., Bitz, C. M., & Armour, K. C. (2017). Conditions leading to the unprecedented low Antarctic sea ice extent during the 2016 austral spring season. *Geophysical Research Letters*, *44*(17), 9008-9019.

Takahashi, K. (2004). The atmospheric circulation associated with extreme rainfall events in Piura, Peru, during the 1997-1998 and 2002 El Niño events. In *Annales Geophysicae, 22*(11), 3917-3926.

Taylor, M. H., Wolff, M., Vadas, F., & Yamashiro, C. (2008a). Trophic and environmental drivers of the Sechura Bay Ecosystem (Peru) over an ENSO cycle. *Helgoland Marine Research*, *62*(1), 15.

Taylor, M. H., Wolff, M., Mendo, J., & Yamashiro, C. (2008b). Changes in trophic flow structure of Independence Bay (Peru) over an ENSO cycle. *Progress in Oceanography*, *79*(2-4), 336-351.

Tieszen, L. L., Boutton, T. W., Tesdahl, K. G., & Slade, N. A. (1983). Fractionation and turnover of stable carbon isotopes in animal tissues: implications for δ 13 C analysis of diet. *Oecologia*, *57*(1-2), 32-37.

Thatje, S., Heilmayer, O., & Laudien, J. (2008). Climate variability and El Niño Southern Oscillation: implications for natural coastal resources and management. *Helgoland Marine Research*, *62*(1), 5.

UC Davis Stable Isotope Facility (2019). Sample Weight Calculator [Aplicación Web]. Disponible en: https://stableisotopefacility.ucdavis.edu/sample-weight-calculator.html

Vargas, C. A., Martinez, R. A., San Martin, V., Aguayo, M., Silva, N., & Torres, R. (2011). Allochthonous subsidies of organic matter across a lake–river–fjord landscape in the Chilean Patagonia: implications for marine zooplankton in inner fjord areas. *Continental Shelf Research*, *31*(3-4), 187-201.

Velarde, A. A., Flye-Sainte-Marie, J., Mendo, J., & Jean, F. (2015). Sclerochronological records and daily microgrowth of the Peruvian scallop (Argopecten purpuratus, Lamarck, 1819) related to environmental conditions in Paracas Bay, Pisco, Peru. *Journal of sea research*, *99*, 1-8.

Venables, W. N., & Ripley, B. D. (2002). Modern Applied Statistics with S. Springer-Verlag. *New York*.

Ventilla R.F. 1982. The Scallop Industry in Japan. *Adv. Mar. Biol. 20*: 310-382.

Verity, P. G., & Smetacek, V. (1996). Organism life cycles, predation, and the structure of marine pelagic ecosystems. *Marine Ecology Progress Series*, *130*, 277-293.

Vivar Linares, I. A. (2016). Cambios en la estructura comunitaria del epibentos por efecto del cultivo de concha de abanico (Argopecten purpuratus) en la bahía de Sechura-Piura. Tesis para optar el título profesional de Ingeniero Pesquero. UNALM.

Werner, R. A., & Brand, W. A. (2001). Referencing strategies and techniques in stable isotope ratio analysis. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, *15*(7), 501-519.

Wolff, M., Taylor, M., Mendo, J., & Yamashiro, C. (2007). A catch forecast model for the Peruvian scallop (Argopecten purpuratus) based on estimators of spawning stock and settlement rate. *ecological modelling*, *209*(2-4), 333-341.

World Meteorological Organization. (2014). El Niño/Southern Oscilation. WMO-No. 1145. Disponible en: https://library.wmo.int/doc_num.php?explnum_id=7888

Yupanqui, W., Quipúzcoa, L., Marquina, R., Velazco, F., Enríquez, E., & Gutiérrez, D. (2007). Composición y distribución del macrobentos en la Ensenada de Sechura, Piura, Perú. *Revista Peruana de Biología*, *14*(1), 75-85.

Zar, J. H. (2010). Biostatistical analysis Pearson Prentice-Hall. *Upper Saddle River, NJ*.

XI. ANEXOS

Anexo 1. Resumen de estadísticos descriptivos de los valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$ (Mediana, mínimo y máximo) de los recursos basales y grupos funcionales de alimentación por temporada. MOP: Materia orgánica particulada.

	Pre-Lluvias 2016						Lluvias 2016					
		$\delta^{13}C$ (‰)			$\delta^{15}N$ (‰)			$\delta^{13}C$ (‰)			$\delta^{15}N$ (‰)	
	n	Mediana	Mín.	Máx.	Mediana	Mín.	Máx.	n	Mediana	Mín.	Máx.	Mediana	Mín.	Máx.
RECURSOS BASALES	**12**	**-18.28**	**-19.4**	**-1.21**	**4.88**	**3.48**	**6.1**	**12**	**-20.21**	**-23.72**	**-0.5**	**3.63**	**1.1**	**5.77**
Seston	3	-18.07	-18.09	-18.04	5.13	4.97	5.19	3	-18.68	-19.25	-18.55	5.73	5.69	5.77
MOP_{marina}	3	-18.48	-19.14	-18.47	6.01	5.95	6.1	3	-22.2	-23.26	-21.17	2.64	1.47	3.42
$MOP_{estuarina}$	3	-19.35	-19.4	-19.15	4.76	4.56	4.79	3	-23.32	-23.72	-22.33	3.86	3.84	4.43
Sedimento	3	-1.35	-2.78	-1.21	3.52	3.48	3.55	3	-0.64	-3.5	-0.5	2.13	1.1	2.76
Caulerpa filiformis	0	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-
GRUPOS FUNCIONALES	**12**	**-13.46**	**-15.19**	**-12.04**	**10.88**	**7.32**	**11.9**	**18**	**-13.75**	**-19.02**	**-12.78**	**10.51**	**7.76**	**12.29**
Argopecten purpuratus	3	-14.49	-14.67	-14.39	7.51	7.32	7.67	3	-14.86	-14.89	-14.58	8.15	7.76	8.24
Tegula sp.	0	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-
Cycloxanthops sexdecimdentatus	0	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-
Bursa ventricosa	3	-13.48	-13.54	-13.43	11.55	11.04	11.90	3	-13.60	-14.92	-13.39	11.80	11.40	11.85
Cymatium sp.	0							3	-14.50	-14.80	-13.58	8.85	8.67	9.26
Hepatus chilensis	3	-13.45	-15.2	-12.88	11.3	7.84	11.9	6	-13.33	-14.92	-13.26	11.83	11.4	12.29
Romaleon setosum	3	-13.21	-15.19	-12.88	11.27	7.84	11.32	3	-13.27	-13.27	-13.26	11.89	11.64	12.29
Octopus mimus	0	-	-	-	-	-	-	3	-13.9	-14.05	-13.42	9.94	9.34	11.22
Squilla sp.	0	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-

Anexo 1. Continuación.

	Pre-Lluvias 2017						Lluvias 2017					
		$\delta^{13}C$ (‰)			$\delta^{15}N$ (‰)			$\delta^{13}C$ (‰)			$\delta^{15}N$ (‰)	
	n	Mediana	Mín	Máx	Mediana	Mín	Máx	n	Mediana	Mín	Máx	Mediana	Mín	Máx
RECURSOS BASALES	**15**	**-18.86**	**-22.35**	**0.62**	**3.98**	**2.26**	**4.76**	**15**	**-18.93**	**-28.03**	**-0.33**	**3.81**	**-1.96**	**5.47**
Seston	3	-17.98	-18.1	-17.93	3.93	3.88	4.03	3	-18.4	-18.45	-18.27	4.63	4.45	5.47
MOP_{marina}	3	-18.86	-19.76	-18.5	2.54	2.26	3.12	3	-18.93	-23.67	-18.63	3.07	2.89	3.81
$MOP_{estuarina}$	3	-19.59	-19.83	-19.1	4.72	3.7	4.76	3	-27.7	-28.03	-27.43	4.71	4.3	5.37
Sedimento	3	-0.23	-2.28	0.62	4.25	3.99	4.67	3	-0.63	-3.27	-0.33	3.3	2.45	4.03
Caulerpa filiformis	3	-21.84	-22.35	-21.31	3.98	3.58	4	3	-22.48	-23.39	-22	0.26	-1.96	1.04
CONSUMIDORES	**18**	**-14.05**	**-14.95**	**-12.63**	**9.285**	**7.41**	**12.15**	**18**	**-14.31**	**-15.48**	**-12.85**	**9.73**	**7.93**	**13.62**
Argopecten purpuratus	3	-14.87	-14.95	-14.77	7.55	7.41	7.8	3	-15.4	-15.48	-15.4	9.24	9.08	9.64
Tegula sp.	3	-14.03	-14.45	-13.38	7.88	7.8	7.89	3	-14.28	-14.35	-13.21	8.00	7.93	8.03
Cycloxanthops sexdecimdentatus	3	-14.09	-14.8	-14.07	9.53	9.14	9.71	3	-14.15	-14.49	-14.15	10.66	9.82	11.14
Bursa ventricosa	3	-12.70	-12.82	-12.63	10.88	10.57	10.90	3	-12.98	-13.14	-12.85	10.21	9.95	10.39
Cymatium sp.	3	-13.52	-14.15	-13.16	9.21	8.94	9.36	3	-14.36	-14.44	-13.74	8.34	8.13	8.90
Hepatus chilensis	3	-13.62	-14.29	-13.1	11.64	11.62	12.15	0	-	-	-	-	-	-
Romaleon setosum	0	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-
Octopus mimus	0	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-
Squilla sp.	0	-	-	-	-	-	-	3	-14.34	-14.47	-13.59	12.99	12.42	13.62

Anexo 2. Contribuciones promedio (con sus respectivos intervalos de credibilidad al 95%) de los recursos basales e ítems presa hacia sus consumidores analizados con SIMMR por temporada y año.

	Contribución del recurso basal o ítem presa (%)				
	Pre-lluvias 2016	**Lluvias 2016**	**Pre-lluvias 2017**	**Lluvias 2017**	**Contribución promedio**
Argopecten purpuratus					
Seston	37.6 (1-79)	37.6 (0-81)	38.1 (1-82)	38.6 (1-83)	38.0
MOP_{marina}	33.0 (0-76)	30.0 (0-73)	29.7 (0-71)	29.1 (0-71)	30.5
$MOP_{estuarina}$	29.4 (0-72)	32.4 (0-74)	32.1 (0-75)	32.4 (0-76)	31.6
Bursa ventricosa					
A. purpuratus			34.9 (0-75)	22.6 (0-58)	28.8
Tegula sp.			43.8 (3-84)	50.5 (6-91)	47.2
C. sexdecimdentatus			21.3 (0-55)	26.9 (0-69)	24.1
Cymatium sp.					
A. purpuratus			35.9 (1-77)	32.8 (0-71)	34.4
Tegula sp.			36.4 (1-76)	36.5 (1-76)	36.5
C. sexdecimdentatus			27.8 (0-65)	30.6 (0-69)	29.2
Hepatus chilensis					
A. purpuratus	70.1 (43-97)	74.9 (46-99)			72.5
Bursa ventricosa	29.9 (3-57)	25.1 (1-54)			27.5
Romaleon setosum					
A. purpuratus	70.6 (30-100)	71.6 (41-99)			71.1
Bursa ventricosa	29.4 (0-70)	28.4 (1-59)			28.9

Anexo 3. Resumen de medidas de estructura trófica para los consumidores en los años 2016 y 2017. SEA_C: Área de elipse estándar corregido por tamaño de muestra. Los porcentajes de representación del área superpuesta del SEA_C están indicados para cada comparación con los valores para las temporadas de la izquierda y arriba, respectivamente.

2016				
Temporada			**Pre-lluvias 2016**	**Lluvias 2016**
	SEAc (‰²)		3.98	9.07
			% representación del SEA_C	
Pre-lluvias 2016	3.98	**Superposición (‰)²**		(74.8 - 32.8)
Lluvias 2016	9.07		2.97	

2017				
Temporada			**Pre-lluvias 2017**	**Lluvias 2017**
	SEAc (‰²)		2.15	3.05
			% representación del SEA_C	
Pre-lluvias 2017	2.15	**Superposición (‰)²**		(73.2 - 51.5)
Lluvias 2017	3.05		1.57	

Anexo 4. Resumen de medidas de estructura trófica para los grupos funcionales de alimentación en las diferentes temporadas. SEA_C: Área de elipse estándar corregido por tamaño de muestra. Los porcentajes de representación del área superpuesta del SEA_C están indicados para cada comparación con los valores para las temporadas de la izquierda y arriba, respectivamente.

CONCHAS DE ABANICO						
Argopecten purpuratus						
Temporada			**Pre-lluvias 2016**	**Lluvias 2016**	**Pre-lluvias 2017**	**Lluvias 2017**
	SEA_C (‰^{2})		0.14	0.02	0.03	0.08
					% representación del SEA_C	
Pre-lluvias 2016	0.14	**Superposición (‰)^2**		(0.6 - 3.6)	0	0
Lluvias 2016	0.02		0.001		0	0
Pre-lluvias 2017	0.03		0.000	0.000		0
Lluvias 2017	0.08		0.000	0.000	0.000	

GASTERÓPODOS HERBÍVOROS				
Tegula sp.				
Temporada			**Pre-lluvias 2017**	**Lluvias 2017**
	SEA_C (‰^{2})		0.09	0.15
			% representación del SEA_C	
Pre-lluvias 2017	0.09	**Superposición (‰)^2**		0
Lluvias 2017	0.15		0	

DETRITÍVOROS BENTÓNICOS				
Cycloxanthops sexdecimdentatus				
Temporada			**Pre-lluvias 2017**	**Lluvias 2017**
	SEA_C ($‰^2$)		0.25	0.81
			% representación del SEA_C	
Pre-lluvias 2017	0.25	**Superposición $(‰)^2$**		(4.3 - 1.3)
Lluvias 2017	0.81		0.011	

GASTERÓPODOS PREDADORES						
Bursa ventricosa						
Temporada			**Pre-lluvias 2016**	**Lluvias 2016**	**Pre-lluvias 2017**	**Lluvias 2017**
	SEA_C ($‰^2$)		0.19	4.10	0.07	0.16
					% representación del SEA_C	
Pre-lluvias 2016	0.19	**Superposición $(‰)^2$**		(66.1 - 3.1)	0	0
Lluvias 2016	4.10		0.127		(1.4 - 76.1)	(0.3 - 7.1)
Pre-lluvias 2017	0.07		0.000	0.057		0
Lluvias 2017	0.16		0.000	0.011	0.000	
Cymatium sp.						
Temporada				**Lluvias 2016**	**Pre-lluvias 2017**	**Lluvias 2017**
	SEA_C ($‰^2$)			0.08	0.45	0.60
					% representación del SEA_C	
Lluvias 2016	0.08	**Superposición $(‰)^2$**			(51.1 - 8.9)	(24.7 - 3.2)
Pre-lluvias 2017	0.45			0.039		0
Lluvias 2017	0.60			0.019	0.000	

CANGREJOS PREDADORES					
Hepatus chilensis					
Temporada			**Pre-lluvias 2016**	**Lluvias 2016**	**Pre-lluvias 2017**
	SEA_C ($‰^2$)		0.14	0.29	1.12
				% representación del SEA_C	
Pre-lluvias 2016	0.14	**Superposición $(‰)^2$**		(12.6 - 6.1)	(59.9 - 7.5)
Lluvias 2016	0.29		0.018		(71.7 - 18.6)
Pre-lluvias 2017	1.12		0.084	0.209	
Romaleon setosum					
Temporada			**Pre-lluvias 2016**	**Lluvias 2016**	
	SEA_C ($‰^2$)		1.87	0.001	
				% representación del SEA_C	
Pre-lluvias 2016	1.87	**Superposición $(‰)^2$**		0	
Lluvias 2016	0.001		0.000		