



INFORME FINAL

“Determinación de los impactos en los recursos hidrobiológicos y en los ecosistemas marinos presentes en el área de influencia del derrame de hidrocarburo de Bahía Quintero, V Región”

SUBSECRETARÍA DE PESCA Y ACUICULTURA – Septiembre 2016



INFORME FINAL

“Determinación de los impactos en los recursos hidrobiológicos y en los ecosistemas marinos presentes en el área de influencia del derrame de hidrocarburo de Bahía Quintero, V Región”

SUBSECRETARÍA DE PESCA Y ACUICULTURA – Septiembre 2016

REQUIRENTE

SUBSECRETARÍA DE PESCA Y ACUICULTURA

Subsecretario de Pesca y Acuicultura
Raúl Súnico Galdames

EJECUTOR

INSTITUTO DE FOMENTO PESQUERO

Director Ejecutivo
Leonardo Núñez Montaner

Jefe División Investigación Pesquera
Claudio Bernal Larrondo

JEFE PROYECTO

Francisco Cárcamo Vargas



AUTORES POR LÍNEA DE INVESTIGACIÓN

PERCEPCIÓN REMOTA Y SIG

Instituto de Fomento Pesquero

Christian Espinoza Alvarado

Pontificia Universidad Católica de Valparaíso

Claudio Silva Gallinato

Viviana Vargas Sandoval

Jaime Aguilera Sandoval

José Lastra Muñoz

OCEANOGRAFÍA

Instituto de Fomento Pesquero

Jaime Letelier Pino

Elias Pinilla Matamala

EVALUACION DE RECURSOS BENTONICOS AMERB

Instituto de Fomento Pesquero

Álvaro Wilson Montecino

Luis Ariz Abarca

Evelyn Grego Rojas

MONITOREO DE MAMIFEROS MARINOS Y AVES

Instituto de Fomento Pesquero

Luis Figueroa Fábrega

Universidad de Valparaíso

Doris Oliva Ekelund

René Durán Figueroa

CARACTERIZACIÓN QUÍMICA

Instituto de Fomento Pesquero

Rodrigo Vera Sepúlveda

Luis Figueroa Fábrega

Luis Ariz Abarca

IMPACTO SOCIOECONÓMICO

Instituto de Fomento Pesquero

Luis Ariz Abarca

Evelyn Grego Rojas

Héctor Trujillo Portales

Pedro Romero Maltrana

SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Instituto de Fomento Pesquero

Francisco Cárcamo Vargas

Universidad Católica del Norte

Rodrigo Sfeir Yazigi



RESUMEN EJECUTIVO

El presente proyecto tuvo como objetivo general: *Determinar los impactos en las especies hidrobiológicas, en los ecosistemas marinos y en los aspectos socioeconómicos de las comunidades asociadas a actividades pesqueras en el área de influencia generada por el derrame de hidrocarburos en la Bahía de Quintero de la V Región.* Para ello se trabajó en 8 líneas de investigación, algunas apuntaron explícitamente a determinar el impacto del derrame y otras también incluyeron elementos de caracterización ambiental. A continuación, se presentan de forma resumida los principales contenidos y resultados obtenidos en cada una de las líneas de investigación abordadas.

En la Línea de Investigación N°1 sobre Percepción Remota y Sistema de Información Geográfico, se definió la evolución de la mancha causada por la descarga de hidrocarburos mediante la utilización de imágenes satelitales, considerando la dispersión espacial y temporal del hidrocarburo en el cuerpo de agua. Para ello, se adquirieron dos imágenes satelitales TerraSAR-X (TSX-1), de antes del derrame (22/09/2014) y de 12 horas posterior a éste (24/09/2014), y adicionalmente, tres imágenes radar Sentinel-1 de los días 6 y 30 de octubre y 23 de noviembre de 2014. Se realizaron diversos procesos de corrección a las imágenes. Ambos insumos satelitales, permitieron observar el proceso de expansión de la mancha de petróleo, desde 12 horas después de ocurrido el evento, con una rápida dispersión, hasta dos meses después cuando las manchas son menores.

Para caracterizar el tipo de sustrato de la línea de costa del área de estudio mediante imágenes satelitales, se utilizó una imagen Landsat-8 del 12-08-2014 y se adquirieron una imagen WorldView-2 del día 11-10-2014 y una WordView-3 del 19-09-2015. Las tres imágenes fueron sometidas a procesos de calibración y corrección, y posteriormente, fueron clasificadas supervisadamente aplicando redes neuronales, proceso que permitió identificar los tipos de sustrato presentes en el área de estudio. Los resultados obtenidos se basaron en la clasificación de tres tipos de sustratos: roca, arena y mixto, los cuales visualmente difieren de la clasificación de sustratos obtenida por los Estudios de Situación Base (ESBA).

Para la sistematización de la información obtenida en formatos digitales compatibles con la plataforma SIG utilizada por el IFOP (ArcGIS), tanto en archivos raster como vectoriales, se realizó: recopilación de información, revisión de la información base; elaboración y aplicación de modelos espaciales y representación cartográfica. La revisión y recopilación de información implicó la elaboración de tablas en formato Excel y la normalización de otros datos que provenían de diferentes instituciones y por lo tanto en diversos formatos. Además, se integraron los datos obtenidos de las líneas de investigación de fauna (Línea N°4), caracterización físico-química (N°5-6) y socioeconómica (N°7). Con la información obtenida, ya normalizada, se generaron bases de datos geográficas y de forma adicional se generaron modelos semi-automatizados que permiten obtener una base de datos geoespacial a partir de información existente y que puede ser operativo con información futura. Se espacializó todo el registro temporal de las matrices POAL, desde el año 1993 al 2014, generando una base de datos



histórica que es funcional en SIG. Lo mismo se realizó con el registro temporal de las AMERB, obteniendo una base de datos histórica con densidades de los recursos medidos en cada seguimiento. Adicionalmente se generó una base de datos geoespacial general que incorpora información proveniente de las otras líneas de investigación mencionadas y los datos post-derrame recolectados por DIRECTEMAR.

En la Línea de Investigación N°2 sobre Oceanografía, y para la caracterización oceanográfica del área de estudio, se realizaron mediciones de vientos, corrientes y condiciones hidrográficas en las estaciones de invierno y verano complementadas con observaciones de viento puestas a disposición por el Ministerio de Medio Ambiente y de corrientes por la consultora FEDMAR. Los resultados mostraron que el cuerpo de agua permanece oxigenado y sin grandes cambios de salinidad entre invierno y verano, mientras que la temperatura aumenta de 1° a 2°C entre ambas estaciones. La marea presente en la zona es semi-diurna mixta, el viento S-SW es dominante durante verano, mientras que en invierno la componente S se debilitó y aparecen periodos de viento N y NW. Las corrientes superficiales son conducidas principalmente por el viento, por lo que los cambios estacionales del viento mostraron cambios estacionales en la circulación. En ambas estaciones se observaron flujos salientes por la boca de la bahía, aunque en verano es a lo largo de toda la boca mientras que en invierno sale en el sector norte y se observó un flujo entrante en el sector sur. En invierno, el sector norte de la bahía mostró que los flujos salientes en toda la columna de agua fueron compensados por flujos entrantes superficiales y sub-superficiales hacia el sur de la mitad de la boca de la bahía. En verano, los flujos salientes superficiales y de fondo a lo largo de toda la boca son compensados por flujos entrantes intensos de media profundidad desde la mitad de la bahía hacia el norte.

Respecto a la modelación incorporada en esta línea, y referida al desarrollo de modelos de dispersión, se estudió la dinámica oceanográfica junto a la propagación del vertido de hidrocarburo en la bahía Quintero mediante modelación numérica. El modelo de circulación constó de una resolución de 100 a 200 m en la bahía Quintero y 500 a 1000 m. en la zona costera adyacente. Fue forzado con datos del modelo global Mercator y modelo atmosférico WRF. Posteriormente, calibrado y evaluado contra mediciones de las campañas oceanográficas del proyecto. La evaluación del modelo hidrodinámico indicó que el modelo es consistente respecto de las forzantes que están implicadas en su dinámica, pero tiene menor habilidad en replicar con exactitud los resultados. Las correlaciones en la banda marea en la capa superficial alcanzaron en promedio valores cercanos a 0.4, mientras que el error medio absoluto valores alrededor de 5 cm/s. En la escala submareal, las correlaciones en la capa superficial alcanzaron valores medios de 0.6 y un error medio absoluto de 3 cm/s.

Se simularon 3 periodos de aproximadamente 30 días cada uno, para invierno de 2015, verano de 2016 y para el evento de derrame (primavera de 2014). Los resultados mostraron una alta variabilidad de los patrones de circulación media superficiales dentro de la bahía Quintero, explicados en su mayor parte por la variabilidad del viento. Durante el invierno de 2015, la circulación media indicó en la capa superficial una entrada por la parte central y salida por la punta sur de la bahía con un giro anticiclónico en borde norte. Durante el verano de 2016, se registró una mayor complejidad de los patrones de circulación con la generación de al menos 3 grandes giros



anticiclónicos dentro de la bahía, mientras que, para el periodo del derrame de hidrocarburo, en primavera de 2014, se observó un flujo dominante de salida hacia el noroeste. La circulación media superficial en la zona costera externa de bahía Quintero y adyacentes, o sea, desde Papudo hasta Valparaíso, mostró para el periodo de invierno de 2015 un flujo dominante hacia el sur, situación que se repite para el periodo de verano de 2016, mientras que, para el periodo del derrame, en primavera de 2014, el flujo neto fue hacia el norte.

La simulación de derrame de hidrocarburo para el evento de derrame primavera de 2014, mostró un transporte dominante hacia el norte, generando la mayor conectividad con la zona costera de los sectores de Papudo y los Molles con una proporción menor al sector de Maitencillo. Los resultados concuerdan con reportes de seguimiento visual por parte de la autoridad y por procesamiento de imágenes satelitales reportados en Línea 1 de este proyecto. En un escenario hipotético de un sistema frontal intenso, con vientos dominantes desde el noroeste, es posible que el transporte pueda dirigirse hacia el sur, cubriendo las bahías de Concón y Valparaíso.

Se recomienda la implementación de un sistema de oceanografía operacional centrado en predicción de derrame de hidrocarburo, que cuente con información *in situ* en tiempo real (boyas oceanográficas, radares HF) y junto a esto, modelos numéricos hidrodinámicos y de propagación de hidrocarburos para pronosticar el transporte y destino de los contaminantes.

En la Línea de Investigación N°3 sobre Evaluación de Recursos Bentónicos en AMERB, y con el propósito de evaluar un eventual impacto del derrame de hidrocarburo sobre las poblaciones locales de recursos bentónicos y las comunidades asociadas al interior de las AMERB de la zona de estudio, se planteó: Evaluar los bancos naturales de recursos bentónicos asociados a las AMERB presentes entre el sector El Papagallo y Cachagua Sector A. Para ello, se estimó la densidad, abundancia y la biomasa de las especies principales sometidas a evaluación en los 8 sectores de AMERB localizados entre el área de estudio, y se evaluó los cambios en densidad, abundancia y biomasa de las especies principales en comparación a los seguimientos y evaluaciones realizadas antes del derrame.

Los principales resultados sugieren que los bancos naturales presentes en las AMERB no se habrían visto particularmente afectadas por el derrame de hidrocarburo producido en septiembre del 2014, y el estado poblacional de las especies principales dependería principalmente de la oferta natural de refugio, alimentación que proporciona el ambiente y del cuidado y manejo que los titulares de las AMERB realizan.

No obstante, en consideración al gran número de actividades antrópicas que se realizan en la zona de estudio y los antecedentes históricos de eventos de contaminación, se sugiere implementar un programa de monitoreo permanente, tanto al interior de las AMERB como fuera de ellas, que sea metodológicamente estandarizado, y considere las principales variables biológicas, ecológicas, pesqueras, ambientales, sociales y económicas.



En la Línea de Investigación N°4 sobre Monitoreo de Mamíferos y Aves Marinas, el trabajo estuvo dividido por especies objetivos. Para el caso de los cetáceos menores se pudo concluir que no hubo presencia de especímenes muertos producto del derrame del 24 de septiembre y de ninguno de los dos derrames ocurridos posteriormente. Esto se atribuye a la capacidad de detectar sustancias químicas en el agua que tienen este tipo de especies. Además, se constató una baja abundancia de estas especies solamente detectándose la presencia de un limitado grupo de delfines (no mayor a 10 ejemplares) de la especie nariz de botella (*Tursiops truncatus*), los cuales parecen ser visitantes esporádicos en la zona de estudio. Adicionalmente se constató la presencia de un par de ballenas jorobadas (*Megaptera novaeangliae*) en tránsito durante el periodo estival. Independiente de lo anterior, es importante considerar esta información pues existiría la posibilidad de un potencial efecto de este tipo de derrames en grupos de cetáceos en tránsito por la zona durante el periodo estival.

En relación a los lobos marinos, podemos mencionar que la única colonia de esta especie en la zona se encuentra en Farellones de Quintero, los cuales no sobrepasaron los 250 individuos. Existe presencia de todos los grupos sexuales y de las tallas, los cuales presentaron un estado corporal clasificado como bueno. No se detectó presencia de heridas atribuibles a hidrocarburos en los ejemplares y se concluye que dicha lobera es más bien de paradero y no reproductiva. En cuanto a los análisis de biopsias se detectó la presencia de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) (i.e. valores no superiores a 3500 ng/g en HAPs totales), aunque estos valores no fueron superiores en comparación con los análisis realizados a individuos provenientes de la zona de Chiloé. A pesar de esto, los valores nacionales son altos en comparación con registros para la misma especie en la zona costera de Argentina. El HAPs que mayor concentración registró en Quintero fue Benzo (a) Pireno (917 ng/g máximo).

Para el caso de las nutrias marinas o chungungos, se detectó la presencia de madrigueras activas en la zona de estudio, siendo la mayor abundancia en la zona del Islote de Cachagua. Esta zona coincide con la alta afluencia de veraneantes en el borde costero, los cuales al no ingresar a los roqueríos, no interactúan de manera negativa con los individuos observados. No se detectó presencia de ejemplares con petróleo en la zona. Las principales amenazas para esta especie están en la destrucción del hábitat por el uso intensivo del borde costero y el ingreso a sistemas de enfriamiento de las termoeléctricas del sector.

En el caso de los pingüinos, y en base a la recopilación de información, se informa que 14 individuos de la especie pingüino magallánico (*Spheniscus magellanicus*) fueron recolectados del borde costero en el momento en que ocurrió el vertimiento. De éstos, 8 fueron rehabilitados siendo liberados posteriormente en la zona de Cachagua. Con respecto a la colonia reproductiva del islote Cachagua, se comprobó que durante el año 2015 tuvo eventos reproductivos normales. En relación a las amenazas que puede sufrir esta colonia, se determinó una interacción negativa con pelicanos que anidaron en la isla, lo que sugiere competencia por espacio. Además, se corroboró la presencia de roedores que podrían alimentarse de huevos, y se realizó un experimento que sugeriría la predación de huevos por gaviotas de la especie *Larus dominicanus*.



En conclusión podemos mencionar que no se detectaron mayores efectos del derrame del 24 de septiembre del 2014 en mamíferos marinos, existiendo un mayor efecto en especies de aves marinas (pingüinos), siendo más bien acotado a la zona de impacto del vertimiento. En este sentido se sugiere considerar estas especies en los planes de contingencia, tomando en cuenta información referente a la temporalidad de los eventos y las características de cada una de estas especies.

En la Línea de Investigación N°5 y 6 sobre Caracterización Química en Recursos Hidrobiológicos, Columna de agua y Sedimentos y Registro Audiovisual de los Recursos Hidrobiológicos Submareales, y para dar respuesta a los objetivos propuestos, se trabajó mediante dos enfoques de investigación: el primero asociado a la información histórica que existe de la bahía de Quintero, recopilando, estandarizando y analizando información de diversas fuentes de origen, con la finalidad de comprender los procesos temporales y espaciales que pueden estar ocurriendo en la dispersión y almacenamiento de contaminantes al interior de la bahía. Y el segundo, asociado a la actualización y recopilación de información actual, para así determinar la presencia de químicos actuales dentro de la bahía y como esto se acopla a la información histórica del lugar.

El área de estudio fue definida entre el AMERB de Cachagua por el norte, hasta el AMERB del Papagayo ubicada al sur de la ciudad de Quintero. Se realizaron dos campañas de muestreo, siendo la primera campaña realizada en los meses de agosto/septiembre del 2015, correspondiendo a la condición invierno, y la otra durante los meses de enero y febrero del 2016, correspondiendo a la condición de verano. Se obtuvieron muestras en tres matrices: sedimentos intermareales; sedimentos submareales y muestras de agua de mar. En total se recolectaron 975 muestras (488 muestras por cada campaña), de las cuales 433 muestras fueron derivadas para análisis de hidrocarburos (i.e. 48 muestras para análisis de agua, 204 muestras para sedimentos y 180 muestras corresponden a biota marina). Por otro lado, para las determinaciones de metales se obtuvieron un total de 543 muestras, de las cuales 144 estuvieron asociadas a sedimentos y 399 a biota.

Si bien las concentraciones de hidrocarburos en su mayoría estuvieron bajo el límite de detección, las concentraciones de metales encontradas tanto en sedimentos como en tejido de biota mostraron la existencia de ciertas estaciones y especies donde se presentan acumulación de metales (e.g. estaciones 8, 10, 11, 24), las que coinciden con los patrones de circulación de la bahía de Quintero. La estación con mayores concentraciones fue la estación 24, que se encuentra en la zona de los Farellones de Quintero. Luego le siguen las estaciones ubicadas en la porción norte de la bahía, y que se encuentran aledañas a la desembocadura del estero Campiche. En relación a los organismos bentónicos analizados, los crustáceos carroñeros y moluscos gastrópodos carnívoros acumularon metales en sus tejidos (e.g. arsénico en jaibas alcanzó aprox. $118 \mu\text{g g}^{-1}$ y en locos hasta $189 \mu\text{g g}^{-1}$). Si bien estos valores son altos, no pueden ser referidos o comparados con la normativa nacional (i.e. Reglamento Sanitario de los Alimentos DTO N° 977/96), pues los niveles en el reglamento están en función del arsénico inorgánico y no de arsénico total, que fue lo que se midió en el presente proyecto. A nivel espacial, los mayores niveles de este elemento fueron detectados en la zona de Farellones de Quintero, Loncura y Ventanas. El origen de estos niveles en las dos últimas estaciones



puede estar relacionado con la actividad industrial de la zona. En el caso de Farellones de Quintero, pueden influir dos factores, el primero es una disminución de la intensidad de la corriente por la interacción con el farellón, originando un aumento en la tasa sedimentación, y por consiguiente, una acumulación de los metales en la zona. Un segundo factor puede estar dado por la presencia de un naufragio, aunque no se tiene claridad como esto puede afectar la química de los sedimentos.

En la Línea de Investigación N° 7 sobre Impacto Socioeconómico, se determinaron los impactos sociales y económicos sobre el grupo de pescadores definidos para el área de estudio. En términos metodológicos, y dada las particularidades de los pescadores, previo a la evaluación se realizó una caracterización de los usuarios, identificando su dinámica productiva y agrupándolos según ésta. Para cada conjunto, se realizó una evaluación de los impactos centrados en la evaluación *ex ante* y *ex post* de un conjunto de indicadores económicos productivos y socioeconómicos; además de evaluar las percepciones de los efectos del derrame de hidrocarburo. La identificación de los impactos se realizó por medio de modelos estadísticos multivariados que permitieron evaluar las medianas para ambos periodos.

Los principales resultados indicaron que las pérdidas económicas, asociada al periodo de evaluación (24 de septiembre al 20 de diciembre del 2014) correspondieron a 631 millones de pesos brutos. El grupo I y II, correspondientes a los pescadores de las caletas de Embarcadero, El Manzano (grupo I) y Papagallo (grupo II), presentaron impactos significativos tanto en sus indicadores económicos productivos y socioeconómicos, percibiendo los mayores impactos asociados al derrame de hidrocarburo. El grupo III, asociado a las caletas de Loncura y Horcón, presentaron impactos sobre los indicadores socioeconómicos, pero no sobre los económicos productivos, situación que se asoció a un aumento en la actividad posterior al derrame, retornando rápidamente a una situación similar al momento previo, y una disipación de la renta. Por su parte, el grupo IV, compuesto por las caletas Ventanas, Quintero y Cachagua, no presentaron impactos asociados al derrame producto que su actividad principal estuvo asociada a la prestación de servicios industriales y turísticos.

Respecto a la compensación económica otorgadas por la industria privada, se pudo evaluar estadísticamente que a las personas favorecidas con este aporte, les permitió mantener o mejorar los niveles de ingresos obtenidos previo al evento de contaminación.

Por su parte, las percepciones de los usuarios asociados al evento de derrame fueron clasificados respecto de sus impactos directos, relacionados al desarrollo de la actividad, e indirectos, correspondiente a factores exógenos que inciden en la dinámica productiva. De los problemas detectados, dos fueron problemas transversales a los diferentes usuarios asociados al: i) impedimento del desarrollo de la actividad; y ii) los canales de información utilizados, desde la institucionalidad y al sector privado.

En la Línea de Investigación N° 8 sobre Evaluación de servicios ecosistémicos, se identificaron los principales servicios ecosistémicos presentes en el área de estudio y luego, se intentó estimar la pérdida de valor económico del ecosistema por efecto del derrame de hidrocarburos, considerando



para ello, un tipo de servicio ecosistémico, que correspondió al servicio de provisión. Como aproximación para estimar la pérdida atribuible al derrame, se propuso la valoración económica del servicio ecosistémico de provisión basado en la proyección de stock de especies hidrobiológicas de relevancia comercial y con énfasis en los recursos objetivos de las AMERB y que han sido evaluados en la línea de investigación N° 3. Los recursos explotados en AMERB fueron propuestos como aproximación para medir eventuales cambios en las variables productivas (e.g. biomasa, abundancia) atribuibles al derrame.

Un total de 18 servicios ecosistémicos marino-costeros fueron identificados como relevantes para el área de estudio. Para la categoría de servicios de provisión, se identificaron dos tipos de servicios (Provisión de alimento y Materias primas). Para la categoría de servicios de regulación, se identificaron dos tipos de servicios (Tratamiento y asimilación de aguas residuales y Regulación del clima). Para la categoría de servicios culturales, se identificaron tres tipos de servicios (Información para el desarrollo cognitivo, Turismo y recreación, y Apreciación estética). Finalmente, se identificaron dos tipos de servicios de soporte (Hábitat para especies migratorias y criadero y Protección del patrimonio genético).

A partir de los resultados del objetivo específico la línea N°3 (Evaluar los cambios en las densidades, abundancias y biomasa de las especies principales en comparación a los seguimientos y evaluaciones realizadas antes del derrame), no fue posible medir la tasa de cambio de variables productivas asociadas de manera específica al servicio ecosistémico de provisión en AMERB y atribuibles al derrame de hidrocarburo. Dado los resultados obtenidos en la línea N°3, no fue posible estimar la pérdida de valor económico del ecosistema por efecto del derrame de hidrocarburos y bajo el enfoque de valoración de un tipo de servicio ecosistémico (de provisión), lo que no significa que bajo otros enfoques y métodos de valoración, que en otras áreas de la bahía y zona de estudio, que otros estadios de desarrollo de biota (e.g. larvas), o que otros servicios ecosistémicos que ocurren en el área hayan visto afectada su provisión con la consecuente pérdida de valor económico.

De forma adicional, se presentan y discuten elementos a considerar para estimar impacto de derrames en la provisión de servicios ecosistémicos y en el contexto de programas de monitoreo y evaluación de impacto ambiental producidos por derrames de hidrocarburo.

Adicionalmente se incorpora una sección sobre Consideraciones para proyectos de Biorremediación en la bahía de Quintero, donde se discuten diversas técnicas de recuperación de los fondos marinos y columna de agua en presencia de metales e hidrocarburos.

A través del desarrollo de todas las líneas de investigación del presente proyecto y en una sección especial (*Consideraciones para programas de monitoreo y evaluación de impacto ambiental producto de derrames*), se presentan conclusiones y recomendaciones que deberían ser incorporadas como dimensiones y variables claves en el diseño y desarrollo de futuros programas de monitoreo y evaluación integral de impacto de derrames, y en el contexto de una planificación espacial ambiental para la bahía de Quintero.



ÍNDICE GENERAL

| | Página |
|---|--------|
| RESUMEN EJECUTIVO | -i |
| 1. INTRODUCCIÓN | -1 |
| 2. ANTECEDENTES | -2 |
| 3. OBJETIVOS | -3 |
| 4. INFORME DE GESTIÓN POR LÍNEA DE INVESTIGACIÓN | -7 |
| 5. INFORMES POR LÍNEA DE INVESTIGACIÓN | -9 |
| Línea de Investigación N°1. Percepción Remota y SIG | 9 |
| Línea de Investigación N°2. Oceanografía | 155 |
| Línea de Investigación N°3. Evaluación de Recursos Bentónicos en AMERB | 299 |
| Línea de Investigación N°4. Monitoreo de Mamíferos y Aves Marinas | 339 |
| Línea de Investigación N°5-6. Caracterización Química | 421 |
| Línea de Investigación N°7. Impacto socio-económico | 517 |
| Línea de Investigación N°8. Evaluación de servicios ecosistémicos | 611 |
| Consideraciones para proyectos de Biorremediación | 669 |
| Consideraciones para programas de monitoreo y evaluación de impacto ambiental | 689 |

ANEXOS:

Línea de Investigación N° 1: Percepción Remota y SIG

Anexo 1. Informe Final PUCV sobre consultoría: Percepción remota y sistemas de información geográfico.

Anexo 2. Detalle contenidoS base de datos.

Línea de Investigación N° 2: Oceanografía

Anexo 3. Registro de desplazamiento de derivadores, campaña invierno 2015 y verano 2016.

Anexo 4. Autorización SHOA para efectuar trabajos oceanográficos y Certificado calibración CTDO.



Línea de Investigación N° 3: Evaluación de Recursos Bentónicos en AMERB.

Anexo 5. Informes de Seguimiento 5 AMERB.

Anexo 6A. Informe Estado de las Especies Principales 3 AMERB.

Anexo 6B. Figuras y Tablas de la Evaluación de Comunidades Bentónicas.

Línea de Investigación N° 4: Monitoreo de Mamíferos y Aves Marinas

Anexo 7. Informe Final UV sobre consultoría: Monitoreo de Mamíferos y Aves Marinas.

Línea de Investigación N° 5-6: Caracterización Química en Recursos, Agua y Sedimentos.

Anexo 8. Informe Línea Base recopilación de información ambiental en la Bahía de Quintero.

Anexo 9. Bases técnicas licitación pública y Contrato consultoría AGRIQUEM.

Anexo 10. Fuentes de información y ubicación geográfica de las estaciones análisis histórico. Listado metodologías analíticas y respectivos límites detección exigidas en POAL.

Anexo 11. Informe de Análisis metales e hidrocarburos, Campaña Invierno 2015, AGRIQUEM.
Informe de Análisis metales e hidrocarburos, Campaña Verano 2016, AGRIQUEM.

Anexo 12. Reporte campañas de toma de sedimentos y registro audiovisual submareal.

Anexo 13. Resultados caracterización química recursos hidrobiológicos, columna agua y sedimentos.

Línea de Investigación N° 7: Impacto socio-económico

Anexo 14. Descripción de las Bases de Datos.

Anexo 15. Encuesta y Entrevista aplicadas.

Anexo 16. Problemas identificados por los usuarios.

Otros

Anexo 17. Respuestas a Informes de Calificación Técnica



1. INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas, Chile ha experimentado un fuerte crecimiento económico lo que ha traído consigo la puesta en marcha de diversos proyectos industriales que requieren para su funcionamiento la ubicación en zonas costeras. Las comunas de Quintero y Puchuncaví no han estado ajenas a estos procesos ya que en la década de los años 60 se constituyó la generación de diversos polos de desarrollo los cuales motivaron la concentración de acciones dirigidas a establecer un importante centro productivo en la zona. En la madrugada del miércoles 24 de septiembre de 2014 se produjo un derrame de hidrocarburos en la bahía Quintero, en las cercanías del Terminal Marítimo de ENAP Refinerías S.A., cuyos efectos se observaron en gran parte de la Bahía de Quintero, área en la cual, se ubican sectores de extracción de recursos bentónicos administrados por pescadores artesanales (como las áreas de manejo) y de diferentes especies marinas que residen habitualmente en la bahía.

El Artículo 1° B de la Ley General de Pesca y Acuicultura (LGPA) señala que el objetivo de la Ley es la conservación y el uso sustentable de los recursos hidrobiológicos, mediante la aplicación del enfoque precautorio, de un enfoque ecosistémico en la regulación pesquera y la salvaguarda de los ecosistemas marinos en que existan estos recursos. Por otra parte, considerando la necesidad de resguardar la sustentabilidad de los recursos pesqueros, de proteger la fauna acuática con medidas de conservación amparadas en la LGPA y las actividades económicas que se desarrollan en torno a los recursos hidrobiológicos asociados a la Bahía de Quintero y, en vista de la necesidad de determinar los posibles impactos en la biota acuática presentes en el área de dispersión derrame, para la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura resulta necesario recabar información biológico-pesquera sobre los efectos del derrame en las especies hidrobiológicas, en los ecosistemas marinos y las actividades pesqueras. De acuerdo a lo señalado, la autoridad pesquera encomendó al Instituto de Fomento Pesquero el desarrollo del proyecto “Determinación de los impactos en los recursos hidrobiológicos y en los ecosistemas marinos presentes en el área de influencia del derrame de hidrocarburo de Bahía Quintero, V Región”, llamado genéricamente proyecto “Bahía Quintero”.

El presente documento corresponde al Informe Final y reporta la gestión y resultados de todas las actividades comprometidas en la propuesta, incorporando las observaciones y recomendaciones sugeridas en los diversos informes de calificación técnica del evaluador.



2. ANTECEDENTES

2.1 Área de estudio

El área de estudio corresponde al borde costero entre la el sector “El Papagallo” y “Cachagua”, al interior del cual, se ubican 8 AMERB (Figura 1).

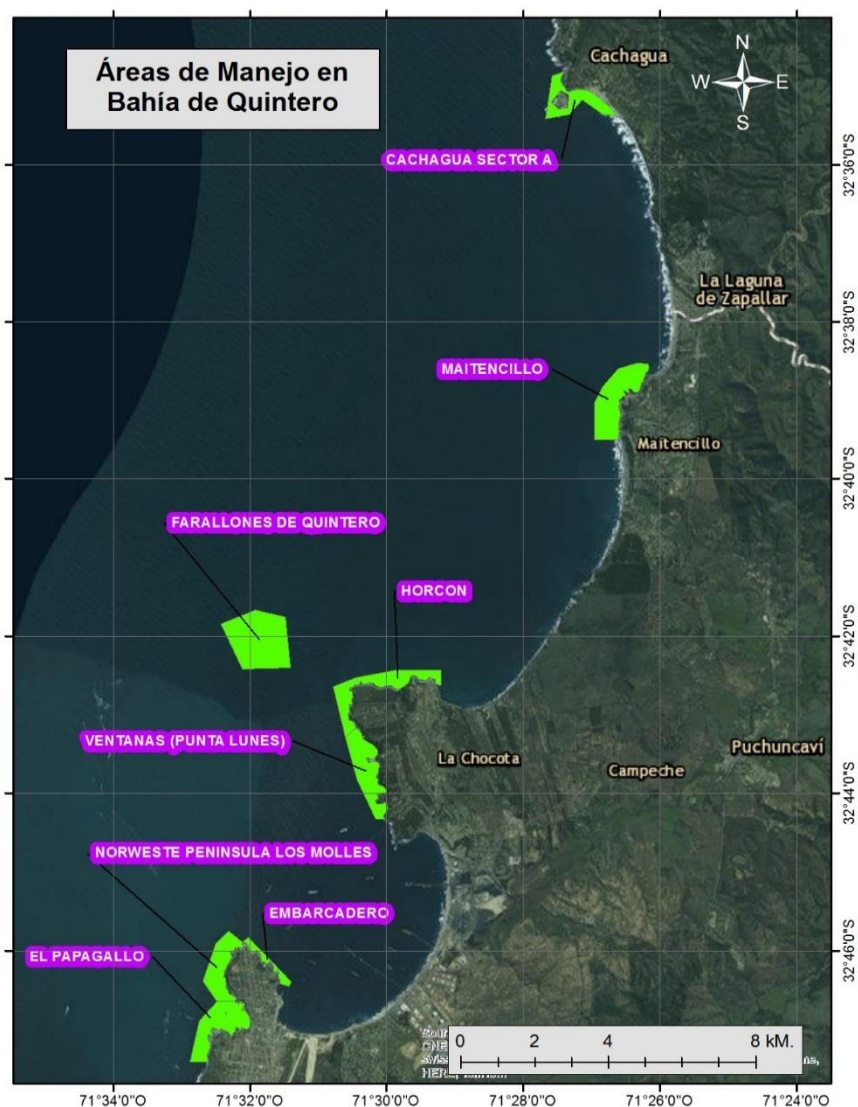


Figura 1. Zona de Estudio y AMERB asociadas.
(Fuente: Elaboración propia de IFOP).



3. OBJETIVOS

3.1 Objetivo general

Determinar los impactos en las especies hidrobiológicas, en los ecosistemas marinos y en los aspectos socioeconómicos de la comunidades asociadas a actividades pesqueras en el área de influencia generada por el derrame de hidrocarburos en la Bahía de Quintero de la V Región.

3.2 Objetivos Por Línea de Investigación

3.2.1 Línea de Investigación N° 1:

Percepción Remota y Sistema de Información Geográfico

Objetivo General

Definir y caracterizar físicamente el área de influencia marina costera asociada a la descarga de hidrocarburos en la Bahía de Quintero, Región de Valparaíso, y registrar la información espacial obtenida del estudio de forma sistematizada y estandarizada en una plataforma de Sistemas de Información Geográfico (SIG).

Objetivos Específicos

- a) Definir y caracterizar físicamente el área de influencia de la descarga de hidrocarburos mediante la utilización de imágenes satelitales e información obtenida en terreno, considerando la evolución de la dispersión espacial y temporal del hidrocarburo en el cuerpo de agua involucrado.
- b) Registrar la información base de las evaluaciones que generará el presente estudio de forma sistematizada y estandarizada en una plataforma SIG.

3.2.2 Línea de Investigación N° 2:

Oceanografía

Objetivo General

Caracterizar oceanográficamente el área de impacto del derrame en bahía Quintero, V Región, Chile.

Objetivos Específicos

Determinar el patrón de circulación del área de estudio a través de las mediciones eulerianas y langrangianas y desarrollo de modelos de dispersión.



3.2.3 Línea de Investigación N° 3:

Evaluación de Recursos Bentónicos en AMERB

Objetivo General

Evaluar los bancos naturales de recursos bentónicos asociados a las AMERB presentes entre el sector El Papagallo y el área de manejo Cachagua Sector A.

Objetivos Específicos

- a) Estimar la densidad, abundancia y la biomasa de las especies principales sometidas a evaluación en los 8 sectores de AMERB localizados entre el sector El Papagallo y el área de manejo llamada Cachagua Sector A.
- b) Evaluar los cambios en las densidades, abundancias y biomasa de las especies principales en comparación a los seguimientos y evaluaciones realizadas antes del derrame.

3.2.4 Línea de Investigación N° 4:

Monitoreo de Mamíferos y Aves Marinas

Objetivo General

Determinar el impacto del derrame de hidrocarburos en Bahía Quintero y su área de influencia sobre especies de mamíferos marinos y aves (cetáceos menores, lobos de mar, chungungos y pingüinos).

Objetivos Específicos

Cetáceos Menores

Determinar la existencia de especies de cetáceos menores de hábitos costeros en el área de influencia del derrame de hidrocarburos en la Bahía de Quintero, generando un indicador de presencia y abundancia relativa.

Lobo de mar

- a) Determinar la presencia georreferenciada de agrupaciones de lobos marinos comunes (loberas paraderos y loberas reproductivas) en el área de influencia del derrame de hidrocarburos en la Bahía de Quintero.
- b) Estimar la conformación de grupos etarios y sexo, en las agrupaciones de lobos marinos comunes.
- c) Estimar la condición corporal de los individuos en el tiempo.
- d) Determinar, cuantificar y registrar fotográficamente la presencia de lobos marinos comunes manchados con petróleo en el área de influencia del derrame de hidrocarburos en la Bahía de Quintero, con la finalidad de diseñar un indicador cuantitativo de su prevalencia en el tiempo.



Chungungo

- a) Determinar la presencia de madrigueras (activas y abandonadas) de chungungo (*Lontra felina*) a lo largo del litoral rocoso en el área de influencia del derrame de hidrocarburos en la Bahía de Quintero.
- b) Determinar la presencia de ejemplares de chungungo (*Lontra felina*) en el área de influencia del derrame de hidrocarburos en la Bahía de Quintero, estableciendo un plan de monitoreo para la estimación de su abundancia relativa.

Pingüinos y Aves Marinas

- a) Evaluar las colonias de pingüinos Humboldt ubicadas en IV y V Regiones de Chile.
- b) Estimar la cantidad de parejas reproductivas y/o nidos activos y éxito de posturas de pingüino de Humboldt en sus colonias de anidamiento entre la IV y V Regiones de Chile.
- c) Conocer el impacto del derrame en la población y grado de amenaza para la conservación en cada sitio prospectado.

3.2.5 Línea de Investigación Nº 5 y 6:

Caracterización Química en Recursos Hidrobiológicos, Columna de agua y Sedimentos y Registro Audiovisual de los Recursos Hidrobiológicos Submareales

Objetivo General

Determinar las variables químicas en agua, sedimentos y recursos hidrobiológicos, junto con caracterizar los recursos hidrobiológicos submareales de las zonas que han sido afectadas por la descarga de hidrocarburos al mar, en el área de estudio.

Objetivos Específicos

- a) Realizar una recopilación de los antecedentes disponibles, referidos a las características físico- químicas de la columna de agua y sedimentos y, los registros de los recursos hidrobiológicos en el área de estudio.
- b) Desarrollar el plan de monitoreo propuesto para la determinación de las variables químicas en agua y sedimentos y la caracterización de los recursos hidrobiológicos presentes en el área de estudio, siguiendo las metodologías establecidas en las presentes bases técnicas.
- c) Realizar un análisis químico que permita determinar la presencia de hidrocarburos y metales pesados en los recursos hidrobiológicos del área de estudio, junto con registrar la presencia visual de hidrocarburos en estos recursos.

3.2.6 Línea de Investigación Nº 7:

Impacto socio-económico

Objetivo General

Evaluar el impacto socioeconómico en el sector pesquero, generado por el derrame de hidrocarburos ocurrido en la bahía de Quintero



Objetivos Específicos

- a) Realizar un diagnóstico socioeconómico de la pesca artesanal, pre y post derrame en las zonas afectadas
- b) Identificar los recursos pesqueros explotados y su nivel de afectación en el área de influencia del derrame, en términos de cantidades y precios en el mercado de playa y flujo comercial derivado.
- c) Evaluar en términos cualitativos el efecto percibido por los usuarios, respecto de los recursos explotados por la flota artesanal e industrial.

3.2.7 Línea de Investigación N° 8:

Evaluación de servicios ecosistémicos

Objetivo General

Estimar la pérdida de valor económico del ecosistema de la Bahía de Quintero por efecto del derrame de hidrocarburos.

Objetivos Específicos

- a) Identificar los principales bienes y servicios ecosistémicos provistos por la Bahía Quintero.
- b) Identificar y medir la tasa de cambio de variables productivas asociadas a servicios ecosistémicos de provisión atribuibles al derrame de hidrocarburos.
- c) Valorar económicamente el cambio en las variables productivas afectadas, tanto en el corto plazo como en el largo plazo.



4. INFORME DE GESTIÓN POR LÍNEA DE INVESTIGACIÓN

4.1 Resumen de actividades desarrolladas

Para cada línea de investigación, se indican las principales actividades desarrolladas, institución encargada y el nivel de cumplimiento (Tabla 1).

Tabla 1.
Resumen de las principales actividades desarrolladas por línea de investigación.

| Líneas Investigación | Actividad | Institución a cargo | Avance actividad | Avance línea |
|---|---|---------------------|------------------|--------------|
| 1. Percepción Remota y SIG. | Análisis imágenes satelitales | PUCV | 100 % | 100 % |
| | Caracterización sustrato línea de costa | PUCV | 100 % | |
| | Sistematización información en SIG | PUCV | 100 % | |
| 2. Oceanografía | Levantamiento datos campaña verano | FEDMAR | 100 % | 100 % |
| | Caracterización oceanográfica y modelación | IFOP | 100 % | |
| 3. Evaluación recursos AMERB | Levantamiento datos en 8 AMERBs | IFOP | 100 % | 100 % |
| | Preparación Informes Seguimiento AMERBs | IFOP | 100 % | |
| 4. Aves y mamíferos marinos. | Levantamiento datos cetáceos | UV | 100 % | 100 % |
| | Levantamiento datos lobos marinos | UV | 100 % | |
| | Levantamiento datos chungungos | UV | 100 % | |
| | Levantamiento datos aves marinas | UV | 100 % | |
| 5-6. Características físico químicas, agua, sedimento, biota. | Obtención muestras sedimento, agua y biota campaña verano | IFOP/ Octopus | 100 % | 100 % |
| | Filmación submarina campaña verano | Octopus | 100 % | |
| | Análisis de laboratorio campaña invierno | Agriquem | 100 % | |
| | Entrega a laboratorio de muestras campaña verano | IFOP | 100 % | |
| | Revisión bibliográfica proyecto | UNAB | 100 % | |
| 7. Impacto socio-económico. | Levantamiento información socio-económica | IFOP | 100 % | 100 % |
| | Levantamiento información percepciones | IFOP | 100 % | |
| | Ajuste metodológico para análisis información | IFOP | 100 % | |
| | Análisis información y preparación informes | IFOP | 100 % | |
| 8. Evaluación servicios ecosistémicos | Identificación servicios ecosistémicos | IFOP | 100 % | 100 % |
| | Entrega información AMERB para valoración económica servicio de provisión | IFOP | 100 % | |
| | Valoración económica servicio ecosistémico de provisión | Consultor | 100 % | |



4.2 Respuestas a Informes de Calificación Técnica

En el anexo 17 de adjuntan los diversos informes que el ejecutor ha generado para responder a las diversas observaciones surgidas desde los diversos Informes de Calificación Técnica, según el siguiente detalle:

- A través de carta IFOP/CP/2016/N°89/DIR N°589 con fecha 12 de julio del 2016, se envió adenda al Informe de Calificación Técnica N°42/2016 donde se responden las observaciones al Informe de Avance N°4 del proyecto.
- A través de carta IFOP/CP/2016/N°58/DIR N°373 con fecha 28 de abril del 2016, se envió adenda al Informe de Calificación Técnica N°24/2016 donde se responden las observaciones al Informe de Avance N°3 del proyecto.
- A través de carta IFOP/CP/2016/N°50/DIR N°351 con fecha 15 de abril del 2016, se envió adenda al Informe de Calificación Técnica N°50/2015 donde se responden las observaciones al Informe de Avance N°2 del proyecto.
- A través de carta IFOP/CP/2016/N°49/DIR N°347 con fecha 14 de abril del 2016, se envió adenda al Informe de Calificación Técnica N°23/2015 donde se responden las observaciones al Informe de Avance N°1 del proyecto.

4.3 Desarrollo por Línea de Investigación

En la siguiente sección, se presentan los resultados e informes finales para cada una de las líneas de investigación consideradas. Las campañas de invierno y verano asociadas a las líneas 2 (Oceanografía), línea 3 (Evaluación de AMERB), línea 4 (Monitoreo de aves y mamíferos marinos) y 5-6 (Caracterización físico-química) fueron finalizadas exitosamente. Para cada una de la líneas se agregan conclusiones y recomendaciones en el contexto de los resultados obtenidos en el presente proyecto y en perspectiva de un futuro plan o programa de monitoreo ambiental para el área de estudio. Adicionalmente se agrega una sección sobre biorremediación, que orienta de manera general y basada principalmente en una revisión bibliográfica de experiencias internacionales sobre el desarrollo de proyectos de biorremediación en cuerpos de agua contaminados.



Línea de Investigación N° 1

Percepción Remota y Sistema de Información Geográfico





1. INTRODUCCI3N

En la actualidad, en la Bahía de Quintero existe una importante actividad industrial la cual ha traído consigo una serie de conflictos territoriales entre sus usuarios, debido a su afectaci3n producto de la ocurrencia de diversos eventos ambientales de origen antr3pico, que han traído consigo una perceptible disminuci3n de la calidad ambiental de la bahía, afectando directamente a las comunidades de pescadores artesanales y a los recursos hidrobiol3gicos.

La madrugada del mi3rcoles 24 de septiembre, se produce un derrame de hidrocarburos en el mar, lo cual ocurri3 en las cercanías del Terminal Marítimo de ENAP Refinerías S.A. El incidente se gatilla en circunstancias en que un buque con bandera de las Islas Marshall realizaba la descarga del combustible a un estanque de ENAP. Una Nave, que estaba amarrada a una monoboya cort3 espías, ocasionando la ruptura de la conexi3n del buque al terminal, Situaci3n que produjo el derrame de los hidrocarburos hacia el medio marino. De acuerdo a estimaciones iniciales de ENAP, la cantidad vertida de petr3leo crudo durante la faena de descarga alcanzaría los 3 metros cúbicos (3 mil litros) de la descarga total del buque. Sin embargo, días despu3s, mediante declaraci3n de la misma empresa, se señaala que el volumen estimado del hidrocarburo vertido ascendería a la cantidad de 22 metros cúbicos (22 mil litros).

En consideraci3n al Artícuo 1° B de la Ley General de Pesca y Acuicultura (LGPA) que señaala claramente que el objetivo de la Ley es la conservaci3n y el uso sustentable de los recursos hidrobiol3gicos, mediante la aplicaci3n del enfoque precautorio, de un enfoque ecosistémico en la regulaci3n pesquera y la salvaguarda de los ecosistemas marinos en que existan estos recursos. Bajo esta premisa y la necesidad de resguardar la sustentabilidad de los recursos pesqueros, proteger la fauna acuática con medidas de conservaci3n amparadas en la LGPA y las actividades económicas que se desarrollan en torno a los recursos hidrobiol3gicos asociados a la Bahía de Quintero y, en vista de la necesidad de determinar los posibles impactos en la biota acuática presentes en el área de dispersi3n derrame, la SSPA impuls3 la realizaci3n del estudio **"Determinaci3n de los impactos en los Recursos Hidrobiol3gicos y en los Ecosistemas Marinos Presentes en el Área de Influencia del Derrame de Hidrocarburo de Bahía Quintero, V Regi3n"**, el que incluía una Línea de Investigaci3n sobre Percepci3n Remota y Sistemas de Informaci3n Geográfico (SIG), y para su desarrollo se solicit3 realizar estimaciones físicas asociadas al área de impacto del hidrocarburo por medio del análisis digital de imágenes satelitales del tipo RADAR, tomando en consideraci3n la recolecci3n de informaci3n obtenida en terreno, además de desarrollar un S.I.G. donde sistematice y estandarice toda la informaci3n obtenida en el estudio con bases de datos georreferenciadas.

En las siguientes secciones se presenta una versi3n resumida del informe final asociada al desarrollo de la Línea de Investigaci3n, una versi3n extendida que incluye mayor cantidad de figuras y tablas se presenta en el **Anexo 1**.



2. OBJETIVOS

El Objetivo General fue definir y caracterizar físicamente el área de influencia marina costera asociada a la descarga de hidrocarburos en la Bahía de Quintero, Región de Valparaíso, y registrar la información espacial obtenida del estudio de forma sistematizada y estandarizada en una plataforma de Sistemas de Información Geográfico (SIG). Para el logro del objetivo general se plantearon los siguientes objetivos específicos:

- a) Definir la evolución de la mancha causada por la descarga de hidrocarburos mediante la utilización de imágenes satelitales, considerando la dispersión espacial y temporal del hidrocarburo en el cuerpo de agua involucrado.
- b) Caracterizar mediante el uso de imágenes satelitales el tipo de sustrato de la línea de costa del área de estudio.
- c) Sistematizar la información obtenida en formatos digitales compatibles con la plataforma SIG utilizada por el IFOP (ArcGIS), tanto en archivos raster como vectoriales.

3. METODOLOGÍA

3.1 Objetivo 1:

Definir la evolución de la mancha causada por la descarga de hidrocarburos mediante la utilización de imágenes satelitales, considerando la dispersión espacial y temporal del hidrocarburo en el cuerpo de agua involucrado.

La detección de derrames de petróleo con imágenes satelitales y software especializados proporciona información detallada sobre la localización y el tamaño de las capas de petróleo, incluso las más pequeñas. Basándose en las extraordinarias imágenes de satélites, tanto ópticas como radar, y en algoritmos matemáticos se generan datos precisos sobre la posición exacta de los derrames, su superficie, forma y dirección de deriva. Esta información se puede combinar además con los datos de localización de los derrames recolectados en terrenos antes, durante y después del evento. Las imágenes satelitales obtenidas por radar son particularmente útiles para detectar vertidos ilegales: la textura lisa de las capas de petróleo en la superficie del mar reduce la intensidad de la señal que retorna al satélite, por lo que el derrame aparecerá como una superficie oscura en las imágenes SAR. Así, los usuarios de estas imágenes cuentan con información fiable y actualizada gracias a los medios de observación operados por diversas instituciones dueñas de los satélites, que captan imágenes en campo amplio de alta resolución espacial (18 m), tanto de día como de noche y sin importar las condiciones meteorológicas. Imágenes como las del satélite TerraSAR-X de la compañía Airbus Defence and Space son utilizadas actualmente para la detección de los derrames de petróleo (**Figura 1**).

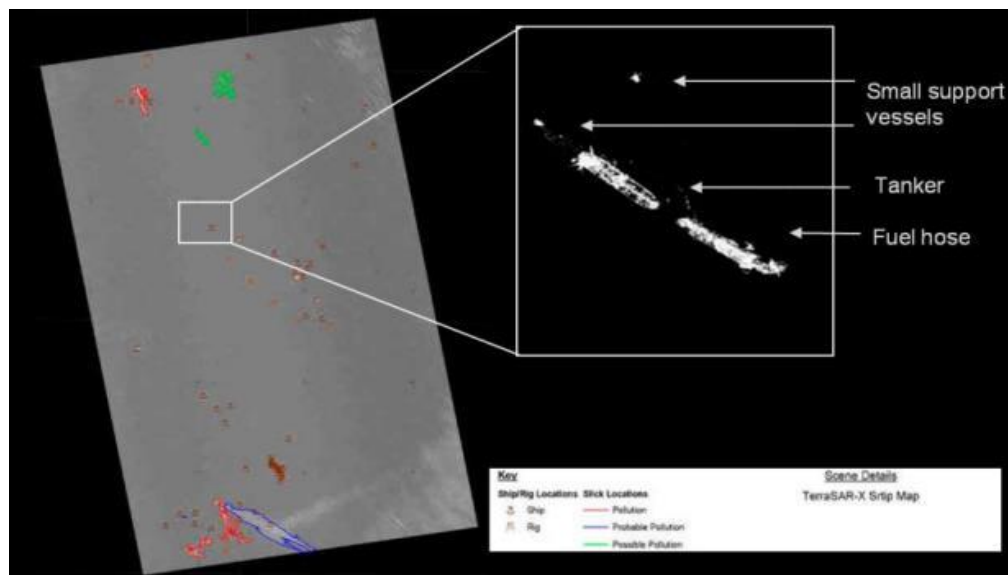


Figura 1. Análisis de la contaminación petrolera basada en datos TerraSAR-X.



3.1.1 Disponibilidad y adquisición de imágenes radar para la zona y período de estudio

Debido a lo costoso de adquirir periódicamente las imágenes radar por parte de las empresas dueñas de los satélites (ejemplo Radarsat, ENVISAT, TerraSAR-X), por lo general éstas imágenes se adquieren o compran vía pedido ya que el satélite no está tomando en forma continua. Por lo tanto, hay que tener la suerte que alguien haya pedido para la zona de estudio en las fechas de interés. Sin embargo, y luego de hacer una búsqueda y cotización exhaustiva con los proveedores de imágenes radar a nivel global (MDA para Radarsat, Imagine-IT Chile, ESRI Chile, Airbus, entre otros), se identifica la disponibilidad de dos imágenes del satélite TerraSAR-X para la zona de estudio, una antes del evento (22 de septiembre 2014 10:40 hora local) y otra a pocas horas después del derrame (24 de septiembre 2014 20:15 hora local). En la **Figura 2** se muestran las características de las 2 imágenes TerraSAR-X disponibles y que fueron adquiridas el 6 de octubre de 2015 a Imagine-IT, distribuidor en Chile de las imágenes radar TerraSAR-X.

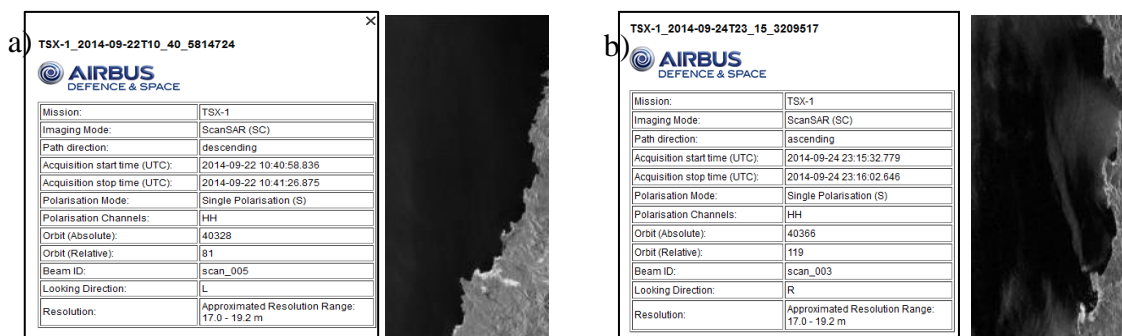


Figura 2. Características y quicklook de las imágenes TerraSAR-X disponibles: a) antes del evento (22 de septiembre 2014 7:40 hrs) y b) a pocas horas después del derrame (24 de septiembre 2014 20:15 horas).

Posterior al derrame no existen imágenes radar disponibles del satélite TerraSAR-X, sin embargo, desde octubre de 2014 se dispone de las imágenes del satélite SENTINEL-1 de la Agencia Espacial Europea, lo que mejora en forma sustancial la frecuencia y cobertura de las imágenes radar, cambiando de un modelo de venta por pedido a la modalidad de captación periódica (aprox. cada 10 a 15 días) y de forma continua a nivel global. Al respecto, y luego de la búsqueda de las imágenes disponibles para la zona de estudio se adquieren 6 imágenes SENTINEL-1 para hacer el seguimiento y evolución post-derrame, las que corresponden a los días 6, 16 y 30 de octubre y 9, 23 de noviembre y 3 de diciembre 2014 (**Figura 3**).

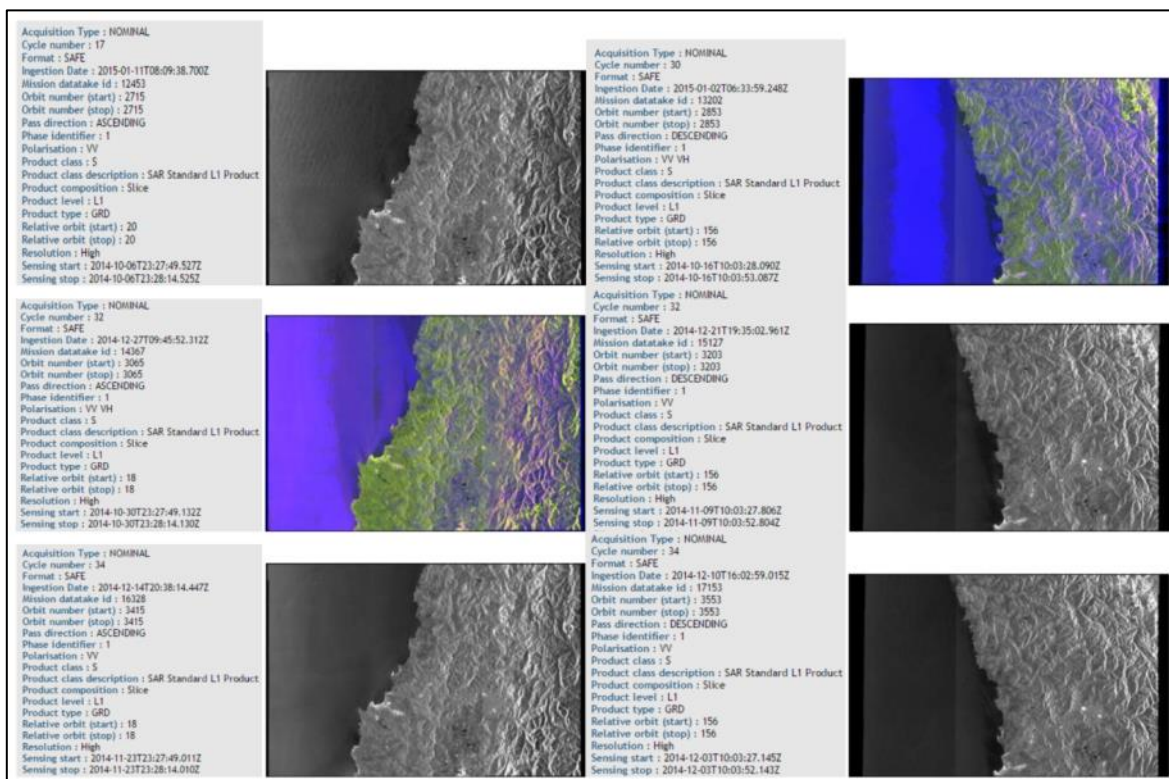


Figura 3. Características y quicklook de las 6 imágenes SENTINEL-1 disponibles de los días 6, 16 y 30 de octubre y 9, 23 de noviembre y 3 de diciembre 2014.

3.1.2 Enfoque metodológico propuesto para la detección de derrames de petróleo

Para detección de derrames de petróleo se usan las herramientas (imágenes satelitales, algoritmos, software y hardware) tecnológicas más modernas (estado del arte) disponibles en la actualidad. Se sigue un enfoque metodológico basado en Solberg *et al.* (2004) para la detección de derrames de petróleo con imágenes radar SAR (**Figura 4**).

El algoritmo de procesamiento que se utiliza detecta cuerpos oscuros como derrames de petróleo en la superficie del mar a partir de imágenes radar SAR. La operación del algoritmo propuesto para la detección de derrames de petróleo consiste de 4 etapas de procesamiento: 1) preprocesamiento, 2) aplicación de máscara tierra-mar, 3) detección de cuerpos oscuros y 4) clasificación y discriminación. Para el procesamiento se utilizan computadores de alto rendimiento (CPU Core i7-3960X 3.3 GHz Extreme Edition, 12 núcleos, 64 GB RAM, 4 TB disco duro) y software especializados como ENVI 5.1., Toolbox SENTINEL-1 para ambiente Linux y ArcGIS 10.2.

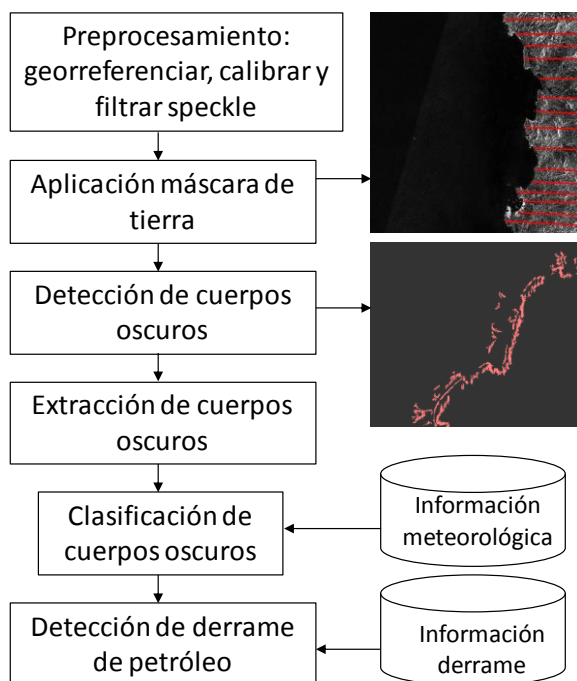


Figura 4. Diagrama del enfoque metodol3gico propuesto para la detecci3n de derrames de petr3leo con im3genes radar.

3.1.2.1 Pre-procesamiento de im3genes SAR

El preprocesamiento consiste en correcciones geom3tricas (georreferenciaci3n), correcciones radiom3tricas (calibraci3n) y eliminaci3n del ruido (filtrado).

3.1.2.1.1 Correcci3n geom3trica: georreferenciaci3n

Se aplican correcciones geom3tricas mediante una correcci3n de elipsoide con el m3todo de Grilla de Geolocalizaci3n (GG) desarrollado por Small and Schubert (2008), considerando remuestreo vecino cercano, datum geod3sico WGS84 y proyecci3n geogr3fica latitud-longitud. Es un m3todo simple utilizado principalmente para im3genes que cubren 3reas planas como los ambientes marinos-oce3nicos que no requieren por ejemplo de un modelo digital de elevaci3n para corregir geom3tricamente. GG es un m3todo simple de interpolaci3n que utiliza la grilla de geolocalizaci3n latitud/longitud (LADS record) disponible en los productos de radar. La variaci3n de la altura del terreno no es considerada en este algoritmo.



3.1.2.1.2 Correcci3n radiom3trica: calibraci3n

El objetivo de la calibraci3n SAR es proporcionar im3genes en las que los valores de los p3xeles pueden ser directamente relacionados con la retrodispersi3n de radar de la escena. Aunque sin calibrar las im3genes SAR son suficientes para el uso cualitativo, im3genes SAR calibradas son esenciales para el uso cuantitativo de los datos SAR.

El t3pico procesamiento de datos SAR, que produce im3genes nivel 1, no incluye correcciones radiom3tricas y permanece un significativo sesgo radiom3trico. Por lo tanto, es necesario aplicar la correcci3n radiom3trica de las im3genes SAR de modo que los valores de p3xeles de las im3genes SAR representen verdaderamente la retrodispersi3n de radar de la superficie reflectante. La correcci3n radiom3trica tambi3n es necesaria para la comparaci3n de im3genes SAR adquiridas con diferentes sensores (ejemplo TerraSAR-X y SENTINEL-1), o adquiridos desde el mismo sensor, pero en momentos diferentes, en diferentes modos, o procesada por diferentes procesadores.

Para la conversi3n de valores digitales de p3xeles a retrodispersi3n calibrada radiom3tricamente, toda la informaci3n necesaria se puede encontrar en la metadata (header o cabecera de imagen) del producto. Un vector de calibraci3n se incluye como una anotaci3n en la metadata del producto permitiendo la conversi3n simple de valores de intensidad de imagen a valores sigma o valores gamma nought.

El objetivo de la calibraci3n SAR es proporcionar im3genes en las que los valores de los p3xeles pueden ser directamente relacionados con la retrodispersi3n de radar de la escena. Para ello, la escala de salida de solicitud aplicada por el procesador debe ser deshecha y la escala deseada se debe aplicar. Los productos Level-1 proporcionan cuatro Look Up Tables (LUT) de calibraci3n para producir β_i , σ_0 y γ_i o para volver a los N3meros Digitales (DN, digital numbers) originales. Las LUTs aplican una ganancia de rango-dependiente incluyendo la constante de calibraci3n absoluta.

La calibraci3n radiom3trica para SENTINEL-1 es aplicada con la siguiente ecuaci3n (Toolbox SENTINEL-1 y Laurs *et al.*, 2004):

$$value(i) = \frac{|DN_i|^2}{A_i^2}$$

Donde, dependiendo de la LUT seleccionada,
value (i)= una de β_i , σ_i y γ_i o *DNi* originales
Ai = uno de *betaNought(i)*, *sigmaNought t(i)*

Para el caso de la calibraci3n radiom3trica de TerraSAR-X, se aplican las siguientes correcciones: i) correcci3n de constante de calibraci3n, ii) correcci3n del 3ngulo de incidencia y iii) correcci3n Noise Equivalent Beta Naught (NEBN). La "noiseCorrectedFlag" en la metadata es chequeada antes de



aplicar la corrección NEBN. Para conocer el algoritmo de calibración TerraSAR-X en detalle, ver AIRBUS (2014).

3.1.2.1.3 *Speckle filtering*

Imágenes SAR tienen sal y pimienta inherente como un texturizado llamado motas que degradan la calidad de la imagen y hacen que la interpretación de las características sea más difícil. El moteado (Speckle) es causado por la interferencia aleatoria constructiva y destructiva de las ondas de retorno-desfasadas pero coherentes dispersadas por los dispersores primarios dentro de cada celda de resolución. Reducción del ruido Speckle se puede aplicar ya sea por filtrado espacial o procesamiento multilook.

Se aplican filtros (mean, median, refined Lee, Frost, Gamma map, Lee) para reducción de ruido Speckle. Para el filtro Lee Refinado (Lee y Pottier, 2009) se deben ingresar parámetros como el Edge Threshold o umbral para detectar bordes. Área de píxeles con kernel de 7x7 con varianza local inferior a este umbral se considera plana y normal. El Local Statistics Filter es usado para el filtrado. Si la varianza local es mayor que el umbral, entonces el área se considera como zona de borde y el filtro Refined Lee será utilizado para el filtrado.

3.1.2.2 Generación y aplicación de máscara tierra-mar

Se genera una máscara tierra-mar para garantizar que la detección se centra sólo en el área de interés. La operación de crear una máscara convierte cualquier pixel en la tierra en ningún valor de datos. Software de procesamiento de imágenes radar como ENVI 5.1 y el toolbox de SENTINEL-1 utilizan un DEM SRTM de 5 minutos. El DEM es usado para determinar si un píxel está en tierra o en el océano.

3.1.2.3 Detección de cuerpos oscuros

Los cuerpos oscuros en las imágenes de radar son detectados con un método de umbral adaptativo (adaptive thresholding method). En primer lugar, el nivel de retrodispersión media local se estima utilizando píxeles en una ventana grande. A continuación, el umbral de detección se establece k decibelios por debajo del nivel de retrodispersión media local estimado. Los píxeles dentro de la ventana con valores más bajos que el umbral son detectados los cuerpos oscuros. El k es un parámetro seleccionado por el usuario.

3.1.2.4 Extracción de cuerpos oscuros: clustering y discriminación

En la agrupación (clustering) y discriminación (clasificación de cuerpos), los píxeles detectados como parte de cuerpos oscuros son agrupados (clustering) y luego eliminados basados en la dimensión del cluster y el tamaño mínimo de cluster seleccionado. Para la extracción de cuerpos oscuros se deben ingresar los siguientes parámetros: i) las bandas del producto fuente, ii) tamaño de la ventana o kernel en píxeles para el cálculo del nivel medio local de la retrodispersión (backscatter), iii) Threshold Shift



o Cambio de Umbral (medido en dB) donde el valor de umbral de detección es menor que el nivel medio local de la retrodispersión por esta cantidad.

Para el clustering y discriminación mediante clasificación se debe ingresar el parámetro Minimum Cluster Size (MCS) o Tamaño Mínimo de Cluster en km², donde el cluster con tamaño menor al MCS es eliminado.

3.1.2.5 Detección del derrame y verificación

Como producto final del modelo de detección del derrame de petróleo y posterior a la extracción, clustering y discriminación (clasificación) en el procesamiento de las imágenes radar se obtienen imágenes raster clasificadas y convertidas a polígonos (shapefiles) que representan la cobertura del hidrocarburo. Estos polígonos son llevados a shapefiles de ArcGIS y dentro de la tabla de atributos asociada a estos archivos vectoriales se incluye la información sobre la fecha de adquisición, satélite, cobertura en hectáreas o m² o km² del polígono del hidrocarburo.

Para verificar que los datos correspondan a un derrame de petróleo y no a manchas oscuras de otro origen, se deben considerar el uso de datos auxiliares de las condiciones meteorológicas durante la fecha de adquisición de las imágenes. Datos meteorológicos como la velocidad del viento y precipitaciones en la fecha de adquisición de las imágenes son utilizados como datos auxiliares. Manchas oscuras naturales en las imágenes radar son parecidas a las manchas negras de petróleo. Las manchas de petróleo pueden incluir todas las películas superficiales relacionados con el petróleo causados por derrames de petróleo desde plataformas petrolíferas, oleoductos con fugas, tránsito de barcos así como filtraciones de fondo, mientras que las parecidas incluyen películas y manchas naturales (por surgencia), hielo grasoso, zonas de velocidad del viento bajo el umbral (velocidad del viento <3 m/s), viento protegido por tierra, las células de la lluvia, ondas internas, etc. (Espedal, 1998). Debido a esto, por lo tanto, se requiere más clasificación de las zonas oscuras como derrames de petróleo y de las zonas parecidas que son falsas alarmas. Manchas de petróleo disminuyen las "ondas capilares" en la superficie del mar y por lo tanto la retrodispersión, causando que derrames aparezcan como manchas oscuras en las imágenes SAR mientras que el mar circundante libre de derrame sigue siendo relativamente brillante. El contraste entre el derrame y su entorno depende de muchos parámetros, como la velocidad del viento, altura de las olas, y el tipo de petróleo liberado, junto con algunos parámetros específicos de los sensores, como la longitud de onda y la polarización. En el rango de frecuencias de la banda C, una velocidad del viento mínima de 3 m/s (5.8 kn) crea suficiente retrodispersión en la superficie libre de petróleo, con el fin de contrastar entre áreas con y sin derrame y por lo tanto hacer la película de petróleo visible (Solberg et al., 2007; Mera et al, 2012). Sin embargo, si la velocidad del viento es demasiado alta (> 10 a 12 m/s o > 19.4 a 23.4 kn) el patrón de derrame desaparece ya que olas cortas reciben suficiente energía para contrarrestar el efecto de amortiguación de la película de petróleo sobre la superficie del océano.



Para la zona y período de estudio se recolectará información meteorológica (velocidad y dirección del viento y precipitaciones) proveniente de la Dirección Meteorológica de Chile, Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada o cualquier otra fuente de la información requerida.

Para la verificación final de las imágenes de detección de derrame de petróleo se usa la información recolectada *in situ* sobre la detección del hidrocarburo, durante y después del evento, obtenida de las diversas fuentes que maneja el proyecto "Bahía Quintero" como vuelos aéreos, muestreos en terreno, entre otros. La información de detección en terreno debe estar georreferenciada e indicar la presencia de petróleo en la superficie del borde costero. Se calcula el promedio de la precisión de la clasificación en porcentaje (%).

3.2 Objetivo 2:

Caracterizar mediante el uso de imágenes satelitales el tipo de sustrato de la línea de costa del área de estudio

Para la utilización de datos procedentes de sensores remotos, es necesario tener en cuenta algunos aspectos técnicos importantes. La información obtenida por estos sensores proviene de la radiación electromagnética emitida por la superficie terrestre. La radiación electromagnética interacciona con la atmósfera y posteriormente es captada por el instrumento. Para ello es necesario que la radiación atraviese la atmósfera. Las aplicaciones de la teledetección en Oceanografía y en los estudios de gestión y conservación de ecosistemas costeros, se restringen básicamente a 3 zonas del espectro electromagnético:

- Visible, con longitud de onda (λ) entre 0,4 y 0,7 micrómetros.
- Infrarrojo, con longitud de onda entre 0,7 y 15 micrómetros.
- Microondas (Imágenes Radar), con longitud de onda a partir de 0,5 centímetros.

En el estudio de las comunidades bentónicas costeras, se utiliza principalmente la radiación electromagnética procedente del infrarrojo cercano (muy sensibles a la presencia de agua y alta reflectancia en áreas vegetadas) y del visible (canales correspondientes al rojo, verde y azul).

Cuando utilizamos sensores remotos en la identificación de hábitats en zonas costeras, asumimos que los distintos objetos en estudio emiten o reflejan energía en diferentes longitudes de onda dentro del espectro electromagnético. Esto nos permite obtener una clasificación de los mismos, en función de la cantidad de energía que llega al sensor remoto. Dicha clasificación es realizada, generalmente, a través de técnicas numéricas que agrupan los píxeles de la imagen obtenidas por un sensor específico de acuerdo con sus firmas espectrales (Jansen, 1996).

Los datos procedentes de sensores remotos comparados con los obtenidos *in situ* a partir de muestreos en puntos, líneas o polígonos es uno de los componentes fundamentales para la



comprensión, monitoreo y elaboración de modelos de composición del tipo de sustrato bentónico, de las especies que lo componen, estructura, función y dinámica en ambientes acuáticos y terrestres.

Este tipo de información satelital multiespectral tiene la ventaja de poder servir de base para el análisis del sustrato, la abundancia y diversidad de especies en un contexto espacial, además de permitir la evaluación de los cambios producidos a lo largo del tiempo, ya que es posible obtener información en distintas escalas espaciales y temporales (Chust *et al.*, 2008; Phinn *et al.*, 2005).

Para este proyecto se propone usar imágenes multiespectrales LANDSAT8 OLI/TIRS y WorldView-2. A continuación se detallan aspectos como disponibilidad y adquisición de las imágenes multiespectrales y se presenta el enfoque metodológico propuesto para la determinación el tipo de sustrato.

3.2.1 Disponibilidad y adquisición de imágenes multiespectrales para la zona y período de estudio

3.2.1.1 Imágenes WORLDVIEW

Los satélites WorldView-2 y WorldView-3 lanzados en octubre de 2009 y abril 2014, respectivamente, son los primeros sensor basado en satélites de alta resolución con ocho bandas multiespectrales, cuidadosamente seleccionados para una variedad de aplicaciones marinas (gestión de los recursos, el color del océano, la cartografía costera, monitoreo ambiental, cartografía de las infraestructuras, etc.). WorldView-2 tiene 1 banda pancromática y 8 bandas multiespectrales con una resolución espacial de 0.5 m en modo pancromático y 2 m en modo multiespectral, mientras que WorldView-3 consta de 1 banda pancromática, 8 bandas visibles, 8 bandas en infrarrojo de onda corta, 12 bandas de CAVIS con una resolución espacial pancromática de 31 cm y una resolución espacial multiespectral de 1.24 m (**Tabla 1**).

Luego de hacer una búsqueda y cotización exhaustiva con los proveedores de imágenes multiespectrales de alta resolución (DigitalGlobe, U.S. Department of the Interior-U.S. Geological Survey, ESRI, entre otros), se identificó que existen disponible 3 imágenes Worldview-2 y Worldview-3 en fechas cercanas al derrame para la zona de estudio, una antes del evento (10 de septiembre 2014 20:24 hora local) y otras días después del derrame (11 octubre y 30 diciembre 2014) (**Figura 5**).



Tabla 1.
Características de las imágenes Worldview-2, Resolución Espacial: 0.5 metros Pancromático, 2 metros Multiespectral. Resolución Espectral: 8 Bandas.

| Parámetro | Banda espectral | WorldView-2 |
|------------------------|------------------------|--------------|
| Sponsor | | DigitalGlobe |
| Date launched | | October 2009 |
| Spatial resolution (m) | Panchromatic | 0.5 |
| | Multispectral | 2 |
| Spectral range (nm) | Panchromatic | 450-800 |
| | Coastal Blue (CB) | 400-450 |
| | Blue (B) | 450-510 |
| | Green (G) | 510-580 |
| | Yellow (Y) | 585-625 |
| | Red ® | 630-690 |
| | Red edge (RE) | 705-745 |
| | Near-infrared 1 (NIR1) | 770-895 |
| | Near-infrared 2 (NIR2) | 860-1,040 |
| Swath width | | 16.4 |
| Off nadir pointing | | ±45 |
| Revisit time (days) | | 1.1-2.7 |
| Orbital altitude (km) | | 770 |

| Select | Browse Image | Catalog Id | Imaging Bands | Spacecraft | Acquisition Date | Total Max Off Nadir Angle | Area Max Off Nadir Angle | Area Min Sun Elevation | Area Max GSD | Total Cloud Cover Pct | Area Cloud Cover Pct |
|--------------------------|----------------------|------------------|---------------|------------|------------------|---------------------------|--------------------------|------------------------|--------------|-----------------------|----------------------|
| <input type="checkbox"/> | View | 103001003F802D00 | Pan-MS1-MS2 | WV02 | 2015/04/01 | 15.51° | 15.51° | 43.49° | 0.50 m | 0% | 0% |
| <input type="checkbox"/> | View | 10400100096B9100 | Pan-MS1-MS2 | WV03 | 2015/03/31 | 9.99° | 9.99° | 43.99° | 0.32 m | 0% | 0% |
| <input type="checkbox"/> | View | 10504100128D8600 | Pan-MS1 | GEO1 | 2015/03/28 | 8.57° | 8.59° | 45.22° | 0.42 m | 0% | 0% |
| <input type="checkbox"/> | View | 105041001281A100 | Pan-MS1 | GEO1 | 2015/03/20 | 15.90° | 15.58° | 48.80° | 0.45 m | 2% | 1% |
| <input type="checkbox"/> | View | 103001003F888C00 | Pan-MS1-MS2 | WV02 | 2015/03/18 | 16.64° | 16.33° | 50.08° | 0.50 m | 0% | 0% |
| <input type="checkbox"/> | View | 103001003D436D00 | Pan-MS1-MS2 | WV02 | 2015/02/27 | 16.88° | 16.88° | 55.29° | 0.51 m | 0% | 0% |
| <input type="checkbox"/> | View | 103001003C1ACD00 | Pan-MS1-MS2 | WV02 | 2014/12/30 | 24.79° | 24.17° | 62.18° | 0.55 m | 31% | 7% |
| <input type="checkbox"/> | View | 1040010002C27500 | Pan-MS1-MS2 | WV03 | 2014/10/11 | 23.34° | 20.00° | 52.01° | 0.35 m | 0% | 0% |
| <input type="checkbox"/> | View | 10400100017B1D00 | Pan-MS1-MS2 | WV03 | 2014/09/10 | 23.50° | 23.31° | 43.44° | 0.36 m | 0% | 0% |
| <input type="checkbox"/> | View | 10400100015F2300 | Pan-MS1-MS2 | WV03 | 2014/09/10 | 19.71° | 19.51° | 43.58° | 0.35 m | 0% | 0% |

Figura 5. Imágenes WorldView-2 (WV02), Worldview-3 (WV03) y Geoeye-1 (GEO1) disponibles para la zona de estudio y ordenadas por día de adquisición. Fuente: DigitalGlobe.



En la **Figura 6** se muestran las características de 3 imágenes WorldView-2 and WorldView-3 adquiridas los días 13 abril 2014, 11 octubre 2014 y 27 febrero 2015. A modo de ejemplo, en la imagen WorldView-2 del 27 de febrero 2015 se observan una serie de estructuras oceanográficas.

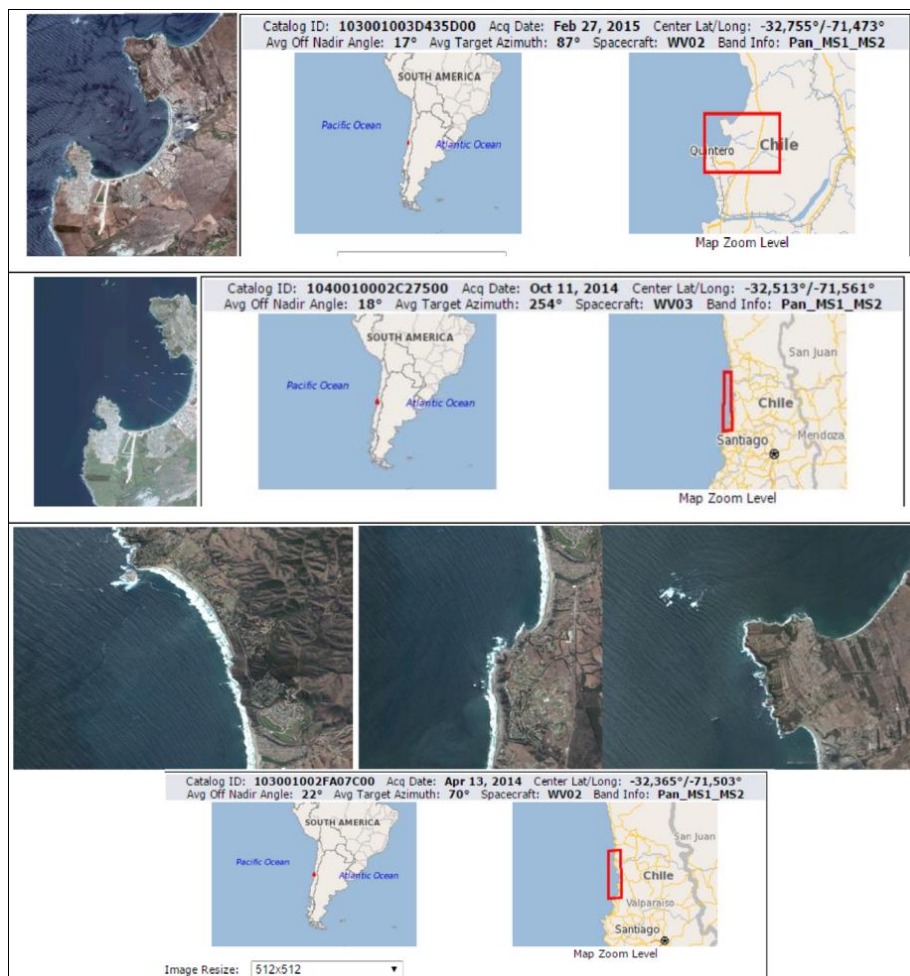


Figura 6. Características y quicklook de las 3 imágenes WorldView-2 and WorldView-3 adquiridas los días 13 abril 2014, 11 octubre 2014 y 27 febrero 2015.



3.2.1.2 Imágenes LANDSAT 8 OLI/TIRS

Los excelentes resultados obtenidos de proyectos meteorológicos y misiones espaciales, condujeron a la NASA a desarrollar el Programa de Observación ERTS (Earth Resource Technology Satellite), conocido como LANDSAT y que comprende una serie de satélites: LANDSAT-1, que operó desde 1972 a 1978, LANDSAT-2 desde 1975 a 1981 y LANDSAT-3 lanzado en 1978 y terminado en 1983, contaron con el sensor MSS (Multispectral Scanner System) que registraba información en 4 bandas espectrales. La segunda generación de satélites, comprendió a LANDSAT-4, que operó desde 1982 a 1993 y LANDSAT-5, desde 1984 al 2011, con el sensor TM (Thematic Mapper) que registra la radiación en 7 bandas espectrales. El LANDSAT-6, lanzado en 1993, no pudo llegar a la órbita. LANDSAT-7 fue puesto en órbita en 1999, con el sensor ETM+ (Enhanced Thematic Mapper) con 6 bandas de 30 m de resolución y una banda termal de 60 m de resolución, y un sensor pancromático (PAN), con resolución de 15 m. En el 2013 se desarrolla el Programa Continuidad de la Misión de Datos LANDSAT (LCDM), con el lanzamiento de LANDSAT-8, con la misma órbita que LANDSAT-5, llevando a bordo los sensores, OLI (Operational Land Imager) y TIRS (Thermal Infrared Sensor), con 11 bandas, presentándose éstas más estrechas en su rango espectral (**Tabla 2**).

Tabla 2.
Características del sensor LANDSAT-8 “Operacional Tierra Imager” (OLI) y el sensor “Thermal Infrared Sensor” (TIRS).

| Landsat 8 Operacional Tierra Imager (OLI) y Thermal Infrared Sensor (TIRS) Lanzado 11 de febrero 2013 | Bandas | Longitud de onda (micrómetros) | Resolución (metros) |
|--|--|---|--------------------------------|
| | Banda 1 – Aerosol Costera | 0,43 a 0,45 | 30 |
| | Banda 2 – Azul | Desde 0,45 hasta 0,51 | 30 |
| | Banda 3 – Verde | 0,53-0,59 | 30 |
| | Banda 4 – Rojo | 0,64-0,67 | 30 |
| | Banda 5 – Infrarrojo Cercano (NIR) | Desde 0,85 hasta 0,88 | 30 |
| | Banda 6 – SWIR 1 | 1,57-1,65 | 30 |
| | Banda 7 – SWIR 2 | 02.11 a 02.29 | 30 |
| | Banda 8 – Pancromático | 0,50-0,68 | 15 |
| | Banda 9 – Cirrus | 1,36-1,38 | 30 |
| | Banda 10 – Infrarrojo térmico (TIRS) 1 | 10,60-11,19 | 100 |
| | Banda 11 – Infrarrojo térmico (TIRS) 2 | 11,50-12,51 | 100 |

Una serie de imágenes LANDSAT-8 están disponibles para la zona de estudio (**Tabla 7**).

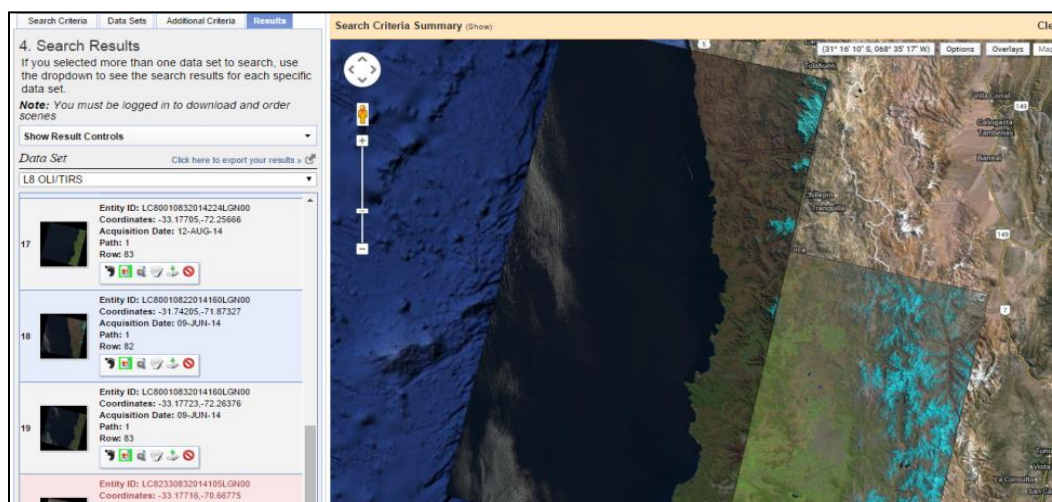


Figura 7. Imágenes LANDSAT-8 disponibles para la zona de estudio y ordenadas por día de adquisición.
Fuente: DigitalGlobe.

Se propone usar la imagen LANDSAT-8 OLI/TIRS más cercana a la fecha del derrame y sin nubes la cual corresponde al 31 octubre 2014 (**Figura 8**).



| Data Set Attribute | Attribute Value |
|---|--|
| Landsat Scene Identifier | LC80010832014304LGN00 |
| WRS Path | 001 |
| WRS Row | 083 |
| Target WRS Path | 001 |
| Target WRS Row | 083 |
| Full or Partial Scene | FULL |
| Nadir/Off Nadir | NADIR |
| Data Category | NOMINAL |
| Bias Parameter File Name OLI | LC8BPF20141031141021_20141031145632.01 |
| Bias Parameter File Name TIRS | LT8BPF20141031140628_20141031145726.01 |
| Calibration Parameter File | L8CPF20141001_20141231.01 |
| RLUT File Name | L8RLUT20130211_20431231v09.h5 |
| Roll Angle | -.001 |
| Station Identifier | LGN |
| Day/Night | DAY |
| Data Type Level 1 | L1T |
| Sensor Identifier | OLI_TIRS |
| Date Acquired | 2014/10/31 |
| Start Time | 2014:304:14:39:45.9105960 |
| Stop Time | 2014:304:14:40:17.6805920 |
| Image Quality | 9 |
| Scene Cloud Cover | .01 |
| Sun Elevation | 58.27662575 |
| Sun Azimuth | 60.38748065 |
| Geometric RMSE Model X | 5.954 |
| Geometric RMSE Model Y | 6.483 |

Figura 8. Características y quicklook de imagen LANDSAT-8 del 31 octubre 2014.

3.2.2 Enfoque metodológico propuesto para la determinación del tipo de sustrato

3.2.2.1 Pre-procesamiento de imágenes WorldView

El diagrama de flujo de la **Figura 9** describe el enfoque metodológico utilizado para monitoreo y mapeo ambiental de zonas costeras utilizando WorldView-2 imágenes multispectrales. El método combina diferentes SIG y técnicas de procesamiento de imágenes WorldView-2 utilizando el software ENVI 5.1. Para la evaluación de la calidad e impacto ambiental, se ha evaluado el desempeño de la información ambiental obtenida del nuevo sensor del satélite WorldView-2, para ello se han desarrollado enfoques metodológicos para la estimación de la batimetría con las bandas Yellow y Coastal Blue, clasificación del tipo de sustrato y especies de fanerógamas marinas (*Zostera noltii* y *Cymodocea nodosa*) utilizando las bandas Green y Blue (Silva *et al.*, 2014).

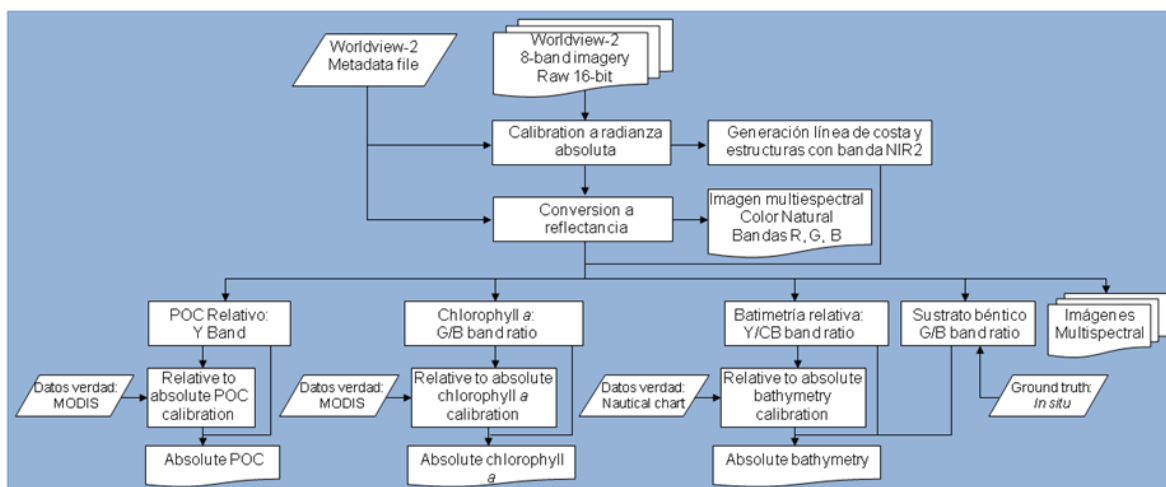


Figura 9. Diagrama de flujo metodológico para el monitoreo ambiental y cartografía de zonas costeras utilizando imágenes del satélite Worldview-2 (Silva *et al.*, 2011).

Las imágenes WorldView-2 se distribuyen en unidades de radiancia relativa, registrados por el sensor como números digitales (DN). DigitalGlobe provee información de calibración en un archivo de metadatos que se utiliza para convertir los DN de los píxeles de la imagen en valores de radiancia absolutos. La rutina de calibración a radianza se expresa matemáticamente como:

$$L_{Pixel,Band} = absCalFactor_{Band} \times q_{Pixel,Band}$$



Donde $L_{Pixel,Band}$ es la radiancia absoluta para cada píxel de cada banda, $absCalFactor_{Band}$ se proporciona en el archivo de metadatos, y $q_{Pixel,Band}$ es el valor original DN del píxel por banda. La imagen resultante está en unidades de $(mW)/(cm^2 \cdot nm \cdot SR)$. La segunda etapa de pre – procesamiento consiste en la remoción de la tierra y otras áreas que no son necesarias para el cálculo de parámetros ambientales. Vectores de línea de costa y polígono de máscara de tierra se digitalizan utilizando la banda NIR2 para eliminar las áreas fuera de la región de estudio.

La radiancia de la imagen depende de cómo la imagen se ilumina (irradiancia), que es un factor de tiempo durante el día, temporada, latitud de la región, etc. La reflectancia es una relación entre la radiancia e irradiancia, por lo tanto, crea un parámetro estándar por el cual las imágenes adquiridas en diferentes momentos por diferentes sensores se pueden comparar.

Se utiliza una función de ENVI para convertir la imagen WorldView-2 a reflectancia. El archivo de metadatos de imagen WorldView-2 contiene el ángulo de visión por satélite, el ángulo de elevación del sol y la fecha de adquisición de imágenes. La ecuación muestra cómo se calcula la reflectancia:

$$\rho_{Pixel,Band} = (L_{Pixel,Band} \times d_{ES}^2 \times \pi) / (E_{sunBand} \times \cos(\theta_s))$$

Donde $\rho_{Pixel,Band}$ es la reflectancia de cada píxel para cada banda; d_{ES} es la distancia Tierra-Sol; $E_{sunBand}$ es la irradiancia solar espectral y θ_s es el ángulo zenith solar ($90 - \text{elevación solar}$).

3.2.2.2 Pre-procesamiento de imágenes LANDSAT-8

A continuación se muestran las etapas para estimar parámetros ambientales de las imágenes Landsat 8 OLI/TIRS en el software ENVI donde se destacan calibración a radianza espectral, corrección atmosférica y cálculo de reflectancia.

Previo a las correcciones atmosféricas a realizarse con el módulo FLAASH (Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Hypercubes) de ENVI, las imágenes Landsat deben calibrarse de valores digitales a radianza espectral y deben tener un formato de estructura de dato tipo BIL (Band Interleave by Line). Una vez importada la imagen Landsat con su metadata entonces procedemos a calibrar desde valores digitales a radianza espectral utilizando el Toolbox de ENVI de calibración radiométrica. Como resultado se obtiene la imagen Landsat 8 calibrada a Radianza en unidades $Wm^{-2}sr^{-1}\mu m^{-1}$.

La imagen Landsat 8 obtenida con valores de radiancia se transforma a reflectancia utilizando los parámetros requeridos por el módulo FLAASH, los que en parte son configurados en la etapa anterior de calibración a radianza espectral con el toolbox ENVI. En FLAASH se deben configurar datos del sensor; dado que la imagen ya fue rectificada geoméricamente y cuenta con un sistema de coordenadas, la coordenada central se cargará automáticamente. Luego se deben seleccionar los parámetros atmosféricos que se considerarán en el modelo de corrección, para ello se debe consultar la **Tabla 3**.



El módulo FLAASH permite el modelado de corrección atmosférica de principios básicos para recuperar la reflectancia espectral desde radiancia de imágenes multispectrales. Con FLAASH se puede compensar con precisión los efectos atmosféricos. FLAASH corrige longitudes en el visible a través de las regiones del infrarrojo cercano e infrarrojo de onda corta, de hasta 3 mm. A diferencia de muchos otros programas de corrección atmosférica que interpolan propiedades de transferencia de radiación desde los resultados de modelamiento de una base de datos pre-calculada, FLAASH incorpora el código de transferencia de radiación MODTRAN4.

En la **Figura 10** se muestra un ejemplo comparativo entre una imagen sin procesar y como queda luego de calibrada y corregida atmosféricamente.

Tabla 3.

Modelos de corrección atmosférica y constantes de los parámetros vapor de agua y temperatura aire-superficie.

| Modelo Atmosférico | | | Vapor de Agua (std atm-cm) | Vapor de Agua (g/cm ²) | Temperatura aire- superficie | |
|---------------------------|-----|-------|-------------------------------|---------------------------------------|---------------------------------|-----|
| Sub-Arctic Winter (SAW) | | | 518 | 0.42 | -16° C (3° F) | |
| Mid-Latitude Winter (MLW) | | | 1060 | 0.85 | -1° C (30° F) | |
| U.S. Standard (US) | | | 1762 | 1.42 | 15° C (59° F) | |
| Sub-Arctic Summer (SAS) | | | 2589 | 2.08 | 14° C (57° F) | |
| Mid-Latitude Summer (MLS) | | | 3636 | 2.92 | 21° C (70° F) | |
| Tropical (T) | | | 5119 | 4.11 | 27° C (80° F) | |
| Latitude (°N) | Jan | March | May | July | Sept | Nov |
| 80 | SAW | SAW | SAW | MLW | MLW | SAW |
| 70 | SAW | SAW | MLW | MLW | MLW | SAW |
| 60 | MLW | MLW | MLW | SAS | SAS | MLW |
| 50 | MLW | MLW | SAS | SAS | SAS | SAS |
| 40 | SAS | SAS | SAS | MLS | MLS | SAS |
| 30 | MLS | MLS | MLS | T | T | MLS |
| 20 | T | T | T | T | T | T |
| 10 | T | T | T | T | T | T |
| 0 | T | T | T | T | T | T |
| -10 | T | T | T | T | T | T |
| -20 | T | T | T | MLS | MLS | T |
| -30 | MLS | MLS | MLS | MLS | MLS | MLS |
| -40 | SAS | SAS | SAS | SAS | SAS | SAS |
| -50 | SAS | SAS | SAS | MLW | MLW | SAS |
| -60 | MLW | MLW | MLW | MLW | MLW | MLW |
| -70 | MLW | MLW | MLW | MLW | MLW | MLW |
| -80 | MLW | MLW | MLW | MLW | MLW | MLW |

Fuente: Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Hypercubes (FLAASH)

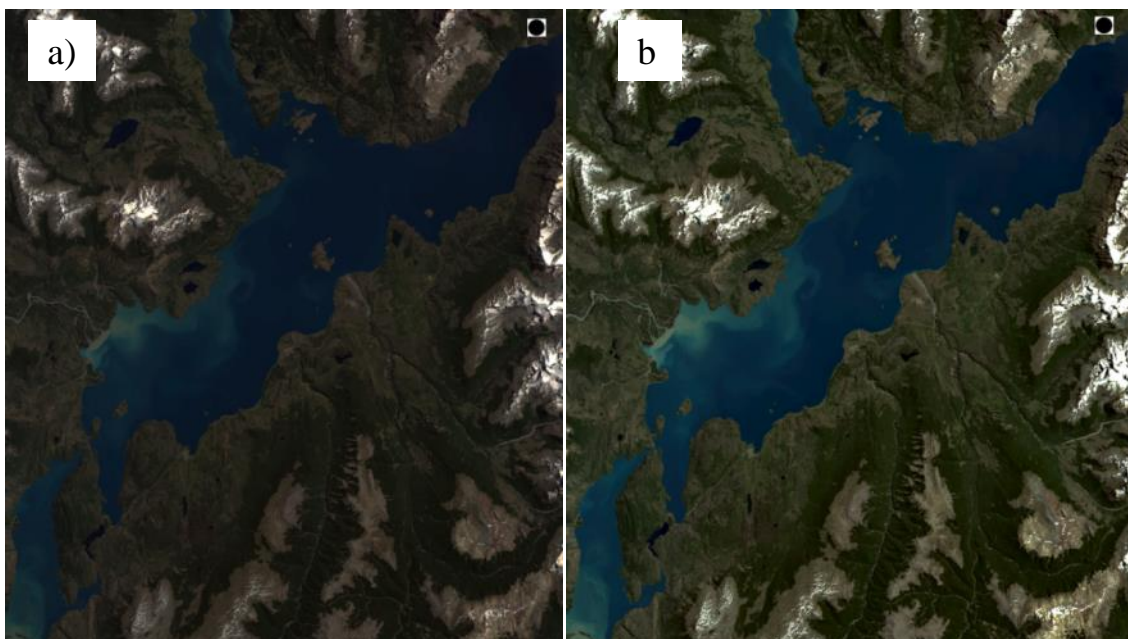


Figura 10. Ejemplo de imagen a) sin procesar y b) calibrada y corregida atmosféricamente a reflectancia espectral.

3.2.2.3 Método ratio de bandas Blue/Green

La determinación del tipo de sustrato es derivada de la imagen multiespectral de reflectancia aplicando el método de ratio (Camacho et al. 2006) entre las bandas Blue (Banda 2, 0.4826 μm)/Green (Banda 3, 0.5613 μm). Camacho (2006) determinó que el método del ratio de bandas Blue/Green es sensible al tipo de sustrato bentónico. El primer paso es derivar el tipo de sustrato de la imagen para determinar el tipo de sustrato relativo usando la transformación de los valores del ratio de reflectancia por el logaritmo natural:

$$Sust_r = \ln(1000 \times B2) / \ln(1000 \times B3)$$

Donde $Sust_r$ es el tipo de sustrato relativo, B2 es el valor de reflectancia banda Blue y B3 es el valor de reflectancia de la banda Green. Para sacar los valores de tierra generamos una máscara, para ello utilizamos la banda NIR de reflectancia calibrada. Necesitamos saber el rango de valores de reflectancia del agua para ello se extrae un perfil horizontal del tipo Transecta de los valores de reflectancia de la banda NIR. Considerando el rango de valores de agua, se genera una máscara para los valores de cuerpo de agua, con las herramientas de ENVI para construcción de máscaras. Para poder trabajar la imagen multiespectral de tipo de sustrato relativo sólo con los valores del cuerpo de agua se debe aplicar la máscara para eliminar los datos de tierra u otros objetos. Como resultado obtenemos la imagen de tipo de sustrato relativo sin valores de tierra, nubes y otros objetos.



Para eliminar el ruido, la imagen de tipo de sustrato relativo es filtrada con el método de Mediana y con un Kernel de 5x5. Con el fin de minimizar el error introducido por sustratos heterogéneos en esta investigación, se propone desarrollar una clasificación supervisada sobre las imágenes de sustrato relativo. Se utiliza la información recolectada en el proyecto y datos históricos (si existen) georreferenciados sobre tipo de sustrato en la zona de estudio. Se utilizan Sitios de Entrenamiento (Training Sites) que serán digitalizados en las imágenes de sustrato relativo (WorldView-2 y LANDSAT-8) correspondiente a 4 clases: arena, roca consolidada, material no consolidado y aguas profundas, basado en los datos puntuales de muestreos *in situ* del tipo de sustrato bentónico. Se utilizan los TS para crear firmas de la información contenida en las bandas de reflectancia Green y Blue. Se utiliza el algoritmo de Redes Neuronales (Richards, 1999; Rumelhart and McClelland, 1987) para la clasificación supervisada para imágenes satelitales multiespectrales con el software ENVI 5.1. Se usa el toolbox Neural Net para aplicar una técnica moderna para la clasificación con redes neuronales feed-forward por capas o bandas. La técnica de red neuronal utiliza el backpropagation estándar para el aprendizaje supervisado. Se puede seleccionar el número de capas ocultas de usar y se puede elegir entre una función de activación logística o hiperbólica. El aprendizaje se produce mediante el ajuste de los pesos en el nodo para minimizar la diferencia entre la activación del nodo de salida y la salida de proceso. El error se backpropagated a través de la red y el ajuste de peso se realiza mediante un método recursivo. La ventaja es que se puede realizar una clasificación no lineal.

La precisión del mapa de sustrato bentónico se determinará comparando la imagen clasificada con datos de terreno obtenidos durante el proyecto o de muestreos históricos de diversas fuentes. Se definirá una matriz de error tabulando las diferentes clases de sustrato bentónico a la que se asignan las células de verdad terreno y la precisión total del método.

3.2.2.4 Método de combinación de bandas RGB

Las imágenes multiespectrales tienen la capacidad de distinguir el sustrato del fondo marino, arrecifes de coral así como la vegetación (seagrass o fanerógamas y algas) utilizando técnicas de combinación de bandas RGB (Mishra, 2006, Choi *et al.*, 2011).

Se prueban las combinaciones de las bandas del espectro visible que miden reflectancia en las imágenes WorldView-2 (1: Coastal Blue, 2: Blue, 3: Green, 4: Yellow y 5 Red) y LANDSAT-8 (1: Coastal Blue, 2: Blue, 3: Green y 4: Red). Se evalúan diferentes combinaciones de bandas RGB como por ejemplo 123, 134, 124 y 234 para LANDSAT-8. A cada combinación de bandas se les aplica el método de clasificación supervisada de redes neuronales. La precisión del mapa de sustrato bentónico se determinará igual que para el método de band ratio descrito en el punto anterior.

Se utilizan Sitios de Entrenamiento (Training Sites) que serán digitalizados en las imágenes de sustrato relativo (WorldView-2 y LANDSAT 8) correspondiente a 4 clases: arena, roca consolidada, material no consolidado y aguas profundas, basado en los datos puntuales de muestreos *in situ* del tipo de sustrato bentónico.



3.2.2.5 Verificación del tipo de sustrato determinado

Se utiliza información de muestreos puntuales de tipo de sustrato bentónico (arena, roca consolidada, material no consolidado y aguas profundas) tanto para generar los Sitios de Entrenamiento (Training Sites) para las clasificaciones supervisadas como para la verificación de la precisión del mapa de sustrato bentónico generado.

Adicionalmente, se explorará la información *in situ* del tipo de sustrato obtenida durante la ejecución del proyecto "Bahía Quintero". Esta información se complementará con los datos del Programa de Observación del Ambiente Litoral (P.O.A.L.) y mapas de sensibilidad ambiental que distribuye la Dirección General del Territorio Marítimo y Marina Mercante (DIRECTEMAR).

3.3 Objetivo 3: **Sistematizar la información obtenida en formatos digitales compatibles con la plataforma SIG utilizada por el IFOP (ArcGIS), tanto en archivos raster como vectoriales**

3.3.1 Recolección y sistematización de la información

La información proporcionada por IFOP será sistematizada y espacializada utilizando la plataforma ArcGis, con el fin de generar una base de datos geoespacial (Geodatabase-GDB) que sirva para el desarrollo y análisis del proyecto. Este proceso corresponde a la sistematización de la información en formato análogo, raster y vectorial disponible, generando una metadata para cada uno de los archivos que se incluirán dentro de la Geodatabase. Se generarán uno o varios modelos SIG que permitan el acceso, relaciones y visualización de los datos en formato vectorial (feature class) dentro de un GDB, considerando la información y productos generados requeridos por el mandante con la base de datos proporcionada y la información generada con el análisis de los insumos satelitales. Estos modelos permitirán acceder, vincular y espacializar la información, que se encontrará en sistema de coordenadas Geográficas, Datum WGS84, Huso H 19 S de acuerdo a lo establecido en las bases técnicas.

Una vez la información proporcionada por el mandante haya sido revisada, esta debe ser sistematizada como se planteó anteriormente. La sistematización de la información, en el contexto de este proyecto, se entiende como la organización y ordenamiento de variables con el fin de espacializar los datos, hacer seguimiento y explicar los cambios sucedidos y factores que intervienen en un determinado fenómeno; además de mantener un registro y un almacenamiento adecuado de los procesos de análisis y generación de información para una óptima entrega de los productos a IFOP.



3.3.2 Elaboración del toolbox “Bahía Quintero”

Para la realización de los procesos automatizados o semi-automatizados de generación de información espacial se hará uso del módulo del software ArcGis Model Builder a través del cual se generará uno o varios modelos GIS que permitan el acceso, relaciones y visualización en formato vectorial (feature class-shapefile) y raster de la información y productos generados (requeridos por el mandante) con la Geodatabase. Estos modelos pueden ser utilizados a través de ArcToolBox desde ArcMap o ArcCatalog como también mediante la generación de Scripts en lenguaje de programación Python; en el caso de ArcToolBox este es compuesto por un repositorio de cajas de herramientas (toolboxes), que a su vez contienen herramientas (32olos) y subconjuntos de herramientas (toolsets). Para este proceso de automatización se propone un modelo SIG esquemático del proceso de generación del toolbox “Bahía Quintero” el cual se muestra en la **Figura 11**.

Cada uno de los archivos generados contendrá una metadata específica donde se señalará el tipo de insumo utilizado para la generación del dato (raster o vectorial), señalando el nombre del proyecto y la fecha de ejecución. El modelo de metadata será el genérico de ArcGis según la norma internacional ISO 19115 e ISO 19139 que establece las bases y contenidos mínimos para metadatos de datos geoespaciales. La información que se genera a partir de estos modelos dispondrá de metadatos adecuados a la norma ISO 19.139 exigida por el protocolo del de IDE Chile. En este ámbito se establece que se documentará toda la información espacial generada por el proyecto. Esta información será realizada a través de la plataforma ArcCatalog (**Figura 12**); de forma adicional se agregará un archivo en formato *.xls de metadata asociado al proyecto SIG que se genere, a las capas vectoriales y a los archivos raster de acuerdo a la ficha anexa y que se muestra en la **Figura 13**. De forma adicional se realizará la apropiada documentación de los modelos generados a través de Model Builder como del toolbox final generado.

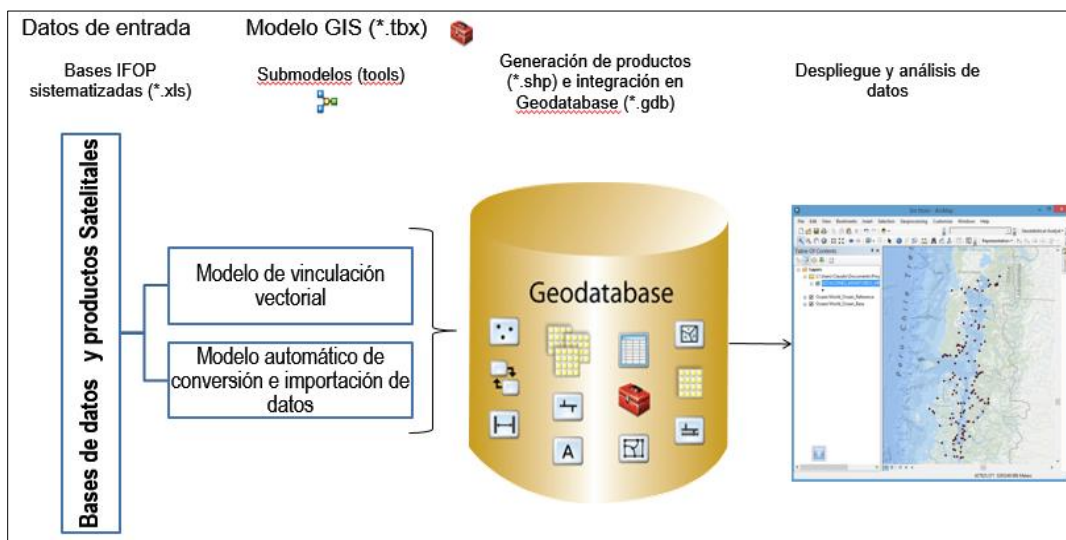


Figura 11. Modelo GIS para el acceso, vinculación y visualización de bases de datos geospaciales de información IFOP y Productos satelitales (Fuente: Elaboración propia, 2015 para propuesta técnica del presente proyecto Percepción Remota y Sistemas de Información Geográfico).

La imagen muestra una ventana de software titulada 'Data Source Item Description - WorldDEM_DSM_04_N51_86_W001_42_DEM.tif'. La interfaz incluye campos para 'Title', 'Thumbnail' (con una imagen de previsualización y botones 'Delete' y 'Update...'), 'Tags', 'Summary (Purpose)' y 'Description (Abstract)'. En la parte superior izquierda, hay mensajes de error: 'title is required', 'purpose is required' y 'tags are required'. La barra de herramientas en la parte inferior contiene íconos para formato de texto (negrita, cursiva, subrayado, tamaño de fuente, color) y otros elementos de edición.

Figura 12. Formato de Metadatos de ArcGis según norma ISO 19115 y posterior ISO 19139.



| INFORMACIÓN DE CONTACTO PARA EL METADATO | |
|--|---|
| Responsable del Metadato | |
| Nombre organización | |
| Teléfono | |
| Dirección | |
| Ciudad | |
| Región | |
| Comuna | |
| País | |
| E-Mail | |
| Enlace | |
| Fecha de creación | |
| Código postal | |
| IDENTIFICACIÓN DEL DATO | |
| Título | |
| Fecha Publicación | |
| Edición Definir | |
| Autor | |
| Publicador | |
| Forma de presentación | |
| Resumen | |
| Propósito | |
| Estatus del dato | |
| Mantenimiento y actualización | |
| Categorías ISO | |
| Palabras Claves | |
| BUSCADOR GRÁFICO | |
| Buscador Gráfico URL | |
| Buscador Gráfico Caption | |
| Buscador de archivos gráficos | |
| IDENTIFICACIÓN ESPACIAL DEL DATO | |
| Datum | World Geodetic System 1984 (WGS 84) |
| Proyección | Coordenadas geográficas Latitud / Longitud (grados con décimas de grados) |
| Representación Espacial | Definir |
| Escala 1: | Definir |
| RESTRICCIONES | |
| Limitaciones de uso | |
| Restricciones de acceso | |
| Restricciones de uso | |
| Otra restricción | |
| COORDENADAS GEOGRÁFICAS | |
| Coordenada límite norte | |
| Coordenada límite sur | |
| Coordenada límite este | |
| Coordenada límite oeste | |
| Datum | |
| Huso | 18 sur |
| DISTRIBUCIÓN DE LA INFORMACIÓN DATO | |
| Nombre | |
| Nombre de la organización | |
| Dirección | |
| Código postal | |
| Comuna | |
| Región | |
| País | |
| Teléfono | |
| E-mail de contacto | |
| Enlace | |
| Formato | |
| Versión del formato de datos | |
| SERVICIO | |
| Tipo de servicio | |

Figura 13. Formato de metadatos adecuados a la norma ISO 19.139.

En cuanto a la información puntual referente a este estudio, se generarán archivos en formato raster y vectorial que contendrán, como mínimo, los siguientes datos:



- Tipo de dato.
- Fecha del evento.
- Cubierta en hect3reas.
- Procedencia.
- Nombre de la imagen base.
- Resoluci3n espacial de la imagen base.
- Nombre del modelo utilizado.

De esta manera, para cada una de las fechas de monitoreo, se entregar3 informaci3n sobre los diferentes sustratos que conforman el borde costero, diferenciando arenas gran3ticas (dado la ubicaci3n del 3rea de estudio), roca consolidada y otros materiales no consolidados mediante la clasificaci3n supervisada y no supervisada de las im3genes. Adem3s, para cada una de las fechas, se delimitar3n los dep3sitos de hidrocarburos en el borde costero y cobertura de la pluma de dispersi3n en el oc3ano.

3.3.3 Generaci3n del Geodatabase

La generaci3n de una Geodatabase permite trabajar con una gran cantidad de datos, minimizando la redundancia de estos, permitiendo organizar los datos para su acceso, codific3ndolos y represent3ndolos.

El dise1o de una Geodatabase comienza con la definici3n de las funciones y objetivos y de la identificaci3n de las representaciones de entidades, entendida como objetos con propiedades comunes. En esta etapa se clasifican los elementos basado en los datos requeridos, decidiendo su representaci3n espacial. Posteriormente se ajustan estos al modelo de Geodatabase implementable por el software a utilizar.

Durante la primera etapa de la confecci3n, es necesario identificar los requerimientos, determinar y modelar los datos necesarios y organizarlos en clases de entidad (correspondiente a conjuntos de entidades geogr3ficas, todas del mismo tipo de geometr3a: punto, l3nea, pol3gono, multipunto, anotaci3n, dimensi3n o multiparche)¹, adem3s de la determinaci3n de posibles relaciones. Cada una de estas clases debe tener un sistema de coordenadas com3n y un tipo de topolog3a. En el modelado de los datos es necesario establecer que contendr3 la base de datos espacial a generar, como ser3n mantenidos estos e identificar los datos que se crean a partir de otros datos (creaci3n de un modelo conceptual).

El ajuste al modelo de geodatabase establece como representar los datos desde la perspectiva de la implementaci3n de esta por el software y se determina la representaci3n apropiada. Los datos se

¹ <http://help.arcgis.com/es/arcgisdesktop/10.0/help/index.html#/na/002p00000075000000/>



organizan en datasets, asignando entidades a feature class y subtipos. Los subtipos se usan para discriminar los tipos de entidad dentro de una clase según sus valores predeterminados, dominio de atributo, reglas de conectividad y reglas de relación. Estos están definidos para una clase de entidad, y solo un campo en la clase de entidad puede tener subtipos definidos para esto².

Además de la incorporación de los feature class y subtipos en la generación de la geodatabase, se trabajará con dominios, que son reglas que se aplican a un campo de una tabla, se aplican a la integridad de datos y existen de dos tipos: dominio de rango (que solo se aplican a campos numéricos) y dominio codificado (aplicable a valores predeterminados, ordenando el código o descripción en orden descendente o ascendente)³.

Para los fines de este proyecto se contempla la construcción inicial de un geodatabase de archivos que permita el almacenamiento de la información generada durante la ejecución del proyecto y de la información de base entregada por el mandante. Se contempla la Geodatabase de archivos como óptima debido a su capacidad de almacenamiento (2 Terabytes mínimos de almacenamiento) y la capacidad de conectar y ser compatible con los sistemas de IFOP (ArcGis).

La información inicial contemplada para su almacenamiento corresponde a los productos generados durante la ejecución del proyecto correspondiente a la información obtenida del análisis de imágenes satelitales; además se contempla el trabajo con las bases de datos proporcionadas por IFOP. De esta forma una vez realizados los análisis de las bases de datos iniciales y se tengan resultados analíticos se establecerán los dominios, subtipos y la cantidad de datasets asociados e incorporados en el Geodatabase.

² http://help.arcgis.com/es/arcgisdesktop/10.0/pdf/tutorial_building_a_geodatabase.pdf

³ <http://help.arcgis.com/es/arcgisdesktop/10.0/help/index.html#na/002p00000007z0000000/>





Debido a la complejidad de los datos de radar TerraSAR-X y del tipo de producto (SSC) disponible (es el más básico, sin ninguna corrección), se procedió a probar una serie de algoritmos de lectura disponibles en software como ENVI, SARscape, SNAP, ArcGIS, PolSAR entre otros. Finalmente se optó por leer los datos con la aplicación tdx_openfile.sav desarrollada por Exelis (fabricante de ENVI) para la lectura de los productos SSC de TerraSAR-X en el software ENVI (**Figura 15**).

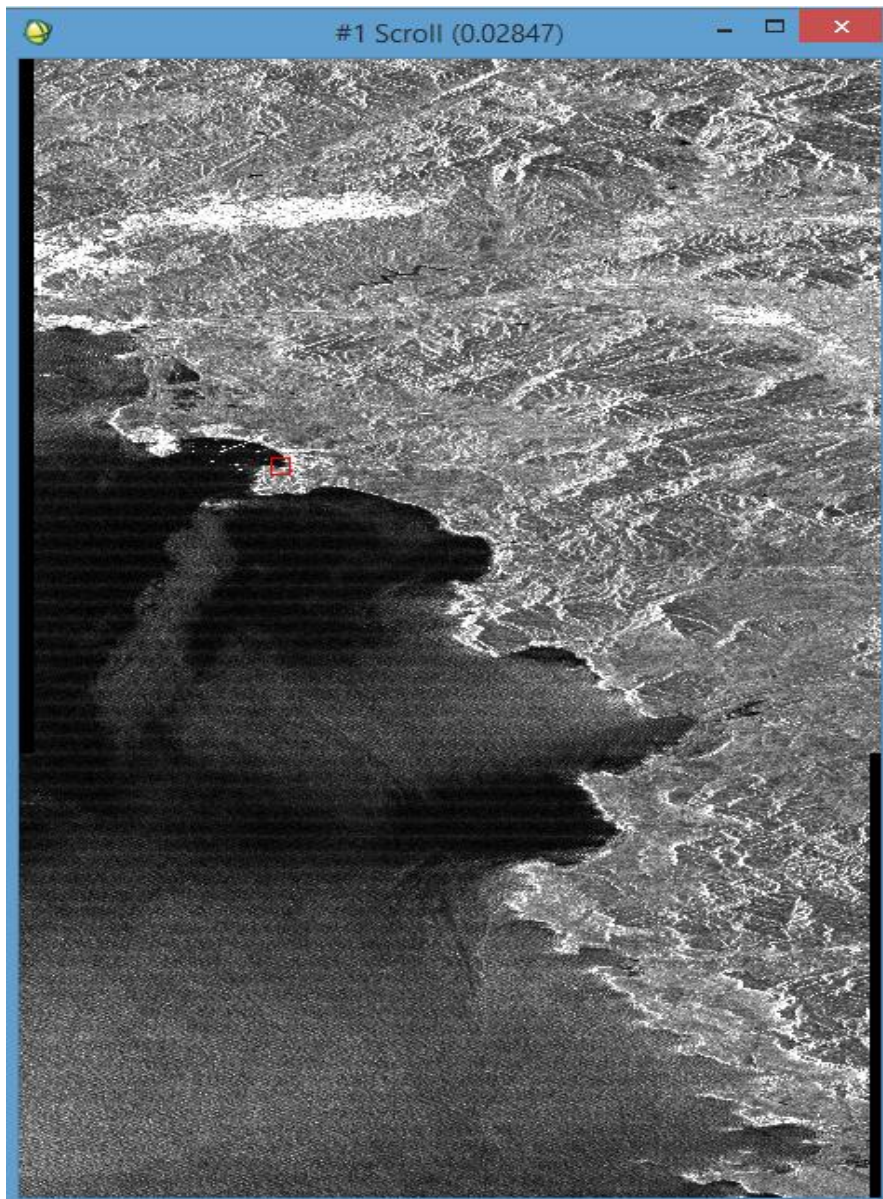


Figura 15. Imagen radar TerraSAR-X del día 24-09-2014 leída en el software ENVI 5.2.



4.1.1.1 Corrección geométrica: georreferenciación

Se aplican correcciones geométricas mediante una corrección de elipsoide con el método de Grilla de Geolocalización (GG) considerando remuestreo vecino cercano, datum geodésico WGS84 y proyección geográfica latitud-longitud. En la

Figura 16 **Figura 16** se muestra la imagen radar TerraSAR-X del 24-09-2014 corregida geométricamente.

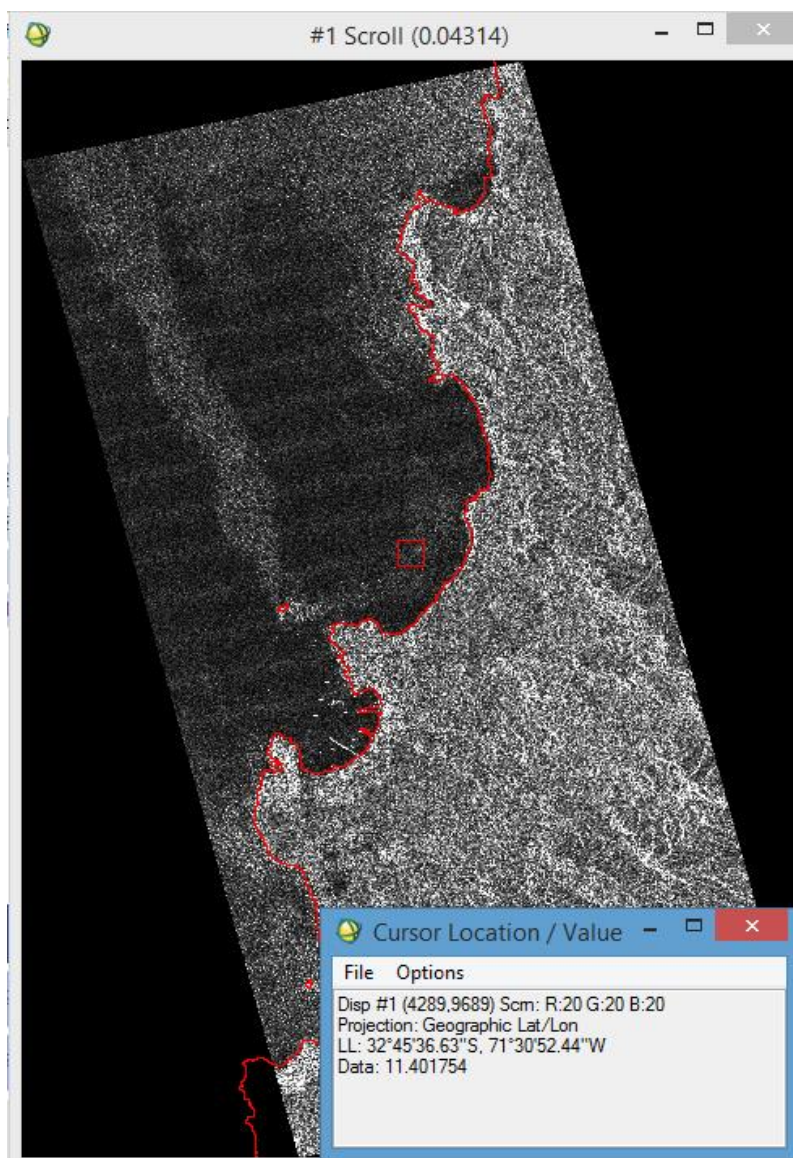


Figura 16. Imagen radar TerraSAR-X del día 24-09-2014 corregida geométricamente.



4.1.1.2 Corrección radiométrica: calibración

Con el software SNAP, se procedió a la calibración de las 2 imágenes radar TerraSAR-X utilizando el módulo Calibration (**Figura 17**).

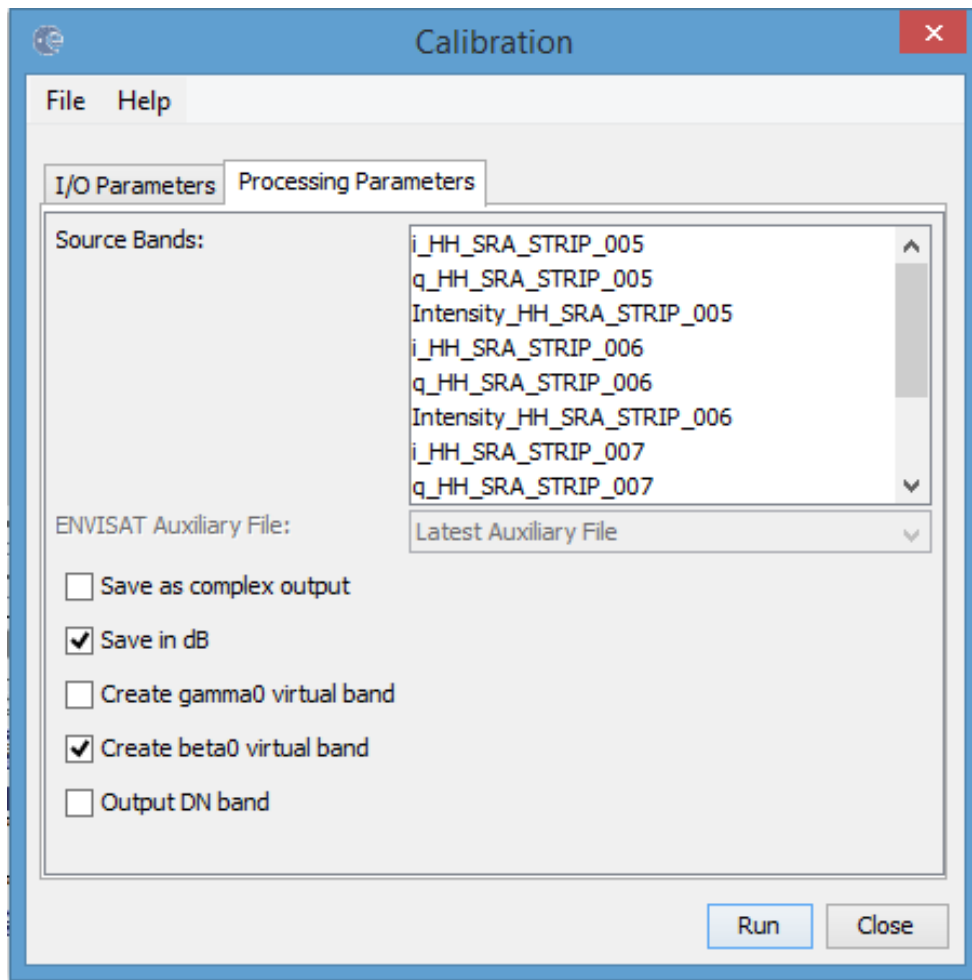


Figura 17. Módulo de calibración de radar de SNAP.

En el proceso de calibración se usan los niveles digitales (ND) para calcular el betaNought (i) y los valores se convierten a dB (decibelio) como intensidad de la retrodispersión del radar. En la **Figura 18** se muestra la imagen TSX-1 resultante en dB.

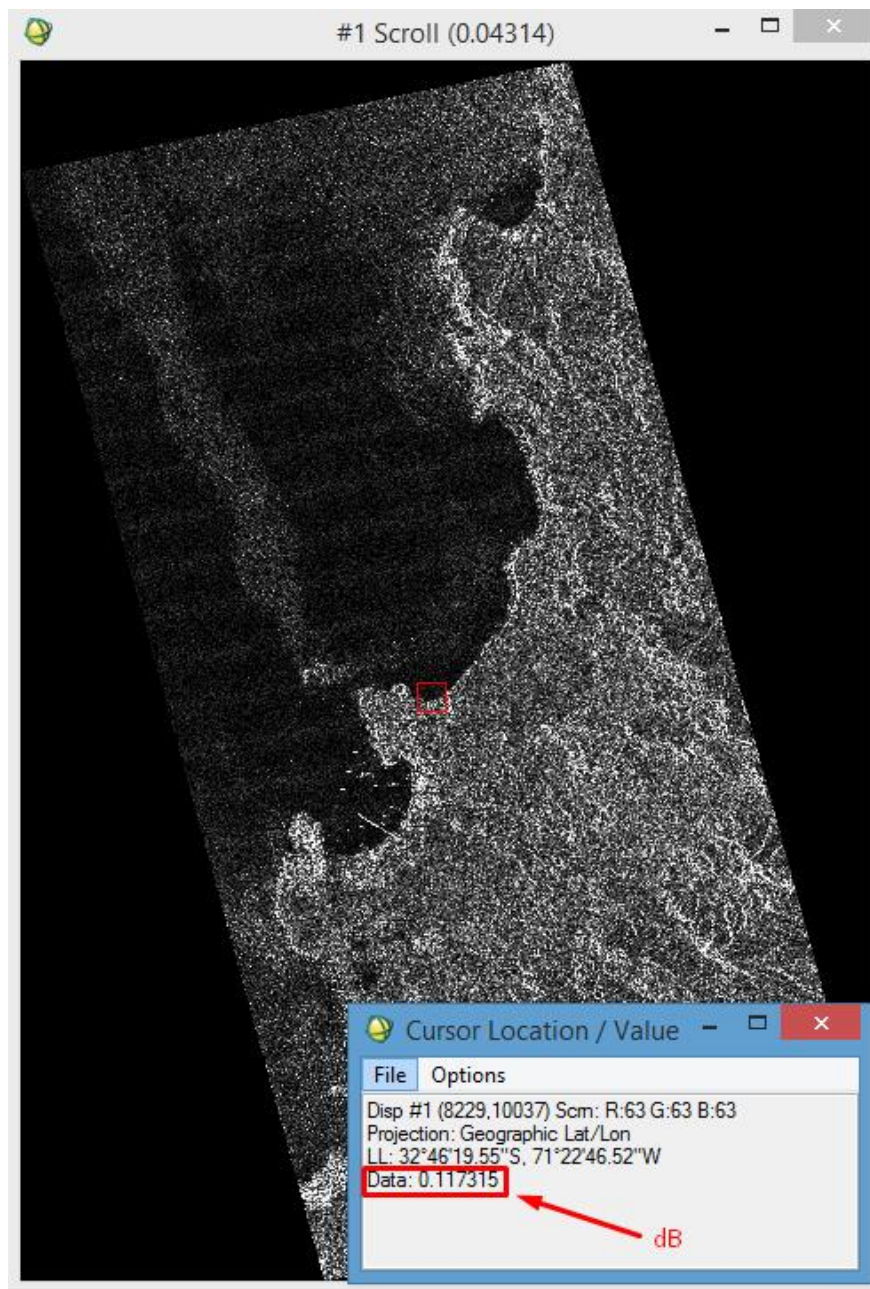


Figura 18. Imagen radar TerraSAR-X del d1a 24-09-2014 corregida geom3tricamente y calibrada a dB.



4.1.1.3 Speckle filtering

Para reducir el moteado (Speckle) se aplica el filtro espacial Lee Refinado (Lee y Pottier, 2009), debiéndose ingresar parámetros como el Damping Factor (1.00), área de píxeles con kernel de 5x5, coeficiente variación Cutoffs en áreas homogéneas (Cu) de 0.523 y en áreas heterogéneas (Cmax) de 1.7320 (Figura 19).

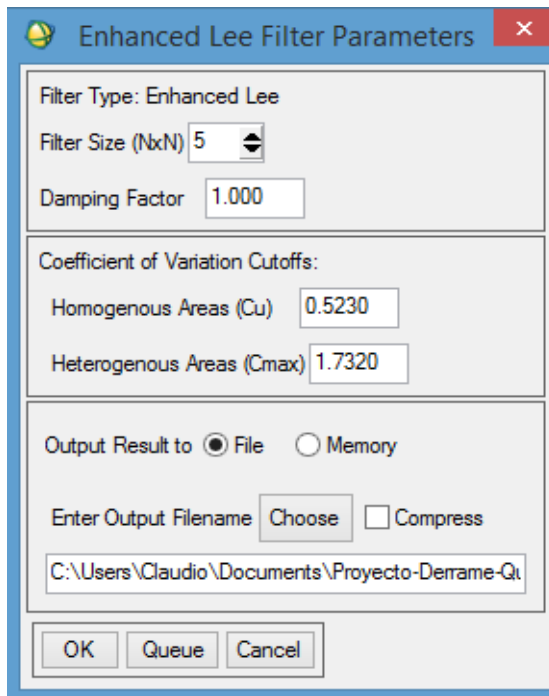


Figura 19. Parámetros de entrada para el filtrado por el método de Lee Refinado.

Con las imágenes resultantes se generan productos cartográficos o mapa temático para un análisis visual de los patrones oceanográficos presentes en la zona y fechas de estudio. Se generan mapas temáticos para las imágenes radar TerraSAR-X antes del derrame (22-09-2014) y 12 horas después del derrame (24-09-2014), las que se pueden observar en la

Figura 20 y Figura 21, respectivamente.

A los mapas se les incluye la velocidad y dirección de viento en la hora de adquisición de las imágenes radar, información proveniente de la estación meteorológica de Torquemada, Departamento de Climatología, Centro Meteorológico de Valparaíso, Servicio Meteorológico de la Armada de Chile. Para el día 22 de septiembre 2014 a las 7:40 hrs la dirección del viento era de 220° y la velocidad de 10 kn. El 24 de septiembre a las 20:15 horas la velocidad y dirección del viento alcanzaron los 14 kn y 230°, respectivamente.

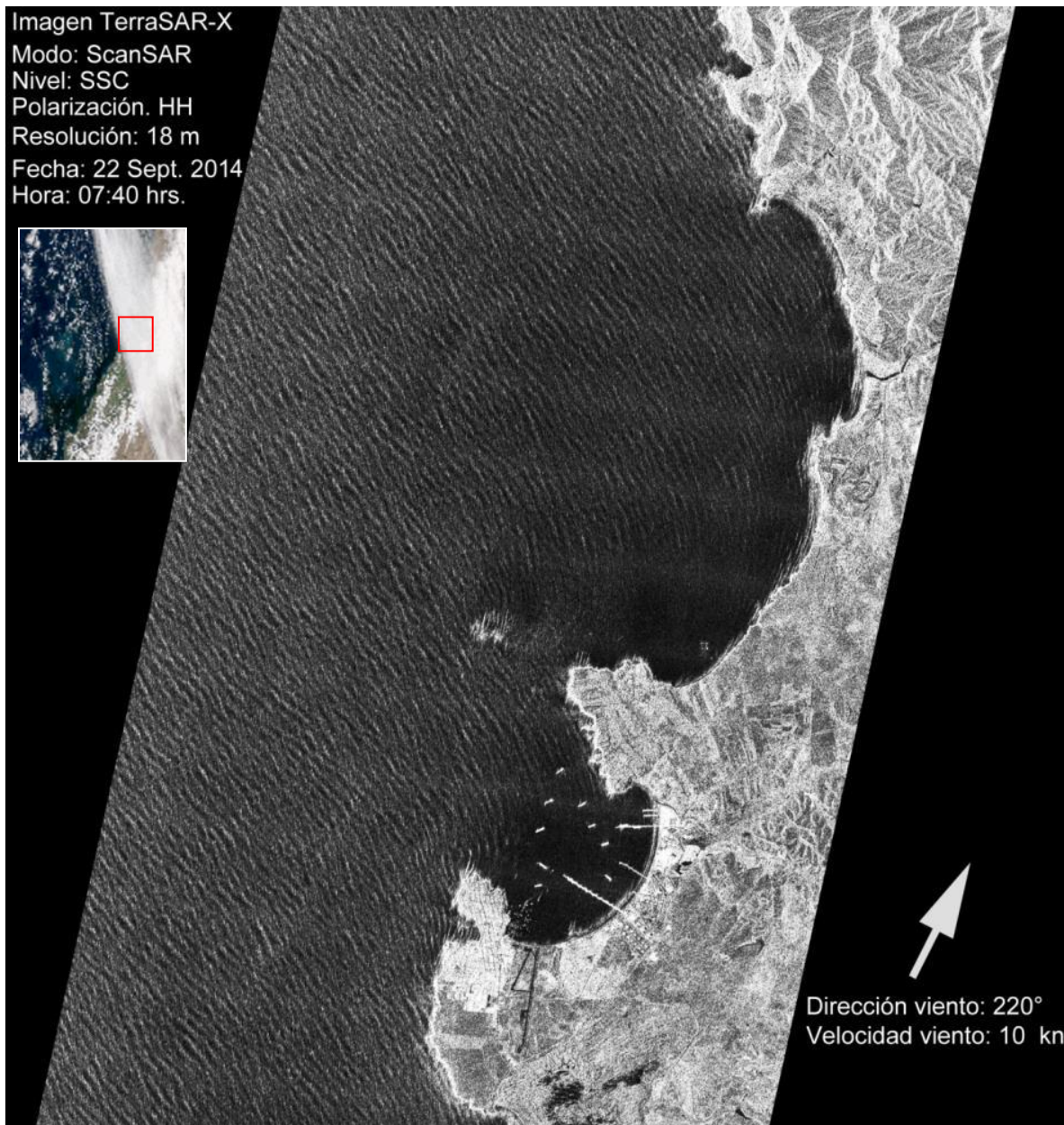


Figura 20. Imagen radar TerraSAR-X del día 22-09-2014 (2 días antes del derrame) corregida geométricamente, calibrada a dB y filtrada (Lee refinado). Adicionalmente se muestra imagen multiespectral de color verdadero MODIS (tomada a las 14:00 hrs local aproximadamente) que muestra la cobertura nubosa, el cuadrado rojo muestra zona de estudio.

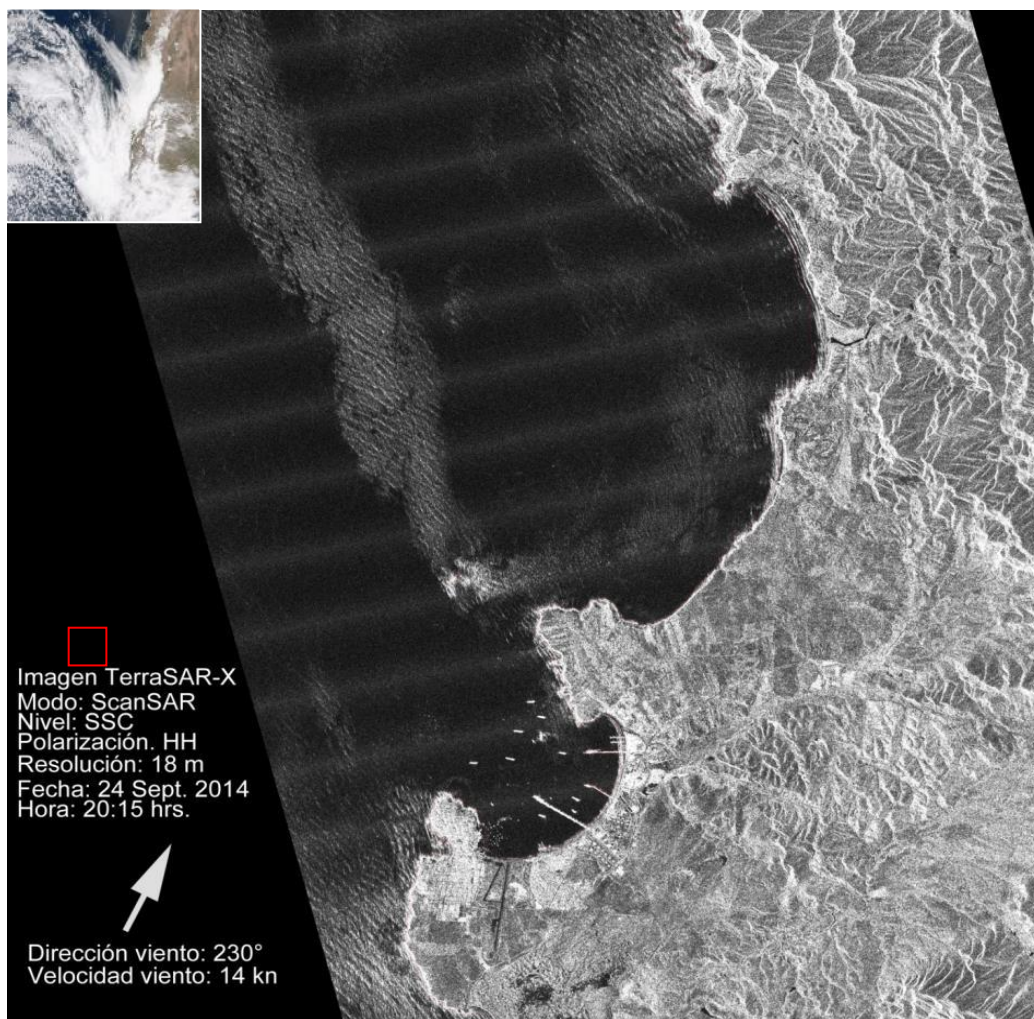


Figura 21. Imagen radar TerraSAR-X del d1a 24-09-2014 (12 horas despu3s del derrame) corregida geom3tricamente, calibrada a dB y filtrada (Lee refinado). Adicionalmente se muestra imagen multiespectral de color verdadero MODIS (tomada a las 14:00 hrs local aproximadamente) que muestra la cobertura nubosa, el cuadrado rojo muestra zona de estudio.

Adicionalmente y para contar con informaci3n espacial de la direcci3n y velocidad del viento, se usan im3genes satelitales provenientes de los instrumentos Advanced Scatterometer (ASCAT METOP-A) y WindSat/Coriolis Measurements. En la

Figura 22 **Figura 22**, se muestra la direcci3n y velocidad de viento WINDSAT y ASCAT para los d1as 22 y 24 de septiembre 2014. Para la zona de estudio se registr3 un viento suroeste de 16 kn (22 septiembre) y 14 kn (24 septiembre) con la informaci3n satelital lo que coincide con los datos registrados por el Servicio Meteorol3gica de la Armada de Chile.

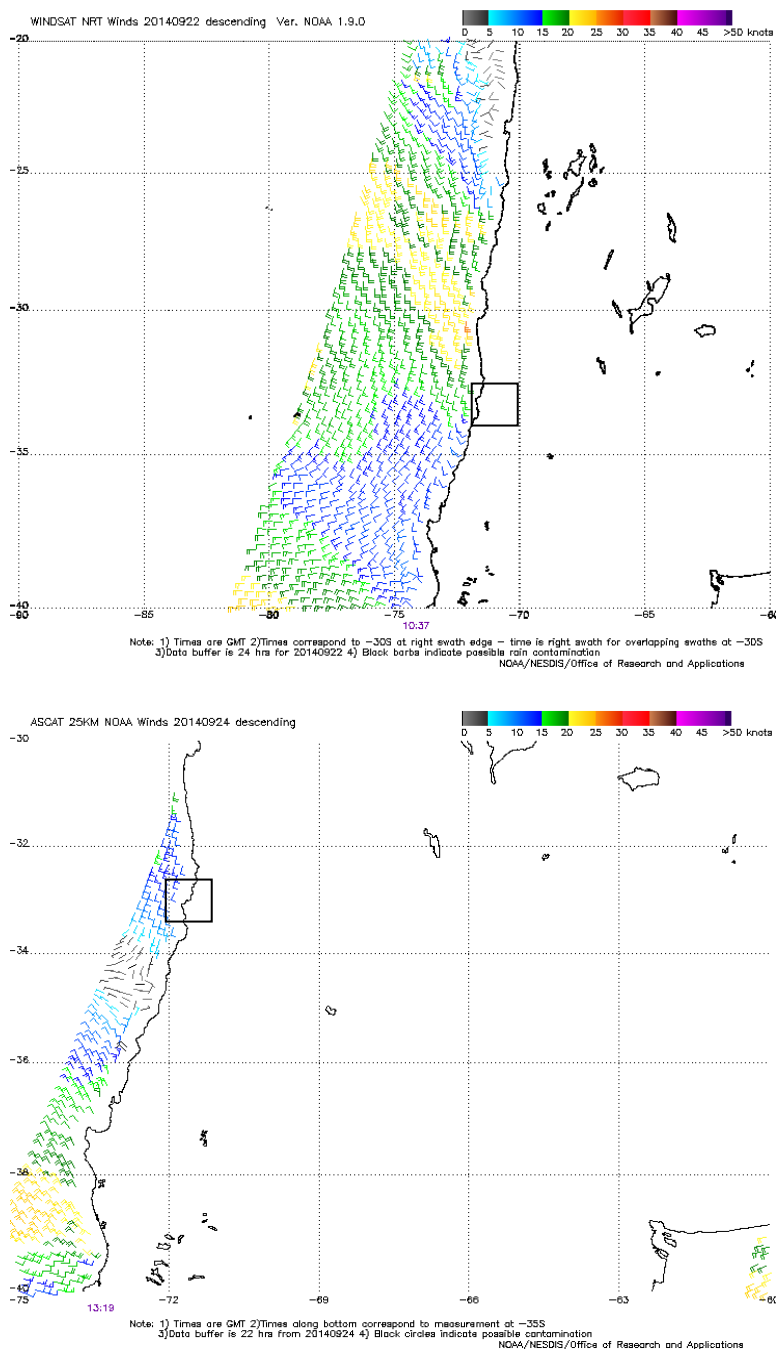


Figura 22. Imágenes de direcci3n y velocidad de viento WINDSAT y ASCAT para los días 22 y 24 de septiembre 2014. El cuadrado negro indica la zona de estudio.

4.1.1.4 Generaci3n y aplicaci3n de m3scara tierra-mar

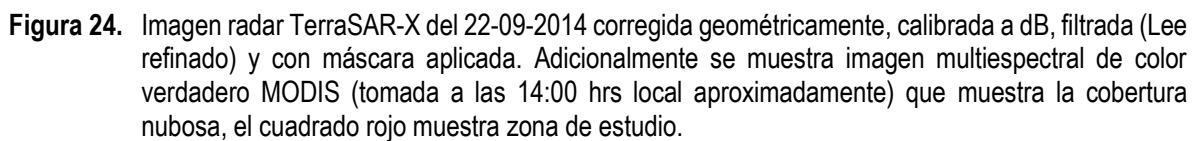
Se genera una m3scara tierra-mar para garantizar que la detecci3n se centra s3lo en el 3rea de inter3s. La operaci3n de crear una m3scara convierte cualquier p3xel en la tierra en ning3n valor de datos. Se utiliza el DEM SRTM de 5 minutos para determinar si un p3xel est3 en tierra o en el oc3ano (**Figura 23**)



Figura 23. Máscara de tierra obtenida del DEM SRTM de 5 minutos

Una vez construida la máscara se aplica a las imágenes de radar TSX-1 con el módulo Apply Mask, obteniéndose como resultado las imágenes que se muestran en la **Figura 24 y 25**.

En la imagen del 22 de septiembre se observan, en toda el 3rea marina, los patrones normales de las ondas superficiales del mar producidas por el viento suroeste predominante de mayor a 10 kn de velocidad (**Figura 24**). Adicionalmente se detectan los barcos (puntos blancos con alta retrodispersi3n) en la bahía de Quintero.





Para el 24 de septiembre de 2014, día del derrame de petróleo en la Bahía de Quintero, se dispone de una imagen radar adquirida a las 20:15 hrs, aproximadamente 12 horas después del vertido (**Figura 25**). En esta imagen las condiciones meteorológicas fueron similares al 22 de septiembre con un viento suroeste predominante de 14 kn, no obstante que los vientos satelitales indican mayores velocidades el día 22 (**Figura 22**). En la imagen radar TSX-1 del día del derrame se observan los patrones normales de las ondas superficiales del mar pero acotadas a ciertas zonas de la imagen. Las zonas donde se ven claramente las ondas superficiales se limitan al sur de la península Los Molles, norte de Cachagua y con un patrón tipo banda que va desde los Farellones de Quintero y con dirección noroeste.

En la imagen del día del derrame se detectan amplias zonas de baja retrodispersión de radar donde no se detectan las ondas superficiales siendo un patrón anómalo (ver los patrones en otras imágenes radar) para las condiciones de viento predominante. De acuerdo a la revisión bibliográfica, know how del ejecutor e interpretación y asesoría de meteorólogos, estas áreas oscuras podrían ser consecuencias de: zonas calmas de baja intensidad de viento, surfactantes generados por el hombre (manchas de petróleo) o cambios en la distribución espacial de la temperatura superficial del mar (TSM) donde las aguas frías generarían zonas de mayor viento y por el contrario las zonas cálidas generan zonas de menor intensidad de viento. Respecto al viento y de acuerdo a la información recolectada tanto del Servicio Meteorológico de la Armada 25 (**Figura 25**) como satelital (**Figura 22**), la magnitud y dirección de viento registrada están dentro del umbral (6 kn a 20 kn) de detección de patrones oceanográficos con el sensor radar SAR. Adicionalmente y para conocer los patrones de la TSM durante el día del derrame se adquirió y se procesó una imagen MODIS del día 23 de septiembre (24 horas antes derrame), debido a que no se dispone de información para el día 24 por la alta cobertura nubosa tal como lo muestra la imagen de color natural en la **Figura 26**. En la imagen MODIS de TSM disponible no se distingue un patrón espacial **Figura 26** coincidente con el característico y anómalo patrón espacial de la imagen radar TSX-1 (**Figura 25**).

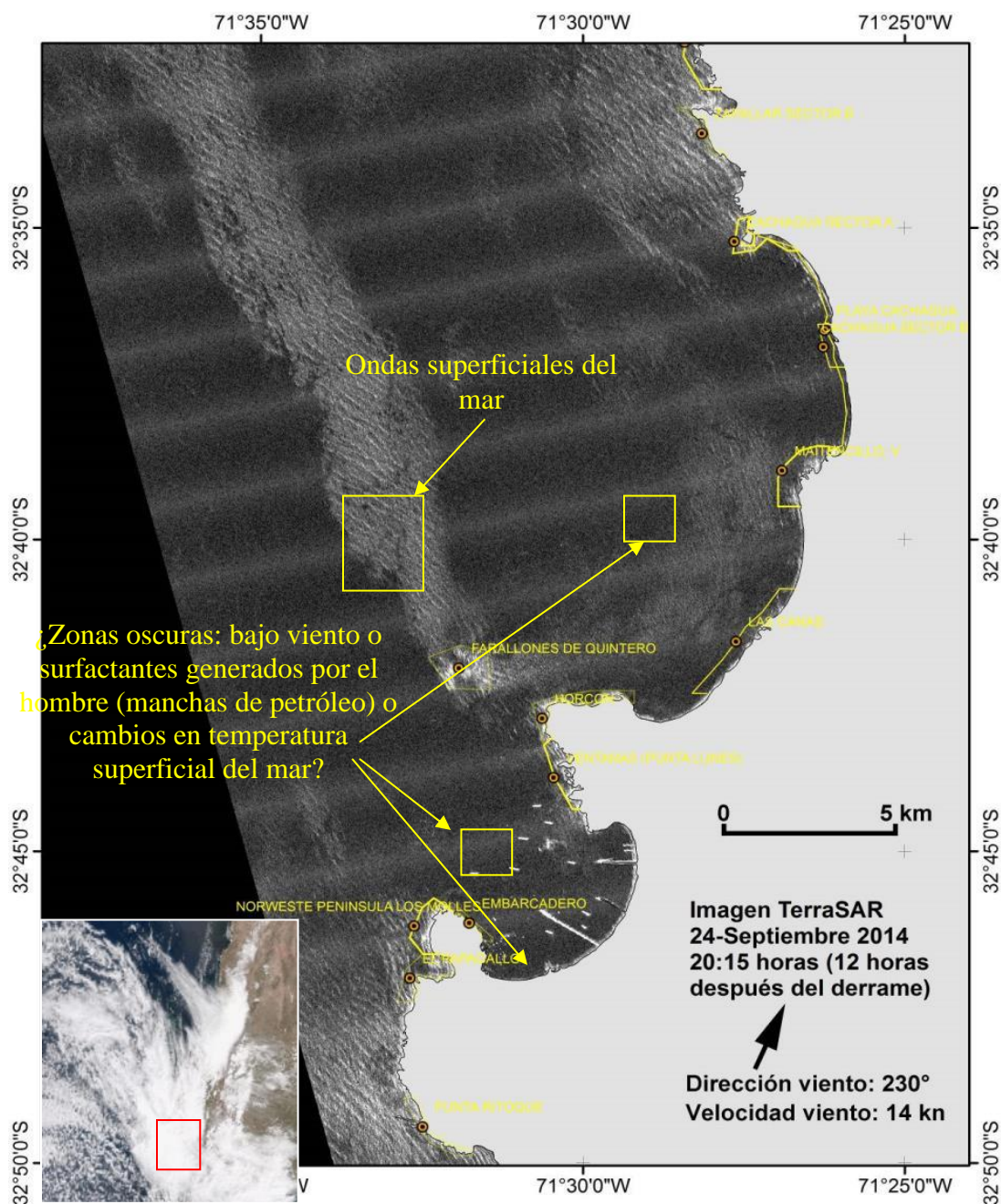


Figura 25. Imagen radar TerraSAR-X del 24-09-2014 (12 horas después del derrame) corregida geométricamente, calibrada a dB, filtrada (Lee refinado) y con máscara aplicada. Adicionalmente se muestra imagen multiespectral de color verdadero MODIS (tomada a las 14:00 hrs local aproximadamente) que muestra la cobertura nubosa, el cuadrado rojo muestra zona de estudio.

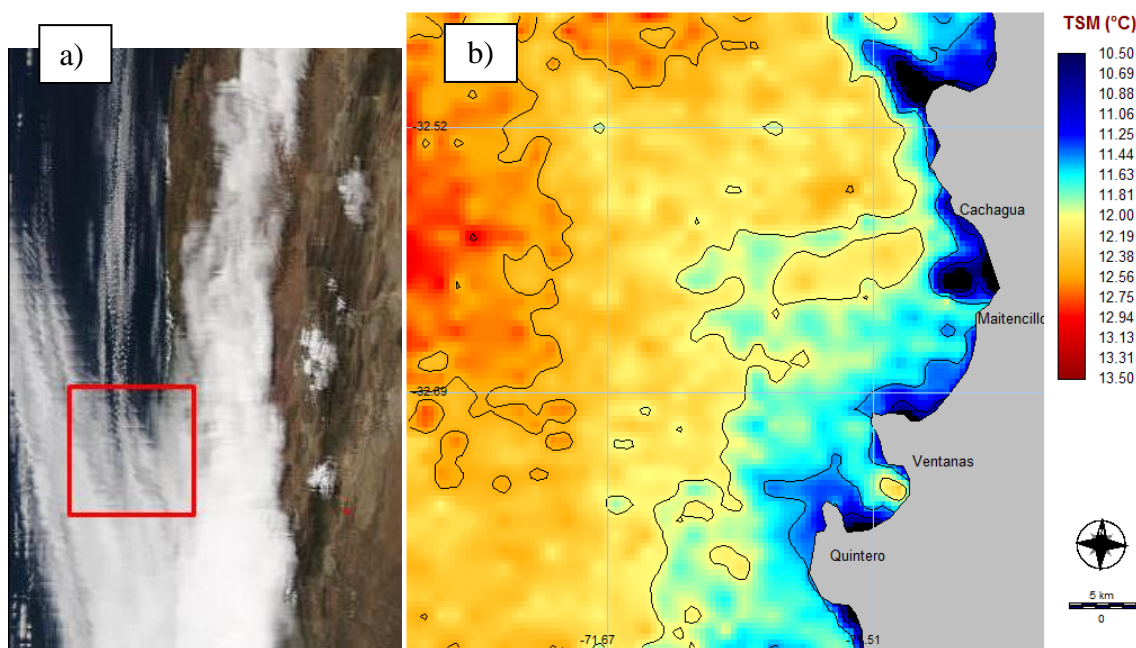


Figura 26. Imágenes MODIS: a) multiespectral de color natural del día 24 de septiembre 2014 a las 15:37 hrs que indica la cobertura nubosa, el cuadrado rojo corresponde a la zona de estudio; b) temperatura superficial del mar (TSM) MODIS (interpolada) del 23 de septiembre 2014 (1 día antes del derrame).

4.1.1.5 Detección de cuerpos oscuros en imágenes Radar TerraSAR-X

Debido a que no se cuenta con información de muestreos de hidrocarburos en el agua superficial del mar durante el día (24-09-2014) del derrame, se procedió a buscar en internet y Georreferenciar la información fotográfica (medios de prensa) que evidencie la presencia del vertido de petróleo en el mar. En estas zonas georreferenciadas donde se evidenció la presencia de petróleo, se procedió a obtener fotografías de la situación actual de los sitios de modo comparativo como se muestra en el ejemplo de la **Figura 27**. Se puede observar como el petróleo en expansión cambia la rugosidad del mar anulando las ondas capilares cuyo tamaño normal tiene una longitud de onda menor a unos pocos centímetros. Sensores de radar detectan las ondas capilares para construir las imágenes.

Dado que para las imágenes TSX-1 no se cuenta con un algoritmo para la detección de derrame de petróleo como para el caso de las imágenes Sentinel-1, se aplicó el método de reclasificación de valores del umbral en dB asociados al derrame considerando la extracción de valores de la imagen radar en base a la ubicación de las evidencias fotográficas en tierra (sacadas de los medios de prensa digitales) y aéreas obtenidas desde vuelos de la Armada de Chile (ver **Anexo 1** para más detalle) y de una cámara HD a bordo de un Dron. De este modo, se indagaron los valores de baja retrodispersión asociados a la mancha oscura del petróleo en las diversas fotografías georreferenciadas (**Figura 28 y Figura 29**), estimándose un umbral de detección con valores menores a 0.0015 dB.

Una vez conocido el rango o umbral (< 0.0015 dB) asociado a la mancha de petróleo se procedió a reclasificar la imagen TSX-1 para obtener un mapa clasificado tanto para la imagen antes de derrame como para la imagen 12 horas después del derrame. En la **Figura 30** se muestra el mapa clasificado que considera los valores menores a 0.0015 dB en la imagen radar TerraSAR-X del 22-09-2014 (dos días antes del derrame) como posible mancha de petróleo, sin embargo no se detectan áreas homogéneas afectadas sino más bien unos pixeles puntuales asociados al ruido o moteado (Speckle) propio de las imágenes de radar.



Figura 27. Ejemplo de evidencias fotográficas del vertido de petróleo el día 24 de septiembre 2014.



Figura 28. Evidencias fotográficas del vertido de petróleo el día 24 de septiembre 2014 y su georreferenciación, obtenidas de los medios de prensa digital.



Figura 29. Fotografías aéreas captadas el día 24 de septiembre 2014 por: A), B) y C) cámara HD DJI a bordo del Dron Phantom 4 de la empresa ENFOCAR (cámaras aéreas HD) y D), E), F) y G) cámaras desde vuelos aéreos de la Armada de Chile donde se evidencia la mancha de petróleo y el proceso de sedimentación.

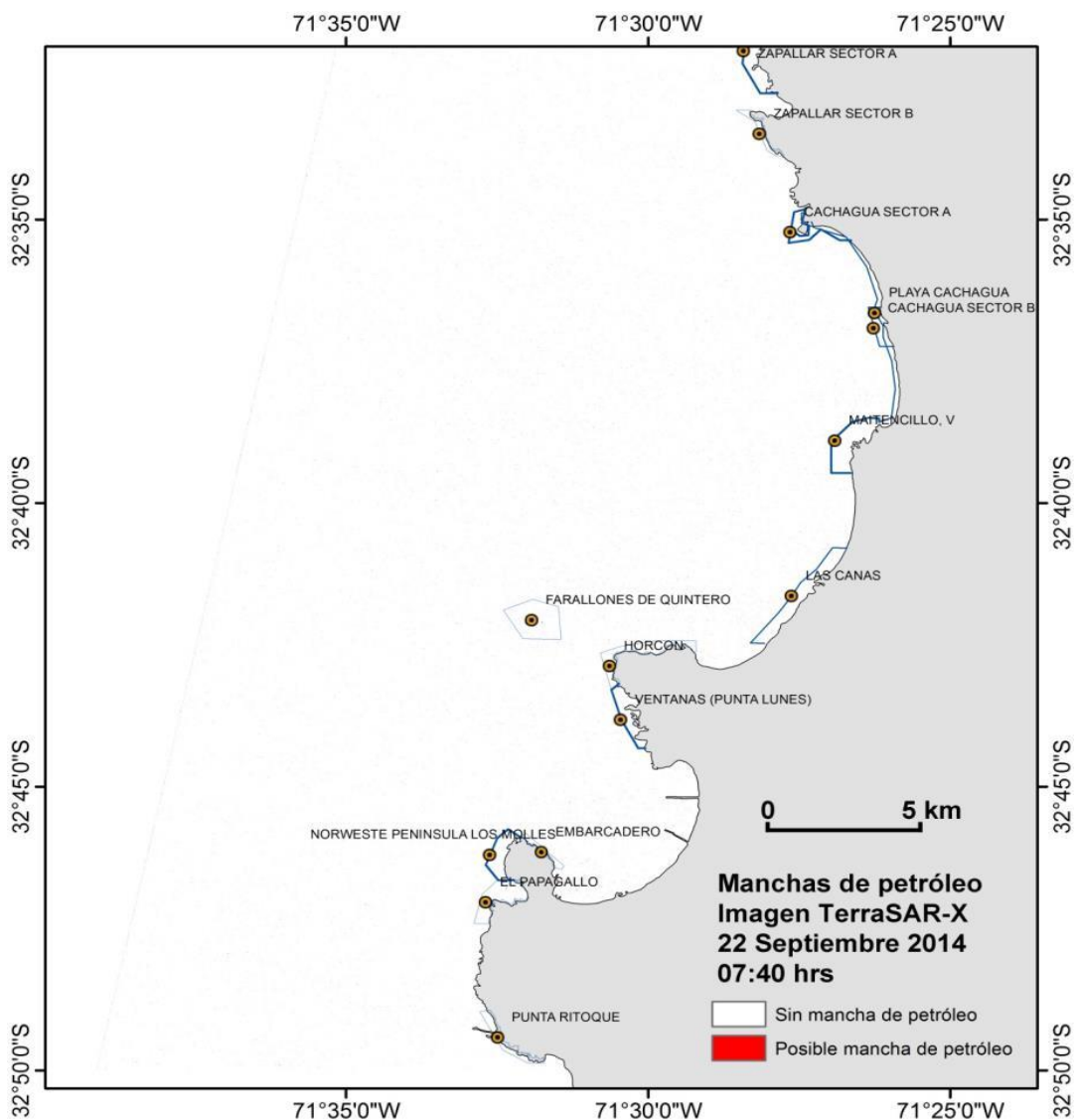


Figura 30. Mapa clasificado que considera los valores menores a 0.0015 dB en la imagen radar TerraSAR-X del 22-09-2014 como posible mancha de petróleo.

En la **Figura 31** se muestra el mapa clasificado (píxeles menores de 0.0015 dB) que indica la posible mancha de petróleo derivada de la imagen procesada de radar TerraSAR-X del 24 de septiembre de 2014. Cabe señalar, que debido a la complejidad del tipo y procesamiento de las imágenes TSX-1, ésta contiene un bandeo con líneas blancas paralelas las cuales representan un error que subestima el área de influencia. Se estima que el error de bandeo de la imagen subestima en un 15% los píxeles que corresponden al derrame.

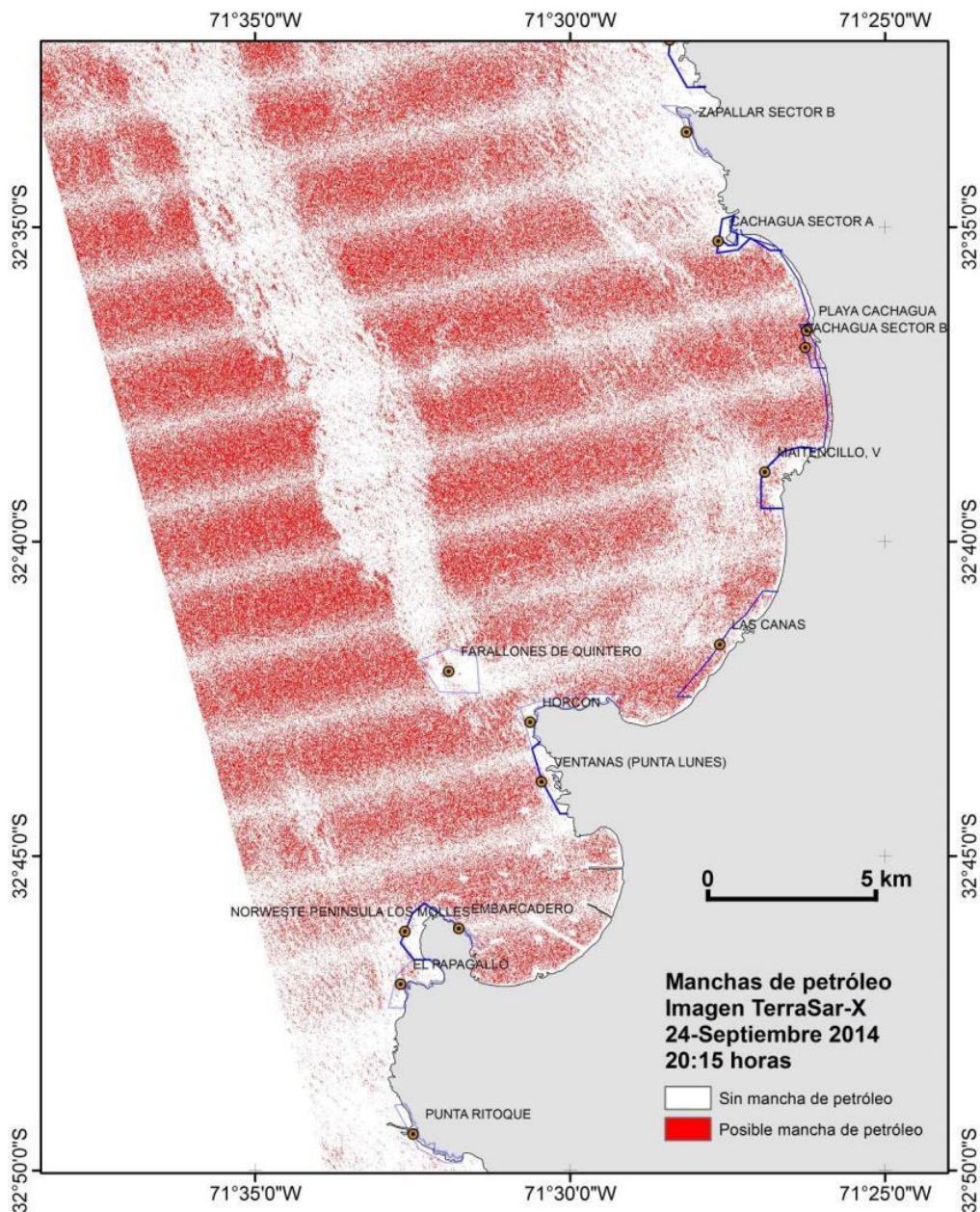


Figura 31. Mapa que indica la posible mancha de petróleo derivada de la imagen radar TerraSAR-X del 24-09-2014.

4.1.2 Preprocesamiento de imágenes Radar Sentinel-1

Después de adquirir y procesar las imágenes Sentinel-1 y de aplicar los algoritmos de procesamiento, se detectó que sólo las imágenes de tipo Ascendente y de polarización simple (VV) se pueden utilizar para la aplicación del modelo de detección de derrame de petróleo (**Figura 3**) Dado lo anterior se adquieren y procesan tres imágenes radar Sentinel-1 de los días 6 y 30 de octubre y 23 de noviembre de 2014. Las imágenes disponibles vienen en formato SAFE, con polarización simple (VV), con un nivel de procesamiento básico o SAR Standard L1 Product del tipo GRD. Se aplican correcciones geométricas mediante una corrección de elipsoide con el método de Grilla de Geolocalización (GG) considerando remuestreo vecino cercano, datum geodésico WGS84 y proyección geográfica latitud-longitud. Cabe señalar, que las imágenes Sentinel-1 correspondientes a los días 16 de octubre, 9 de noviembre y 3 de diciembre 2014 no fueron procesadas para los fines de detección de derrame de petróleo con los software disponibles debido a que la dirección de paso DESCENDENTE de estas imágenes presenta un error al aplicar los métodos de corrección geométrica y la posterior máscara necesaria para correr el algoritmo de detección de hidrocarburos (**Figura 32**). Dado lo anterior solo se pudo calibrar, georreferenciar con otro método y reducir el speckle con un filtro Lee Refinado, no pudiéndose estimar la mancha de hidrocarburo con el algoritmo disponible.

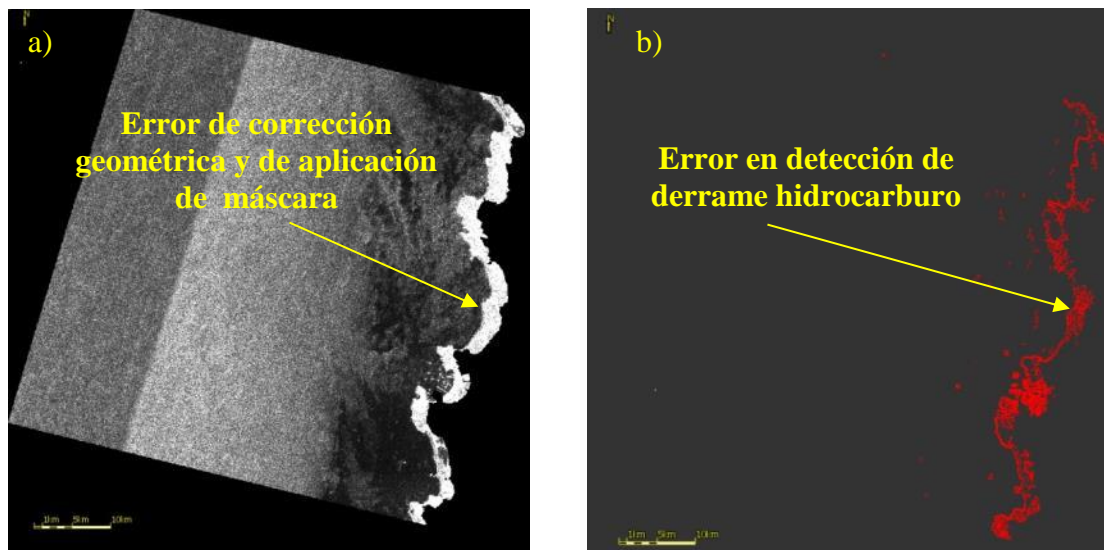


Figura 32. Errores en las imágenes Sentinel-1 de los días 16 de octubre, 9 de noviembre y 3 de diciembre 2014: a) error de corrección geométrica y de aplicación de máscara y b) error en la detección de derrame hidrocarburo por efecto de error en corrección geométrica.

Con el toolbox de procesamiento de Sentinel-1 se procedió a la calibración de las 6 imágenes radar utilizando el módulo Calibration. En el proceso de calibración se usan los ND para calcular el



betaNought (i) y los valores se convierten a dB como intensidad de la retrodispersión del radar. Para reducir el moteado (Speckle) se aplica el filtro espacial Lee Refinado. Se aplica una máscara de tierra a las imágenes de radar Sentinel-1, obteniéndose como resultado las imágenes que se muestran en las **Figura 33, Figura 34, Figura 35, Figura 36, Figura 37 y Figura 38**. En la imagen procesada Sentinel-1 del 06 de octubre (12 días después del derrame) se observan diversos posibles patrones oceanográficos (**Figura 33**). Se observan patrones normales de las ondas superficiales del mar (producidas por el viento suroeste predominante de 15 km de velocidad), ondas internas asociadas posiblemente a la surgencia y choque de dos masas de agua, surfactantes biológicos naturales (plancton) y surfactantes generados por el hombre como las manchas de petróleo. Adicionalmente se detectan los barcos (puntos blancos con alta retrodispersión) en la bahía de Quintero. Cabe señalar, que la información de viento (230°, 15 kn) obtenida del Servicio Meteorológico de la Armada de Chile y registrada para la fecha y hora de captación de la imagen radar, es coincidente con la imagen satelital de dirección y velocidad de viento ASCAT disponible para ese día y que se muestra en la **Figura 39**.

En la imagen procesada Sentinel-1 del 16 de octubre (22 días después del derrame) se observan patrones oceanográficos (**Figura 34**). Se observan ondas superficiales del mar (producidas por el viento suroeste de 7 kn de velocidad) y surfactantes biológicos (plancton). Adicionalmente se detectan barcos (puntos blancos con alta retrodispersión) en bahía Quintero. Cabe señalar, que la información de viento (210°, 7 kn) obtenida del Servicio Meteorológico de la Armada y registrada para la fecha y hora de captación de la imagen radar, es coincidente con la imagen satelital de dirección y velocidad de viento ASCAT disponible para ese día y que se muestra en la **Figura 39** Figura 39.

La imagen radar Sentinel-1 del 30 de octubre de 2014 (36 días después del derrame) muestra una serie de posibles patrones oceanográficos normales (**Figura 35**), tales como ondas superficiales del mar (producidas por el viento suroeste predominante de 17 kn de velocidad), ondas de gravedad atmosféricas (que afectan las condiciones locales del viento, produciendo patrones distintivos cuasi-periódicos oscuros de baja velocidad del viento y brillantes de alta velocidad del viento) en imágenes SAR, aguas más calmadas con baja magnitud de viento, áreas de sombra de viento o protegidas producidas por la topografía terrestre y detección de barcos (puntos blancos con alta retrodispersión) en la bahía de Quintero. Cabe señalar, que la información de viento (210°, 17 kn) obtenida del Servicio Meteorológica de la Armada de Chile y registrada para la fecha y hora de captación de la imagen radar, es coincidente con la imagen satelital de dirección y velocidad de viento ASCAT disponible para ese día y que se muestra en la (**Figura 39**).

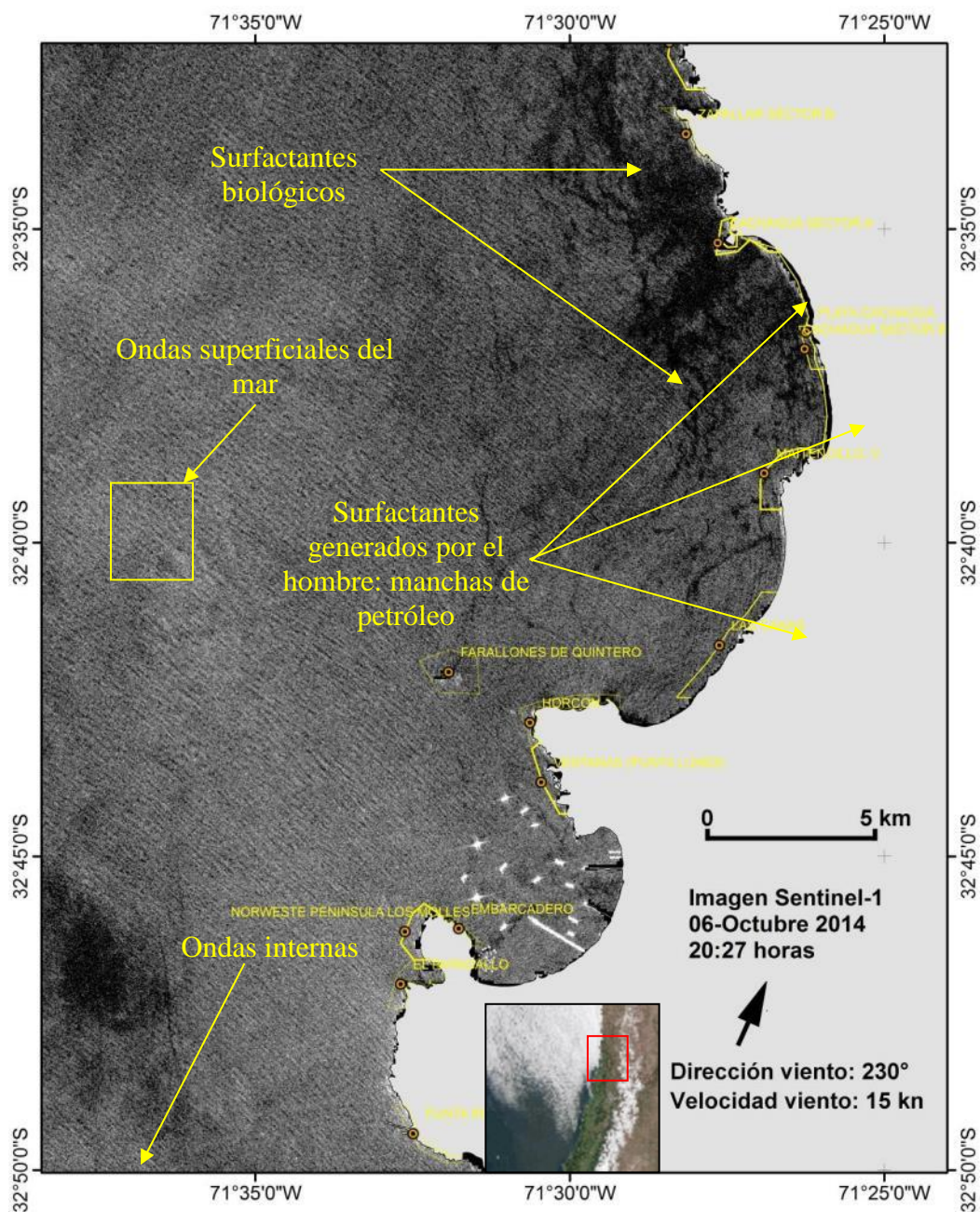


Figura 33. Imagen radar Sentinel-1 del 06-10-2014 (12 días después del derrame) corregida geométricamente, calibrada a dB, filtrada (Lee refinado) y con máscara aplicada. Adicionalmente se muestra imagen multiespectral de color verdadero MODIS (tomada a las 14:00 hrs local aproximadamente) que muestra la cobertura nubosa, el cuadrado rojo muestra la zona de estudio.

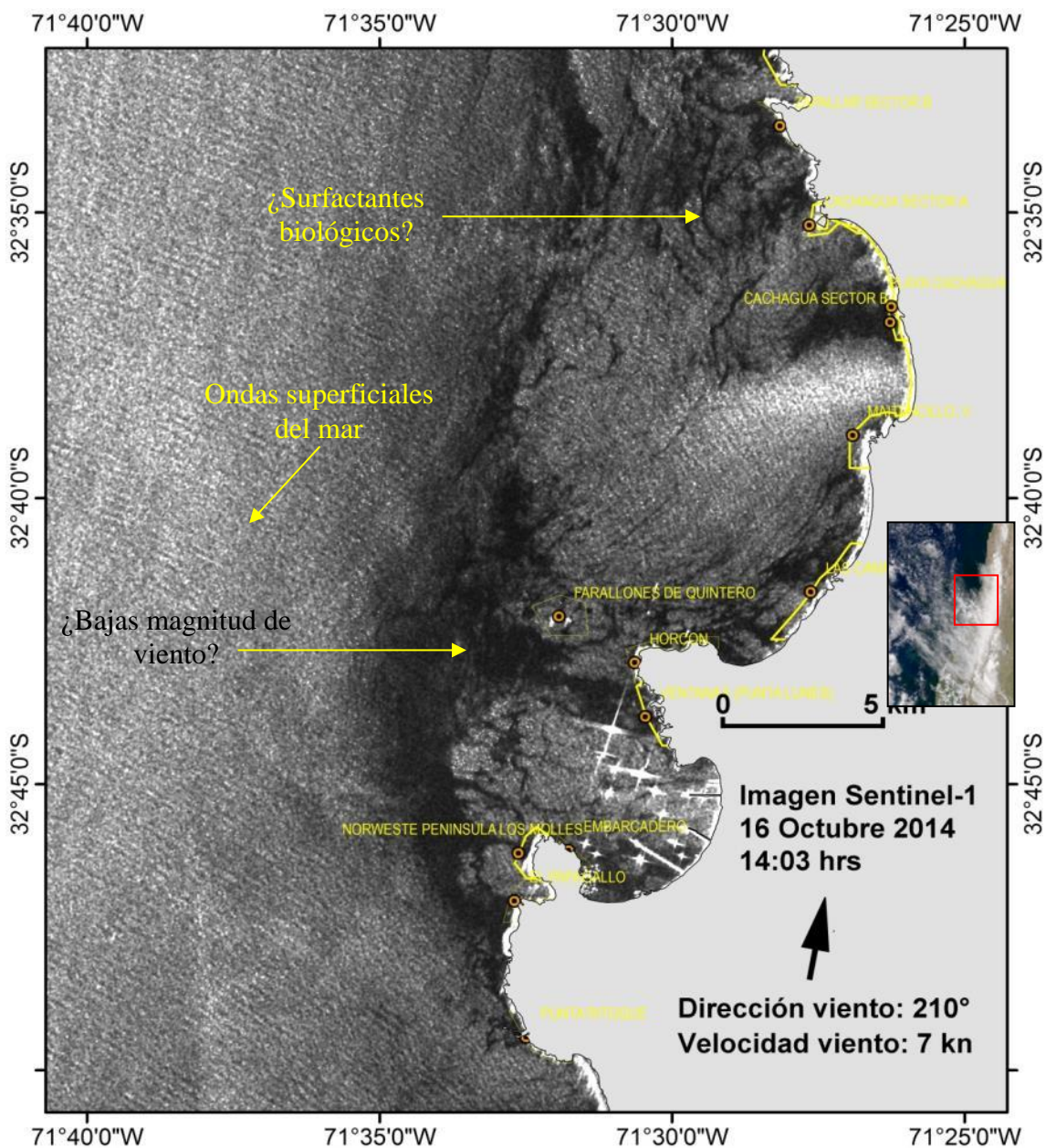


Figura 34. Imagen radar Sentinel-1 del 16-10-2014 (22 días después del derrame) corregida geométricamente, calibrada a dB y filtrada (Lee refinado). Adicionalmente se muestra imagen multiespectral de color verdadero MODIS (tomada a las 14:00 hrs local aproximadamente) que muestra la cobertura nubosa, el cuadrado rojo muestra la zona de estudio.



En la imagen procesada Sentinel-1 del 09 de noviembre (45 días después del derrame) se observan diversos posibles patrones oceanográficos (**Figura 36**). Se observan patrones normales de las ondas superficiales del mar (producidas por el viento suroeste predominante de 15 kn de velocidad), ondas de gravedad atmosféricas (que afectan las condiciones locales del viento, produciendo patrones distintivos cuasi-periódicos oscuros de baja velocidad del viento y brillantes de alta velocidad del viento) en imágenes SAR y aguas más calmadas con baja magnitud de viento. Adicionalmente se detectan los barcos (puntos blancos con alta retrodispersión) en la bahía de Quintero. Cabe señalar, que la información de viento (250°, 8 kn) obtenida del Servicio Meteorológica de la Armada de Chile y registrada para la fecha y hora de captación de la imagen radar, es coincidente con la imagen satelital de dirección y velocidad de viento ASCAT disponible para ese día y que se muestra en la **Figura 39**.

La imagen radar Sentinel-1 del 23 de noviembre de 2014 (59 días después del derrame) muestra una serie de posibles patrones oceanográficos normales (**Figura 37**), tales como ondas superficiales del mar (producidas por el viento suroeste predominante de 14 kn de velocidad), ondas de gravedad atmosféricas (que afectan las condiciones locales del viento, produciendo patrones distintivos cuasi-periódicos oscuros de baja velocidad del viento y brillantes de alta velocidad del viento) en imágenes SAR, áreas de sombra de viento o protegidas producidas por la topografía terrestre y detección de barcos (puntos blancos con alta retrodispersión) en la bahía de Quintero. Cabe señalar, que la información de viento (240°, 14 kn) obtenida del Servicio Meteorológica de la Armada de Chile y registrada para la fecha y hora de captación de la imagen radar, es coincidente con la imagen satelital de dirección y velocidad de viento ASCAT disponible para ese día y que se muestra en la **Figura 39**.

En la imagen procesada Sentinel-1 del 03-12-2014 (69 días después del derrame) se observan pocos patrones oceanográficos típicos de estas imágenes radar dado que la velocidad del viento (3 kn) durante la fecha y hora de adquisición estaba fuera del umbral de detección de patrones en las imágenes radar que va desde los 6 kn a los 20 kn (**Figura 38**). No obstante, se distinguen áreas con aguas más calmadas con menor intensidad de viento, ondas de gravedad atmosféricas y posibles surfactantes biológicos u ondas superficiales del mar. Se detectan los barcos en la Bahía de Quintero como puntos blancos con alta retrodispersión. Cabe señalar, que la información de viento (310°, 3 kn) obtenida del Servicio Meteorológica de la Armada de Chile y registrada para la fecha y hora de captación de la imagen radar, difiere con la información entregada por la imagen satelital de dirección y velocidad de viento ASCAT disponible para ese día y que se muestra en la **Figura 39**. La imagen satelital registra para ese día un viento suroeste (190°-200°) y una intensidad de 5 a 6 kn.

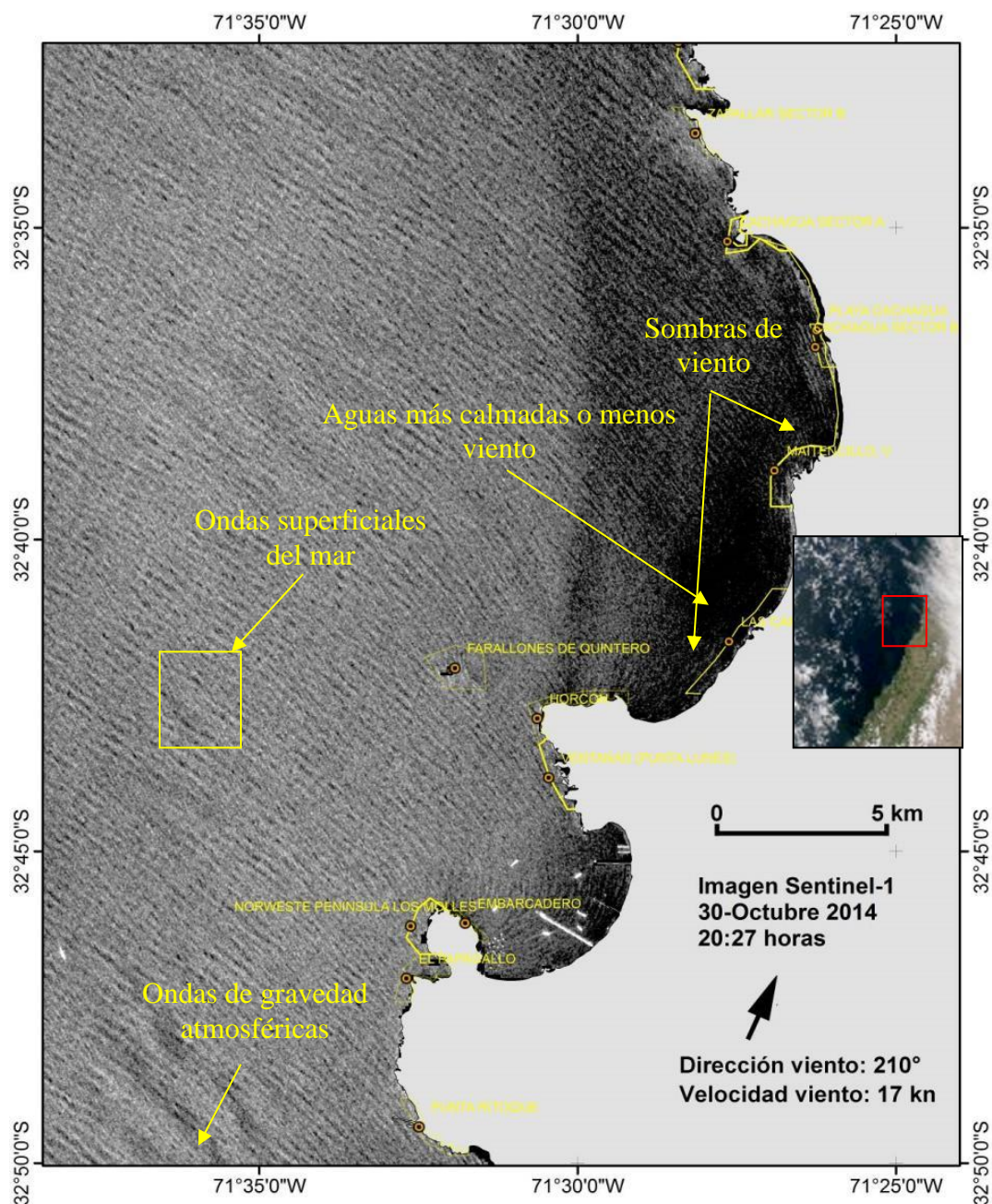


Figura 35. Imagen radar Sentinel-1 del 30-10-2014 (36 días después del derrame) corregida geométricamente, calibrada a dB, filtrada (Lee refinado) y con máscara aplicada. Adicionalmente se muestra imagen multiespectral de color verdadero MODIS (tomada a las 14:00 hrs local aproximadamente) que muestra la cobertura nubosa, el cuadrado rojo muestra zona de estudio.

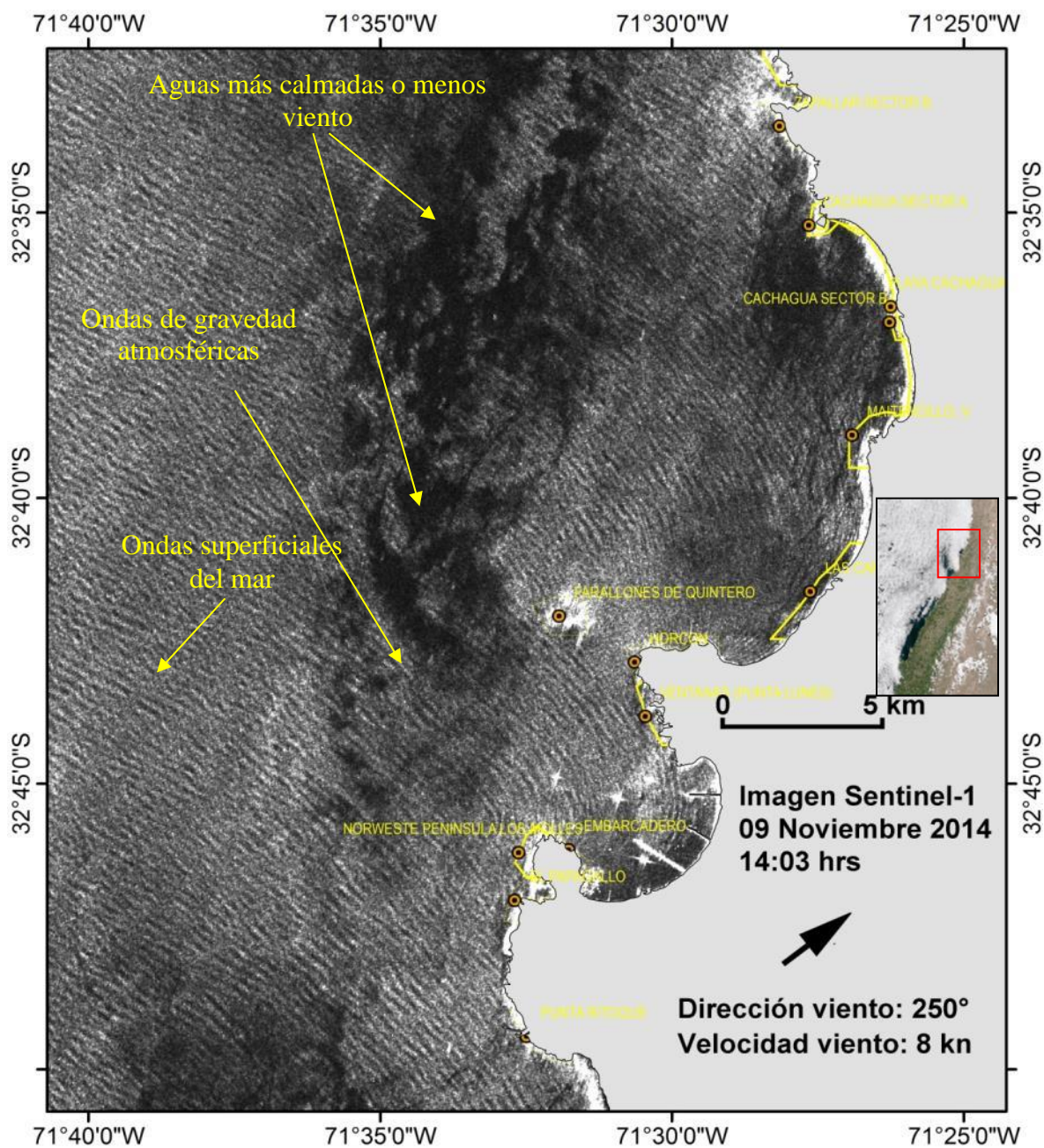


Figura 36. Imagen radar Sentinel-1 del 09-11-2014 (45 días después del derrame) corregida geométricamente, calibrada a dB y filtrada (Lee refinado). Adicionalmente se muestra imagen multiespectral de color verdadero MODIS (tomada a las 14:00 hrs local aproximadamente) que muestra la cobertura nubosa, el cuadrado rojo muestra zona de estudio.

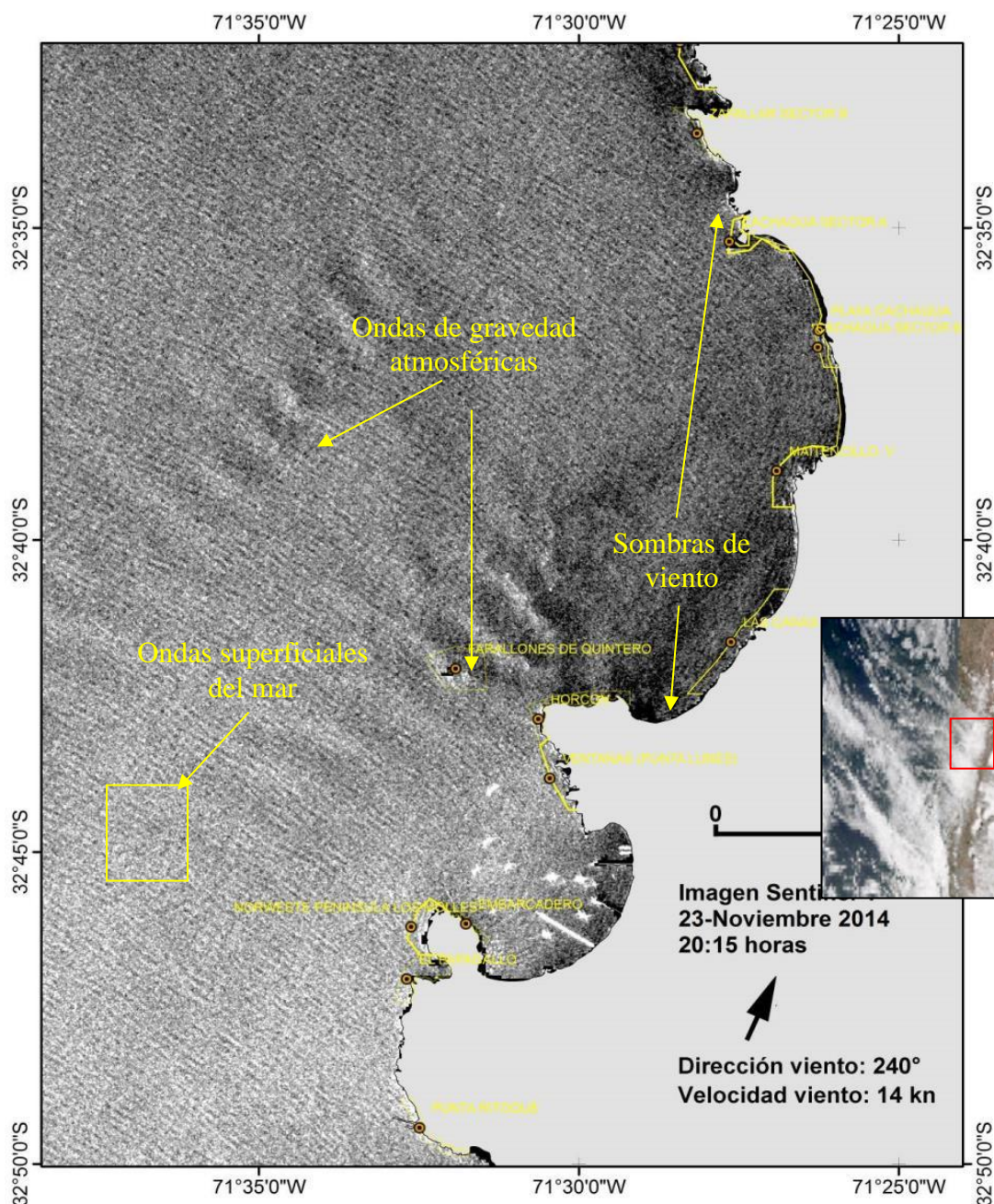


Figura 37. Imagen radar Sentinel-1 del 23-11-2014 (59 días después del derrame) corregida geométricamente, calibrada a dB, filtrada (Lee refinado) y con máscara aplicada. Adicionalmente se muestra imagen multispectral de color verdadero MODIS (tomada a las 14:00 hrs local aproximadamente) que muestra la cobertura nubosa, el cuadrado rojo muestra zona de estudio.

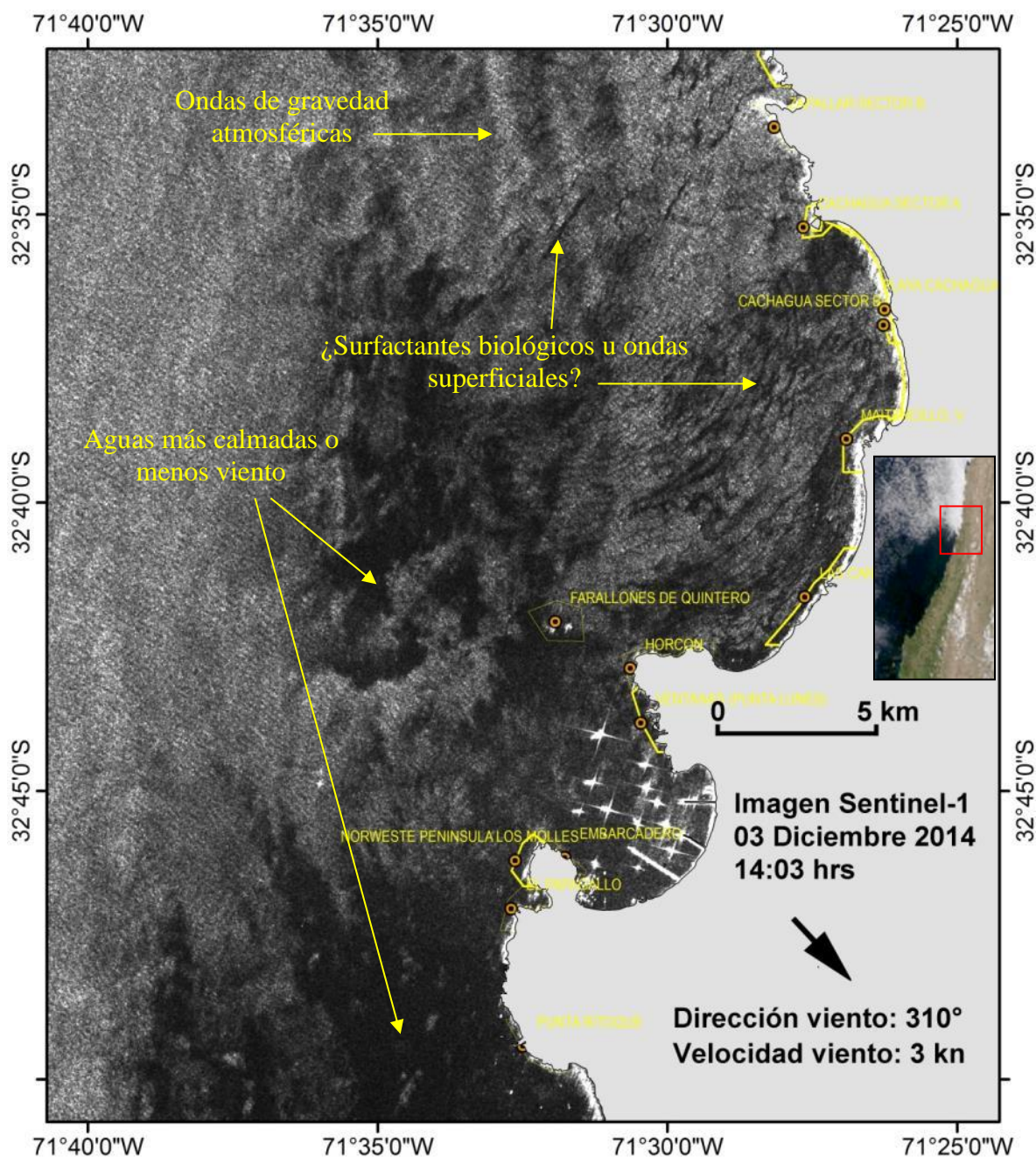


Figura 38. Imagen radar Sentinel-1 del 03-12-2014 (69 días después del derrame) corregida geométricamente, calibrada a dB y filtrada (Lee refinado). Adicionalmente se muestra imagen multiespectral de color verdadero MODIS (tomada a las 14:00 hrs local aproximadamente) que muestra la cobertura nubosa, el cuadrado rojo muestra zona de estudio.

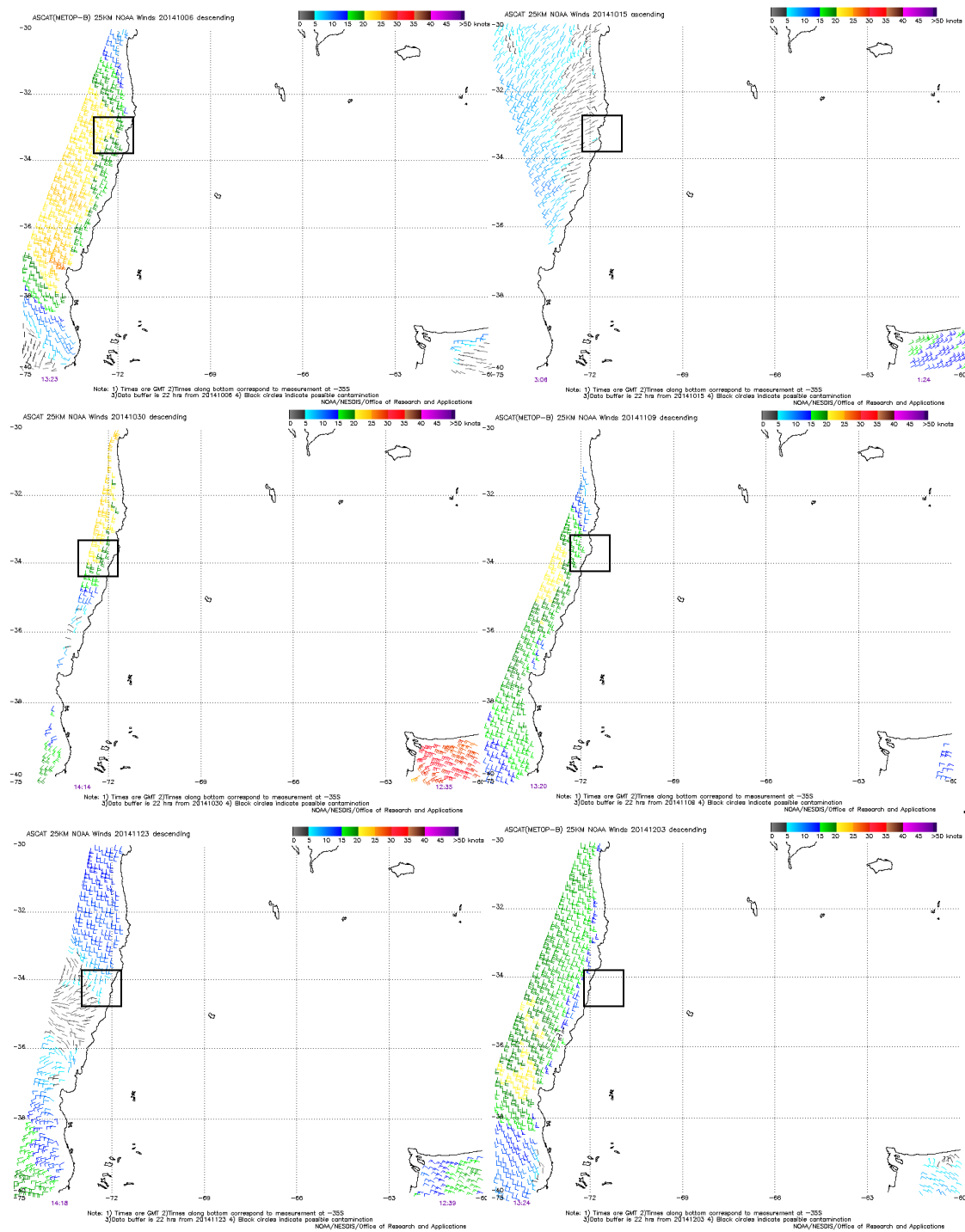


Figura 39. Imágenes de direcci3n y velocidad de viento del 06, 16 y 30 de octubre y 09 y 23 de noviembre y 3 de diciembre de 2014. El cuadrado negro indica la zona de estudio.



4.1.2.1 Detecci3n de cuerpos oscuros en imágenes de radar Sentinel-1

Se aplica el algoritmo para la detecci3n de derrame de petr3leo del toolbox de procesamiento de Sentinel-1, detectando los cuerpos oscuros con el método de umbral adaptativo para luego utilizar un análisis de clustering y discriminaci3n considerando un kernel de 5*5 y un umbral de cambio en dB. En la **Figura 40** se muestra el mapa que indica la posible mancha de petr3leo derivada de la imagen radar Sentinel-1 del 06-10-2014 (12 días después del derrame). De acuerdo a los resultados del algoritmo de detecci3n de derrames, se observan manchas de petr3leo acotadas en el puerto de Ventanas, Ventanas (Punta Lunes), Horcón, Las Canas, Maitencillo, Cachagua y Zapallar.

En la **Figura 41** se muestra el mapa que indica la posible mancha de petr3leo derivada de la imagen radar Sentinel-1 del 30-10-2014 (36 días después del derrame). De acuerdo a los resultados del algoritmo de detecci3n de derrames, se observa una disminuci3n en el área que cubren las manchas de petr3leo, las cuales están restringidas al puerto de Ventanas, Ventanas (Punta Lunes), Las Canas, Maitencillo y Cachagua Sector B.

En la **Figura 42** se muestra el mapa que indica la posible mancha de petr3leo derivada de la imagen radar Sentinel-1 del 23-11-2014 (59 días después del derrame). De acuerdo a los resultados del algoritmo de detecci3n de derrames, se observa una baja cobertura en las manchas de petr3leo acotadas a Ventanas (Punta Lunes), Las Canas y Maitencillo.

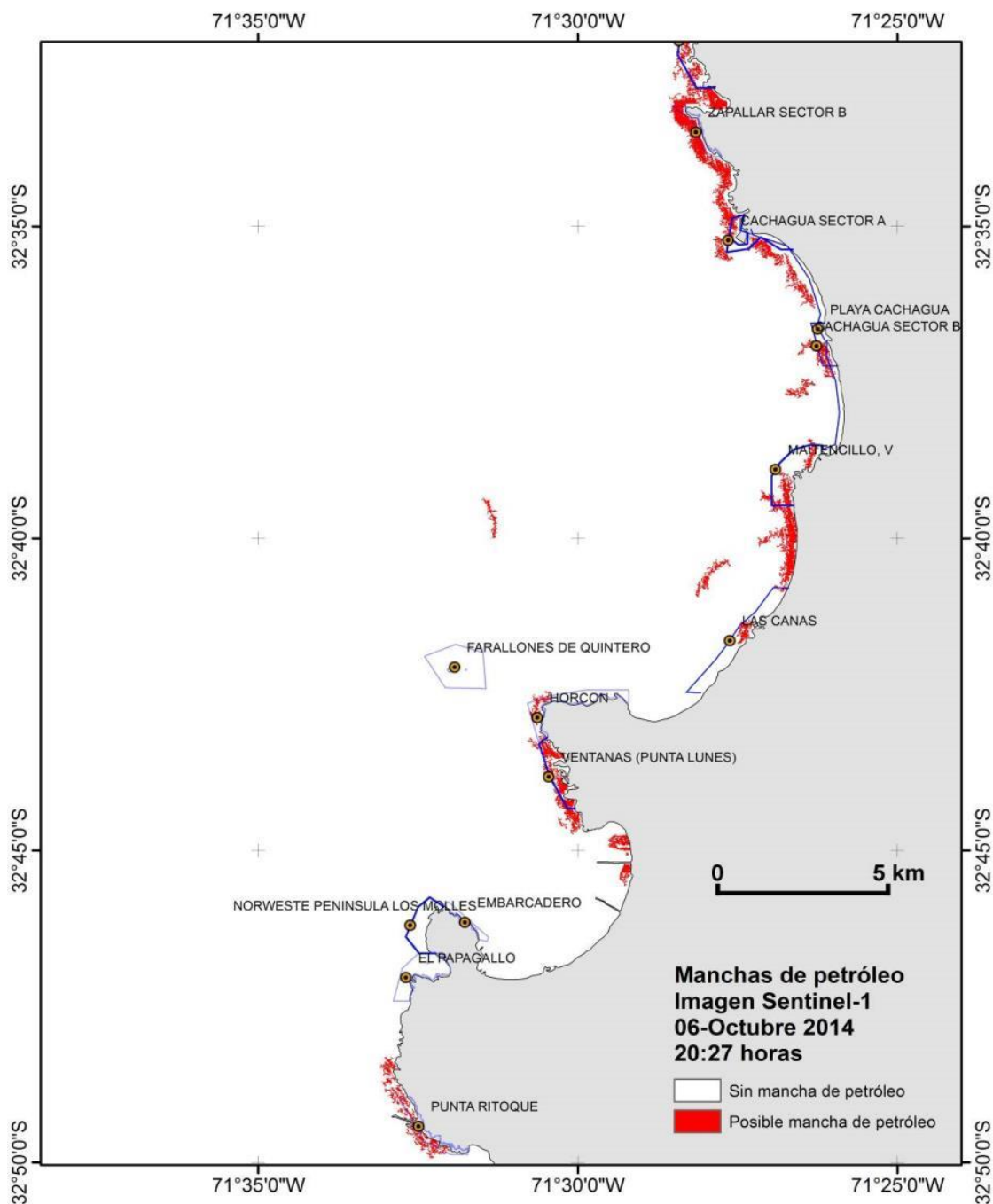


Figura 40. Mapa que indica la posible mancha de petróleo derivada de la imagen radar Sentinel-1 del 06-10-2014.

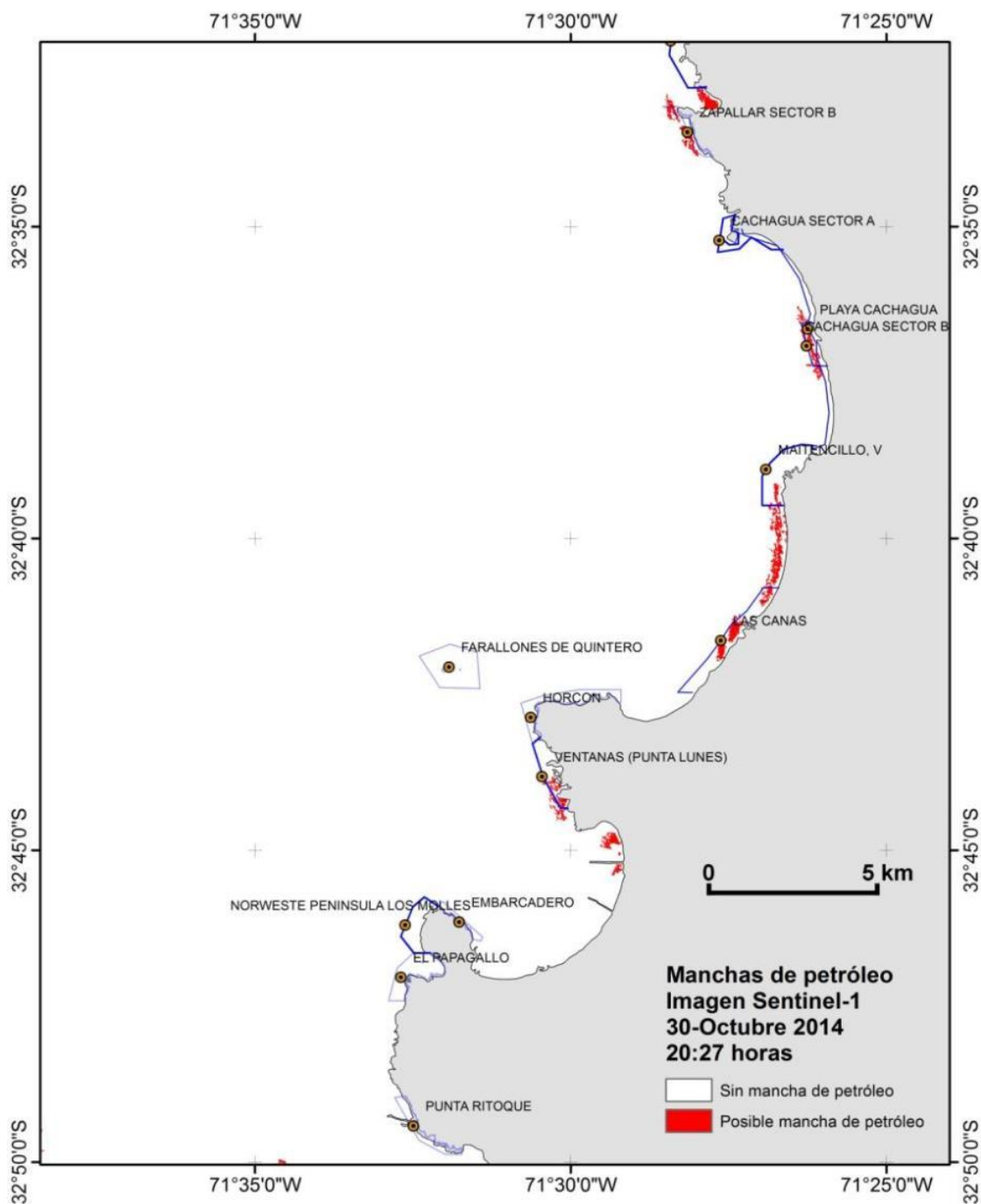


Figura 41. Mapa que indica la posible mancha de petróleo derivada de la imagen radar Sentinel-1 del 30-10-2014.

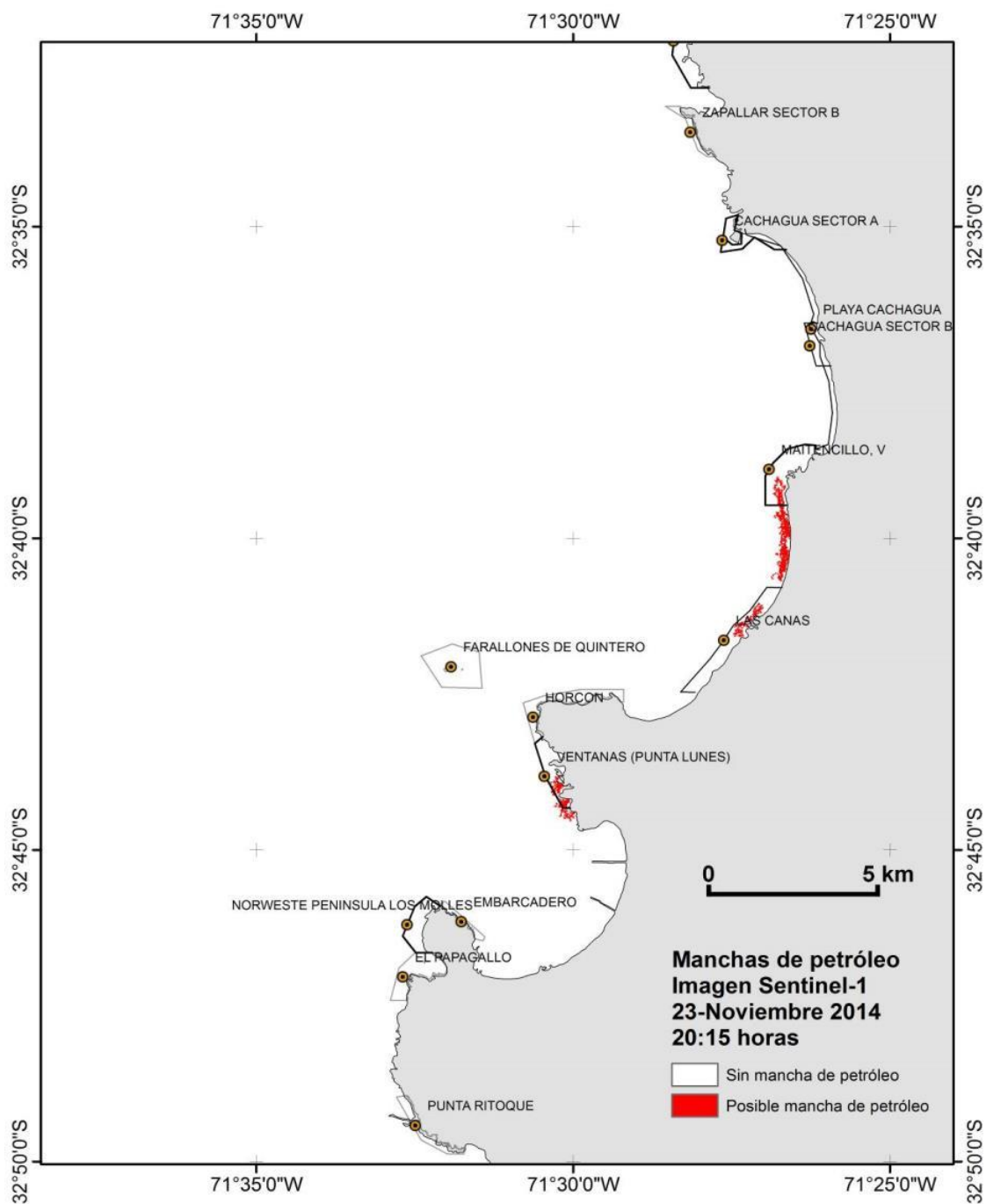


Figura 42. Mapa que indica la posible mancha de petróleo derivada de la imagen radar Sentinel-1 del 23-11-2014.



4.1.3 Determinación espacio-temporal del área de dispersión y volumen total del vertido del hidrocarburo con las imágenes radar

En base a la imagen procesada TerraSAR-X del 24 de septiembre a 12 horas del derrame (**Figura 31**), se estima que 9.764.721 píxeles corresponden a la mancha de hidrocarburo observada, considerando que la imagen clasificada tiene una resolución espacial de 4,1 m² la superficie total del vertido en la imagen alcanzaría los 40.143.728 m². Si consideramos que de acuerdo a ITOPF (2011) el espesor para hidrocarburo en el mar sería de 0,0003 mm, el volumen total en la imagen (VTI) equivaldrían a 12.04 m³. Sin embargo, a este valor se le deben sumar los siguientes 3 factores de pérdida:

1. Hay que sumarle una pérdida por evaporación (**%Ev**), utilizando la siguiente fórmula de Fingas (1999) para petróleo:

$$\%Ev = (5.8 + 0.045 \cdot T) \cdot \ln(t)$$

Donde **T** es la temperatura superficial del mar (°C) y **t** el tiempo en minutos desde el derrame.

El %Ev es igual 41.7% considerando que para ese día con una T de 12°C (ver informe **Figura 26** y el tiempo t transcurrido desde la adquisición de la imagen fue de 12 horas (720 minutos) después del derrame.

2. Además se estima que el error de bandeo (**Eb**) de la imagen subestimaría en un 15% los píxeles que corresponden al derrame.

3. Por la cobertura de escena (**Escena**) de la imagen ésta no abarca toda el área de expansión del hidrocarburo, por lo cual se estima una pérdida de un 10% respecto al área total.

Finalmente nos queda que el **VolumenTotal** = **VTI** + **%EV** + **Eb** + **Escena**

$$\text{VolumenTotal} = 12.04 + 8.6 + 3.6 + 2.7 = 27 \text{ m}^3$$

Por lo tanto, en base al análisis de la imagen procesada TSX-1 del 24 de septiembre 2014 (12 horas después del derrame) se estima que el volumen total de hidrocarburo derramado alcanzarían los 27 m³. Posterior al derrame y en base al algoritmo de SNAP, se estiman áreas puntuales costeras en las imágenes Sentinel-1 (6 y 30 de octubre y 23 noviembre 2014) donde es posible que queden restos del derrame de hidrocarburos. Para estas áreas de derrame se calculan los volúmenes en base a un espesor de 0.0003 mm para hidrocarburo en el mar (**Tabla 4**).



Tabla 4.

Píxeles, áreas y volúmenes del derrame estimados para las imágenes Sentinel-1.

| Imagen Sentinel-1 | Píxeles | Área (m ²) | Volumen (m ³) |
|-------------------|---------|------------------------|---------------------------|
| 6-octubre 2014 | 66035 | 711806 | 0.21 |
| 30-octubre 2014 | 27323 | 294521 | 0.09 |
| 23-noviembre 2014 | 12331 | 132919 | 0.04 |

4.1.4 Interpretación de la evolución y comportamiento del área de dispersión del vertido del hidrocarburo con las imágenes radar

El hidrocarburo vertido sobre la superficie del mar se extiende inmediatamente en forma de marea negra. A causa de sus propiedades físicas y químicas, así como las condiciones externas, se extenderá de manera impredecible resultando un vertido no homogéneo consistente en manchas espesas y grumos entremezclados con finas capas oleosas (SINTEF, 2015). Con la imagen TerraSAR-X del 24 de septiembre de 2014 (**Figura 25**) a 12 horas después del derrame fue posible identificar y determinar la extensión de la mancha del vertido (**Figura 31**).

La figura o forma final estará condicionada por el viento, las olas y las corrientes. Se va extendiendo en una superficie cada vez mayor hasta llegar a formar una capa muy extensa, con espesores de sólo décimas de micrómetro (SINTEF, 2015). De esta forma se ha comprobado que 1 m³ de petróleo procesado puede llegar a formar, en hora y media, una mancha de 100 m de diámetro y 0,0003 mm de espesor para hidrocarburo procesado no crudo.

Un derrame de hidrocarburos en el mar se verá afectado por un número de procesos de envejecimiento (Xie et al., 2007; Anon, 2014) o weathering (Figura 43 y Figura 44). Con las imágenes satelitales de radar (TerraSar-X del 22 y 24 de septiembre y Sentinel-1 del 3 y 30 de octubre y 23 de noviembre 2014) y complementariamente con sensores ópticos de alta resolución como los de satélites Worldview disponibles en este proyecto, se pudieron observar procesos de envejecimiento como la expansión y evaporación del vertido de hidrocarburo en la superficie marina (sensor radar) y la sedimentación en el fondo marino (sensor óptico) tal como lo muestra la representación conceptual de una evolución típica de un derrame de petróleo en el cual se indican las fechas de adquisición de las imágenes en la **Figura 43**.

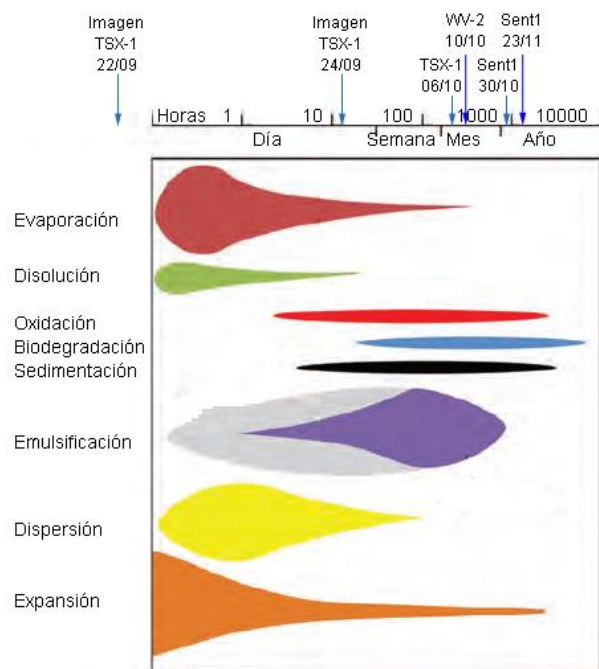


Figura 43. Representación conceptual de una evolución típica de un derrame de petróleo, la cual muestra los cambios en la importancia relativa de los procesos de envejecimiento en relación al tiempo. El ancho de cada banda de tiempo indica la importancia del proceso (adaptado de Anon, 2014).

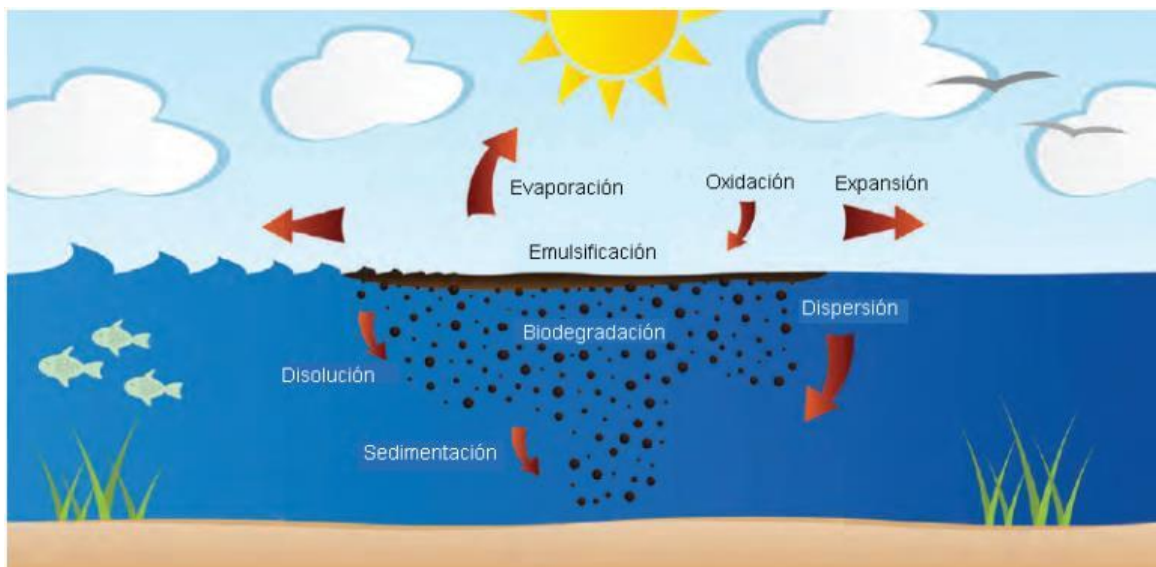


Figura 44. Procesos de envejecimiento de un derrame de petróleo (después de Xie et al., 2007).



Al incrementarse (**expansión**) el área del vertido aumenta también la tasa de **evaporación**, pero la velocidad y extensión de la evaporación varían considerablemente dependiendo de la composición del hidrocarburo. Los de poca densidad, como la gasolina o el fuel-oil ligero, se evaporan con gran rapidez (entre una y dos terceras partes en unas pocas horas), mientras que los hidrocarburos pesados se disipan más lentamente (como es el caso del derrame de Quintero). La evaporación se ve también afectada por la temperatura; cuanto más alta sea, más rápida será la evaporación, el petróleo evaporado es descompuesto por fotooxidación en la atmósfera. En este proyecto se utiliza la fórmula de Fingas (1999) para el cálculo del porcentaje de pérdida por evaporación (**%Ev**) que considera la temperatura superficial del mar (**T**) y el tiempo (**t**) en minutos transcurridos desde el derrame. Se estima un **%Ev** igual a 41.7% para el área de extensión del derrame obtenida con la imagen TSX-1 adquirida 12 horas ($t = 720$ minutos) después del vertido y con una temperatura superficial del mar de 12°C. Considerando la suma del área total identificada en la imagen, la pérdida por evaporación, el error de bandeo y el error por la extensión de la escena, y esto multiplicado por un espesor de 0.0003 mm, se estima que el volumen total de hidrocarburo derramado el 24 de septiembre de 2014 alcanzaría los 27 m³. El modo en que un vertido deriva en el mar está determinado por varios factores medioambientales como la velocidad y rumbo de la corriente (incluida la de la marea), velocidad y dirección del viento, y sistema de olas. La corriente transporta el vertido con el agua. En efecto, en las imágenes TSX-1 (tanto la procesada como clasificada de **Figuras 25 y 31**, respectivamente) del 24 de septiembre (12 horas después del derrame) se observa como el vertido deriva en el mar en dirección norte y en concordancia con la velocidad y dirección del viento (sur) predominante en la imagen satelital ASCAT (**Figura 22**). En las imágenes de radar TSX-1 y Sentinel-1 clasificadas se puede observar el proceso de expansión de la mancha de petróleo, desde 12 horas después con una rápida dispersión (**Figura 31**) hasta dos meses después cuando las manchas son menores y puntuales en la costa (**Figura 42**).

Cuando el hidrocarburo se adhiere a otros cuerpos como partículas de sedimento o materia orgánica, formando partículas con densidad superior a la del agua, puede hundirse hasta el fondo en un proceso llamado **sedimentación**. Especialmente en aguas costeras de poca profundidad las partículas sólidas, tales como arena o algas, son abundantes y proporcionan condiciones favorables para la sedimentación. El petróleo que se ha lavado en las costas a menudo se convierte en una mezcla con arena llamado chapapote. Si esta mezcla chapapote se lava posteriormente en la playa y se devuelve hacia al mar su densidad es lo suficientemente grande para que se hunda y se genere sedimentación en las zonas costeras someras. Este proceso de sedimentación es evidenciado en la posible precipitación del hidrocarburo en el fondo marino de arena de las playas de El Manzano y Las Ventanas tal como lo muestra la imagen óptica multiespectral de alta resolución Worldview-3 del 11 de octubre de 2014, que fue adquirida y procesada en este proyecto (**Figura 45**).

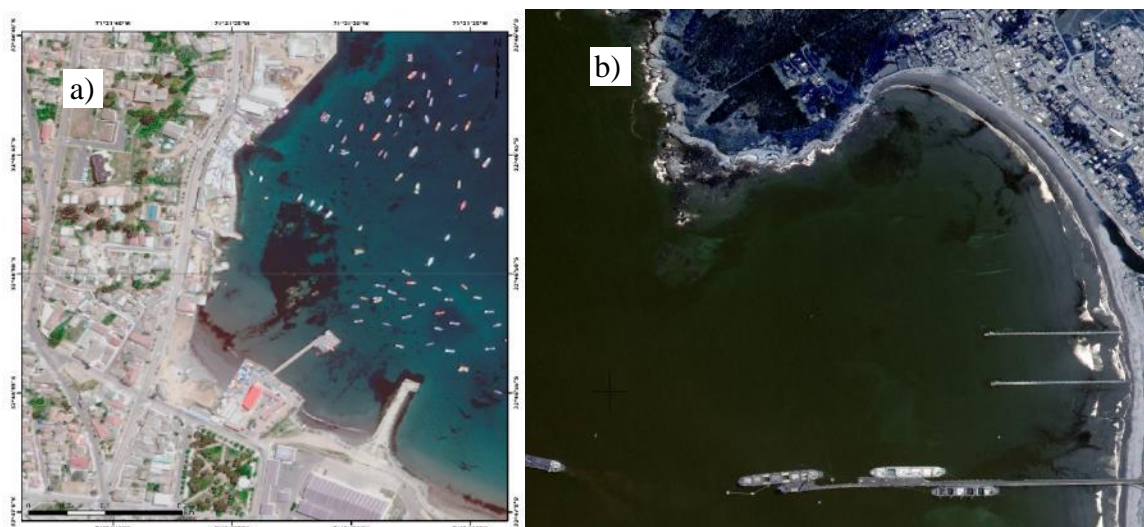


Figura 45. Imagen Worldview 3 del 11 octubre 2014 que muestra la posible sedimentación del petróleo en el sustrato de arena del fondo marino de las playas a) El Manzano y b) Ventanas, 17 días después del derrame.

No obstante que se tiene la evidencia del derrame en las imágenes Worldview, no se puede asegurar que éstas sean producidas por el derrame del hidrocarburo ya que no se tienen datos de muestreos in situ para verificar dichas manchas en el sedimento. Más aún que en la zona de la playa balneario Las Ventanas existen denuncias sobre posibles varamientos de carbón ocurridos los días 27, 28 y 29 de agosto de 2014 en esa zona. Sin embargo, no existen denuncias de varamientos de carbón para la playa El Manzano por lo cual se descartaría la presencia de este elemento en el fondo marino, por lo cual la mancha observada en la imagen posiblemente sea el hidrocarburo sedimentado en el fondo marino.

4.2 Objetivo 2:

Caracterizar mediante el uso de imágenes satelitales el tipo de sustrato de la línea de costa del área de estudio

4.2.1 Pre-procesamiento de imágenes satelitales LANDSAT-8

Durante esta primera etapa de ejecución del proyecto se procedió a explorar en los sitios oficiales de búsqueda y acceso de información satelital. En esta primera etapa, el explorador <http://earthexplorer.usgs.gov> de la U.S. Geological Survey (USGS) permitió definir criterios de búsqueda y selección, entregando como resultado imágenes que más tarde fueron procesadas (Figura 46)

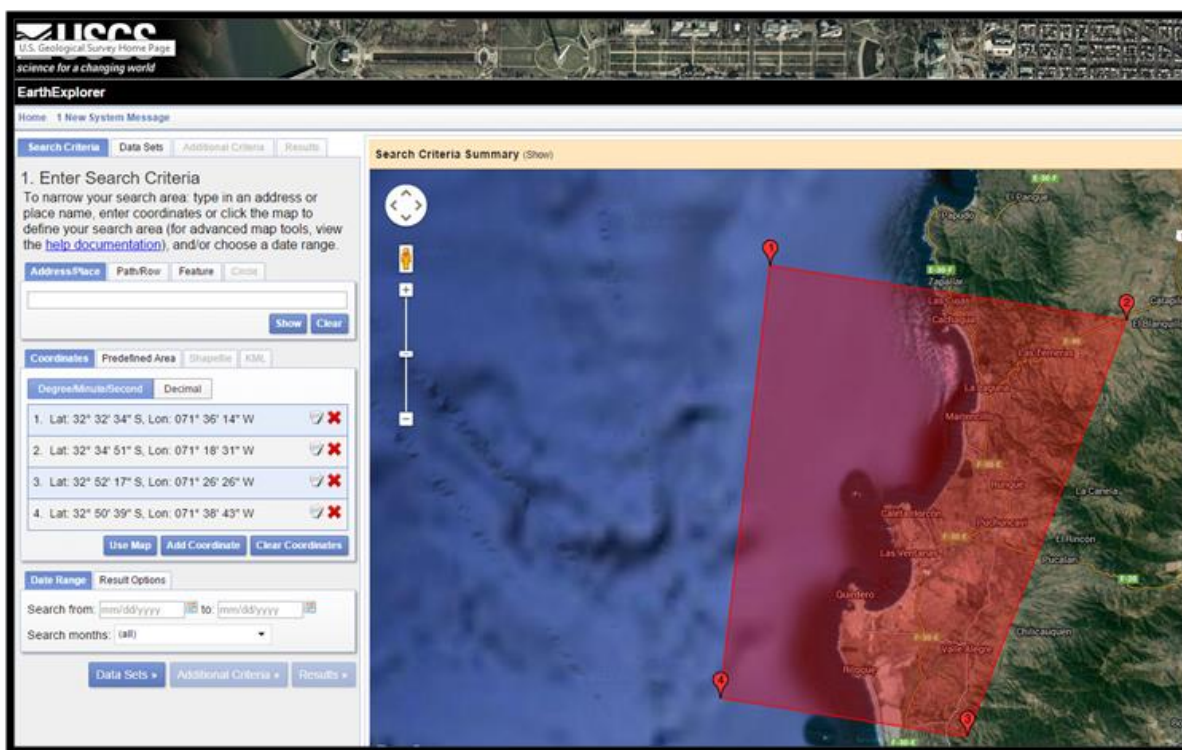


Figura 46. Explorador de la USGS: <http://earthexplorer.usgs.gov>

Una de las características principales de este buscador es la posibilidad de filtrar la información disponible, lo cual garantiza que se cumplan los requisitos exigidos por los distintos algoritmos alojados en los programas especializados de imágenes satelitales, siendo el porcentaje de nubosidad el más importante para este tipo de investigación (**Figura 47**).

Landsat 8 es un satélite de observación terrestre estadounidense lanzado el 11 de febrero de 2013. Es el octavo y más reciente satélite del proyecto Landsat operado por la NASA y el Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS). Este satélite transporta dos instrumentos OLI y TIRS, que corresponden a las siglas en inglés para Operational Land Imager (OLI) y Thermal Infrared Sensor (TIRS). El sensor OLI provee acceso a nueve bandas espectrales que cubren el espectro desde los 0.433 μm a los 1.390 μm , mientras que TIRS registra de 10.30 μm a 12.50 μm .



Figura 47. Criterios de b3squeda para la obtenci3n de im3genes satelitales Landsat 8.

Como resultado de esta b3squeda se obtuvieron un total de cuatro im3genes para la zona de estudio, resumidas en la **Tabla 5**.

Tabla 5.

Tabla resumen de im3genes Landsat 8 disponibles para la zona de estudio.

| Imagen | Fecha | Características |
|--|------------|--|
| Entity ID: LC82330832015284LGN00 Coordinates: -33.17701,-70.69944 | 11-10-2015 | Calidad Imagen: 9 Porcentaje nubosidad: 3.25% |
| Entity ID: LC82330832015060LGN00 Coordinates: -33.17677,-70.69655 | 01-03-2015 | Calidad Imagen: 9 Porcentaje nubosidad: 1.73% |
| Entity ID: LC80010822014304LGN00 Coordinates: -31.74229,-71.8463 | 31-10-2014 | Calidad Imagen: 9 Porcentaje nubosidad: 6.37% |
| Entity ID: LC80010832014224LGN00 Coordinates: -33.17705,-72.25666 | 12-08-2014 | Calidad Imagen: 9 Porcentaje nubosidad: 0.04% |

Como se observa en la tabla anterior, la imagen para el d3a 12 de agosto del 2014 (LC80010832014224LGN00) presenta la menor nubosidad para la zona de estudio, con un casi nula cobertura de nubes (0.04%).

La imagen seleccionada permitir3 ejecutar las rutinas de correcci3n radiom3tricas y atmosf3ricas necesarias para la clasificaci3n supervisada de sustratos en zona de estudio.



4.2.1.1 Calibraciones radiométricas y atmosféricas

Número digital (DN)

El término genérico para los valores de píxeles es el denominado Número Digital o DN. Se utiliza comúnmente para describir los valores de píxeles que aún no han sido calibrados en unidades físicas significativas.

Las imágenes en DN se utilizan sólo si se requiere mirar una imagen, y no se tienen la intención de interpretar los valores de píxeles en términos de algún valor físico, como luminosidad o reflectancia (o cualquier valor derivado de radiancia o reflectancia).

Radiancia

Radiancia es la cantidad de radiación proveniente de un área. Para derivar una imagen de luminosidad de una imagen no calibrada, una ganancia y desplazamiento debe ser aplicado a los valores de píxel. Estos valores de ganancia y offset se suelen recuperar de los metadatos de la imagen o recibidos desde el proveedor de datos. En el caso del programa utilizado para esta investigación (ENVI 5.1) proporciona una herramienta llamada **Radiometric Calibration** que corregirá valores de DN de radiancia, esta conversión es necesaria para aplicar la corrección atmosférica del módulo FLAASH disponible en el citado programa. Esta última corrección permite realizar clasificaciones de la zona de estudio, fusiones de imágenes de RADAR e identificación de elementos.

Corrección atmosférica

Entre el sensor y la superficie terrestre se interpone la atmósfera, que interactúa de formas diversas con el flujo radiante. La atmósfera está compuesta de distintos gases que producen:

- a) la absorción de la energía en determinadas bandas del espectro,
- b) la dispersión (o scattering) de determinados flujos en función de su longitud de onda
- c) la emisión, inherente a todo cuerpo caliente.

Todos estos procesos producen modificaciones en la radiación originalmente propagada entre la cubierta terrestre y el sensor que deben ser corregidos para los posteriores post-procesos.

Como se observa en la **Figura 48**, la imagen corregida radiométrica y atmosféricamente para el día 12 de agosto del 2014 (previo al evento del derrame), muestra valores representativos de reflectancia en superficie una vez aplicada la máscara de tierra, posteriormente estas imágenes permitirán distinguir el sustrato del fondo marino utilizando técnicas de combinación de bandas RGB. Se optó trabajar con esta imagen pues cumplía con los requisitos de nubosidad mínima y ángulo solar.

Los valores no-normalizados de la reflectancia corregida atmosféricamente para las siete bandas están dentro de los rangos definidos en el Manual de LANDSAT 8 (L8) DATA USERS HANDBOOK (Junio 2015).

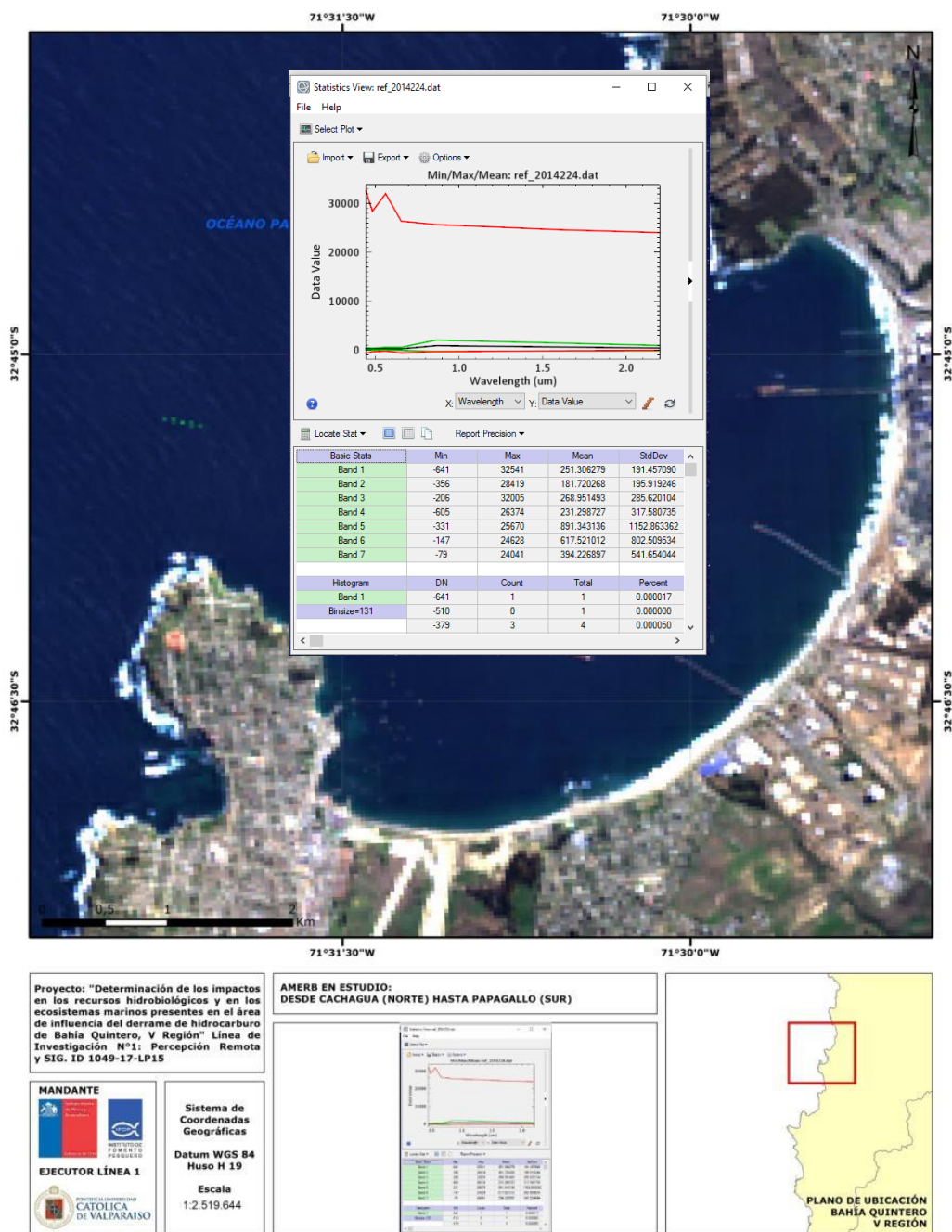


Figura 48. Imagen Landsat 8 corregida atmosféricamente.



4.2.2 Pre-procesamiento de imágenes WorldView

WorldView-2 pertenece a la compañía DigitalGlobe y es el primer satélite comercial de muy alta resolución espacial provisto de 8 bandas multiespectrales. Se lanzó el 8 de octubre de 2009. Se encuentra a una altitud de 770 km, proporcionando, en el nadir, un ancho de exploración de 16.4 km y una resolución espacial de 46 cm para el canal pancromático y de 1.85 m para el multiespectral. Las imágenes se suministran comercialmente con resoluciones de 0.5 y 2 m, respectivamente. Su periodo orbital es de, aproximadamente, 100 minutos y el tiempo promedio de revisita es de 1.1 días. En consecuencia, es capaz de captar datos diariamente de una superficie de casi 975.000.

WorldView-2 es el único, junto con el WordView-3, satélite comercial en proporcionar alta resolución espacial e imágenes multiespectrales de 8 bandas. Así, además de las cuatro bandas multiespectrales típicas (azul, verde, rojo e IR cercano), incluye 4 bandas adicionales para mejorar el análisis multiespectral y permitir nuevas aplicaciones.

Gracias a su mayor agilidad, WorldView-2 puede obtener imágenes multiespectrales de diferentes áreas en un solo pase, con una capacidad de exploración de hasta 975.000 kilómetros cuadrados por día. La combinación de una mayor agilidad en el WorldView y la altura orbital le permite tener una revisita a cualquier zona en 1.1 días.

WorldView-2 lleva un instrumento que genera una imagen pancromática de alta resolución espacial, con una respuesta reducida para el azul y el infrarrojo, y ocho bandas de alta resolución espectral y de peor resolución espacial.

Las bandas multiespectrales son capaces de proporcionar una precisión de color excelente, permitiendo el desarrollo de nuevas aplicaciones. Además de las cuatro bandas Capítulo 2.

Las bandas multiespectrales y la pancromática se pueden adquirir de forma independiente o conjuntamente. En general es necesario solicitar un polígono con una superficie en km² cuyo valor mínimo es variable según se trate de una imagen de archivo o programada. Estos productos se entregan con una alta resolución radiométrica de 16 bits y si el usuario lo requiere, la imagen puede entregarse con una resolución radiométrica de 8 bits ya sea en formato GeoTIFF o NITF 2.0 o 2.1.

Las imágenes adquiridas del satélite WordView 2 y 3 corresponden a las fechas del 11 de octubre del 2014 (054777963040_01 y 054777963020_01) y 19 de septiembre de 2015 (054777963010_01 y 054777963030_01). Las imágenes adquiridas son entregadas en Números Digitales (ND).

Cabe señalar que estas imágenes fueron seleccionadas por la proximidad temporal con el evento de derrame y por las condiciones atmosféricas y de ángulo de elevación solar, que a igual que para la imagen Landsat 8 permiten aplicar los algoritmos de corrección atmosféricas necesaria para el post proceso de clasificación.

En la **Figura 49** se muestra el mosaico obtenido para las imágenes del 19 de septiembre del 2015, se construye un mosaico para su representación espacial.

En la **Figura 50** y **Figura 51** se muestran las zonas separadas (054777963010_01 y 054777963030_01) las cuales son procesadas por separado a fin de obtener información detallada de las zonas.

En la **Figura 52** se muestra el mosaico obtenido para las imágenes del 11 de octubre del 2014 (054777963040_01 y 054777963020_01), prácticamente 15 días después del evento de derrame de petróleo en la Bahía de Quintero se construye un mosaico para su representación espacial.

La imagen WV2 con fecha 19 de septiembre del 2015, presenta dos escenas que cubren desde Quintero hasta el extremo sur de Puchuncaví, considerando las AMERBS de Hocón, Ventana (Punta Lunes), Embarcadero, NW Península Los Molles y El Papagallo.

Estas escenas presentan las siguientes características: Una nubosidad del 0,8%, Azimuth de 44,6° y una elevación solar de 46,3°, este último dato es importante para la corrección atmosférica, pues el módulo de corrección exige una elevación superior a 40°.

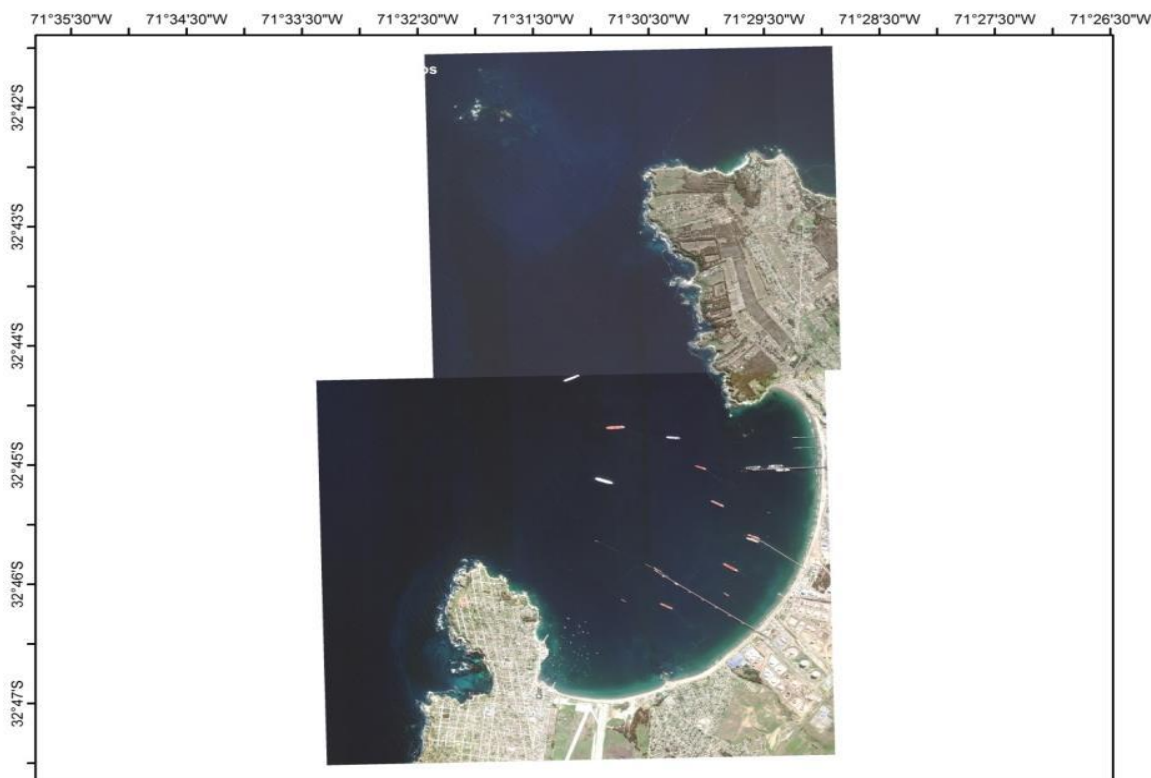


Figura 49. Mosaico de imágenes WORDVIEW 2 con fecha 19 de septiembre del 2015.



Las dos figuras siguientes, representan un zoom a la zona de estudio, posteriormente estas escenas serán procesadas por separado, obteniendo los productos necesarios para trabajar en términos visuales y espectrales.

La adquisición de estas imágenes considerón que la cobertura de las zonas para ambos periodos furea la misma extensión territorial.

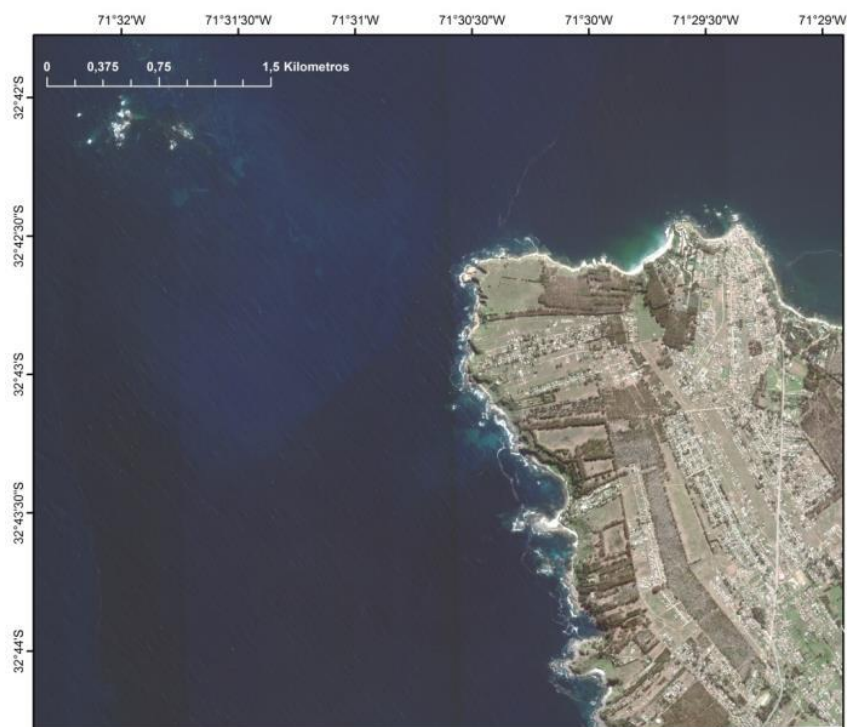


Figura 50. Imagen WORDVIEW 2 054777963010_01 (19 septiembre 2015).

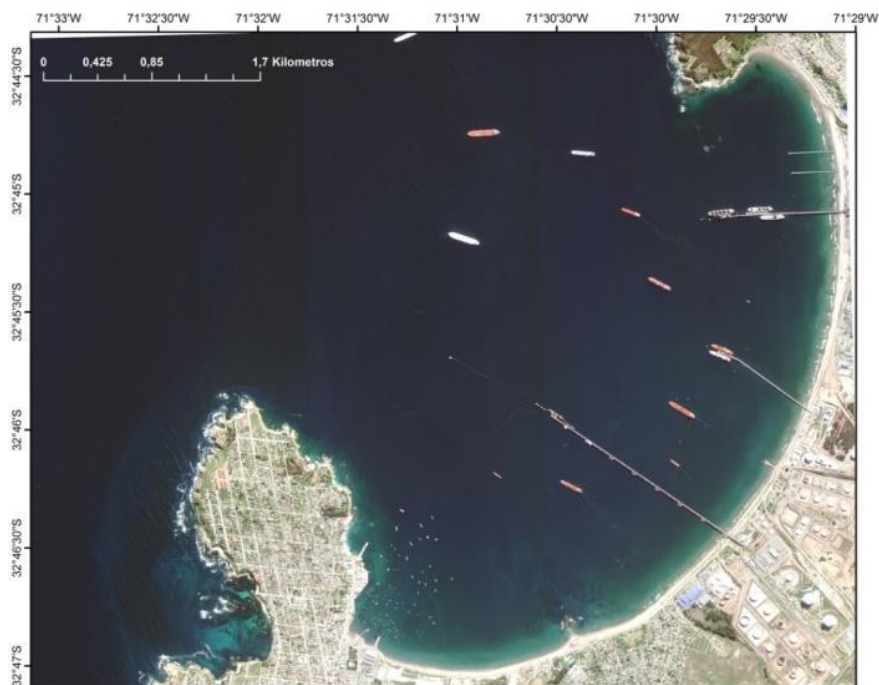


Figura 51. Imagen WORDVIEW 2 054777963010_01 (19 septiembre 2015).

La imagen WV3 con fecha 11 de octubre del 2014, presenta a igual que las escenas anteriores una cobertura que va desde Quintero hasta el extremo sur de Puchuncaví, considerando las AMERBS de Hocón, Ventana (Punta Lunes), Embarcadero, NW Península Los Molles y El Papagallo.

Estas escenas presentan las siguientes características: Una nubosidad del 0%, Azimuth de 53° y una elevación solar de 52,9°. Dado que estas escenas son tomadas 17 días después del evento del derrame, las condiciones de las imágenes resultan óptimas para los posteriores procesos.

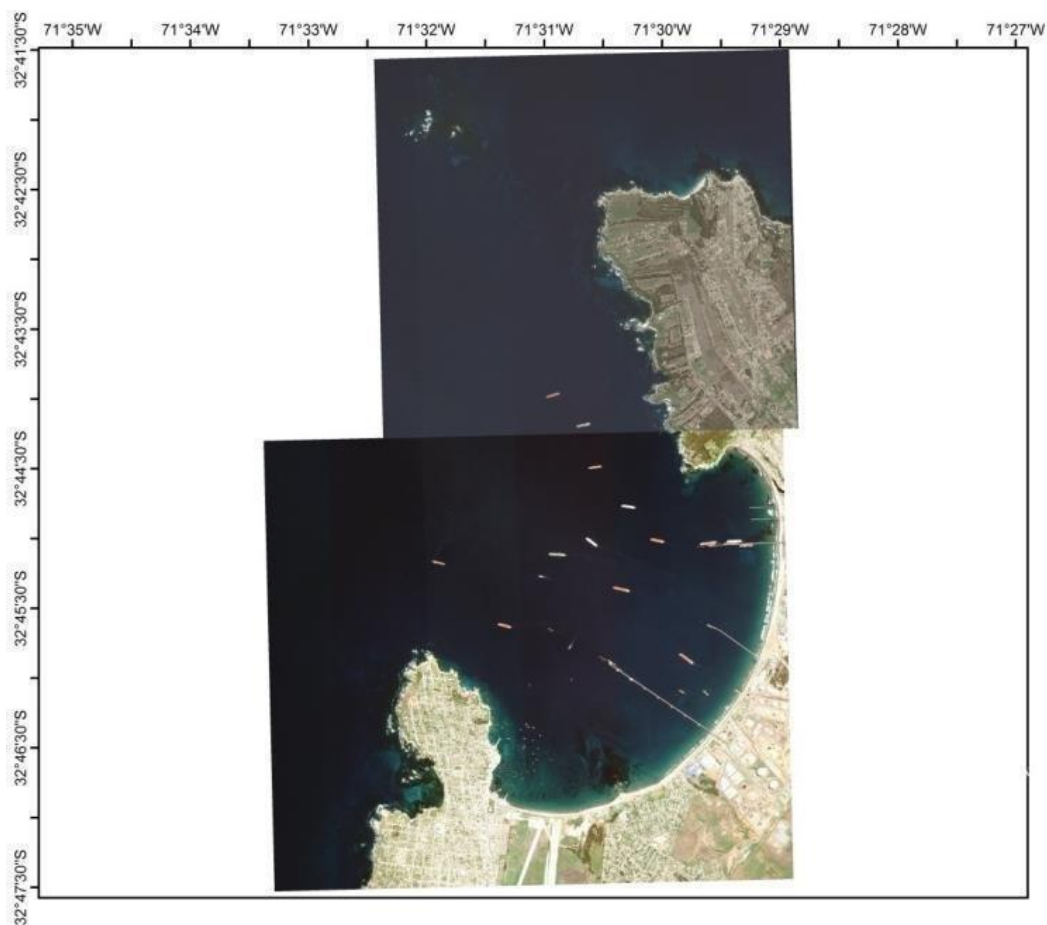


Figura 52. Mosaico de imágenes WORDVIEW 3 con fecha 11 de octubre del 2014.

En la **Figura 53** y **Figura 54** se muestran las zonas separadas: (054777963040_01 y 054777963020_01), las cuales son procesadas por separado a fin de obtener informaci3n detallada de las zonas.

WorldView 3 emplea un dise1o similar al WorldView 2 (lanzado en 2009), diferenciándose en la resoluci3n, pues WV 2 posee una resoluci3n mÁxima de 46 cm, mientras que WV3 alcanza una resoluci3n mÁxima de 31 cm en modo pancromático (blanco y negro, 450-800 nan3metros), de 1,24 metros en modo multiespectral (400-1040 nm) y de 3,24 metros en infrarrojo cercano (1195-2365 nm), convirtiéndose así en el satélite comercial con más potencia del mercado.

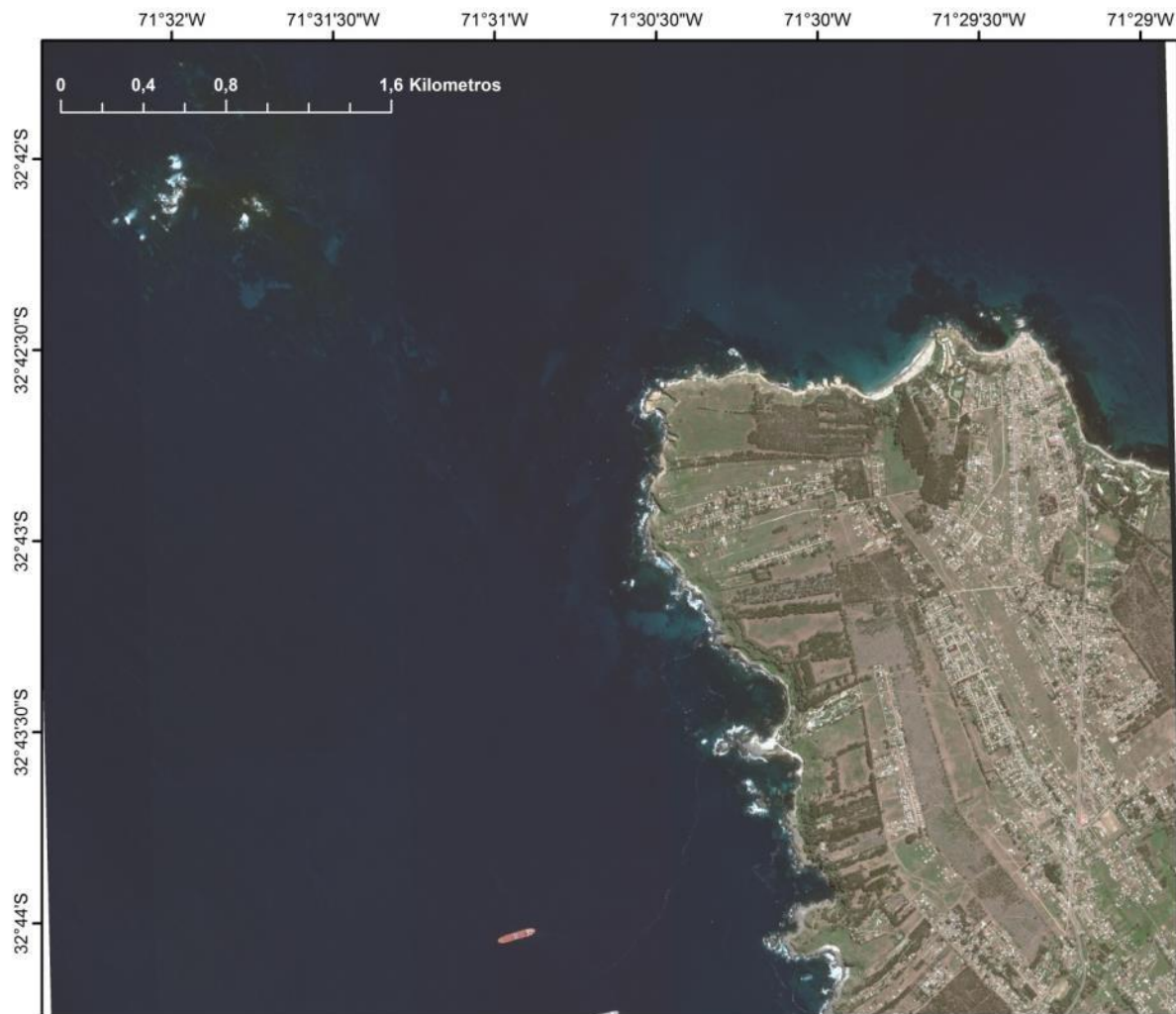


Figura 53. Imagen WORDVIEW 3 054777963020_01 (11 de octubre del 2014).

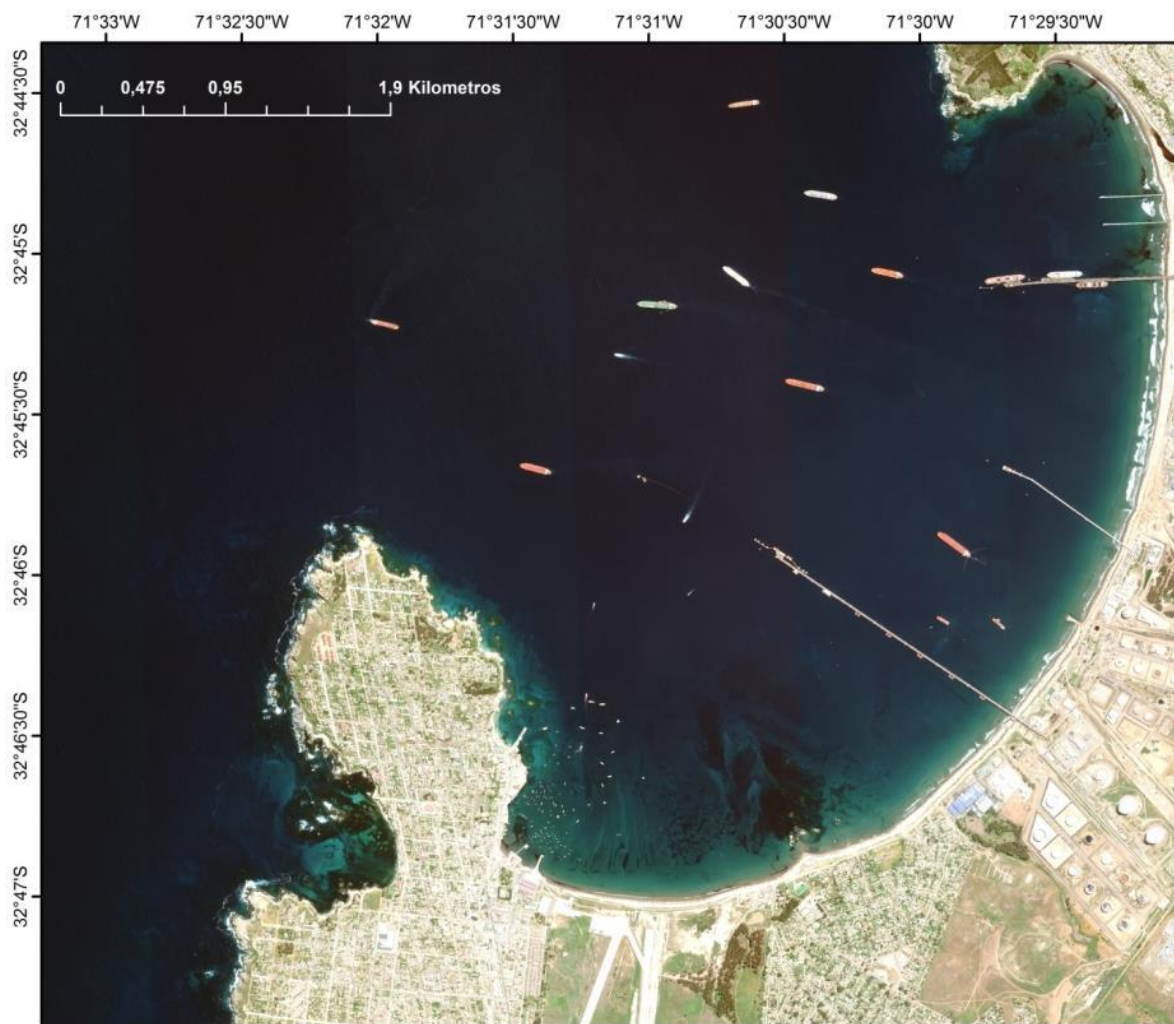


Figura 54. Imagen WORDVIEW 3 054777963040_01 (11 de octubre del 2014).

Procesos

La energía captada por cada una de las bandas espectrales sufre una serie de alteraciones antes de llegar al sensor. Por eso, es necesario realizar una serie de correcciones y mejoras para minimizar estas alteraciones, tras las cuales ya se obtienen las bandas corregidas de manera que los valores de energía de cada píxel se asemejan, geométrica y radiométricamente, a la verdadera energía radiante



del área de estudio, al momento de la recogida de los datos en la superficie terrestre. De esta forma, se obtiene información espacial y espectral de alta calidad.

Las alteraciones sufridas por las imágenes se deben a diversos factores, de los cuales se pueden destacar:

- Distorsiones originadas por la plataforma. Pueden producirse pequeñas variaciones en la altitud de la órbita, en la velocidad o en la orientación de cualquiera de los ejes del satélite.
- Distorsiones provocadas por la rotación terrestre. Teniendo en cuenta la altitud orbital y el área abarcada por el sensor, el efecto de rotación de la tierra puede aparecer en la imagen. Por otro lado, la curvatura de la superficie terrestre provoca una variación en el tamaño del pixel.
- Distorsiones provocadas por el sensor. La falta de calibración entre los detectores o un fallo momentáneo en uno de ellos, puede provocar un efecto de bandeo o pérdida de una serie o pixel en la imagen resultante.
- Distorsiones provocadas por la atmósfera. Los distintos elementos que componen la atmósfera (aerosoles, gases y vapor de agua) causan una dispersión del flujo reflejado desde la superficie terrestre, resultando en un aumento/disminución de la señal recibida por sensor.

Si bien es cierto, algunos de estos problemas se solventan en los centros de recepción y distribución de las imágenes, es necesario realizar procesamientos que garanticen correcciones necesarias. Para las imágenes adquiridas, es necesario aplicar las técnicas de correcciones radiométrica, atmosférica y del reflejo solar.

Las correcciones radiométricas incluyen la eliminación de ciertos errores del sensor y la conversión de niveles digitales a valores de radiancia. Son vitales para modelar parámetros físicos a partir de la imagen, o para abordar estudios multitemporales. Las correcciones atmosféricas, tienen como objetivo eliminar los efectos de absorción y dispersión que introduce la atmósfera en la radiación registrada por el sensor remoto. En el caso de las aplicaciones marinas, mediante satélites de alta resolución, hay que considerar otro importante problema, el brillo reflejado en las olas (sun-glint). Por lo que se han desarrollado diferentes algoritmos para la corrección del reflejo solar.

La metodología propuesta para el procesamiento de alta resolución multiespectral WV- 2 y WV 3 se presenta en la

Figura 55. Los diferentes pasos se integran en:

- i. Calibración radiométrica y óptimo modelo de corrección atmosférica;
- ii. Calibración atmosférica
- iii. Algoritmo automático para retirar el brillo de sol basado en modelado físico.

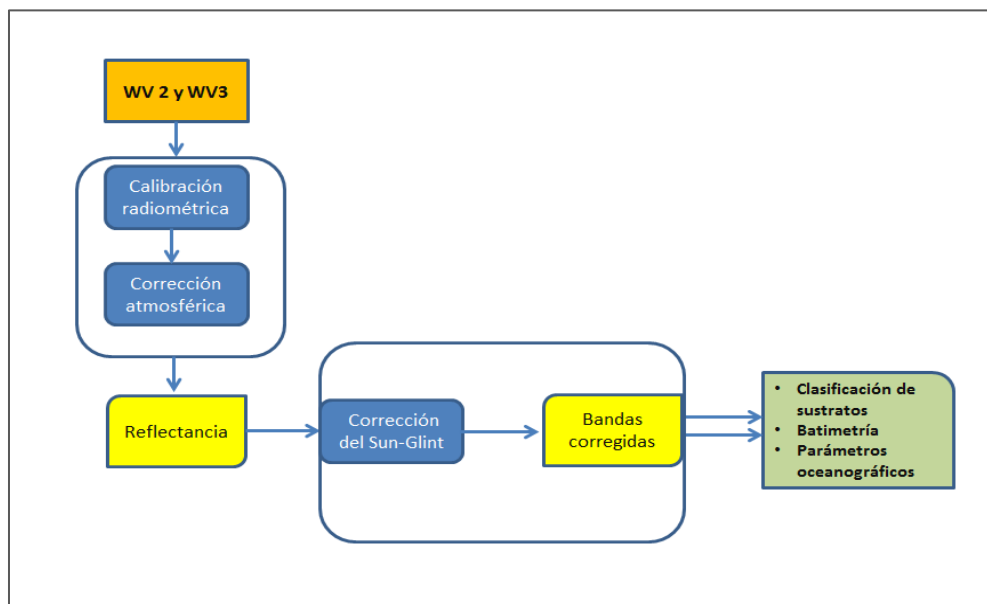


Figura 55. Procedimiento para las correcciones multispectrales WorldView 2 y 3 para aplicaciones superficiales de aguas costeras.

El sun-glint (brillo del sol reflejado del sol en el mar) debe corregirse necesariamente cuando se trabaja en aplicaciones marinas. Este reflejo, en imágenes de muy alta resolución y en presencia de oleaje, produce una gran cantidad de ruido en la imagen, representado una degradación de la caracterización espectral del fondo marino. El reflejo solar forma bandas de color blanco brillante (destello del sol) a lo largo de las olas. Estas bandas blancas imposibilitan la identificación visual de las características del fondo marino, e influyen fuertemente en la posterior clasificación de las imágenes.

Para realizar esta corrección se hace uso de la existencia de una relación lineal entre la variación de la reflectividad de la banda NIR y cada una de las bandas del visible. Se utiliza la banda del NIR pues a esas longitudes de ondas la reflectividad debería ser nula y, por tanto, cualquier contribución presente en esa banda es debida a este fenómeno. Esta relación lineal, que tiene una pendiente para cada banda, se ha de calcular mediante una regresión lineal. Este cálculo se tiene que realizar para cada imagen puesto que las variables condiciones de oleaje inciden en estas pendientes. Para una correcta caracterización de la recta, ésta se ha de calcular en un área de gran oleaje, profunda y sin presencia de turbidez.

Una vez calculadas estas pendientes se obtiene la reflectividad sin brillo para una banda mediante la expresión (Hedley *et al.*, 2005),

$$Ri' = Ri - bi * (RNIR - MINNIR) \quad (3.28) , \text{ donde:}$$



- R_i' es la reflectividad sin brillo para la banda i .
- R_i es la reflectividad corregida atmosféricamente.
- bi es la pendiente que relaciona la reflectividad de la banda i con la de la banda NIR.
- $MINNIR$ es el valor m3nimo de reflectividad de la banda NIR del 3rea de estudio.

El valor de la reflectividad de cada pixel de la banda i (R_i) se reduce por el valor del producto de la pendiente de regresi3n (bi) y la diferencia entre el valor de la reflectividad de la banda NIR y el nivel m3nimo de reflectividad en el 3rea de estudio ($MINNIR$).

Para la realizaci3n de esta correcci3n es necesario implementar funciones espec3ficas para la realizaci3n de las regresiones lineales. Detalladamente, el procedimiento a realizar es el siguiente:

1. El primer paso es seleccionar un 3rea de inter3s (AOI), de alto oleaje, con profundidad y sin turbidez.
2. Se obtiene un archivo de texto en donde aparecen los datos de latitud y longitud y, posteriormente, se encuentra la informaci3n de reflectividad de los ocho canales del WV2.
3. Utilizando las funciones de regresi3n se obtienen las pendientes que relacionan las 6 bandas del visible con el canal NIR (canal 7 del WV2).
4. Con los valores de las pendientes y el $MINnir$ calculados, se procede con la correcci3n ejecutando el modelo deglinting.
5. Para efectos de c3lculo, se procedi3 a implementar y ejecutar una rutina en IDL (Interactive Data Language) que permite procesar el lote de im3genes.

Las **Figura 56** y **Figura 57** muestran el resultado del procesamiento de correcci3n atmosf3rica para las escenas que comprenden la bah3a de Quintero, los valores de reflectancia corregida para cada banda se muestran en la Tabla 6, donde la bandas 7 y 8 obtienen los mayores valores promedio, mientras que bandas como la 1 y 2 alcanzan los menores registros.

Cabe se3alar que esta reflectancia no fue normalizada (valores entre 0 y 1), pues el algoritmo de correcci3n del brillo solar requiere que se entregue en valores no-normalizados.

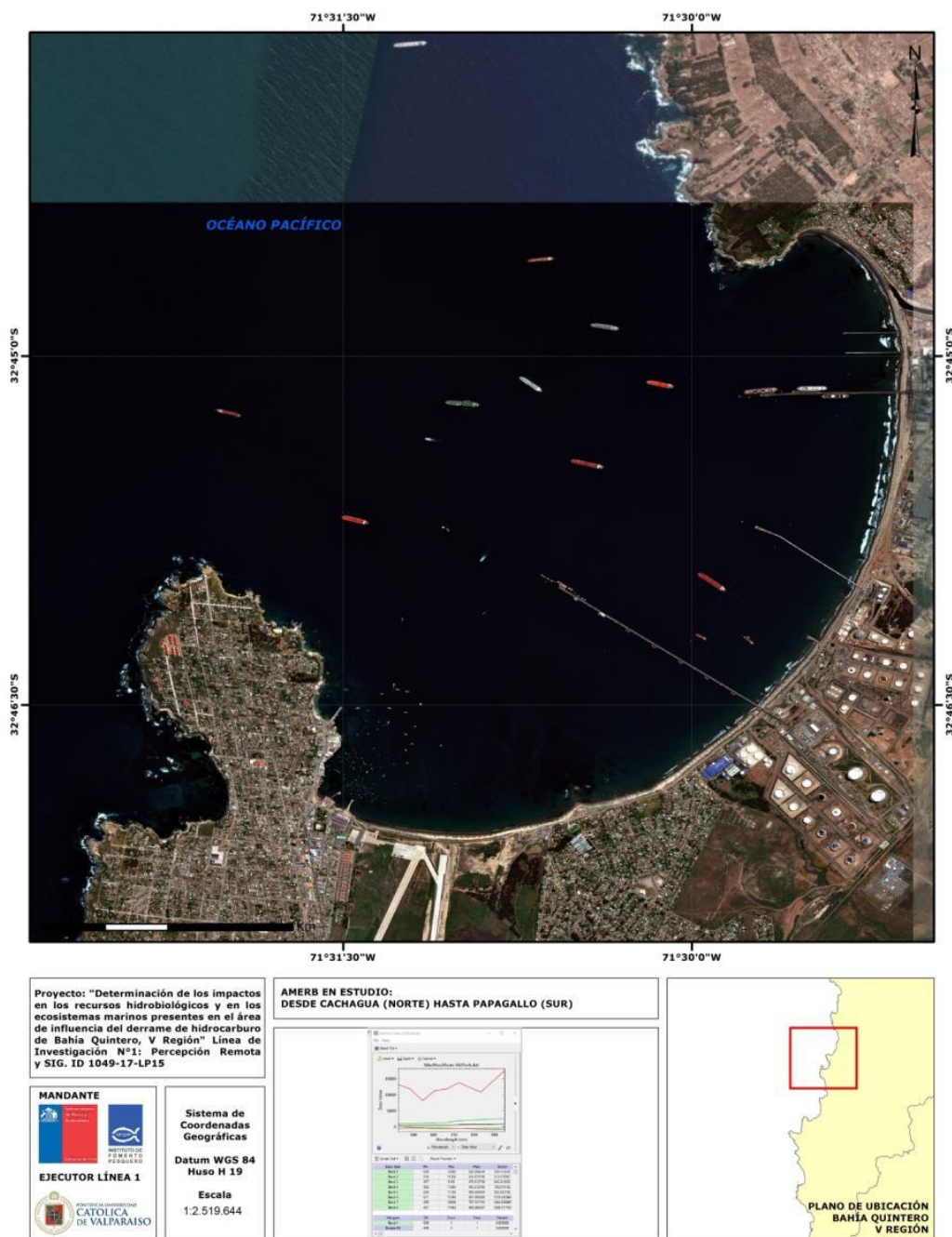


Figura 56. Imagen corregida atmosféricamente, 11 de octubre 2014.

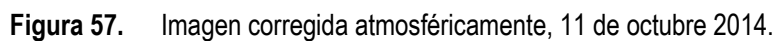
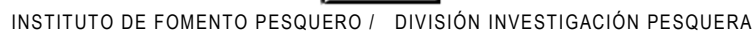




Tabla 6.
Valores de reflectancia para cada banda, corregidas atmosféricamente.

| Basic Stats | Min | Max | Mean | StdDev |
|-------------|-----|-------|------------|-------------|
| Band 1 | 0 | 9583 | 279.751647 | 363.168615 |
| Band 2 | 0 | 9221 | 305.777346 | 452.523587 |
| Band 3 | 0 | 5988 | 362.464748 | 547.721233 |
| Band 4 | 0 | 9097 | 422.611982 | 707.328032 |
| Band 5 | 0 | 9581 | 434.939506 | 761.670197 |
| Band 6 | 0 | 11428 | 672.741665 | 1105.143155 |
| Band 7 | 0 | 9320 | 800.398116 | 1376.539359 |
| Band 8 | 0 | 14164 | 815.783643 | 1462.426881 |

Para efectos comparativos, en las imágenes antes citadas, el contraste con el fondo marino no permite distinguir claramente los distintos tipos de sustratos o visualizar alguna alteración que se desee investigar. En cambio, en las otra dos figuras (**Figura 58** y **Figura 59**), al obtener las distintas bandas corregidas del efecto sun-glint es posible distinguir con mayor claridad los sustratos asociados a la zona costera de estudio, este proceso además permitirá aplicar los algoritmos de clasificación con lo cual se comparará los datos obtenidos en los Estudios de Situación Base de las AMERBs (ESBAS) así como los datos obtenidos en monitoreos de terreno.

Imágenes adquiridas a 17 días del derrame

En las siguientes figuras se muestran los resultados obtenidos al aplicar las distintas correcciones, obteniendo como producto final las bandas corregidas del efecto sun-glint o brillo del sol. Como se señaló anteriormente, estas imágenes serán utilizadas para aportar información visual a las imágenes radar (Objetivo 1), comparar con datos tomados el mismo día del derrame (fotografías e imágenes de drones) y generar productos como la clasificación supervisada.

En la **Figura 58**, que comprende la zona de Bahía Quintero, una vez removido el efecto sun-glint, es posible apreciar visulamente gran parte del sustrato marino, enfatizando que diha información es confiable hasta los 20 metros de profundidad, utilizándose la carta náutica provista por el SHOA para la Bahía de Quintero (Carta Shoa 4321).

En la **Figura 59** se presenta la información visual de la zona norte de la bahía de Quintero, donde es posible apreciar el fondo marino.

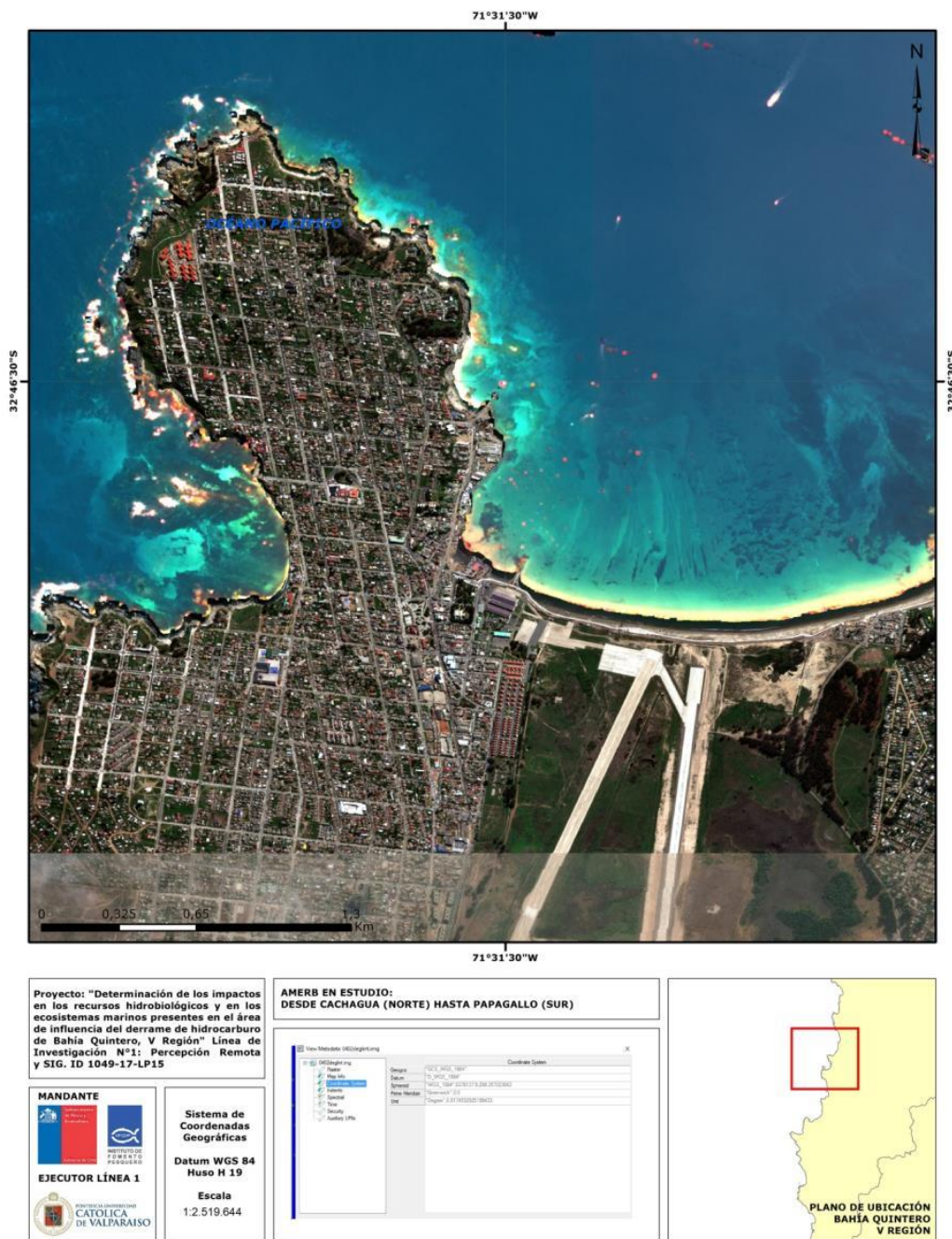


Figura 58. Imagen WV3 corregida del efecto sun-glint, 11 de octubre del 2014.

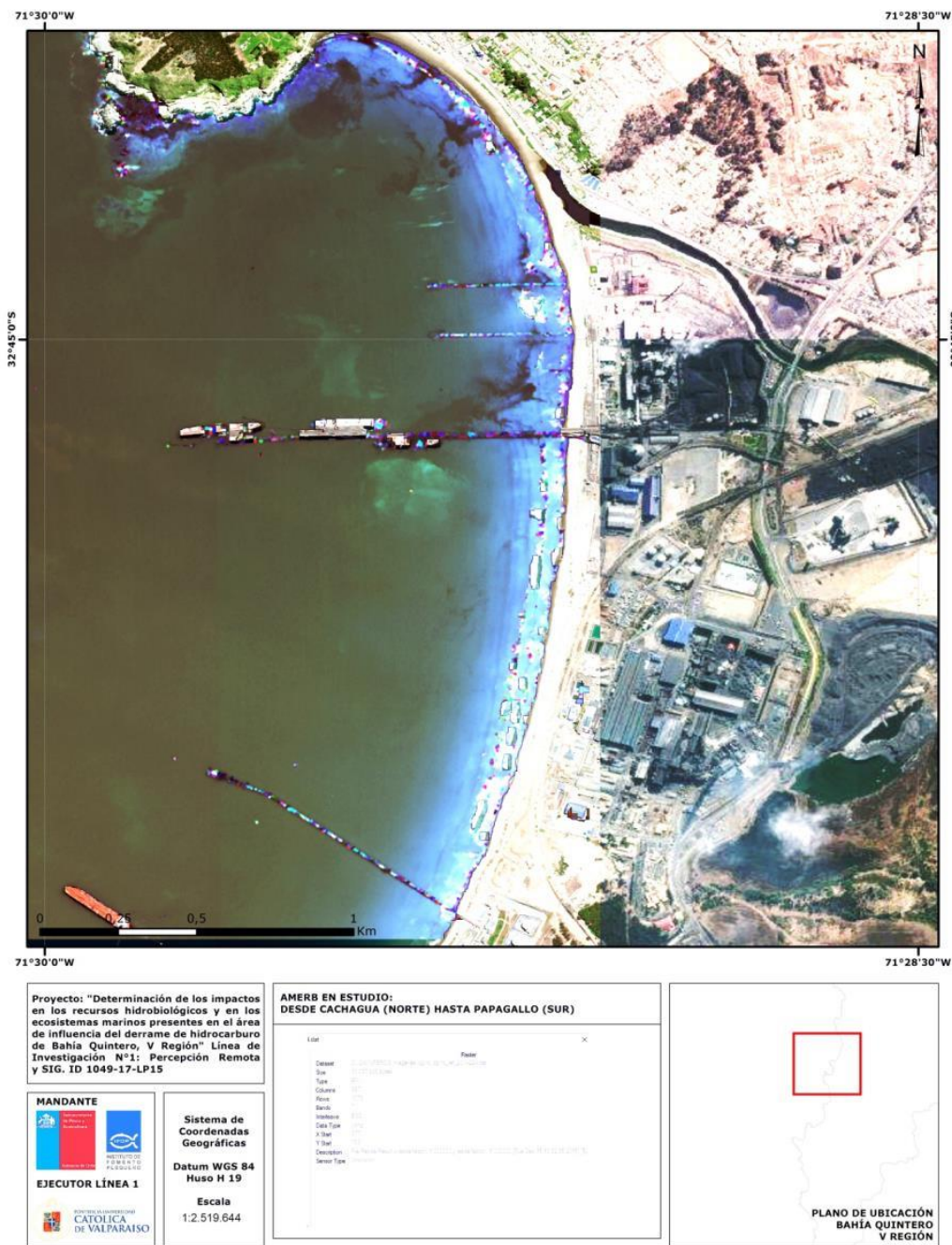


Figura 59. Imagen WV3 corregida del efecto sun-glint, 11 de octubre del 2014.

Imágenes a un año del derrame

A un año del evento del derrame en Bahía Quintero, se procedió a procesar las imágenes WV 2 con fecha 19 de septiembre del 2015, a estas imágenes se le aplicó el mismo proceso que las anteriores.

Nuevamente, la remoción del sun-glint permite visualizar en primera instancia las características del fondo marino, tanto en la zona de la Bahía de Quintero (**Figura 60**) como en la zona norte (**Figura 61**).

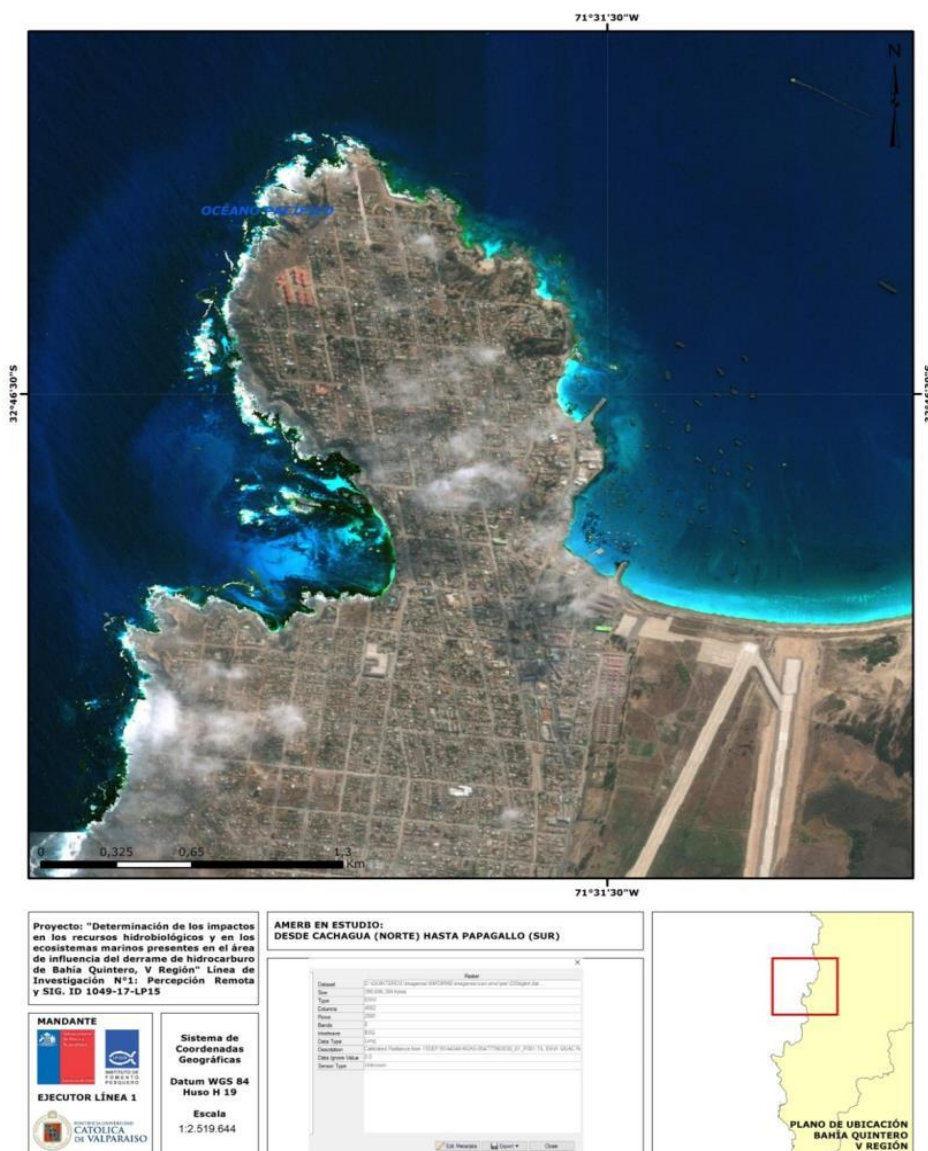


Figura 60. Imagen WV3 corregida del efecto sun-glint, 19 de septiembre del 2015.

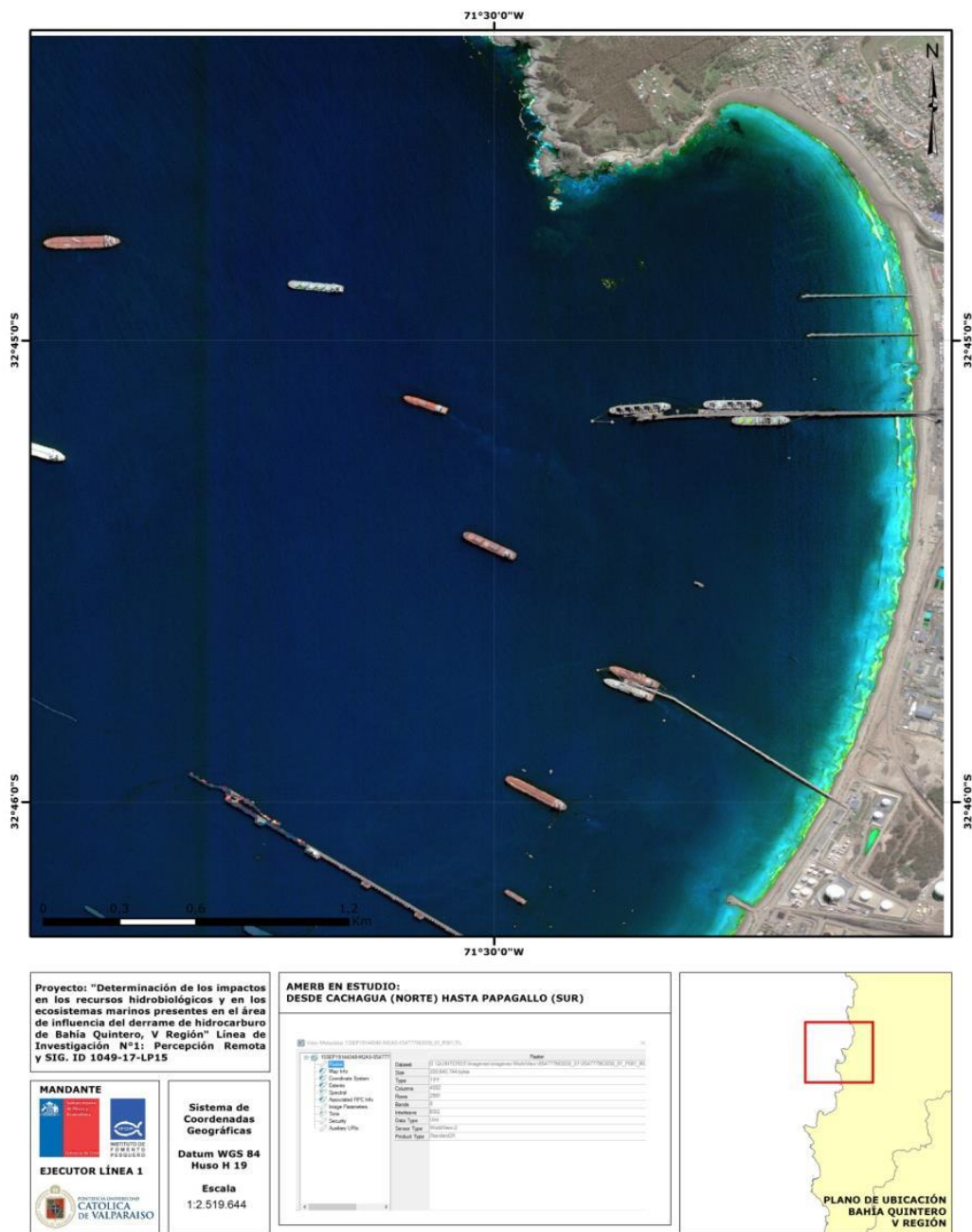


Figura 61. Imagen WV3 corregida del efecto sun-glint, 19 de septiembre del 2015.

A simple vista si se comparan las imágenes obtenidas, se puede apreciar que existe un menor ruido en la imagen de la zona norte (**Figura 61**) que la presentada un año antes (**Figura 59**).

Remoción de efecto sunglint en imagen Landsat 8

Considerando que las imágenes Landsat son gratuitas, se procedió a corregirlas de igual forma que las WV, la **Figura 62** muestra el resultado de remover el sunglint, las diferencias visuales con una imagen de alta resolución son evidentes, sin embargo el producto permite apreciar más detalladamente el fondo marino.

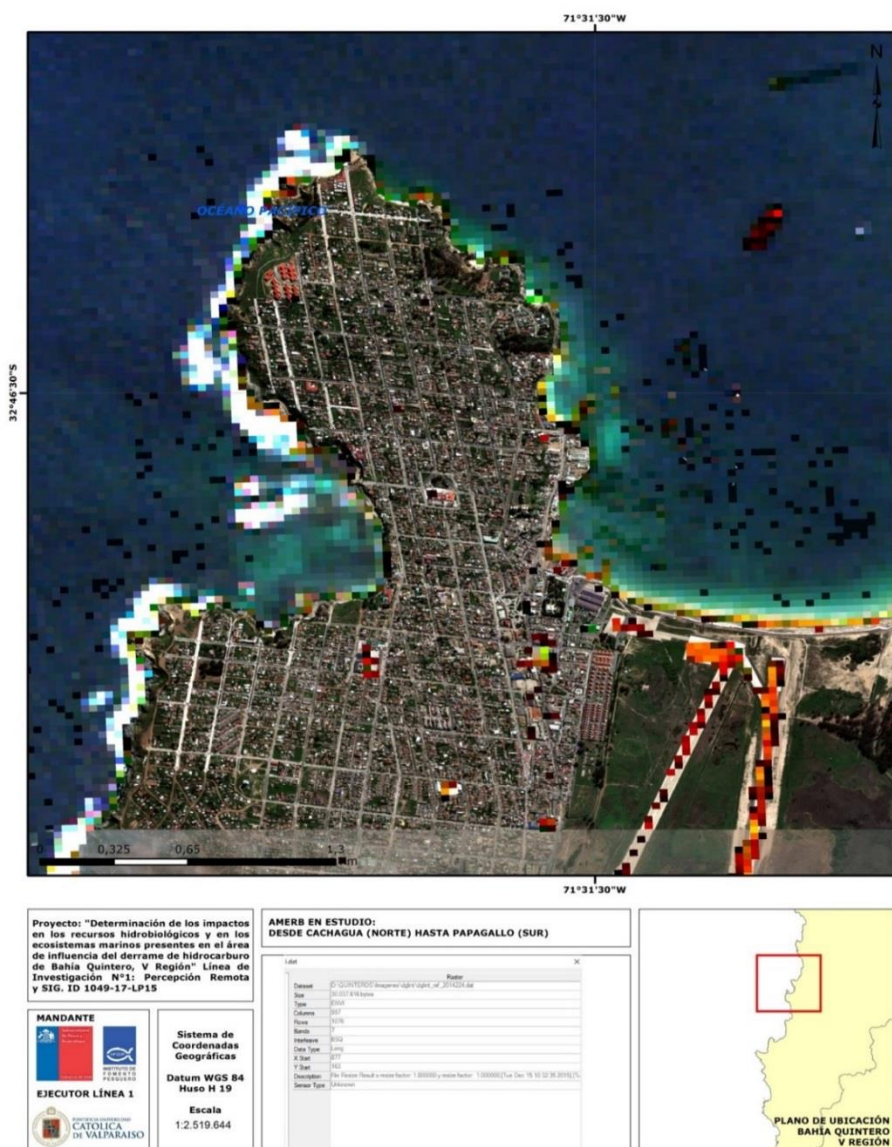


Figura 62. Imagen Landsat 8 corregida del efecto sun-glint, 12 de agosto 2014.



4.2.3 Clasificación del tipo de sustrato de la línea de costa del área de estudio

Una vez corregidas las imágenes, se procede a aplicar un método de Clasificación de Imágenes Supervisada.

4.2.3.1 Clasificación supervisada

Se puede definir esta clasificación como un proceso en que pixeles de identidad conocida, ubicados dentro de las áreas de entrenamiento, se utilizan para clasificar pixeles de identidad desconocida. La clasificación supervisada involucra las siguientes etapas:

- i. Etapa de entrenamiento.
- ii. Selección del algoritmo de clasificación adecuado y clasificación.
- iii. Operaciones de post clasificación.

En la etapa de entrenamiento el analista selecciona áreas de identidad conocida de la cubierta o fondo marino delineándolas sobre la imagen digital bajo formas de rectángulos o polígonos cuyos datos numéricos quedan archivados en la computadora como regiones de interés constituyendo los “datos de entrenamiento” (ROI's).

Para realizar esta selección se debe tener un conocimiento previo del área de estudio, sea por reconocimientos de campo o por consulta de mapas, fotografías aéreas, etc. En este caso, se emplearan cartas bentónicas de las AMERBs comprendidas en la zona de estudio.

Zonas de entrenamiento

Para efectos de las zonas de entrenamiento o ROIS (Regiones de Interés) se procedió a sistematizar información proveniente de los ESBAS y respectivos Seguimientos (si es que los tuviese), así mismo, se utilizaron los productos de las imágenes a las cuales se les removió el sun-glint.

Los sustratos identificados se muestran en la siguiente figura, distribuidos sobre la imagen satelital respectiva. Estos sustratos se clasifican en Arena, Roca (emergida), Mixto (Arena-Roca) y Roca sumergida. Se simplificaron en estos sustratos, pues cada AMERB presenta una heterogenea información, con demasiadas clases o tipos de sustratos que dificultan el proceso de clasificación.

Como se señaló anteriormente, se considerará la clasificación para el veril de los 20 metros, dado que la remoción del sun-glint es efectiva hasta esta profundidad, más allá de esta profundidad, los resultados del proceso anterior de corrección del sunglint no son confiables (Eugenio F. *com. Pers*, 2015).

Estas zonas de entrenamiento también serán aplicadas a la imagen Landsat, por los argumentos de gratuidad y disponibilidad de imágenes.

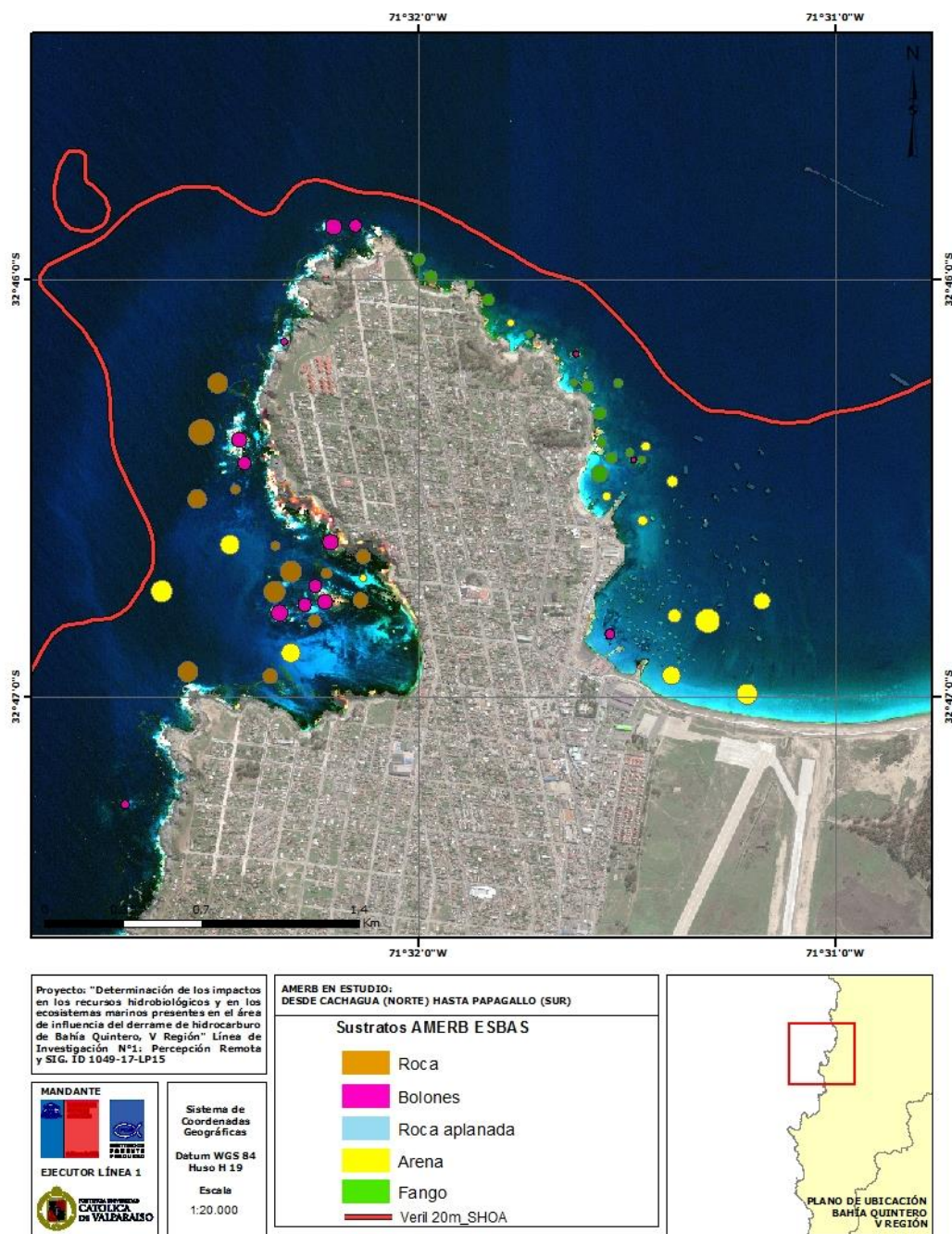


Figura 63. Definición de zonas de entrenamiento (ROIS).



4.2.3.2 Clasificación supervisada aplicando redes neuronales

El método de clasificación empleando redes neuronales se basa en utilizar un número de neuronas sensitivas igual al número de parámetros de entrada (tantos como bandas * parámetros de cada clase) y un número de neuronas efectoras igual al número de clases deseado. Durante el proceso la red es entrenada con los datos de ROIs introducidos y aplicada para clasificar el resto de píxeles no asignados.

El Software ENVI 5.3 provee de herramientas específicas de clasificación neuronal, las cuales fueron aplicadas en la zona de estudio.

Como se muestra en las siguientes tres figuras, se aprecian los resultados obtenidos del tipo de sustrato al obtener una clasificación supervisada con redes neuronales y sobre las imágenes satelitales alta y media resolución.

La primera imagen (**Figura 64**) corresponde a la clasificación del tipo de sustrato con red neuronal para la fecha del 11 de octubre del 2014, se aprecia que los sustratos predominantes son los de arena y mixto, los cuales cubren gran parte de la zona de estudio.

En esta misma imagen, se cierra en un polígono la zona de posible presencia de hidrocarburo, esta clasificación es sólo visual, y se realiza en función de datos obtenidos por drone y fotografías del mismo día del derrame y para efectos de comparación con la imagen de un año después.

En la **Figura 65** se presenta la clasificación para la imagen del 19 de septiembre del 2015, es decir, prácticamente un año después del evento del derrame. El resultado de la clasificación supervisada presenta un patrón semejante a la realizada anteriormente, donde los sustratos tipo arena y mixto presentan la mayor cobertura.

En esta primera etapa de análisis de los resultados obtenidos con el procesamiento de imágenes de alta resolución (WORDVIEW 2 y 3), se presentan comparaciones sólo a nivel visual, posteriormente se procederá a calcular las áreas de los diferentes sustratos, con lo cual se podrá establecer las diferencias observadas en términos estadísticos.

La **Figura 66** representa la clasificación sobre una imagen de media resolución, a igual que en la remoción del sun-glint, los resultados presentan un menor detalle que en las de alta resolución. En términos de clasificación, de igual forma predominan los sustratos tipo arena y roca.

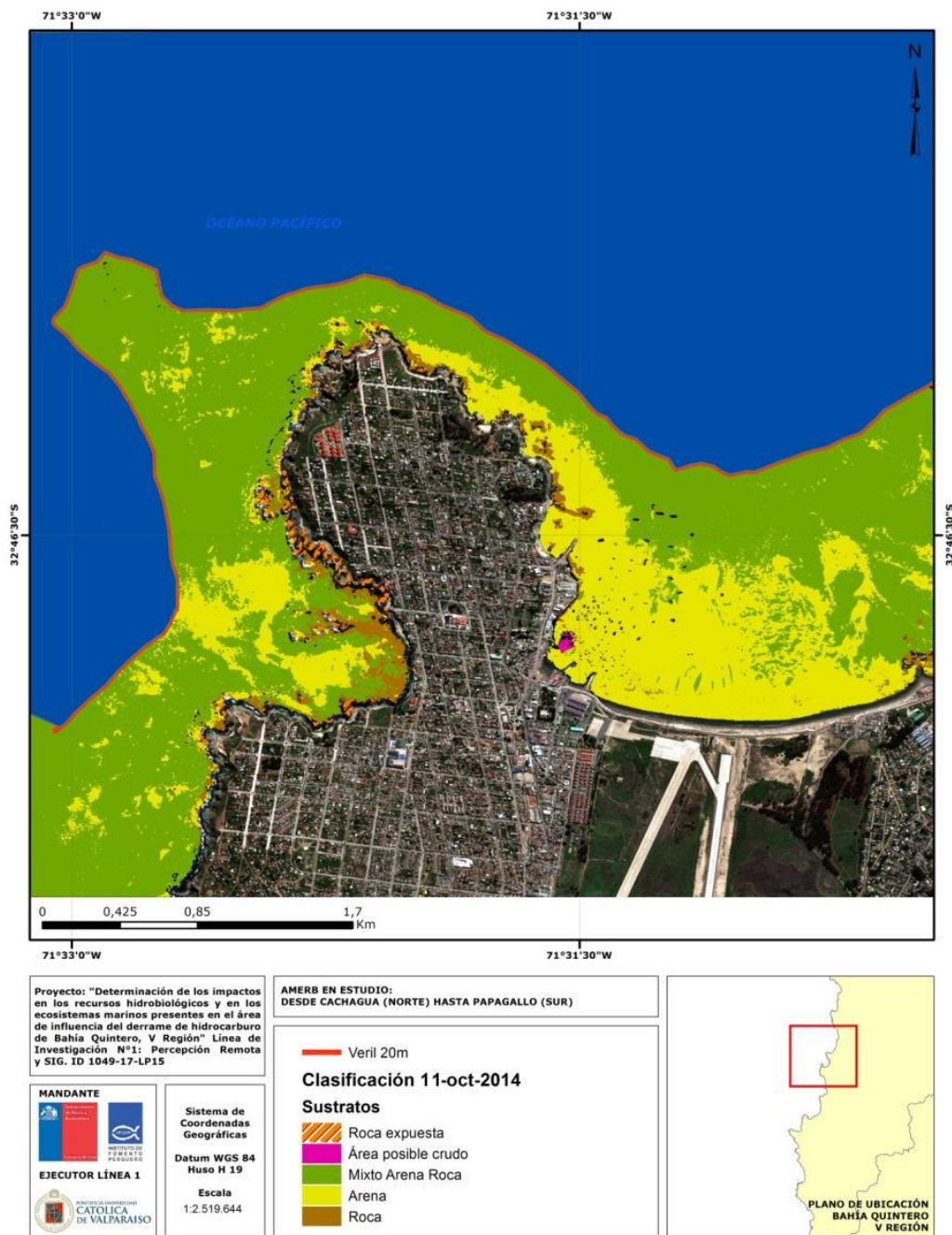


Figura 64. Imagen clasificada del tipo de sustrato con red neuronal en zona de estudio 11-10-2014.

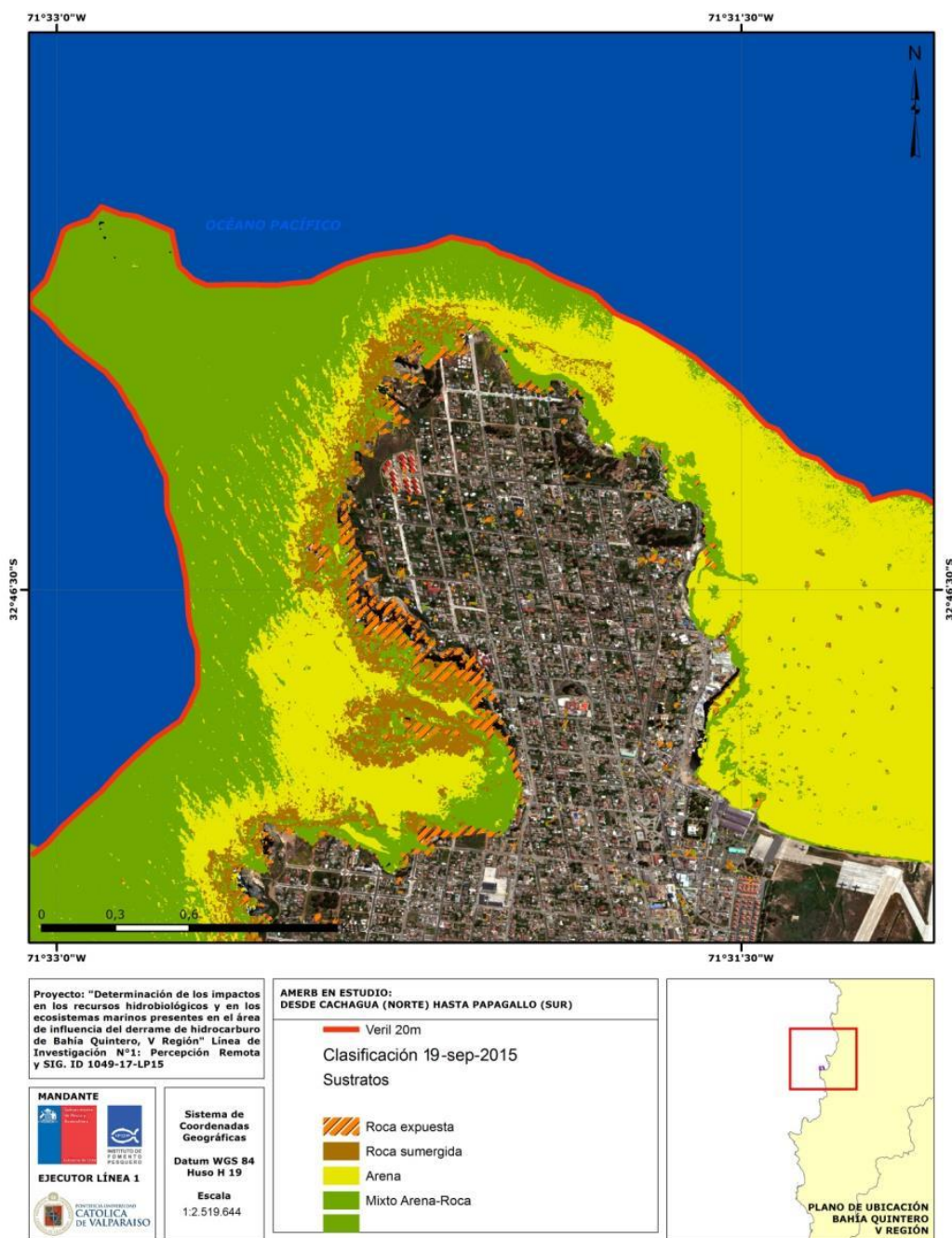


Figura 65. Imagen clasificada del tipo de sustrato con red neuronal en zona de estudio, 19-9-2015.

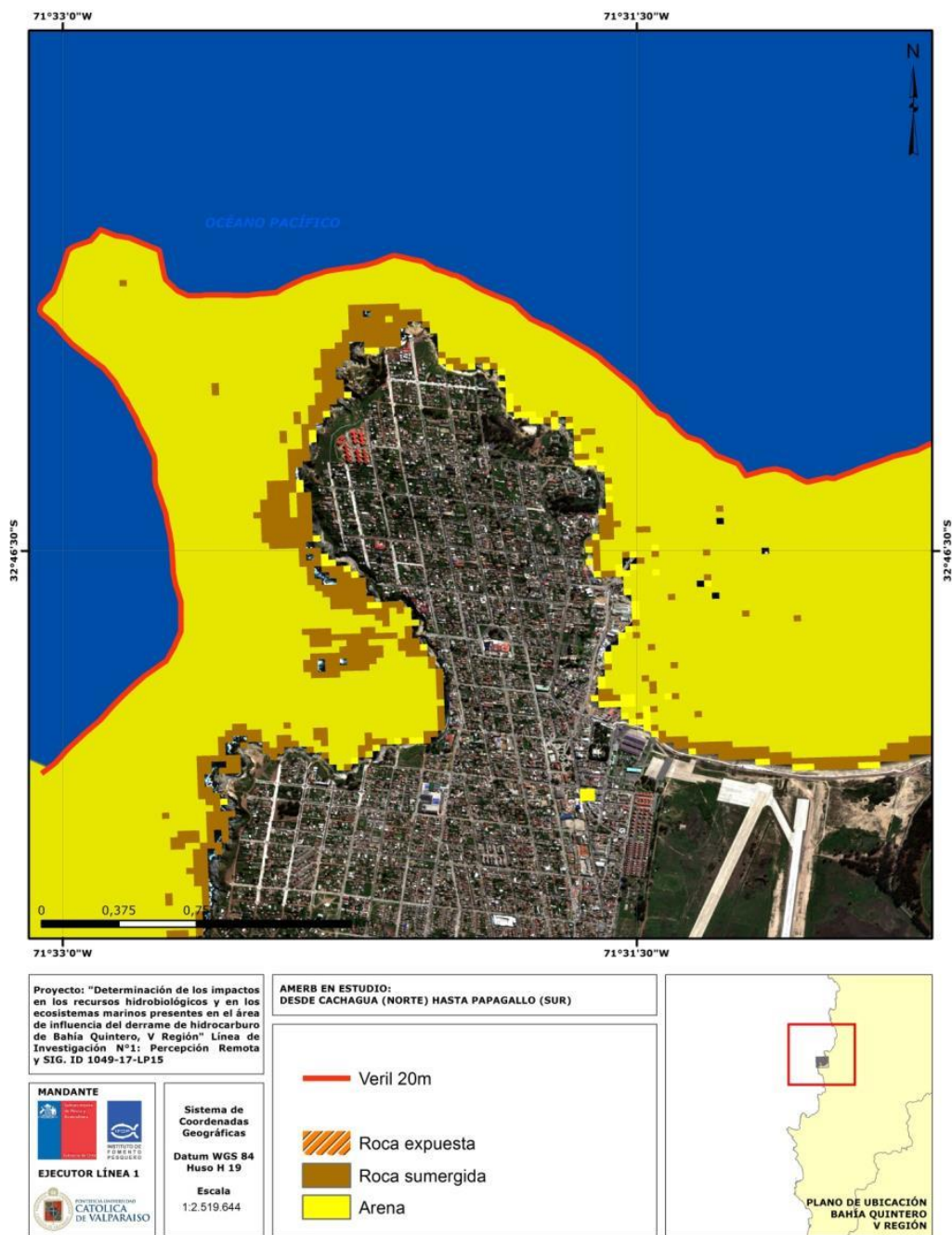


Figura 66. Imagen Landsat 8 clasificada del tipo de sustrato con red neuronal en zona de estudio, 12-8-2014.



Clasificación de sustratos comparados con los obtenidos en ESBAS

La cartografía disponible para los ESBAS muestra una distribución espacial de cinco tipos de sustratos (Roca, Bolones, Roca Aplanada, Arena y Fango).

AMERB Papagallo

Como se muestra en la

Figura 67, la AMERB denominada Papagallo presenta cuatro tipos de sustratos, donde Roca aplanada representa un 53% del total de cobertura, seguido por Roca (27%), Arena (14%) y Bolones (6%). **Tabla 7**.

Tabla 7.
Sustratos según ESBA, AMERB Papagallo.

| Papagallo | |
|---------------|-----------|
| Sustratos | Cobertura |
| Roca aplanada | 53% |
| Arena | 14% |
| Bolones | 6% |
| Roca | 27% |

Por otra parte, la clasificación supervisada entrega una predominancia del sustrato Mixto (58%), Arena (26%) Roca (11%) y Roca expuesta (5%) (Ver **Tabla 8**).

Si se comparan ambas clasificaciones, es posible inferir que el sustrato duro (ya sea en roca, roca-mixto o aplanada) es el sustrato predominante para esta AMERB, con un porcentaje superior al 60% de cobertura.

Tabla 8.
Sustratos según clasificación supervisada, AMERB Papagallo.

| Papagallo | |
|---------------|-----------|
| Sustratos | Cobertura |
| Roca expuesta | 5% |
| Mixto | 58% |
| Arena | 26% |
| Roca | 11% |



Amerb Norweste Península Los Molles

Como se muestra en la **Tabla 67**, La AMERB Norweste Península Los Molles presenta según su ESBA una predominancia de sustrato Roca (90%), seguido de Fango (1%) y Arena (1%). **Tabla 9.**

Tabla 9.
Sustratos según ESBA, AMERB Norweste Península Los Molles.

| Amerb NW Península Los Molles | |
|-------------------------------|-----------|
| Sustratos | Cobertura |
| Fango | 9% |
| Arena | 1% |
| Roca | 90% |

La clasificación supervisada señala que el sustrato Mixto de Arena y Roca es el predominante con un 71% de cobertura, seguido de Roca (10%), Arena (10%) y Roca expuesta (9%). **Tabla 10.**

Tabla 10.
Sustratos según clasificación supervisada, AMERB Norweste Península Los Molles.

| Amerb NW Península Los Molles | |
|-------------------------------|-----------|
| Sustratos | Cobertura |
| Roca expuesta | 9% |
| Mixto | 71% |
| Arena | 10% |
| Roca | 10% |

Al comparar esta información con la obtenida en la clasificación supervisada, se aprecia que el sustrato duro prevalece para ambas clasificaciones, con una cobertura por sobre el 80% de la AMERB.

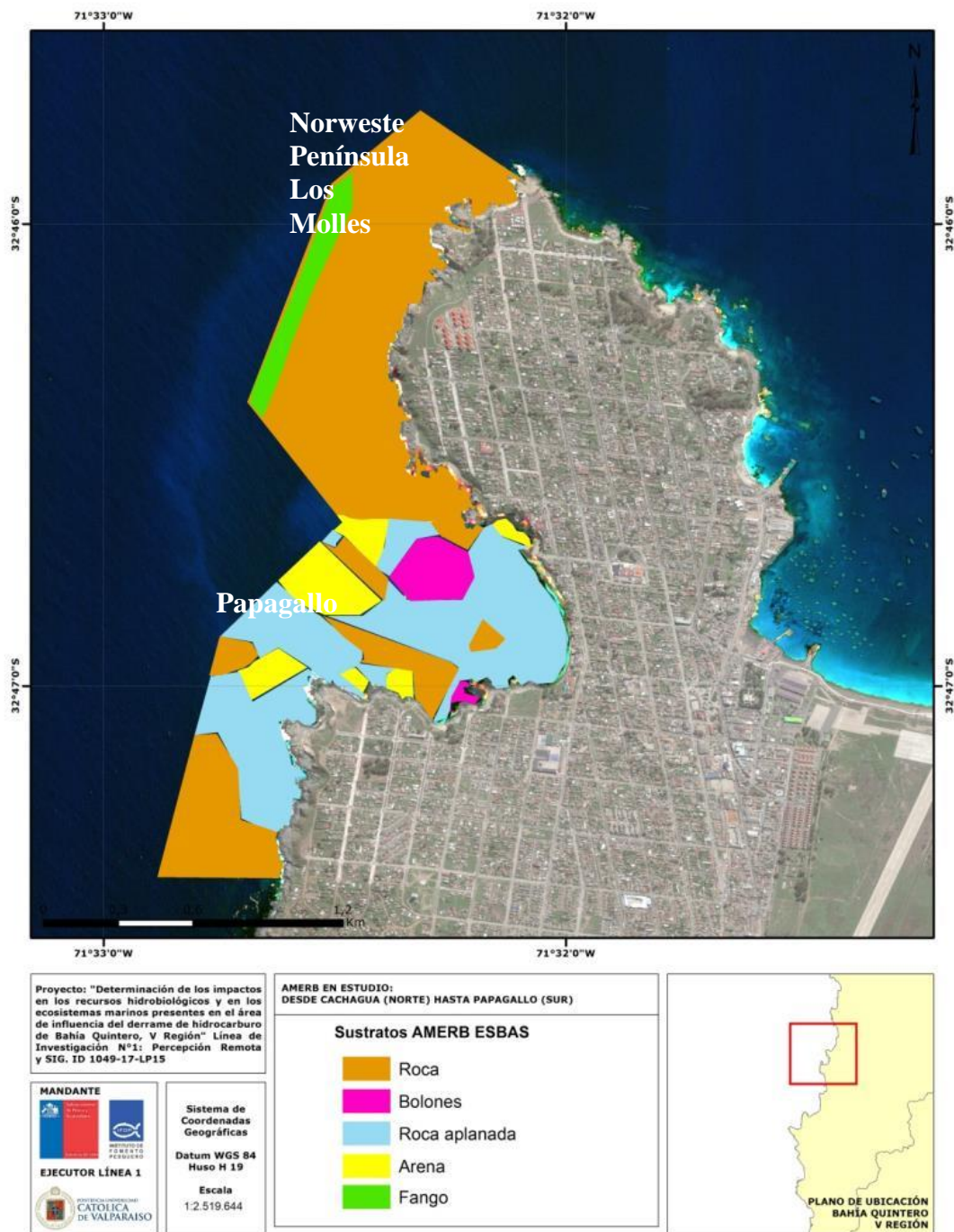


Figura 67. Imagen de referencia del tipo de sustrato de cartografías ESBA de AMERBs.



4.3 Objetivo 3:

Sistematizar la informaci3n obtenida en formatos digitales compatibles con la plataforma SIG utilizada por el IFOP (ArcGis), tanto en archivos ráster como vectoriales

4.3.1 Revisi3n de la informaci3n base

En el contexto del trabajo inicial, se realiz3 la entrega de una parte de la informaci3n referente al área de estudio por parte del Instituto de Fomento Pesquero (IFOP), consistente principalmente en informaci3n anterior al derrame. Estos antecedentes se componen de forma mayoritaria de informaci3n recogida en las Áreas de Manejo de Recursos Bent3nicos (AMERB), informaci3n proporcionada por DIRECTEMAR a trav3s del Programa de Observaci3n del Ambiente Litoral (POAL).⁴, informaci3n de la empresa GNL Quintero, informaci3n proveniente de informes, minutas de reuniones, actas etc., proyectos presentes en el SEIA, entre otras fuentes diversas (**Tabla 11**).

Tabla 11.

Principales fuentes de la informaci3n entregada para la ejecuci3n del estudio.

| Fuente de la Informaci3n | Nº Archivos |
|---|--------------|
| IFOP | 777 |
| Informes de Seguimiento para las Áreas de Manejo. | 596 |
| EVADIR | 195 |
| Estudios de la Situaci3n Base (ESBA) y Proposici3n del Plan de Manejo. | 70 |
| POAL | 58 |
| Universidad de Valparaíso | 55 |
| Análisis de Riesgo Ecol3gico por sustancias potencialmente contaminantes en el aire, suelo y agua, en las comunas de Conc3n, Quintero y Puchuncaví. | 9 |
| Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada | 4 |
| Departamento de Climatología, Centro Meteorol3gico de Valparaíso. | 4 |
| Servicio de monitoreo programa de vigilancia ambiental terminal GNL Quintero | 3 |
| Estudio Derrame Quintero | 2 |
| SEIA | 1 |
| TOTAL | 1.774 |

Fuente: Elaboraci3n propia, 2015.

Esta base de datos ha sido revisada y actualizada con la para detectar informaci3n de carácter relevante para los objetivos planteados dentro del proyecto y señalados en los TTR, relacionado a

⁴ En este caso la informaci3n proporcionada est3 hasta el ańo 2012, no obstante la informaci3n es de acceso p3blico y se encuentra disponible hasta el 2014.



información que requiera de una representación espacial y adicionalmente de información que pueda servir de base para levantamientos futuros de datos (por ejemplo estaciones bases fijas en el tiempo), tomando como referencia la base de datos desde el año 1993 a la fecha. Hasta el momento, se han recopilado 1.774 archivos con información referente al área de estudio.

Tabla 12.
Cantidad de archivos (a la fecha) recopilados por localidad
para la ejecución del estudio.

| Sector | N° Archivos |
|----------------------------|--------------|
| Maitencillo | 529 |
| Ventanas (Punta Lunes) | 344 |
| Caleta Horcón | 250 |
| Península Los Molles | 169 |
| Embarcadero | 119 |
| Farellones Quintero | 95 |
| Papagallo | 89 |
| Quintero | 76 |
| Islote de Cachagua | 50 |
| Cachagua | 21 |
| Quintay | 13 |
| Concón-Quintero-Puchuncaví | 9 |
| Valparaíso | 4 |
| Quintero-Cachagua | 1 |
| Otros | 5 |
| TOTAL | 1.774 |

Fuente: Elaboración propia, 2015.

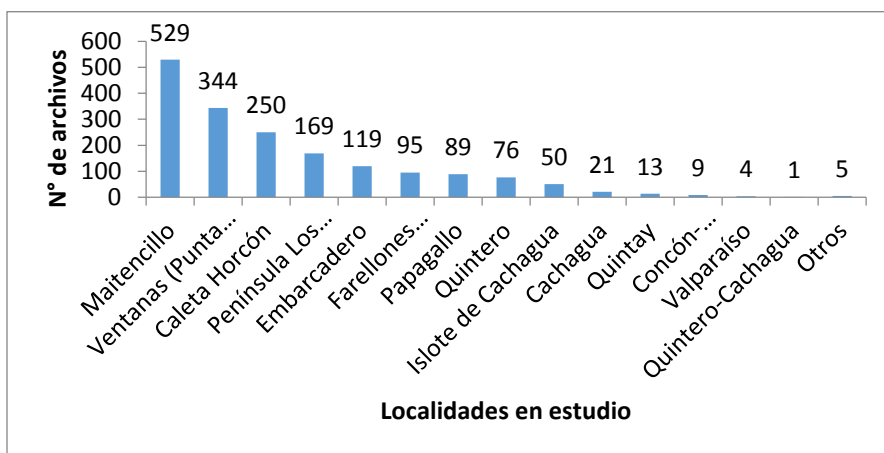


Figura 68. Archivos recopilados por localidad para la ejecución del estudio.

La revisión de información identificó una serie de inconvenientes dentro de las bases de datos, tales como:



- Diferencias en la forma de almacenamiento de información (diferentes estándares, estructuras y planillas).
- Información de matrices que posee vínculos inexistentes, por lo que no aparece la información.
- Información que posee referencia espacial, pero no aparecen las coordenadas de la toma del datos.
- Falta de coordenadas y datum.
- Diferencias de formato en la presentación de los datos.
- Información registrada que no posee fuente.
- Las tablas entregadas presentan datos que carecen de unidad o, en su defecto, no se menciona a qué pertenece cada medición.
- Las tablas poseen gráficos cuya tabla inicial no se encuentra en los archivos.
- Tablas vacías.
- Errores en los archivos que no permiten su revisión.
- Aunque caleta Zapallar se encuentra dentro del área de estudio, no hay ningún tipo de información de la esta.

De esta manera, es posible separar la información en aquella que puede ser espacializada (una vez que se reordene la tabla para dicho fin) y en aquella que, debido a carencia de información o errores de formato, no permite su espacialización (**Tabla 13**).

Tabla 13.
Posibilidad de espacialización para los archivos entregados.

| Tipo | N° Archivos |
|--|--------------|
| Tablas con coordenadas (archivo espacializable) | 608 |
| Tablas sin coordenadas (archivo no espacializable) | 1.171 |
| TOTAL | 1.774 |

Fuente: Elaboración propia, 2015.

4.3.2 Recopilación de información

Además de revisar la información proporcionada por IFOP, se gestionó la obtención de nueva información por parte de otras entidades que pudieran poseer información relevante obtenida en la zona marítima de estudio (muestreos de contaminación, datos meteorológicos, datos oceanográficos, información biológica, etc.), que pudiesen ser útiles para el proyecto y para el proceso de construcción de la base de datos geográfica.

En este contexto, se estableció contacto con diferentes instituciones (**Tabla 14**) para solicitar la información principalmente del periodo durante y posterior al derrame, dado que es la información de mayor relevancia.



Tabla 14.
Solicitudes de información.
(Cartas de Solicitud de Información en Anexo 1)

| INSTITUCIÓN | PROFESIONAL CONTACTADO | INFORMACIÓN SOLICITADA | SITUACIÓN |
|---|--|--|---|
| Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada (SHOA) | Contraalmirante Patricio Carrasco Hellwig | - Firma de petróleo - Datos batimétricos | Solicitud aceptada. Información entregada el 23 de noviembre de 2015. |
| DIRECTEMAR | Comandante Enrique Vargas Guerra Departamento de Preservación del Medio Ambiente Acuático y Combate a la Contaminación – DIRINMAR | - Antecedentes desde el año 2012 del Programa de Observación del Ambiente Litoral (POAL). - Antecedentes y muestras tomadas antes y después del derrame | Solicitud aceptada. Información entregada el 20 de noviembre de 2015. |
| Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) | Luis Áriz | - Áreas de manejo de recursos bentónicos (AMERB). - Antecedentes Programa de Observación del Ambiente (POAL) (1993-2011) | Solicitud aceptada. Información entregada (10 de septiembre de 2015) |
| Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) | Carlos Cortes Segovia Investigador sección Áreas de Manejo | - Estudios base (ESBA) y seguimientos de las áreas de manejo (AMERB). | Solicitud aceptada. Información entregada el 13 de noviembre de 2015. |
| Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) | Evelyn Grego Rojas Investigadora Sección Economía | - Base de datos socioeconómica | Solicitud aceptada. Información entregada el 25 de noviembre de 2015. |
| DIRECTEMAR | Comandante Enrique Vargas Guerra Departamento de Preservación del Medio Ambiente Acuático y Combate a la Contaminación – DIRINMAR | - Informe Campaña 3 Pos-derrame Bahía Quintero, septiembre 2014. | Información solicitada por transparencia. Información entregada el 18 de marzo del 2016. |

Fuente: Elaboración Propia, 2015.

La información entregada por el Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada corresponde a las cartas náuticas SHOA N° 4323 “Caleta Horcón” y N° 4321 “Bahía Quintero”, además de datos de corrientes de la Bahía de Quintero, para los meses de agosto y septiembre del año 2008 e información de olas, entre enero y julio del año 1982.

La información entregada por DIRECTEMAR, corresponde a los muestreos realizados post-derrame, aproximadamente una semana después del suceso. Esta información se compone de 3 campañas con datos tomadas en diversas estaciones en agua y sedimentos.



La información entregada por IFOP referente a las áreas de manejo corresponde a los estudios de líneas base (ESBA) y seguimientos posteriores realizados desde el año 1999 a 2015 (**Anexo 1** ver acta reunión 1). La información responde a la nomenclatura interna utilizada por IFOP donde los archivos provenientes de una evaluación directa reconocen la siguiente codificación:

Tabla 15.
Nomenclatura EVADIR

| Tipo de archivo | Código |
|----------------------|--------|
| Conteo | CN |
| Estructura de tallas | TA |
| Talla peso | TP |

Fuente: Elaboración propia en base a formato estándar para el ingreso de datos de estudios del plan de manejo de las AMERB (IFOP, 2010).

Cada uno de los archivos entregados respeta el siguiente formato de nombre:

| Nombre del área de manejo | Región | Año | Etapas del seguimiento | Recurso | Tipo de archivo |
|---------------------------|--------|------|------------------------|---------|-----------------|
| ALGARROBO C | V | 2004 | SEG05 | 24 | CN |

Fuente: Formato estándar para el ingreso de datos de estudios del plan de manejo de las AMERB (IFOP, 2010).

La distribución de la información espacializable por área de manejo se observa en la **Tabla 16**.

Tabla 16.
Información de IFOP por área de manejo.

| AMERB | Nº Archivos |
|------------------------|-------------|
| Horcón | 46 |
| Ventanas | 39 |
| Maitencillo | 37 |
| El Embarcadero | 30 |
| Farellones de Quintero | 14 |
| Los Molles | 12 |
| El Papagallo | 11 |
| Cachagua | 4 |
| TOTAL | 193 |

Fuente: Elaboración propia, 2016.

La sección de Economía del Instituto de Fomento Pesquero entregó información de carácter socioeconómico basada en 179 encuestas realizadas en 8 de las 9 áreas de estudio, las cuales incluían información de ingresos, pérdidas post derrame y antecedentes familiares (**Anexo 1** ver acta reunión 3). Las muestras por caleta se representan en la **Tabla 17**. Esta información fue entregada en



archivos Excel, en diferentes formatos, por lo que fue necesario un proceso de estandarización de la información.

Con los datos entregados, se generaron archivos Excel por caleta, que incorporan la información socioeconómica de los pescadores encuestados. Uno de los sitios encuestados (Cachagua) corresponde a un área de manejo y los otros siete a caletas.

Tabla 17.
Encuestas realizadas.

| Tipo | N° Archivos |
|----------------|-------------|
| El Manzano | 56 |
| El Embarcadero | 33 |
| Loncura | 15 |
| Papagallo | 10 |
| Ventanas | 23 |
| Horcón | 23 |
| Maintencillo | 7 |
| Cachagua | 12 |
| Zapallar | 0 |
| TOTAL | 179 |

Fuente: Elaboración propia, 2016.

El equipo de la Universidad de Valparaíso encargado de la línea de fauna proporcionó información de observaciones aéreas y marítimas georreferenciadas, de Cetáceos menores, Pinguinos (**Anexo 1**; ver acta reunión 2), Lobos marinos y otros mamíferos.

La información no fue entregada en formato Excel sino que se obtuvieron los datos a partir de un informe entregado por las personas responsables de esa línea de investigación a comienzos del mes de julio del presente año. Al momento de entrega del presente informe, están pendientes los datos y observaciones referentes a los chungungos.

La información entregada esta clasificada en cuatro áreas: Cetáceos menores, Lobos marinos, Pinguinos y otros mamíferos. Respecto del número de campañas realizadas estas son cuatro para los Cetáceos menores (dos en noviembre del 2015, enero y febrero del 2016); seis en el caso de lobos marinos (julio y septiembre del 2015, enero, febrero, marzo y mayo del 2016); y cuatro para los Pinguinos (septiembre, octubre, noviembre y diciembre del 2015). En el caso de observaciones correspondientes a otros mamíferos solo hay una y tiene fecha enero del 2016.

Además de la localización de los muestreos, se entrega el nombre de la especie observada, número de individuos y porcentaje de nidos utilizados para el caso de los 111 pinguinos del Islote de Cachagua.

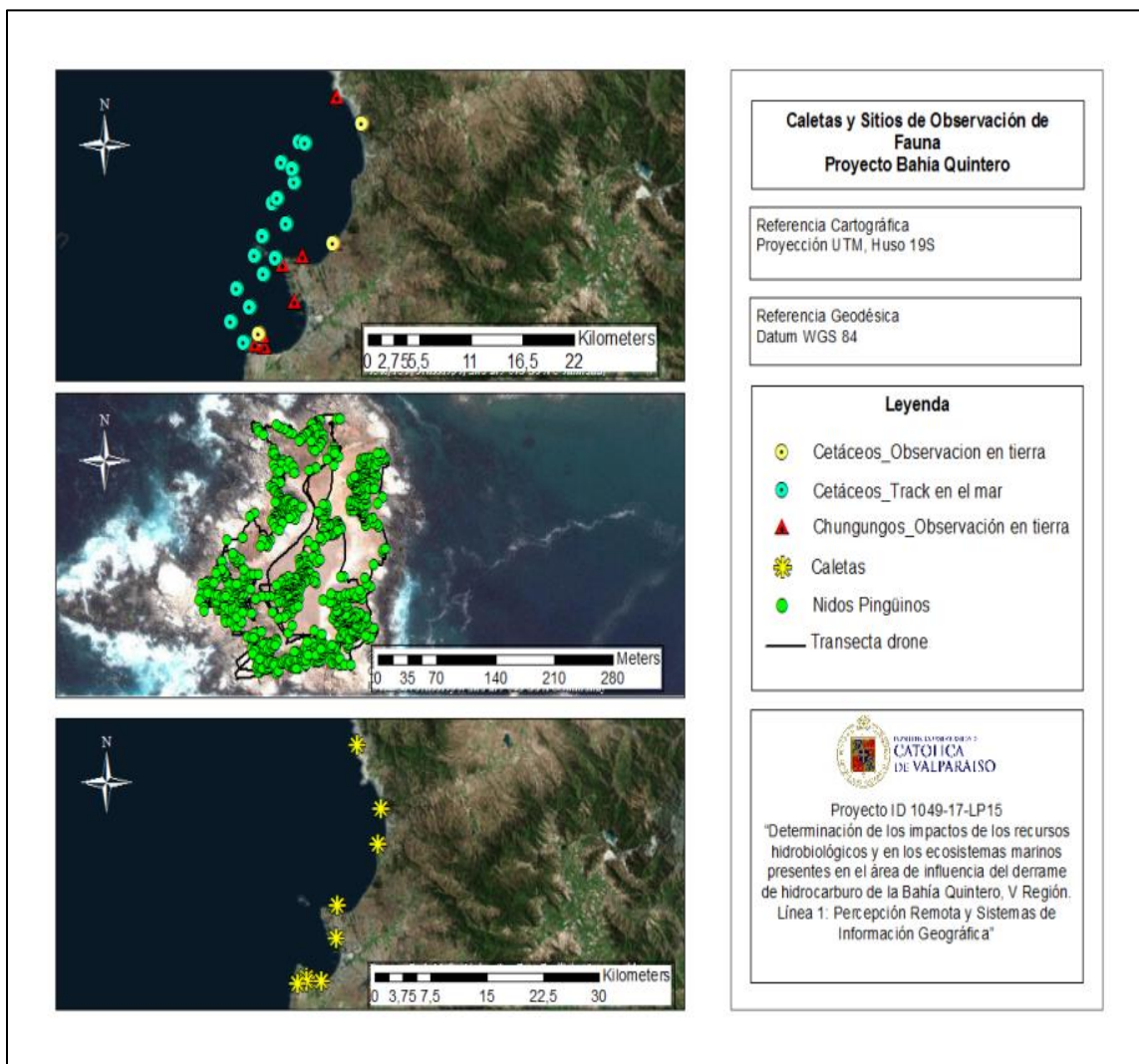


Figura 69. Información espacializada: Caletas y Sitios de Observación de Fauna. Proyecto Bahía de Quinteros, 2016.

4.3.3 Modelos espaciales y representación cartográfica de la información

Un proceso importante es el de generar una base de datos geográfica con la información que se obtenga durante el proyecto (sustrato, mancha de derrame, etc.), y de forma adicional generar modelos semi-automatizados que permitan generar una base de datos geoespacial a partir de la información existente que puedan ser operativos con información futura.

Para la realización de los procesos automatizados o semi-automatizados de generación de información espacial se hará uso del módulo del software ArcGis Model Builder a través del cual se



generará uno o varios modelos GIS que permitan el acceso, relaciones y visualización en formato vectorial (feature class o shapefile) y ráster de la información y productos generados (requeridos por el mandante) con la base datos geoespacial. Estos modelos pueden ser utilizados a través de ArcToolBox desde ArcMap o ArcCatalog como también mediante la generación de Scripts en lenguaje de programación Python; en el caso de ArcToolBox este es compuesto por un repositorio de cajas de herramientas (toolboxes), que a su vez contienen herramientas (113olos) y subconjuntos de herramientas (toolsets). Para este proceso de automatización se propone un modelo esquemático (**Figura 70**) del proceso de generación del toolbox.

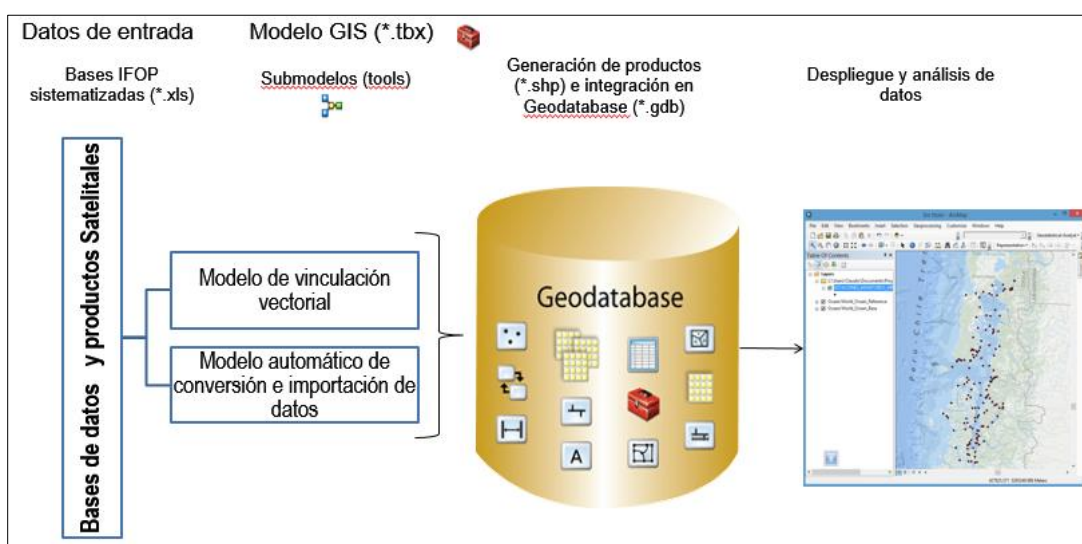


Figura 70. Modelo GIS para el acceso, vinculación y visualización de bases de datos geoespaciales de información IFOP y Productos satelitales (Fuente: Elaboración propia, 2015 para propuesta técnica del presente proyecto Percepción Remota y Sistemas de Información Geográfico).

Para poder establecer una plataforma sobre la cual desarrollar el modelo se contemplan los análisis del proceso de revisión de información existente, haciendo énfasis en la información georreferenciada que pueda ser empleada como base para un modelo automatizado. En este contexto, se han identificado diferentes capas en formato *.shp dentro de la información base como también información contenida en planillas Excel que presentan coordenadas, las cuales posibilitarían su espacialización y representación cartográfica.

La información encontrada puede clasificarse de acuerdo a la zona de representación que abarca, encontrándose 5 clases principales:



1. Información AMERB's: información relativa a las diferentes AMERB's que se encuentran dentro y fuera de la zona de estudio establecida en los TTR. En esta base de información, a nivel vectorial principalmente se cuenta con datos SIG de las siguientes AMERB's: (a) Embarcadero, (b) Los Molles, (c) Ventana/Punta Lunes, (d) El Papagallo, (e) Cachagua, (f) Farellones de Quintero, (g) Horcón y (h) Maitencillo. Esta información proviene de los Estudios de Situación Base (ESBA) o Evaluación Directa (EVADIR) y de los seguimientos posteriores realizados desde el año 1999 a la fecha.
El problema principal encontrado en esta base es la alta variabilidad temporal de los registros dependiendo de la zona, además de las diferencias en las estructuras de rellenado de la información encontrándose más de un formato para cada zona diferente.
2. Información POAL: información del Programa de Observación del Ambiente Litoral (POAL) a cargo de DIRECTEMAR. Esta información es la más constante en el tiempo y mantiene una red de estaciones parcialmente estables en el tiempo, si bien no tienen una cobertura completa del área de estudio. La información de POAL fue descargada desde el sitio web de DIRECTEMAR (<http://www.directemar.cl/>) para el cuerpo de agua de Quintero; en sus 3 matrices: (i) Agua, (ii) Biota y (iii) Sedimento.
3. Información GNL: Información constante que abarca una porción exclusiva de la zona y cuenta con información que podría considerarse complementaria a la información existente en POAL. Tiene bajo registro histórico.
4. Información sin fuente: Existe adicionalmente información con datos como, temperatura, metales en sedimentos, y otros a nivel de planillas Excel como a nivel de información SIG. No obstante el hecho de no poseer fuente condiciona su uso como parte de los modelos automatizados.
5. Información socioeconómica asociada al levantamiento de encuestas en caletas emplazadas dentro de la zona de estudio.
6. Información correspondiente a muestreos post-derrame realizados por IFOP, en el marco de las líneas e investigación 5 y 6 de proyecto de Derrame Petróleo de Quintero.
7. Información de muestreos post-derrame realizados por DIRECTEMAR.

A partir de esta categorización de información se han detectado algunos errores comunes y reiterados en las diferentes bases (

Figura 71), estos son:

- Planillas de datos POAL poseen las variables medidas como filas y las coordenadas de la estación en las columnas. Esto genera que a diferentes variables medidas en la misma estación se produzca una reiteración de la entidad o estación donde se mide, estableciendo la necesidad de reestructurar las tablas.
- Existen diferencias en la forma de almacenamiento de coordenadas, lo que obliga a trabajar con diferentes capas en diferentes referencias geodésicas y cartográficas.
- Existen tablas que no presentan información en sus columnas y no contienen latitud ni longitud.

- Errores o ausencia de datum.
- Capas espaciales mal proyectadas.
- Capas de datos con proyección, latitud y longitud pero sin información referida a los datos registrados en estos puntos de muestreo ni la fuente de origen de los mismos.
- Mucha de la data ha sido tomada en transectas, lo que dificulta la posibilidad de generar una automatización utilizando esta información como base única para toda la zona.
- Muy pocos de los datos o estaciones presentan codificaciones para cada estación.
- Cambio en nomenclaturas de codificación de estaciones que no aparecen declarados en informes de manera detallada
- Tablas requieren de reajuste y nueva estandarización para poder construir una base de datos geoespacial (GDB) en un SIG.

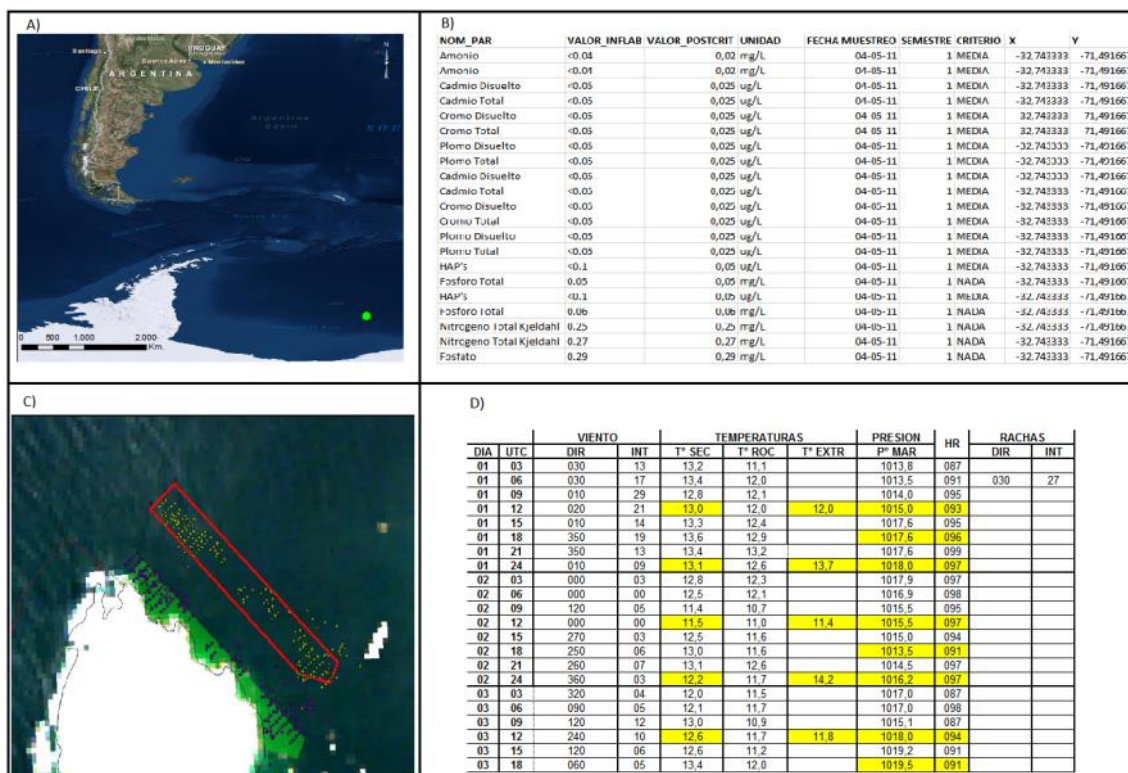


Figura 71. Ejemplo de problemas encontrados en las fuentes de información. A) Capa vectorial de estaciones POAL desplazada de la zona de estudio; B) Tabla de datos POAL con reiteración de entidades (x, y); C) Capa desplazada por mala descripción de Datum, AMERB Embarcadero y D) Ejemplo de tabla con datos meteorológicos sin descripción de coordenadas.



Además de esto, se han encontrado dentro de las bases de información entregadas, proyectos de ArcMap con información vectorial vinculada a directorios que no fueron entregados. Esto hace que la información contenida en estos proyectos no haya podido ser revisada.

Debido a la dificultad de generar un modelo automatizado que trabaja con una base fija en el tiempo, se establece la necesidad de realizar un modelo que contemple los insumos disponibles (con mayor o menor nivel de adecuación) para poder ser espacializados.

De forma inicial se contempla la espacialización de los datos históricos de POAL, ya que es la red de estaciones que cuenta con mayor temporalidad para la zona donde se encuentra emplazada el área de estudio que corresponde a la Gobernación Marítima de Valparaíso zona de Quintero, y dispone de información desde el año 1993 hasta el 2014⁵ (DIRECTEMAR, 2014). La información viene ordenada en torno a tres matrices correspondientes a Biológica, Agua y Sedimentos capturando diferentes variables por cada una de las matrices (**Tabla 18**).

Tabla 18.
Información Recogida por POAL en sus diferentes matrices.

| |
|---|
| MATRIZ ACUOSA |
| Metales totales: Cadmio, Cobre, Cromo, Mercurio, Plomo, Zinc. |
| Metales disueltos: Cadmio, Cobre, Cromo, Mercurio, Plomo, Zinc. |
| Compuestos inorgánicos: Nitrato, Fosfato, Amonio, Fósforo Total, Nitrógeno Total Kjeldahl. |
| Compuestos Orgánicos: Grasas/Aceites, Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos. |
| Indicadores Microbiológicos: Coliformes Fecales |
| Indicadores Químicos: Sólidos Suspendidos, Sólidos Disueltos, Oxígeno Disuelto, DBO5, DQO, Clorofila a. |
| MATRIZ SEDIMENTARIA |
| Metales Totales: Cadmio; Cobre; Cromo; Mercurio; Plomo; Zinc. |
| Compuestos Inorgánicos: Fósforo Total; Nitrógeno total Kjeldahl. |
| Compuestos Orgánicos: Materia Orgánica total; Hidrocarburos Totales y Bisfenilos Policlorados. |
| MATRIZ BIOLÓGICA |
| Metales Totales: Cadmio; Cobre; Cromo; Mercurio; Plomo; Zinc. |
| Indicadores Microbiológicos: Coliformes Fecales. |

Fuente: DIRECTEMAR, 2014.

Esta información ha sido recogida históricamente por 27 estaciones de monitoreo de las cuales 6 se encuentran inactivas y 21 activas; 14 de estaciones toman registro en los sedimentos (1 de estas se encuentra inactiva) y 11 toman datos en la columna de agua de las cuales, 5 se encuentran inactivas y finalmente 2 toman registros en la biota. En base a esta información la matriz de estaciones base para POAL queda como muestra la **Tabla 19**:

⁵ El inicio de las mediciones es variable entre las distintas matrices



Tabla 19.
Base histórica estaciones de Monitoreo POAL

| MATRIZ | TOPONIMO | CODIGO | LATITUD | LONGITUD | ESTADO |
|-------------|-------------------------------|----------|------------|------------|----------|
| AGUA DE MAR | Cueva del Pirata | 080-A-Qu | -32,762778 | -71,528611 | INACTIVA |
| | Caleta Quintero | 180-A-Qu | -32,781667 | -71,524722 | ACTIVA |
| | Sector Rocas Estrella | 100-A-Qu | -32,770000 | -71,521389 | ACTIVA |
| | Superboyá (RPC) | 070-A-Qu | -32,761944 | -71,517778 | ACTIVA |
| | El Bato | 140-A-Qu | -32,778611 | -71,515000 | INACTIVA |
| | Rocas de Loncura | 130-A-Qu | -32,778611 | -71,508056 | INACTIVA |
| | Control Norte Pta. Ventanilla | 008-A-Qu | -32,738861 | -71,501583 | ACTIVA |
| | Punta Ventanilla | 030-A-Qu | -32,745556 | -71,500833 | INACTIVA |
| | Muelle ENAP (RPC) | 090-A-Qu | -32,766111 | -71,492778 | ACTIVA |
| | Caleta Ventana | 020-A-Qu | -32,743333 | -71,491667 | ACTIVA |
| | Sur Muelle Ventanas | 040-A-Qu | -32,753333 | -71,487500 | INACTIVA |
| BIOTA | Sector Roca Estrellas | 120-B-Qu | -32,771389 | -71,5275 | ACTIVA |
| | Sector Roca Loncura | 160-B-Qu | -32,781667 | -71,509167 | ACTIVA |
| SEDIMENTO | Rocas Estrellas | 110-S-Qu | -32,770833 | -71,525278 | ACTIVA |
| | Caleta Quintero | 170-S-Qu | -32,781667 | -71,524722 | ACTIVA |
| | El Bato | 190-S-Qu | -32,783056 | -71,5175 | ACTIVA |
| | Bajo Cochrane (Loncura) | 126-S-Qu | -32,776389 | -71,513333 | ACTIVA |
| | Sector Rocas Loncura | 150-S-Qu | -32,779167 | -71,510556 | ACTIVA |
| | Control Norte Pta. Ventanilla | 008-S-Qu | -32,738861 | -71,501583 | ACTIVA |
| | Punta Ventanilla | 010-S-Qu | -32,741667 | -71,501111 | ACTIVA |
| | Centro Norte | 060-S-Qu | -32,758056 | -71,495833 | ACTIVA |
| | NW Muelle Ventanas | 038-S-Qu | -32,752583 | -71,495194 | ACTIVA |
| | Frente Muelle GNL | 122-S-Qu | -32,771806 | -71,495 | ACTIVA |
| | Muelle Enap (RPC) | 090-S-Qu | -32,766111 | -71,492778 | ACTIVA |
| | Caleta Ventana | 020-S-Qu | -32,743333 | -71,491667 | INACTIVA |
| | Lado Sur Muelle Ventanas | 050-S-Qu | -32,754167 | -71,489444 | ACTIVA |
| | Frente CT. Nueva Ventanas | 034-S-Qu | -32,749167 | -71,48825 | ACTIVA |

Fuente: Modificado de DIRECTEMAR, Citado por MMA, 2013:32.

Debido a que la mayoría de la información dispone de coordenadas geográficas (latitud y longitud) en datum WGS-84, se propone un modelo que sea funcional no solo a los datos de las matrices de POAL, sino también a otro set de datos (*.xls) que cuente con información espacializable y con coordenadas.

De esta forma se propone el siguiente modelo conceptual (**Figura 72**) que establece de forma general como funcionaría el modelo y que productos se podrían generar a partir del mismo. La idea esencial es la de obtener un modelo que pueda ser utilizado en el tiempo y que permita ser la base de futuros muestreos, otorgando una estandarización a nivel espacial que permita homologar información con el



fin de hacer más eficiente el trabajo con los datos. Además se busca que el modelo pueda ser utilizado para diferentes bases y matrices de datos que dispongan de coordenadas.

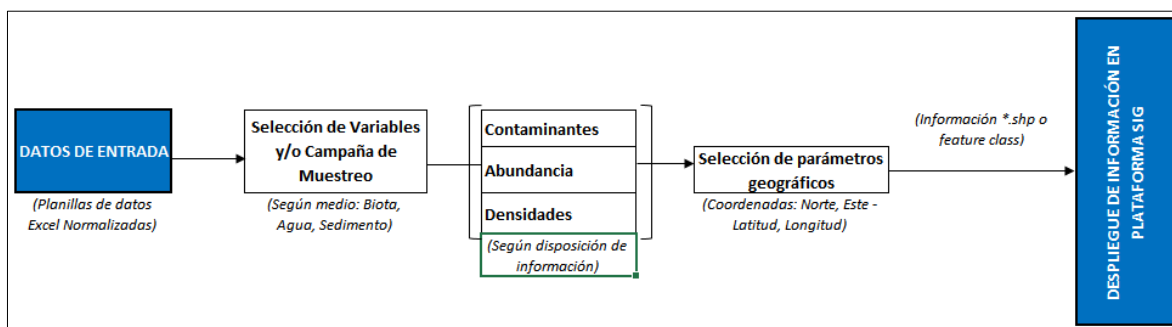


Figura 72. Modelo conceptual, Propuesta de automatización espacial.

De forma inicial se considera el uso de datos de entrada provenientes de matrices Excel (*.xls), donde estas matrices deben ser reordenadas considerando el correcto funcionamiento de la información en la plataforma SIG. Luego al ser un modelo semi-automático el usuario define únicamente los parámetros geográficos correspondientes a las coordenadas; las que pueden variar dependiendo del sistema de captura de este dato. Finalmente, el resultado consistirá en una capa espacial (*.shp o feature class) que permitirá ir agrandando la base de datos geoespacial y que contendrá la información contenida en la tabla de datos.

De esta forma se divide el modelo de espacialización en 3 partes: A) Ingreso de los parámetros, B) Capa virtual y C) Capa de salida resultante y control. Los parámetros relevantes del modelo se identifican de la siguiente forma (**Figura 73**):

1. Tabla de entrada en formato *.xls (u otro formato permitido por la interfaz de ArcGis).
2. Coordenada Y, correspondiente a Latitud o coordenada Norte dependiendo del sistema de proyección.
3. Coordenada X, correspondiente a Longitud o coordenada Este dependiendo del sistema de proyección.
4. Sistema de coordenadas, donde dependiendo de la captura de los datos (proyección, datum, etc.) se puede elegir como será la referencia espacial de la salida vectorial.
5. Capa intermedia virtual que contiene la capa espacializada a guardar.
6. Herramienta de exportación de la capa intermedia.
7. Feature vectorial de salida, que puede ser direccionado a un GDB (archivos, personal o corporativo) o puede ser direccionado como shapefile (*.shp).
8. Adicionalmente se incorpora una opción de control de características de los campos del feature de salida, con el fin de modificar aspectos como nombre el campo, alias, precisiones, escalas y tipo de campo.

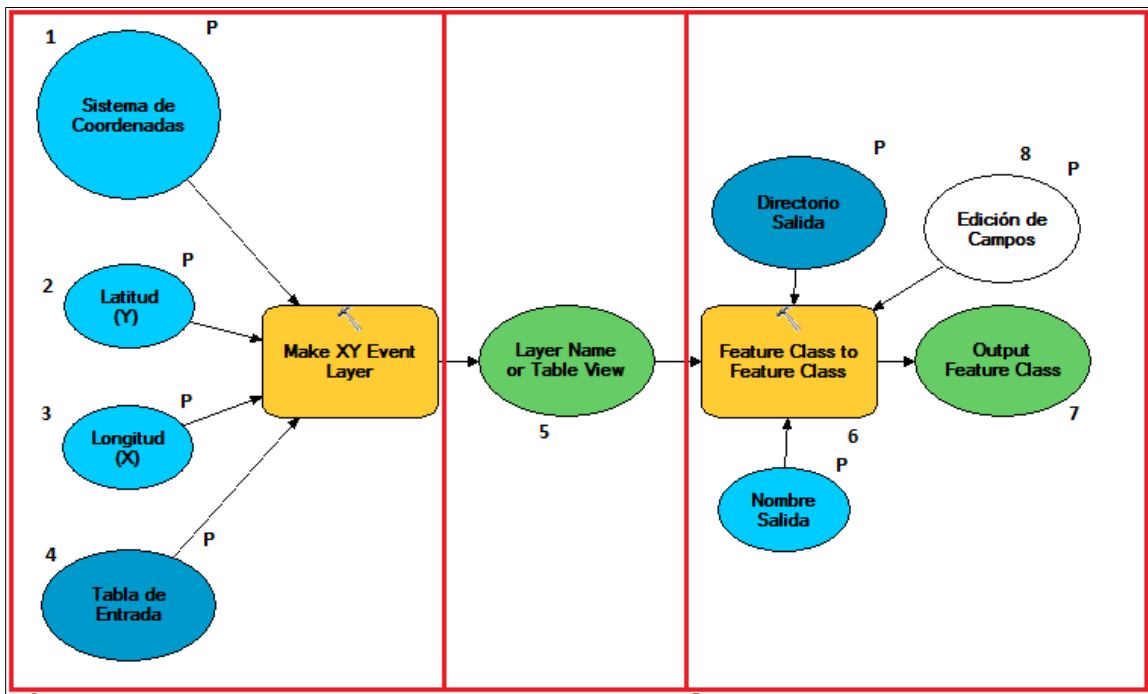


Figura 73. Modelbuilder espacialización bases de datos.

Esta herramienta será dispuesta en un toolbox que será entregado con el fin de optimizar la generación de información geoespacial (**Figura 74**); adicionalmente se anexarán modelos o herramientas que se generen de acuerdo a las necesidades de la información.

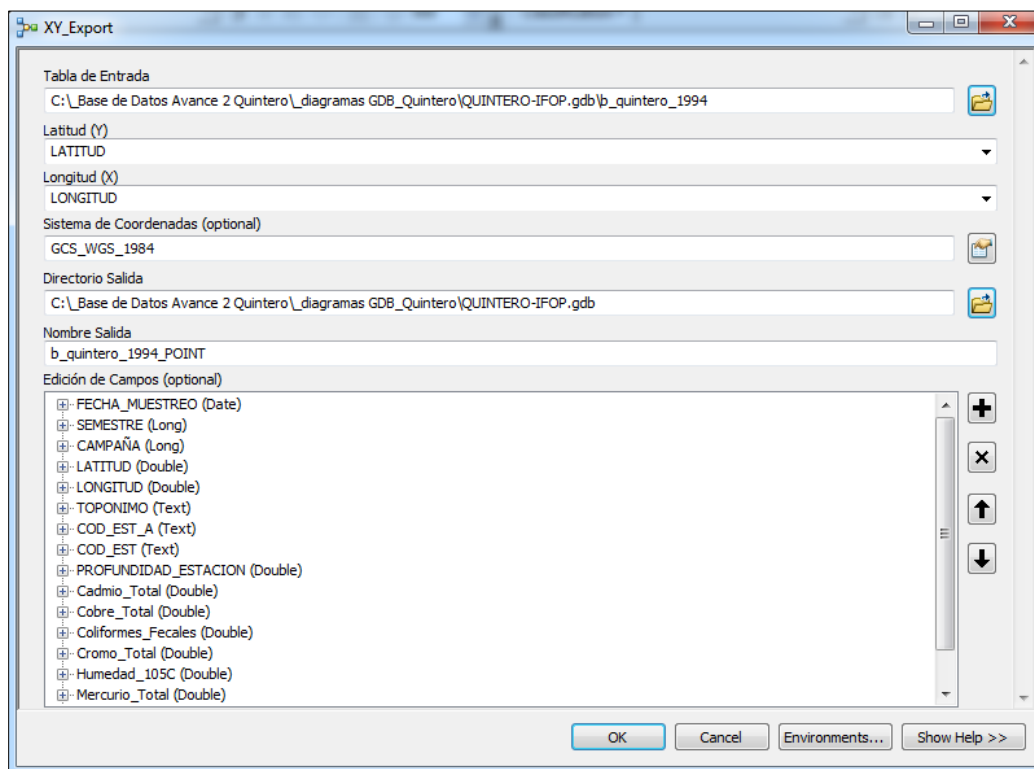


Figura 74. Toolbox de espacialización de información y muestra de interfaz y parámetros.

4.3.4 Estructuración base de datos histórica POAL

Dentro de la información presente en la página web de DIRECTEMAR (<http://www.directemar.cl>) se dispone de una serie de datos divididos en matrices (como se estableció anteriormente) y por campaña⁶. Esta información posee una serie de discordancias en torno al registro y codificación de los datos disponibles; además existe la diferencia en cómo se incorporan los registros, dado que al repetir las estaciones como entidades (filas) se genera que por cada variable haya una estación o entidad lo que dificulta la representación espacial de los datos.

Finalmente existen diferencias específicas en cómo se registra la información entre los años base y el año 2014 que es el registro más actualizado (**Figura 75**), lo que establece la necesidad de generar un protocolo único o un criterio de normalización de las bases de información para hacer óptimo y autónomo el funcionamiento del modelo.

⁶ Esto depende del año de la matriz de datos seleccionada



| A) | | | | | | | | | | | | | |
|------------------|------------------------------------|--|--------|-------------------|----------|---|--|---|------------------|------------------|-------------------|-----------------------------|---------------------------------------|
| PARAMETRO | VALOR (LIBRO DE LABORATORIO) | VALOR (LUEGO DE APLICADO EL CRITERIO) | UNIDAD | FECHA MUESTREO | SEMESTRE | CRITERIO (SE APLICA A VALORES BAJO LIMITE DE DETECCION) | Coordenada X POAL (latitud decimal) | Coordenada Y POAL (longitud decimal) | MATRIZ | TOPONIMO | CODIGO ANTIGUO | CODIGO NUEVO ESTACION | PROFUNDI- DAD ESTACION (mts) |
| Mercurio Total | 0.11 | 0.11 | mg/kg | 26-03-1997 | 1 | NADA | -32.741667 | -71.501111 | Sedimento Marino | Punta Ventanilla | S8 | 010-S-Qu | 0 |
| Cadmio Total | 0.41 | 0.41 | mg/kg | 26-03-1997 | 1 | NADA | -32.741667 | -71.501111 | Sedimento Marino | Punta Ventanilla | S8 | 010-S-Qu | 0 |
| Materia Orgánica | 0.46 | 0.46 | % | 26-03-1997 | 1 | NADA | -32.741667 | -71.501111 | Sedimento Marino | Punta Ventanilla | S8 | 010-S-Qu | 0 |
| Cromo Total | 2.94 | 2.94 | mg/kg | 26-03-1997 | 1 | NADA | -32.741667 | -71.501111 | Sedimento Marino | Punta Ventanilla | S8 | 010-S-Qu | 0 |
| Zinc Total | 13.36 | 13.36 | mg/kg | 26-03-1997 | 1 | NADA | -32.741667 | -71.501111 | Sedimento Marino | Punta Ventanilla | S8 | 010-S-Qu | 0 |
| Cobre Total | 14.17 | 14.17 | mg/kg | 26-03-1997 | 1 | NADA | -32.741667 | -71.501111 | Sedimento Marino | Punta Ventanilla | S8 | 010-S-Qu | 0 |

| B) | | | | | | | | | | | | | | |
|----------|------------|------------|-------------|-------------------------|-----------|------------|---------|-----------|--------|-----------|--------|-------------|----------|----------|
| Estacion | Latitud | Longitud | Profundidad | Toponimo | MercurioT | CadmioT_LT | CadmioT | PlomoT_LT | PlomoT | CobreT_LT | CobreT | FosforoT_LT | FosforoT | Arsenico |
| 190-S-Qu | -32,783056 | -71,5175 | 8,5 | El Bato | 0,01 < | | 0,1 | | 2,1 | | 11 | | 53 | 3,7 |
| 190-S-Qu | -32,783056 | -71,5175 | 8,5 | El Bato | 0,02 < | | 0,1 | | 8,9 | | 59 | | 34 | 1,4 |
| 170-S-Qu | -32,781667 | -71,524722 | 7 | Caleta Quintero | 0,02 < | | 0,1 | | 8 | | 38 | | 26 | 1,4 |
| 150-S-Qu | -32,779167 | -71,510556 | 7,8 | Sector Rocas Loncura | 0,02 < | | 0,1 | | 1 | | 11 | | 108 | 0,9 |
| 150-S-Qu | -32,779167 | -71,510556 | 7,8 | Sector Rocas Loncura | 0,03 < | | 0,1 | | 2,2 | | 20 | | 25 | 0,9 |
| 126-S-Qu | -32,776389 | -71,513333 | 6,5 | Bajo Cochrane (Loncura) | 0,01 < | | 0,1 | | 2,7 | | 10 | | 38 | 6,1 |
| 126-S-Qu | -32,776389 | -71,513333 | 6,5 | Bajo Cochrane (Loncura) | 0,01 < | | 0,1 | | 1,7 | | 9,6 | | 30 | 0,4 |
| 122-S-Qu | -32,771806 | -71,495 | 15 | Frente Muelle GNL | 0,05 < | | 0,1 | | 6,5 | | 21 | | 19 | 6 |
| 122-S-Qu | -32,771806 | -71,495 | 15 | Frente Muelle GNL | 0,05 < | | 0,1 | | 7,5 | | 51 | | 26 | 1,4 |

Figura 75. Muestra de tipos de fichas Excel con información de matriz sedimento de POAL. A) Matriz Sedimentos del año 1997, se puede apreciar el orden de las variables (filas) y repetición de estación como entidad. B) Matriz Sedimentos año 2014, se aprecia cambio de estructura en el orden de variables medidas, pero se repite réplica de entidad por estación y por campaña.

De esta forma, para poder utilizar estas plantillas dentro de una interfaz de trabajo SIG se deben tener las siguientes consideraciones:

1. Deben ser planillas carentes de formatos; estos pueden dificultar la lectura de las mismas en la plataforma.
2. Para asegurar un buen funcionamiento el formato de las planillas Excel debe ser *.xls; adicionalmente se pueden trabajar con otros formatos como *.dbf o tablas provenientes de geodatabase.
3. Debe existir un criterio unificado del relleno de las tablas, de esta forma se asegura integridad en la información y la posibilidad de robustecer la base de datos geográfica.

En base a lo expuesto anteriormente, se procedió a generar un filtrado y reestructuración de la base de datos proveniente de POAL con el fin de generar nuevos archivos que cumplan con los criterios adecuados para el trabajo en SIG. Además, se establecieron campos claves que tenían que permanecer en las tablas de datos y se eliminaron algunos que se consideraron menos significativos⁷ con el fin de generar una base lo más homogénea posible en todos los años disponibles para cada matriz (**Figura 76**).

Cada matriz fue filtrada de forma de que todas las campañas estuvieran en una sola hoja y bajo el mismo formato estándar; de esta manera su incorporación contempla el uso del dominio de campaña para su análisis y con la fecha para el registro temporal. Adicionalmente, para la vinculación de estas con el feature class de estaciones base se almacenó el código de cada estación a través del cual

⁷ Principalmente valores no numéricos



tambi3n se genera una relaci3n con una base integrada de cada matriz, la cual varía temporalmente dependiendo de la misma.

| A) | CUERPO DE AGUA | Laboratorio | C3digo de informe de laboratorio | PARAMETRO | VALOR (INFORME LABORATORIO) | VALOR (BUREAU DE APACADOR DE ENTEND) | UNIDAD | FECHA MUESTREO | SEMESTRE | CRITERIO DE INCLASIFICACI3N (UNIDAD DE DETECCI3N) | Coordenada X POAL (latitud decimal) | Coordenada Y POAL (longitud decimal) | MATRIZ | TOPONIMO | C3DIGO ANTIGUO | C3DIGO NUEVO ESTACION | PROFUNDIDAD ESTACI3N (m) | |
|------------|----------------|-------------|----------------------------------|--------------------------|-----------------------------|--------------------------------------|-----------|----------------|-----------------------------|---|-------------------------------------|--------------------------------------|------------------|------------------|-----------------|-----------------------|--------------------------|------------|
| | QUINTERO | CENMA | CENMA-0426 | Mercurio Total | 0.03 | 0.03 | mg/kg | 26/03/2001 | 1 | NADA | -32.741667 | -71.581111 | Sedimento Marino | Punta Ventanilla | 58 | 010-S-Qu | 0 | |
| | QUINTERO | CENMA | CENMA-0426 | Materia Orgánica | 0.41 | 0.41% | | 26/03/2001 | 1 | NADA | -32.741667 | -71.581111 | Sedimento Marino | Punta Ventanilla | 58 | 010-S-Qu | 0 | |
| | QUINTERO | CENMA | CENMA-0426 | Plomo Total | 1.2 | 1.2 | mg/kg | 26/03/2001 | 1 | NADA | -32.741667 | -71.581111 | Sedimento Marino | Punta Ventanilla | 58 | 010-S-Qu | 0 | |
| | QUINTERO | CENMA | CENMA-0426 | Cadmio Total | 0.4 | 0.4 | mg/kg | 26/03/2001 | 1 | NADA | -32.741667 | -71.581111 | Sedimento Marino | Punta Ventanilla | 58 | 010-S-Qu | 0 | |
| | QUINTERO | CENMA | CENMA-0426 | Cromo Total | 7.8 | 7.8 | mg/kg | 26/03/2001 | 1 | NADA | -32.741667 | -71.581111 | Sedimento Marino | Punta Ventanilla | 58 | 010-S-Qu | 0 | |
| | QUINTERO | CENMA | CENMA-0426 | Zinc Total | 14 | 14 | mg/kg | 26/03/2001 | 1 | NADA | -32.741667 | -71.581111 | Sedimento Marino | Punta Ventanilla | 58 | 010-S-Qu | 0 | |
| | QUINTERO | CENMA | CENMA-0426 | C3ncrea Total | 16.6 | 16.6 | mg/kg | 26/03/2001 | 1 | NADA | -32.741667 | -71.581111 | Sedimento Marino | Punta Ventanilla | 58 | 010-S-Qu | 0 | |
| | QUINTERO | CENMA | CENMA-0426 | Fosf3rilo Total | 210 | 210 | mg/kg | 26/03/2001 | 1 | NADA | -32.741667 | -71.581111 | Sedimento Marino | Punta Ventanilla | 58 | 010-S-Qu | 0 | |
| | QUINTERO | CENMA | CENMA-0426 | Nitr3geno Total Kjeldahl | 1310 | 1310 | mg/kg | 26/03/2001 | 1 | NADA | -32.741667 | -71.581111 | Sedimento Marino | Punta Ventanilla | 58 | 010-S-Qu | 0 | |
| | QUINTERO | CENMA | CENMA-0639 | Cadmio Total | 0.084 | 0.084 | mg/kg | 30/08/2001 | 2 | NADA | -32.741667 | -71.581111 | Sedimento Marino | Punta Ventanilla | 58 | 010-S-Qu | 0 | |
| | QUINTERO | CENMA | CENMA-0639 | Mercurio Total | 0.096 | 0.096 | mg/kg | 30/08/2001 | 2 | NADA | -32.741667 | -71.581111 | Sedimento Marino | Punta Ventanilla | 58 | 010-S-Qu | 0 | |
| B) | FECHA MUESTREO | SEMESTRE | CAMPAÑA | LATITUD | LONGITUD | TOPONIMO | COD_EST-A | COD_EST-B | PROFUNDIDAD AL ESTACI3N (m) | C3digo Total | C3digo Total | C3digo Total | F3ctores Total | Mercurio Total | Nitr3geno Total | PCBs | Plomo Total | Zinc Total |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Punta Ventanilla | 58 | 010-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 57 | 020-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 56 | 030-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 55 | 040-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 54 | 050-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 53 | 060-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 52 | 070-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 51 | 080-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 50 | 090-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 49 | 100-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 48 | 110-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 47 | 120-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 46 | 130-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 45 | 140-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 44 | 150-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 43 | 160-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 42 | 170-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 41 | 180-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 40 | 190-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 39 | 200-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 38 | 210-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 37 | 220-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 36 | 230-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 35 | 240-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 34 | 250-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 33 | 260-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 32 | 270-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 31 | 280-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 30 | 290-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 29 | 300-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 28 | 310-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 27 | 320-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 26 | 330-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 25 | 340-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 24 | 350-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 23 | 360-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 22 | 370-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 21 | 380-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 20 | 390-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 19 | 400-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 18 | 410-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 17 | 420-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 16 | 430-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 15 | 440-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 14 | 450-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 13 | 460-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 12 | 470-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 11 | 480-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 10 | 490-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 9 | 500-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 8 | 510-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 7 | 520-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 6 | 530-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 5 | 540-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana | 4 | 550-S-Qu | 0 | 0 | 0 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 | 0.41 |
| 26/03/2001 | 1 | 1 | -32.741667 -71.581111 | Caleta Ventana</ | | | | | | | | | | | | | | |



El GDB de archivos se compondrá de feature datasets organizados por matriz donde irán almacenados los datos vectoriales generados (**Figura 78**). En el caso del año 2012, se establece en la página oficial de DIRECTEMAR que no se realizó campaña para el Cuerpo de Agua de Quintero.

Para el caso de las tablas de datos en formato GDB, como se mencionó, serán alojadas en el mismo GDB en una estructura anual y con un integrado histórico vinculado al feature class de base que contiene las estaciones identificadas en el POAL. Además, se incorpora un diccionario de variables con sus respectivas unidades de medición con el fin de optimizar la lectura de la información.



Figura 78. Estructura GDB para las matrices de datos POAL.

La información espacializada con el modelo luego puede ser trabajada sin problemas en cualquier versión e interfaz de ArcMap (**Figura 79**).

En el proceso de estructuración de las tablas de datos Excel de POAL se detectaron algunas irregularidades que se enumeran en el siguiente listado:

1. Campaña número 2 del año 2007 Matriz Sedimento: cuenta con dos registros de Nitrógeno Total Kjeldahl, uno con registro 0 y el otro con registro 782 mg/Kg. En la matriz filtrada se dejó el registro numérico más alto.
2. Año 2000 Matriz Sedimento: fechas del Excel descargado no coinciden con el año, las fechas y los datos corresponden a la información del año 2002. Se omitió este año hasta tener la información correspondiente, la cual no ha llegado hasta la fecha.
3. Matriz de Agua año 2013 y 2014: profundidades de estaciones cambian y no son comparables, de igual forma se generó una integración de estos años a la base histórica manteniendo el registro de los datos claves.
4. Presencia de errores de digitación entre los registros de laboratorio y los registros finales, se corrigieron de acuerdo a los datos de laboratorio.



Figura 79. Muestra de datos espacializados con el modelo generado en ArcGis, visualización en ArcMap. Concentración de Cobre Total (ug/L) Año 1993, estaciones agua superficial POAL.

4.3.5 Muestreos Post-Derrame DIRECTEMAR

La información de muestreos realizados posterior al derrame fue entregada por el SHOA con fecha 6 de noviembre de 2011 (**Anexo 1**), luego de la solicitud formal (**Anexo 1**). Esta información se compone de 3 campañas realizadas entre los días 30 de septiembre y 7 de octubre de 2014, 22-24 de octubre de 2014 y 26 y 27 de enero de 2015. Estos muestreos fueron ejecutados por personal de la Gobernación Marítima de Valparaíso, con apoyo de profesionales de la Dirección de Intereses Marítimos y Medio Ambiente Acuático (DIRINMAR) y Capitanía de Puerto de Quintero. Para el estudio, se consideraron las matrices agua, sedimento submareal, intermareal y macrofauna submareal e intermareal de fondo blando. La información entregada se puede categorizar de la siguiente forma:



1. Informes de laboratorio: resultados de los análisis de laboratorio realizados sobre las muestras de terreno, disponibles para la campaña 1 y 2. En la carpeta de datos entregados no se encuentran los informes para la campaña 3.
2. Reporte de datos de las campañas 1 y 2 realizado por DIRINMAR con fecha 7 de noviembre de 2014 donde se hace una descripción de las estaciones, las metodologías de muestreo y se entrega un reporte y análisis general de los datos obtenidos. No se dispone de este informe para la campaña 3. El informe final de las 3 campañas fue enviado, luego de la solicitud formal (Anexo 1).
3. Archivos Excel: archivos que disponen de la información tomada en las 3 campañas post-derrame con los datos cuantitativos para cada estación.

Dentro de esta categorización se identificó la información que podría ser espacializada, encontrándose en el informe las coordenadas de las estaciones de muestreo para las campañas 1 y 2. Debido a que el informe se entregó en formato *.pdf, el traspaso de coordenadas para espacialización debió realizarse de forma manual para evitar conflictos que se encontraron con softwares de conversión a Word. De esta forma las coordenadas para las estaciones de las 3 campañas quedan como se dispone en las **Tabla 20, Tabla 21 y 22**.



Tabla 20.
Estaciones de muestreo post-derrame campaña 1.

| ZONA | CÓDIGO | LATITUD DECIMAL | LONGITUD DECIMAL |
|----------------------------|-----------------------|-----------------|------------------|
| Sedimentos Submareal | s3 | -32,7622972 | -71,4987083 |
| Sedimentos Submareal | s5 | -32,7644583 | -71,49495 |
| Sedimentos Submareal | s2 | -32,7649806 | -71,500275 |
| Sedimentos Submareal | s6 | -32,7604222 | -71,4938083 |
| Sedimentos Submareal | 008-S-Qu | -32,74015 | -71,5010778 |
| Sedimentos Submareal | 170-S-Qu | -32,7814722 | -71,5245 |
| Sedimentos Submareal | 034-S-Qu | -32,7494444 | -71,4888889 |
| Sedimentos Submareal | 122-S-Qu | -32,7718056 | -71,495 |
| Sedimentos Submareal | 150-S-Qu | -32,7789 | -71,510025 |
| Sedimentos Submareal | 190-S-Qu | -32,7830556 | -71,5175 |
| Sedimentos Submareal | 130-S-Qu | -32,7722222 | -71,5041111 |
| Sedimentos Submareal | 090-S-QU | -32,7661111 | -71,4927778 |
| Sedimentos Submareal | 060-S-QU | -32,7583333 | -71,4952778 |
| Sedimentos Submareal | 050-S-QU | -32,7541667 | -71,4894444 |
| Sedimentos Intermareal | Qi18 | -32,7847639 | -71,5424 |
| Sedimentos Intermareal | Qi17 | -32,78425 | -71,542 |
| Sedimentos Intermareal | Qi16 | -32,7698056 | -71,5296389 |
| Sedimentos Intermareal | Qi4.2 | -32,7512778 | -71,4849444 |
| Sedimentos Intermareal | Qi4 | -32,749025 | -71,4850861 |
| Sedimentos Intermareal | Qi4.3 | -32,7543694 | -71,4852139 |
| Sedimentos Intermareal | Qi5 | -32,7573083 | -71,4853972 |
| Sedimentos Intermareal | Qi1 | -32,7425639 | -71,4929056 |
| Sedimentos Intermareal | Qi6 | -32,7629778 | -71,4868139 |
| Sedimentos Intermareal | Qi8 | -32,7729417 | -71,4930528 |
| Sedimentos Intermareal | Qi9 | -32,7794972 | -71,500875 |
| Sedimentos Intermareal | Qi10 | -32,7820389 | -71,5082139 |
| Sedimentos Intermareal | Qi11 | -32,7844639 | -71,5163008 |
| Sedimentos Intermareal | Qi12 | -32,7825 | -71,5255667 |
| Sedimentos Intermareal | Qi14 | -32,7709611 | -71,5278556 |
| Sedimentos Intermareal | Qi15 | -32,7695361 | -71,5297056 |
| Sedimentos Intermareal | Qi7 | -32,7686611 | -71,4896833 |
| Sedimentos submareal AMERB | SAM1 | -32,5864167 | -71,4535 |
| Sedimentos submareal AMERB | SAM2 | -32,6381944 | -71,4346111 |
| Sedimentos submareal AMERB | SAM3 | -32,6440833 | -71,4403889 |
| Sedimentos submareal AMERB | SAM4 | -32,7066389 | -71,4928889 |
| Sedimentos submareal AMERB | SAM5 | -32,7711333 | -71,5244667 |
| Sedimentos submareal AMERB | SAM6 | -32,735 | -71,5275 |
| Sedimentos submareal AMERB | SAM7 | -32,7636333 | -71,545 |
| Sedimentos submareal AMERB | SAM8 | -32,7764 | -71,5413889 |
| Agua superficial | Monoboya 1 (070-A-QI) | -32,7620639 | -71,5178361 |
| Agua superficial | Monoboya 2 (080-A-QU) | -32,7592917 | -71,513025 |
| Agua superficial | 020-A-Qu | -32,7433333 | -71,4916667 |
| Agua superficial | 008-A-Qu | -32,7401389 | -71,5010694 |
| Agua superficial | A2 | -32,7649806 | -71,500275 |
| Agua superficial | A3 | -32,7622972 | -71,4987083 |
| Agua superficial | A6 | -32,7604222 | -71,4938083 |
| Agua superficial | A5 | -32,7644583 | -71,49495 |
| Agua superficial | 080-A-Qu | -32,7627361 | -71,5286361 |
| Agua superficial | 050-A-Qu | -32,7541667 | -71,4894444 |

Fuente: Modificado de DIRINMAR, 2014:10-11



Tabla 21.
Estaciones de muestreo post-derrame campaña 2

| ZONA | CÓDIGO | LATITUD DECIMAL | LONGITUD DECIMAL |
|----------------------------|-----------------------|-----------------|------------------|
| Aguas superficiales | Monoboya 1 (070-A-QI) | -32,7620639 | -71,5178361 |
| Aguas superficiales | Monoboya 2 (080-A-QU) | -32,7592917 | -71,5113925 |
| Aguas superficiales | 020-A-Qu | -32,7433333 | -71,4916667 |
| Aguas superficiales | 008-A-Qu | -32,7401389 | -71,5010694 |
| Aguas superficiales | A2 | -32,7649806 | -71,4987083 |
| Aguas superficiales | A6 | -32,7604222 | -71,4938083 |
| Sedimentos Submareal | Monoboya 1 | -32,7620639 | -71,5178361 |
| Sedimentos Submareal | Monoboya 2 | -32,7592917 | -71,5113925 |
| Sedimentos Submareal | S 2 | -32,7649806 | -71,500275 |
| Sedimentos Submareal | S 6 | -32,7604222 | -71,4938083 |
| Sedimentos Submareal | 008-S-Qu | -32,7401389 | -71,5010694 |
| Sedimentos Submareal | 034-S-Qu | -32,7494444 | -71,4888889 |
| Sedimentos Submareal | 122-S-Qu | -32,7718056 | -71,495 |
| Sedimentos intermareal | Qi1 | -32,7425639 | -71,4929056 |
| Sedimentos intermareal | Qi4.2 | -32,7512778 | -71,4847444 |
| Sedimentos intermareal | Qi 4.25 | -32,7523667 | -71,4848528 |
| Sedimentos intermareal | Qi4.3 | -32,7543694 | -71,4852139 |
| Sedimentos intermareal | Qi5 | -32,7573083 | -71,4853972 |
| Sedimentos intermareal | Qi8 | -32,7729417 | -71,4930528 |
| Sedimentos intermareal | Qi9 | -32,7794972 | -71,500875 |
| Sedimentos intermareal | Qi11 | -32,7844639 | -71,5163083 |
| Sedimentos intermareal | Qi12 | -32,7825 | -71,5255667 |
| Sedimentos intermareal | Qi14 | -32,7709611 | -71,5278556 |
| Sedimentos intermareal | Qi15 | -32,7695361 | -71,5297056 |
| Sedimentos intermareal | Qi16 | -32,7698056 | -71,5296389 |
| Sedimentos intermareal | Qi17 | -32,78425 | -71,542 |
| Sedimentos intermareal | Qi18 | -32,7847639 | -71,5424 |
| Sedimentos intermareal | Qi19 | -32,7846333 | -71,5422694 |
| Sedimentos submareal AMERB | SAM1 | -32,5864167 | -71,4535 |
| Sedimentos submareal AMERB | SAM2 | -32,6381944 | -71,4346111 |
| Sedimentos submareal AMERB | SAM3 | -32,6440833 | -71,4403889 |
| Sedimentos submareal AMERB | SAM4 | -32,7066389 | -71,4928889 |
| Sedimentos submareal AMERB | SAM5 | -32,7711333 | -71,5244667 |
| Sedimentos submareal AMERB | SAM6 | -32,7683333 | -71,5275 |
| Sedimentos submareal AMERB | SAM7 | -32,7636333 | -71,545 |
| Sedimentos submareal AMERB | SAM8 | -32,7764 | -71,5413889 |

Fuente: Modificado de DIRINMAR, 2014:21



Tabla 22.
Estaciones de muestreo post-derrame campaña 3.

| ZONA | CODIGO | LATITUD DECIMAL | LONGITUD DECIMAL |
|----------------------------|----------------------|-----------------|------------------|
| Sedimentos Submareal | Monoboya 2 (080-AQU) | -32,7592917 | -71,5113925 |
| Sedimentos Submareal | 008-S-Qu | -32,7401389 | -71,5010694 |
| Sedimentos Intermareal | Qi 4 | -32,749025 | -71,4850861 |
| Sedimentos Intermareal | Qi 4.2 | -32,7512778 | -71,4849444 |
| Sedimentos Intermareal | Qi 4.2.5 | -32,7523667 | -71,4848528 |
| Sedimentos Intermareal | Qi 4.3 | -32,7543694 | -71,4852139 |
| Sedimentos Intermareal | Qi 5 | -32,7573083 | -71,4853972 |
| Sedimentos Intermareal | Qi 8 | -32,7729417 | -71,4930528 |
| Sedimentos Intermareal | Qi14 | -32,7709611 | -71,5278556 |
| Sedimentos Intermareal | Qi16 | -32,7698056 | -71,5296389 |
| Sedimentos Intermareal | Qi17 | -32,78425 | -71,542 |
| Sedimentos Intermareal | Qi18 | -32,7847639 | -71,5424 |
| Sedimentos Intermareal | Qi19 | -32,7846333 | -71,5422694 |
| Sedimentos Submareal AMERB | SAM4 | -32,7066389 | -71,4928889 |
| Sedimentos Submareal AMERB | SAM5 | -32,7711333 | -71,5244667 |
| Sedimentos Submareal AMERB | SAM6 | -32,7683333 | -71,5275 |
| Sedimentos Submareal AMERB | SAM7 | -32,7636333 | -71,545 |
| Sedimentos Submareal AMERB | SAM8 | -32,7764 | -71,5413889 |

Fuente: Modificado de DIRINMAR, 2016:28

De forma inicial se pretendía mantener una matriz base de estaciones y generar un modelo de vinculación de Excel a feature class o shape; no obstante, al revisar las matrices de datos se encontraron algunas problemáticas para poder llevar a cabo este modelo de espacialización. Estos pueden resumirse de la siguiente forma:

- Problemas de digitación: presencia de mayúsculas y minúsculas en los códigos, presencia o ausencia de espacios. Esto se ve principalmente en la incorporación de las letras I, M, S que representan franja inferior, media y superior respectivamente. En el caso de las 3 campañas se presentan las letras, pero con los problemas planteados, lo que dificulta la generación de un protocolo único.
- Cambios de codificación: principalmente en el caso de las muestras y códigos de estación presentes en la campaña 3 (aunque se dan en la 1 y en la 2 también). Existen códigos y letras que no aparecen identificadas y ante los cuales se desconoce que representan, dado que esta información tampoco se encuentra disponible en los informes.



- Aparecen estaciones con toma de datos para la campaña número 3 que no cuentan con información de coordenadas.
- Debido a que las matrices con los datos no disponían de coordenadas, estas fueron agregadas considerando el código principal dispuesto en las tablas anteriores.
- Campos claves codificados como texto: principalmente en mediciones que se registraron bajo el límite de detección e incluían el símbolo "<" (**Figura 80**); ante esto se reemplazaron estos campos aplicando el criterio de la media para tener valores numéricos que puedan ser más fácilmente representados en el SIG.

| A) | | | | | | | | | | | |
|----------|--------------|--------------------|-------------|-----------|-------------|--|--|--|--|--|--|
| ESTACIÓN | HAP's (ug/L) | HF C34- C50 (mg/L) | Ni T (ug/L) | VT (ug/L) | SSED (ml/L) | | | | | | |
| 008-A-Qu | <0,1 | <5 | <1 | <2,5 | <0,5 | | | | | | |
| 020-A-Qu | <0,1 | <5 | <1 | <2,5 | <0,5 | | | | | | |
| 080-A-Qu | <0,1 | <5 | <1 | <2,5 | <0,5 | | | | | | |
| A2 | <0,1 | <5 | <1 | <2,5 | <0,5 | | | | | | |
| 070-A-Qu | <0,1 | <5 | <1 | <2,5 | <0,5 | | | | | | |
| A6 | <0,1 | <5 | <1 | <2,5 | <0,5 | | | | | | |

| B) | | | | | | | | | | | |
|----------------|---------|----------|----------|----------|----------------------|-------|-----------|------|------|------|-----|
| FECHA MUESTREO | CAMPAÑA | LATITUD | LONGITUD | COD_EST | PROFUNDIDAD_ESTACION | HAP's | HF C34-C5 | Ni T | VT | SSED | AYG |
| 30/09/2014 | 1 | -32,7401 | -71,5011 | 008-A-Qu | 0 | 0,05 | 2,5 | 0,5 | 1,25 | 0,25 | |
| 30/09/2014 | 1 | -32,7433 | -71,4917 | 020-A-Qu | 0 | 0,05 | 2,5 | 0,5 | 1,25 | 0,25 | |
| 30/09/2014 | 1 | -32,7627 | -71,5286 | 080-A-Qu | 0 | 0,05 | 2,5 | 0,5 | 1,25 | 0,25 | |
| 30/09/2014 | 1 | -32,765 | -71,5003 | A2 | 0 | 0,05 | 2,5 | 0,5 | 1,25 | 0,25 | |
| 30/09/2014 | 1 | -32,7619 | -71,5178 | 070-A-Qu | 0 | 0,05 | 2,5 | 0,5 | 1,25 | 0,25 | |
| 30/09/2014 | 1 | -32,7604 | -71,4938 | A6 | 0 | 0,05 | 2,5 | 0,5 | 1,25 | 0,25 | |
| 30/09/2014 | 1 | -32,7645 | -71,495 | A5 | 0 | 0,05 | 2,5 | 0,5 | 1,25 | 0,25 | |
| 30/09/2014 | 1 | -32,7623 | -71,4987 | A3 | 0 | 0,05 | 2,5 | 0,5 | 1,25 | 0,25 | |

Figura 80. Ejemplo de tablas de datos de muestreo post-derrame Agua superficial: A) Matriz original con valores bajo el límite de detección; B) Matriz modificada con el criterio de la media aplicado a los campos.

En este contexto se optó por tomar las tablas de datos y generar un archivo similar al generado para las matrices de datos POAL, contemplando una planilla integrada de las 3 campañas (según corresponda) en formato Excel compatible con la interfaz de ArcGis (*.xls) y de esta forma espacializar los datos utilizando el modelo anteriormente mencionado (**Figura 73**) generando una salida que puede ser trabajada en cualquier interfaz de ArcMap (**Figura 81**).

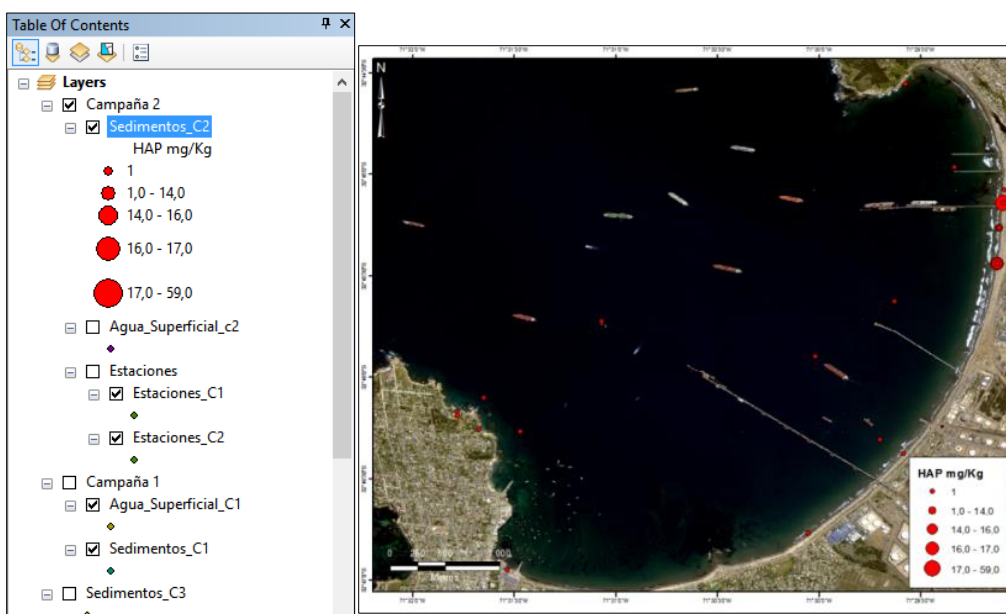


Figura 81. Muestra de datos espacializados con el modelo generado en ArcGis, visualización en ArcMap. Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (mg/Kg) en sedimentos, Campaña 2 Post-Derrame.

Al igual que en el caso de los datos de POAL, para el muestreo post-derrame se realizó un GDB de archivos que contiene, los feature datasets con las campañas de muestreo espacializadas en formato feature class separadas en agua superficial, sedimentos y biota; adicionalmente se incorporaron las capas vectoriales con las estaciones y las tablas de datos estandarizadas (**Figura 82**).

Con esta estructura, se pueden adicionar nuevas mediciones realizadas y mantener un orden único en los datos.

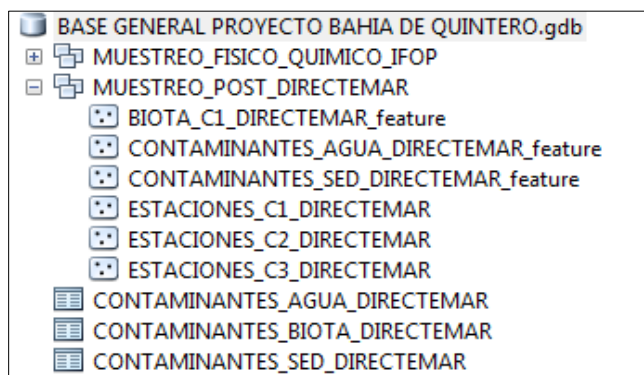


Figura 82. Estructura base Geodatabase de Archivos para datos de campañas de muestreo post-derrame de petróleo de Quintero Año 2014-2015.



4.3.6 Muestreos Post-Derrame IFOP

La información que inicialmente fue enviada por IFOP corresponde a información tomada en los meses de agosto y septiembre de 2015 y se enmarcan en el contexto de las Líneas 5 y 6 de Caracterización físico química. Los datos corresponden a los resultados parciales de esta primera campaña y fueron tomados en biota, agua y sedimentos (submareales e intermareales), los cuales fueron puestos en la GDB **BASE GENERAL PROYECTO BAHIA DE QUINTERO.gdb** (Figura 83) del Pre-Informe Final.

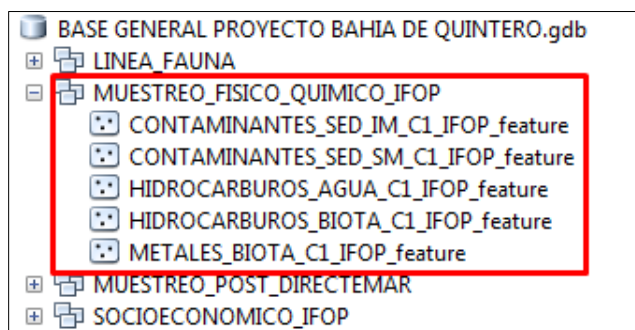


Figura 83. Muestra de base de datos Físico Química entregada en Pre-Informe Final.

La información fue proporcionada en matrices de datos en formato *.csv (**Figura 84**) los cuales fueron procesados para ser utilizados en matrices de datos dentro de un GDB, denominado “BASE GENERAL PROYECTO BAHIA DE QUINTERO.gdb”, e el cual la información fue anexada en conjunto con los datos y se desarrollaron feature class con los datos alojados.

| Nombre | Tipo |
|---|---|
| tabla resumen agua quintero agosto 2015.csv | Archivo de valores separados por comas de Microsoft Excel |
| tabla resumen biota quintero agosto 2015.csv | Archivo de valores separados por comas de Microsoft Excel |
| tabla resumen intermareal quintero agosto 2015 .csv | Archivo de valores separados por comas de Microsoft Excel |
| tabla resumen submareal quintero agosto 2015 .csv | Archivo de valores separados por comas de Microsoft Excel |

Figura 84. Tablas de datos originales muestreo IFOP

La nueva información proporcionada para esta línea fue entregada con fecha 1 de Julio de 2016, y comprende los datos de las 2 campañas de muestreo realizadas por IFOP en la Bahía de Quintero. La primera campaña corresponde a invierno (Agosto-Septiembre de 2015) y la segunda corresponde a verano (Enero de 2016); los formatos de las planillas de datos son variables encontrando archivos



*.xlsx, *.csv y *.ods (**Figura 85**). Para estructurar la información a formato compatible con ArcMap 10.x se revisó la información y se traspasó a formato *.xls.



Figura 85. Tablas de datos enviadas por IFOP y cambio de formato a *.xls

Al momento de preparar los archivos correspondientes para su espacialización y almacenamiento en la base de datos, se encontraron algunos problemas de formato y relleno entre los cuales destacan los siguientes:

- Para la matriz HC Agua Quintero no existe referencia en la tabla referente al lugar en el que fue tomado, por lo que esto se relleno a partir de los puntos coincidentes encontrados a partir de la información de las otras campañas y matrices.
- Estación N°15 se encuentra en tierra de acuerdo a las coordenadas originales dispuestas en la tabla de Excel (**Figura 86**). Esto ocurre para las capas asociadas a Hidrocarburos Submareal, Hidrocarburos Intermareal, Sedimentos Submareales (T°, PH, REDOX), Sedimentos intermareales (T°, PH, REDOX), Metales en sedimentos submareales hidrocarburos en agua y Lances de CTD.
- Existen varias tablas de datos que no poseen el día de captura de los mismos por lo cual se tuvo que dejar estas sin esa información y solo mantener información de las campañas de invierno y verano, codificadas como 1 y 2 respectivamente.
- Tabla de Hidrocarburos en sedimentos intermareal no dispone de coordenadas para poder espacializar, estas fueron rellenas cruzando las localidades coincidentes entre esta y la tabla de hidrocarburos en sedimentos submareales.
- Para el caso de la información de granulometría las matrices para la campaña de verano (submareal e intermareal), son las únicas que disponen de coordenadas mientras que la campaña de invierno no dispone de estas ni tampoco de un campo referencial que permita hacer un cruce y rellenas las coordenadas que no están. Adicionalmente en la campaña de invierno existen errores en vinculaciones de tablas Excel que no están presentes (**Figura 89**). Por esto solo se espacializaron los datos asociados a la campaña de verano.
- En el caso de registros que presentara datos bajo el límite de detección y estuvieran ingresados con el símbolo "<", se aplicó el criterio de la media para obtener un valor numérico.



Figura 86. Estación de muestreo 15 con desplazamiento y localización en tierra.

| | | | | | | | | |
|------------|--------|--------|------|------|-----|--------|---------------------------|------|
| 21/08/2015 | 5 | 2 | 13,8 | 8,12 | 125 | 511256 | Arena | 0,00 |
| 21/08/2015 | 4 | 3 | 13,6 | 8,33 | 241 | 511261 | Arena | 0,00 |
| 21/08/2015 | 8 | 3 | 13,7 | 8,2 | 240 | 511265 | Arena ligeramente gravosa | 0,08 |
| 21/08/2015 | 8 | 1 | 13,9 | 8,22 | 251 | 511266 | Arena | 0,00 |
| 21/08/2015 | 8 | 2 | 14 | 7,22 | -30 | 511267 | Arena ligeramente gravosa | 0,23 |
| 20/08/2015 | #iREF! | #iREF! | 13,8 | 8,26 | -30 | 511271 | Arena gravosa | 9,26 |
| 20/08/2015 | #iREF! | #iREF! | 14 | 8,35 | 165 | 511272 | Arena ligeramente gravosa | 1,03 |
| 20/08/2015 | #iREF! | #iREF! | 14,3 | 8,1 | 143 | 511281 | Arena ligeramente gravosa | 0,01 |
| 20/08/2015 | #iREF! | #iREF! | 13,8 | 8,26 | 205 | 511283 | Arena ligeramente gravosa | 2,53 |
| 20/08/2015 | #iREF! | #iREF! | 13,6 | 8,18 | 166 | 511290 | Arena ligeramente gravosa | 1,31 |

Figura 87. Errores de referencia y vinculación en tablas de granulometría correspondientes a la campaña de invierno

Para la estructuración de esta información se consideraron solo aspectos claves correspondientes a datos medidos, localización, y otros identificadores que permitiesen un mejor entendimiento de la información; esto varía de acuerdo a la matriz medida, formato origina de la base de datos e importancia del dato para la misma.

De esta forma las matrices incorporan las variables principales y algunas cofidicaciones, adecuadas al GDB de archivos (**Figura 88**) donde se encuentran almacenadas con un identificador asociado a la medición, la campaña y la institución, quedando como se muestra a continuación:



"HIDROCARBUROS SM IFOP feature"

| Campaña | Transecta o Estación | Réplica | Fracción | Fecha de Muestreo | Sector de Muestreo | Descripción de Ubicación | Latitud | Longitud | Temperatura | pH | Reducción-Oxidación | Hidrocarburos Totales >C10-C16 |
|---------|----------------------|---------|-----------|-------------------|----------------------------|--------------------------|------------|------------|-------------|-----|---------------------|--------------------------------|
| 1 | 1 | 1 | SUBMAREAL | 21/08/2015 | AM Cachagua | Norte | -32.580735 | -71.458622 | 13.5 | 8.2 | 180 | 5 |
| 1 | 1 | 2 | SUBMAREAL | 21/08/2015 | AM Cachagua | Norte | -32.580735 | -71.458622 | 13.5 | 8.3 | 155 | 5 |
| 1 | 1 | 3 | SUBMAREAL | 21/08/2015 | AM Cachagua | Norte | -32.580735 | -71.458622 | 13.6 | 8.1 | 164 | 5 |
| 1 | 2 | 1 | SUBMAREAL | 21/08/2015 | AM Cachagua | Sur | -32.587148 | -71.453488 | 13.7 | 8.0 | 70 | 5 |
| 1 | 2 | 2 | SUBMAREAL | 21/08/2015 | AM Cachagua | Sur | -32.587148 | -71.453488 | 13.4 | 8.1 | 130 | 5 |
| 1 | 2 | 3 | SUBMAREAL | 21/08/2015 | AM Cachagua | Sur | -32.587148 | -71.453488 | 13.3 | 8.1 | 177 | 5 |
| 1 | 24 | 1 | SUBMAREAL | 22/08/2015 | AM Cachagua | Norte | -32.694432 | -71.532903 | 13.4 | 5.4 | 210 | 5 |
| 1 | 24 | 2 | SUBMAREAL | 22/08/2015 | AM Cachagua | Norte | -32.694432 | -71.532903 | 13.3 | 6.7 | 185 | 5 |
| 1 | 24 | 3 | SUBMAREAL | 22/08/2015 | AM Cachagua | Norte | -32.694432 | -71.532903 | 13.3 | 7.5 | 140 | 5 |
| 2 | 1 | 3 | SUBMAREAL | 11/01/2016 | AM Cachagua | Norte | -32.580735 | -71.458622 | 18.5 | 7.8 | 140.66 | 5 |
| 2 | 1 | 2 | SUBMAREAL | 11/01/2016 | AM Cachagua | Norte | -32.580735 | -71.458622 | 18.3 | 7.8 | 137.3 | 5 |
| 2 | 1 | 1 | SUBMAREAL | 11/01/2016 | AM Cachagua | Norte | -32.580735 | -71.458622 | 18 | 8.0 | 52.5 | 5 |
| 2 | 2 | 1 | SUBMAREAL | 11/01/2016 | AM Cachagua | Sur | -32.587148 | -71.453488 | 17.9 | 7.6 | 126.9 | 5 |
| 2 | 2 | 2 | SUBMAREAL | 11/01/2016 | AM Cachagua | Sur | -32.587148 | -71.453488 | 18 | 7.5 | 135.7 | 5 |
| 2 | 2 | 3 | SUBMAREAL | 11/01/2016 | AM Cachagua | Sur | -32.587148 | -71.453488 | 17.8 | 7.6 | 131.2 | 5 |
| 2 | 24 | 3 | SUBMAREAL | 10/01/2016 | AM Cachagua | Norte | -32.694432 | -71.532903 | 21.9 | 7.7 | 47.6 | 5 |
| 2 | 24 | 2 | SUBMAREAL | 10/01/2016 | AM Cachagua | Norte | -32.694432 | -71.532903 | 21.8 | 7.7 | 3.5 | 5 |
| 2 | 24 | 1 | SUBMAREAL | 10/01/2016 | AM Cachagua | Norte | -32.694432 | -71.532903 | 21.8 | 7.7 | 69.5 | 5 |
| 1 | 10 | 1 | SUBMAREAL | 21/08/2015 | AM Farellones | Sur | -32.704258 | -71.524105 | 13.9 | 8.7 | 178 | 5 |
| 1 | 10 | 2 | SUBMAREAL | 21/08/2015 | AM Farellones | Sur | -32.704258 | -71.524105 | 18.5 | 8.2 | 141 | 5 |
| 1 | 10 | 3 | SUBMAREAL | 21/08/2015 | AM Farellones | Sur | -32.704258 | -71.524105 | 13.5 | 8.0 | 141 | 5 |
| 2 | 10 | 1 | SUBMAREAL | 10/01/2016 | AM Farellones | Sur | -32.704258 | -71.524105 | 17.8 | 7.7 | 55.2 | 5 |
| 2 | 10 | 2 | SUBMAREAL | 10/01/2016 | AM Farellones | Sur | -32.704258 | -71.524105 | 17.8 | 7.7 | -56.5 | 5 |
| 2 | 10 | 3 | SUBMAREAL | 10/01/2016 | AM Farellones | Sur | -32.704258 | -71.524105 | 18.2 | 7.7 | 92.4 | 5 |
| 1 | 5 | 1 | SUBMAREAL | 21/08/2015 | AM Matencillo | Norte | -32.647034 | -71.439887 | 14 | 8.8 | 96 | 5 |
| 1 | 5 | 2 | SUBMAREAL | 21/08/2015 | AM Matencillo | Norte | -32.647034 | -71.439887 | 13.8 | 8.1 | 125 | 5 |
| 1 | 5 | 3 | SUBMAREAL | 21/08/2015 | AM Matencillo | Norte | -32.647034 | -71.439887 | 13.8 | 8.1 | 160 | 5 |
| 1 | 6 | 1 | SUBMAREAL | 21/08/2015 | AM Matencillo | Sur | -32.659563 | -71.446115 | 14.7 | 8.2 | 193 | 5 |
| 1 | 6 | 2 | SUBMAREAL | 21/08/2015 | AM Matencillo | Sur | -32.659563 | -71.446115 | 14.7 | 8.2 | 238 | 5 |
| 1 | 6 | 3 | SUBMAREAL | 21/08/2015 | AM Matencillo | Sur | -32.659563 | -71.446115 | 14.1 | 8.2 | 202 | 5 |
| 2 | 5 | 2 | SUBMAREAL | 11/01/2016 | AM Matencillo | Norte | -32.647034 | -71.439887 | 21.2 | 7.5 | 1 | 5 |
| 2 | 5 | 3 | SUBMAREAL | 11/01/2016 | AM Matencillo | Norte | -32.647034 | -71.439887 | 21.1 | 7.7 | 22.7 | 5 |
| 2 | 5 | 1 | SUBMAREAL | 11/01/2016 | AM Matencillo | Norte | -32.647034 | -71.439887 | 21.2 | 7.5 | 82.3 | 5 |
| 2 | 6 | 3 | SUBMAREAL | 11/01/2016 | AM Matencillo | Sur | -32.659563 | -71.446115 | 21.2 | 7.6 | 116.9 | 5 |
| 2 | 6 | 2 | SUBMAREAL | 11/01/2016 | AM Matencillo | Sur | -32.659563 | -71.446115 | 21.7 | 7.8 | 118.3 | 5 |
| 2 | 1 | 1 | SUBMAREAL | 11/01/2016 | AM Matencillo | Sur | -32.659563 | -71.446115 | 21.3 | 7.5 | 85.3 | 5 |
| 1 | 21 | 1 | SUBMAREAL | 22/08/2015 | AM NW Peninsula Los Molles | Norte | -32.763709 | -71.536645 | 15.2 | 7.8 | 170 | 5 |

Figura 88. Tabla ejemplo primera campaña Muestreo IFOP para Hidrocarburos en sedimentos submareales; alojada en GDB.

Utilizando la herramienta de exportación generada, y alojada en el GDB general del proyecto, se generaron feature class almacenados en un dataset para el muestreo de forma de operar con ellos e una interfaz SIG (Figura 89).



Figura 89. Ejemplo Nivel de pH, sedimentos submareal primera campaña réplica 3, muestreo físico-químico IFOP.

A partir de la generación de esta información, se realizó una reunión con profesionales del Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (SERNAPESCA) encabezada por el Sr. Marcelo Arredondo, Director Regional de Pesca, en el cual se abordó la instancia de revisar la información generada por los muestreos y se solicitó al equipo consultor la realización de mapas simples que mostraran información específica de cada contaminante muestreado en biota (específicamente metales); donde se mostrara idealmente la mediana de los datos presentes en la tabla de atributos. Se calculó la mediana como



fue solicitado, no obstante, para las especies con solo dos registros se calculó la media, mientras que para aquellas con un registro se mantuvo el dato original. Para la espacialización, los datos fueron asociados a su AMERB o a alguna caleta dependiendo del caso. Para el caso de las Áreas de Libre Acceso (ALA) esta mantuvo su coordenada original encontrándose fuera. Esto se realizó debido a que la caleta asociada difería demasiado de la ubicación del punto de muestreo.

Estos mapas fueron generados y enviados el día 11 de marzo de 2016 a la persona encargada del manejo de esa información, Sra. Paula Alarcón del Programa de Sanidad Pesquera. La información se compone de 140 archivos en formato *.pdf (**Figura 90**) con información referida a metales en la biota localizada en los puntos de muestreo (**Anexo 1**); principalmente se generaron estos mapas por el requerimiento específico de SERNAPESCA de estas variables en particular.

La información actualizada entregada este mes no ha sido utilizada en ningún aspecto similar.

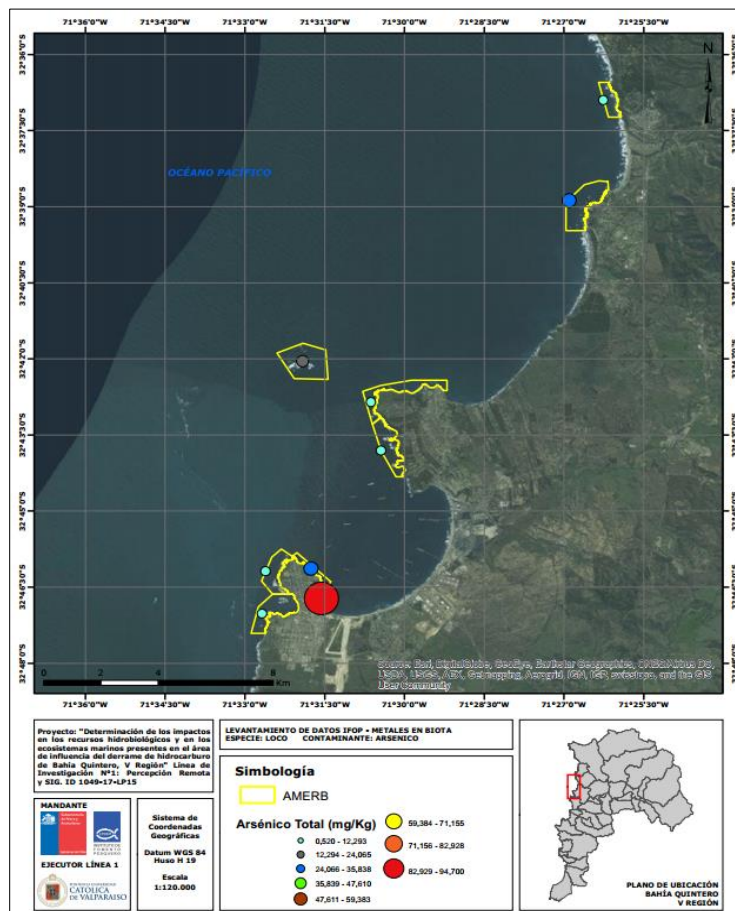


Figura 90 Ejemplo Mapa Contaminantes en Biota; Arsénico en Loco Muestreo IFOP.



4.3.7 Estructuración base de datos histórica AMERB's

La información correspondiente a las evaluaciones directas realizadas en cada área de manejo, junto a los seguimientos posteriores desde el año 1999 a la fecha, se entregó en matrices estandarizadas correspondientes a la nomenclatura interna utilizada por IFOP. Los archivos, separados por tipología, se presentan de la siguiente manera:

- Conteo (CN).
- Estructura de tallas (TA).
- Talla peso (TP).

Los 3 tipos de archivos presentan una matriz similar, no obstante, difieren en los campos donde cada una presenta la información. De esta manera, se trabajó con los archivos correspondientes al conteo de los recursos (CN) dado que son las únicas tablas de datos que presentan coordenadas, geográficas o UTM, permitiendo su espacialización.

Cada una de las matrices de conteo debería presentar la siguiente información (**Tabla 23**):

Tabla 23.
Requerimiento de información de Matrices para información de AMERB's.

| Nombre de la columna | Descripción | Tipo de dato | Ejemplo |
|----------------------------|---|------------------|-------------|
| EVENTO | Etapa anual del estudio de la AMERB según listado y código adjunto. | Texto | Seg01 |
| REGION | Región del país donde se encuentra ubicada el área de manejo. | Numérico | 5 |
| AREA_MANEJO | Nombre de la AMERB según anexo adjunto. En caso de no estar presente en el anexo, poner el nombre oficial del AMERB que aparece en el decreto respectivo. | Texto | Algarrobo a |
| SUBAREA * | Nombre o número de la subarea de la AMERB. Se considera una subarea en el caso que se realice una evaluación independiente para una parte de la AMERB. | Texto ó numérico | Peña parada |
| FECHA | Fecha de la evaluación o conteo. | Fecha | 03-03-2006 |
| RECURSO | Especie principal u objetivo según listado y código adjunto. | Numérico | 24 |
| ARTE_PES * | Arte de pesca utilizada para realizar el conteo, según listado y código adjunto. | Numérico | 1 |
| EMBARC_NOM * | Nombre de la embarcación o persona que participó en la evaluación. El nombre de la persona se pone en el caso de la participación de buzos apnea en la evaluación. Ej. Orilleros. | Texto | Juanin |
| MATRIC_EMBARC * | Texto matrícula de la embarcación (iniciales puerto base). | Texto | Chn |
| NUM_MATRIC_EMBARC * | Número matrícula de la embarcación o R.U.T de la persona que participó en la evaluación | Numérico | 1421 |
| DATUM | Datum usado para fijar coordenadas geográficas. | Texto | Wgs 84 |
| LATITUD | Coordenada de latitud medida en grados, correspondiente a la ubicación de la estación o cuadrante de muestreo. | Numérico | -43.123445 |



| Nombre de la columna | Descripción | Tipo de dato | Ejemplo |
|---|---|------------------|------------|
| LONGITUD | Coordenada de longitud medida en grados, correspondiente a la ubicación de la estación o cuadrante de muestreo. | Numérico | -71.123445 |
| ESTRATO** | Nombre o número correlativo del estrato, si es que se utilizó estratificación en el análisis. | Texto ó numérico | 1 |
| TRANSECTA** | Número correlativo de la transecta. | Numérico | 1 |
| ESTACIÓN** | Nombre o número correlativo de estación de la transecta. | Numérico | 2 |
| SECTOR** | Nombre o número correlativo al sector donde se ubican las unidades de muestreo. | Texto ó Numérico | 1 |
| CUADRANTE** | Número correlativo al cuadrante del sector o transecta correspondiente. | Numérico | 1 |
| UNIDAD_MUESTREO | Superficie de la estación o cuadrante donde se realiza el conteo, expresada en m ² (metros cuadrados). | Numérico | 1 |
| PROF * | Profundidad del fondo marino en el punto donde se realizó el conteo, expresada en metros. | Numérico | 15 |
| CONTEO | Conteo del recurso realizado por el buzo i=1,2,3..n | Numérico | 21 |
| TIPO_CONTEO | Unidad utilizada para el conteo del recurso, según listado y código adjunto. | Numérico | 2 |
| TIPO_FONDO * | Características del tipo sustrato según listado y código adjunto. | Numérico | 2 |
| COMUNIDAD * | Tipo de comunidad ecológica predominante en la unidad de muestreo, según listado y código adjunto. En caso de registrar una comunidad distinta poner en formato de texto su nombre. | Numérico o texto | 1 |
| N_BUZOS * | Nº total de buzos que realizaron el conteo en la estación o cuadrante. | Numérico | 3 |
| COSTO_OPERACE * | Gasto de operación de la embarcación producto de su participación en el estudio del área. Este costo incluye bencina, aceite y otros gastos menores. | Numérico | 12000 |
| * NO OBLIGATORIO | | | |
| **obligatorio según diseño de muestreo | | | |

Fuente: Formato estándar para el ingreso de datos de estudios del plan de manejo de las AMERB (IFOP, 2010).

Producto de los cambios en los muestreos ocurridos en el período de tiempo al que corresponde la información de las matrices (específicamente a partir del año 2005 en adelante), éstas presentan discordancias entre sí (**Figura 91**). Entre ellas, se pueden señalar las siguientes:

- Las tablas no presentan la totalidad de los datos exigidos por el manual de formato estándar utilizado por IFOP, por el contrario, los siguientes campos se presentan sin información: sub-área, nombre (sólo en algunas tablas) y matriz de la embarcación, datum, latitud y longitud (sólo en algunas tablas), estrato, transecta (sólo en algunas tablas), estación, sector, cuadrante (sólo en algunas tablas), profundidad, tipo de fondo (sólo en algunas tablas), comunidad, número de buzos y costos de operación.



- La nomenclatura no es igualitaria para cada seguimiento, presentando sus mayores diferencias en la información referente al tipo de fondo. En este campo en particular, la nomenclatura varía en cada uno de los seguimientos entregados.
- El tipo de coordenadas no es el mismo para cada seguimiento. En la mayoría de las tablas se presentan como coordenadas geográficas, sin embargo, muestreos aislados presentan coordenadas UTM, lo que dificulta su espacialización a través del modelo descrito con anterioridad.
- El datum señalado para la georeferenciación de la información es erróneo: se señala que los datos corresponden al datum WGS84 pero mayoritariamente corresponden a PSAD56 y SAD69.
- El formato en el que se presentan las coordenadas geográficas difiere en cada seguimiento. Mayoritariamente se presenta en formato decimal (32,0000), sin embargo, muestreos aislados presentan las coordenadas en formato grados-minutos-segundos (32°00'00"), lo que dificulta su espacialización a través del modelo descrito con anterioridad.
- Las coordenadas en formato decimal se presentan en números positivos, por lo que al momento de su espacialización éstas se ubican en el hemisferio norte.
- Latitud y longitud fueron rellenados en forma secuencial, generando que en algunas tablas las coordenadas alcanzaran hasta los 208°.
- En el campo "Unidad de muestreo" no se indica a qué unidad de medición corresponde, lo que dificulta la interpretación de los datos.

| EVENTO | REGION | AREA MANEJO | SUBAREA | FECHA | RECURSO | ARTE_PES | EMBARC_NOM | MATRIC_EMBARC | NUM_MATRIC_EMBARC |
|--------|--------|------------------------|---------|------------|---------|----------|------------|---------------|-------------------|
| SEG07 | 5 | VENTANAS (PUNTA LUNES) | | 01-08-2006 | 33 | | | | |
| SEG07 | 5 | VENTANAS (PUNTA LUNES) | | 01-08-2006 | 33 | | | | |
| SEG07 | 5 | VENTANAS (PUNTA LUNES) | | 01-08-2006 | 33 | | | | |
| SEG07 | 5 | VENTANAS (PUNTA LUNES) | | 01-08-2006 | 33 | | | | |

| DATUM | LATITUD | LONGITUD | ESTRATO | TRANSECTA | ESTACION | SECTOR | CUADRANTE | UNIDAD MUESTREO | PROF |
|-------|---------------|---------------|---------|-----------|----------|--------|-----------|-----------------|------|
| | 32° 43' 14,1" | 71° 30' 29,4" | | 1 | | | 1 | 1 | |
| | 32° 43' 14,1" | 71° 30' 29,4" | | 1 | | | 2 | 1 | |
| | 32° 43' 14,1" | 71° 30' 29,4" | | 1 | | | 3 | 1 | |
| | 32° 43' 14,1" | 71° 30' 29,4" | | 1 | | | 4 | 1 | |

| CONTEO | TIPO_CONTEO | TIPO FONDO | COMUNIDAD | N_BUZOS | COSTO_OPERACE |
|--------|-------------|------------|-----------|---------|---------------|
| 0 | 1 | | | | |
| 1 | 1 | | | | |
| 0 | 1 | | | | |
| 0 | 1 | | | | |

Figura 91. Ejemplo de estructura de tablas de conteo (CN) con ausencia y errores en los datos.

De esta manera, para la incorporación de estos datos en un SIG, se realizó un filtrado y re-estructuración (**Tabla 24**) de los datos que formarán parte del GDB de las AMERB's, teniendo las siguientes consideraciones:

1. Las coordenadas fueron transformadas a formato decimal en número negativo, correspondiente a coordenadas geográficas del hemisferio sur.
2. Todas las coordenadas fueron georeferenciadas y re-proyectadas al datum WGS84.
3. Se calculó la densidad del recurso señalado en cada tabla utilizando la siguiente fórmula: conteo / unidad de muestreo.



4. En las tablas que presentan mayor detalle se mantuvo la siguiente información: estación, nombre de la embarcación, tipo de fondo y transecta.
5. Se mantiene la nomenclatura y el archivo .shp resultante posee el mismo nombre que la tabla de origen.

Tabla 24.

Ejemplo de estructuración de tablas para la elaboración de la base de datos de AMERB's.

| EMBARCACION | TRANSECTA | LATITUD | LONGITUD | RECURSO | TIPO DE FONDO | DENSIDAD |
|-----------------|-----------|--------------|--------------|---------|---------------|-------------|
| Brisa del Norte | 1 | -32,70862566 | -71,50464656 | 20 | RH | 1,666666667 |
| Brisa del Norte | 2 | -32,70826779 | -71,50451718 | 20 | RN | 4,166666667 |
| Brisa del Norte | 3 | -32,70783821 | -71,50436874 | 20 | RN | 0,833333333 |
| Brisa del Norte | 4 | -32,70899783 | -71,50406007 | 20 | RN | 4,166666667 |

Fuente: HORCON V 2003 SEG04 20 CN.

Para corregir los errores de georeferenciación se utilizó como referencia el shape de Áreas de Manejo de Recursos Bentónicos entregado por IFOP con objeto de visualizar los desfases de los puntos de muestreo respecto a la AMERB. Las bases de datos iniciales ESBA-EVADIR fueron las que presentaron mejor georeferenciación respecto al área correspondiente a las AMERB's en estudio, por lo que fue utilizado como referente espacial para el resto de las bases de datos. Una vez georeferenciados los estudios iniciales y los seguimientos, se comparó el desfase entre cada nube de puntos y el polígono de la AMERB en estudio. En general, los desfases se deben a 2 motivos en particular:

- En la tabla inicial las coordenadas X e Y vienen intercambiadas entre sí.
- Errores de proyección de datum.

Los seguimientos previos al año 2005 se encuentran mayoritariamente en datum PSAD 56, con un pequeño porcentaje de bases de datos proyectadas en SAD 69. Posterior al año 2005 los datos corresponden a WGS 84. Estas diferencias se visualizan en el desfase que presentan las bases de datos respecto a su posición original en datum WGS84, situación que permitió identificar la proyección inicial en la que fueron tomados los datos. Para corregir este desfase se utilizó la herramienta "Project" correspondiente al Toolbox Data Management Tools → Projections and Transformations de ArcGis 10.2, donde se aplicaron las siguientes transformaciones:

| Datum Inicial | Desfase | Transformación | Código | Método |
|---------------|-------------------|-----------------|--------|------------------------|
| PSAD 56 | 350 metros aprox. | PSAD56 to WGS84 | 1201 | Geocentric Translation |
| SAD 69 | 80 metros aprox. | SAD69 to WGS84 | 6975 | Geocentric Translation |



Finalmente, se espacializaron los datos ya corregidos, sin embargo, se detectaron ciertos errores en la localización de los puntos de muestreo, los cuales se presentan en la **Tabla 25**.

Tabla 25.

Lista de errores encontrados en la espacialización de los datos correspondientes a la base de datos AMERB.

| AMERB | SEGUIMIENTO | ERROR | CORRECCIÓN |
|------------------------|-------------|---|---|
| Embarcadero | SEG04 | Los datos del seguimiento para los años 2008 y 2009 son idénticos. | No subsanable. |
| | SEG05 | Los datos quedan fuera del límite de la AMERB incluso luego de la reconversión de datum. El error proviene de la cordenada original del muestreo. | No subsanable. |
| Farellones de Quintero | SEG03 | Transecta 4 de embarcaciones Victoria Margarita y Raúl Matías tienen problemas de latitud. Se revisó la tabla de origen, el error proviene de la coordenada original. | Se corrige la latitud de los puntos en base al conglomerado de datos correspondientes a la misma transecta. |
| | SEG04 | Transecta 5 de embarcación Greys Ninna tiene problemas de latitud. | Se corrige la latitud del punto en base al conglomerado de datos correspondiente a la misma transecta. |
| | SEG06 | En la tabla, minutos y segundos vienen intercambiados entre sí, lo que produce que los puntos disten kilómetros de su ubicación original. | Se corrige el error. |
| Horcón | SEG02 | Datum inicial SAD 69. Se estima que los puntos presentan un desplazamiento entre 50 y 80 metros, sin embargo, no es un error subsanable mediante la transformación de datum. | Se re proyectan los datos a WGS84. |
| | SEG04 | Datum inicial SAD 69. Se estima que los puntos presentan un desplazamiento entre 50 y 80 metros, sin embargo, no es un error subsanable mediante la transformación de datum. | Se re proyectan los datos a WGS84. |
| | SEG05 | - Los datos vienen invertidos entre los recursos 20 y 24. - Las transectas entre tablas no corresponden a la misma embarcación. - Las coordenadas de cada transecta son diferentes. | No subsanable. No se espacializa. |
| | SEG06 | Las coordenadas poseen errores desde la tabla inicial. | No subsanable. No se espacializa. |
| | SEG07 | Algunos puntos quedan fuera del límite AMERB. | No subsanable. |
| | SEG08 | - Latitud y longitud invertidos entre sí. - Los datos se presentan en coordenadas UTM. | Se invierten datos de latitud y longitud, se espacializa y calcula la coordenada geográfica. |



| AMERB | SEGUIMIENTO | ERROR | CORRECCIÓN |
|-------------------------------------|-------------|--|--|
| | SEG09 | Los puntos presentan problemas de georeferenciación. | Se corrigen los puntos en base al conglomerado de datos correspondientes al mismo seguimiento. |
| | SEG10 | Los puntos presentan problemas de georeferenciación. | Se corrigen los puntos en base al conglomerado de datos correspondientes al mismo seguimiento. |
| Maitencillo | SEG04 | Los puntos presentan problemas de georeferenciación. | No subsanable. No se espacializa. |
| | SEG05 | Los puntos presentan problemas de georeferenciación. | No subsanable. No se espacializa. |
| | SEG06 | Faltan coordenadas de muestreo para el sector guarapalos. | No subsanable |
| | SEG09 | - Uno de los puntos de muestreo se ubica fuera del límite AMERB. - Datum original PSAD56. | Se re proyectan los datos a WGS84. |
| N.W. Península de Los Molles | ESBA | Datum original SAD69. | Se re proyectan los datos a WGS84. |
| Papagallo | ESBA | Datum original PSAD56. | Se re proyectan los datos a WGS84. |
| | SEG01 | Los datos se presentan en coordenadas UTM. | Se re proyectan los datos en coordenadas geográficas. |
| | SEG02 | Datum original PSAD56. | Se re proyectan los datos a WGS84. |

Fuente: Elaboración propia.

Además, se encontraron errores generales al interior de las bases de datos, tales como:

- AMERB Maitencillo: seguimientos, excepto 14 y 15, tienen datum original PSAD56.
- AMERB Maitencillo: se repiten las mismas coordenadas en una serie de seguimientos.
- AMERB Horcón: se repiten las mismas coordenadas en una serie de seguimientos.
- AMERB Ventanas (Punta Lunes): coordenadas en grados, minutos y segundos.

Los errores mencionados en la **Tabla 25** generan mayoritariamente problemas en la localización de los datos, tales como desplazamientos exagerados respecto a su ubicación original (desde metros a kilómetros de desplazamiento), tal y como se visualiza en la **Figura 92**.

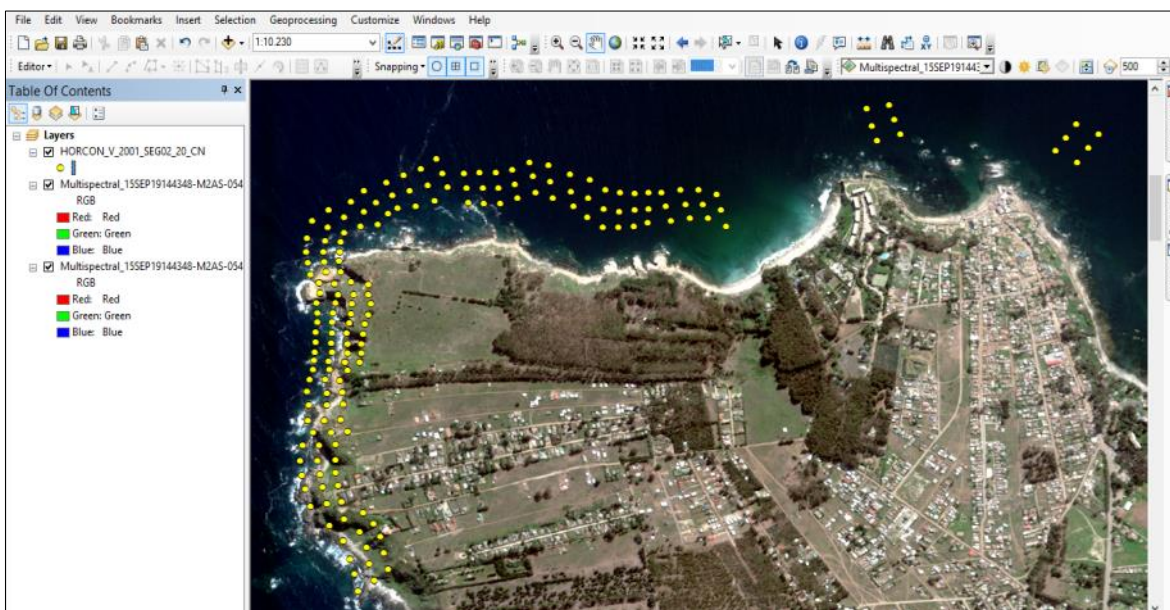


Figura 92. Ejemplo de espacialización de datos con problemas de localización de los puntos de muestreo.

Una vez corregidos los errores identificados en la **Tabla 25**, se procedió a espacializar la información. Para cada shape resultante del proceso se elaboró un metadato estándar (Figura 93), donde se indica:

- Nombre del consultor que realizó el levantamiento de datos original.
- Nombre del estudio original (ESBA o seguimiento).
- Año del estudio original.
- Nombre del proyecto en curso.
- Ejecutor del proyecto en curso (Equipo consultor PUCV).

Los datos resultantes fueron incorporados en una File Geodatabase denominada AMERB.gdb. Se estandarizaron las tablas para cada uno de los elementos con objeto de que éstas fuesen comparables, quedando aquellos campos sin información como <null>.

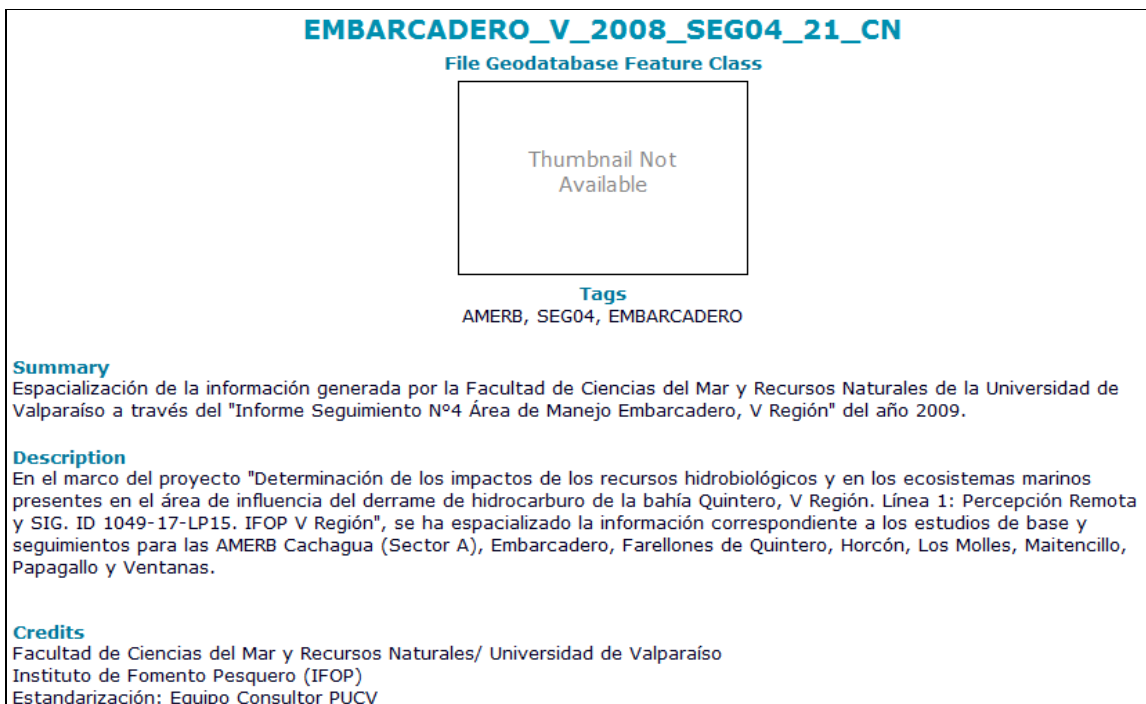


Figura 93. Ejemplo de Metadato elaborado para la base de datos AMERB.

En relación al trabajo realizado con las fuentes de información entregadas y dispuestas por el equipo de trabajo se pueden realizar las siguientes observaciones generales:

- Se generó un modelo único de espacialización funcional a partir de 3 parámetros principales que corresponden a: (i) Coordenada Y, (ii) Coordenada X y (iii) el Sistema de coordenadas. De esta forma se tomó en consideración la información de base común que presentan todas las tablas y registros revisados.
- Se generan estructuras de GDB de archivos para el almacenamiento de la información alfanumérica y espacial, con el fin de mantener todo en una sola fuente y bajo una estructura.
- Ante esta nueva revisión se mantiene la idea de que resulta estadísticamente poco válido generar o considerar el uso de modelos de interpolación espacial debido a la poca densidad de estaciones y a la representatividad de las mismas. El uso de estos modelos puede generar errores estadísticos y de interpretación.
- Se espacializó todo el registro temporal de las matrices POAL, obteniendo una base histórica amplia de estos datos. Se necesitó un filtrado de la base de datos original para poder hacer funcional los datos en un SIG.
- Los datos post-derrame fueron espacializados, pero existen ciertas incertidumbres con algunas estaciones y codificaciones que aparecen, por lo que se concretará una resolución de dudas por parte de los encargados de esta información.



- Se espacializó todo el registro temporal de las matrices estandarizadas de las AMERB's, obteniendo una base de datos amplia en la densidad de los recursos medidos en cada seguimiento. Se necesitó un filtrado de la base de datos original para poder hacer funcional los datos en un SIG.
- Los catálogos de metadatos *.xml serán construidos para la entrega del informe final con todas las posibles correcciones, modificaciones y nueva información que se incorpore.
- En el caso de la línea de fauna se dispone de tracks y puntos de observación, como también de puntos de nidos. No obstante, no se dispone aún de información adicional que pueda ser anexada a estos datos.
- Resta obtener mayor información sobre estudios privados realizados en la Bahía de Quintero, que pueden contener información relevante para los fines del proyecto. Esta información detallada se puede ver en el **Anexo 1**.



5. CONCLUSIONES

El presente proyecto tiene como producto final principal el definir y caracterizar físicamente, con el uso de técnicas de percepción remota, el área de influencia marina costera asociada a la descarga de hidrocarburos en la Bahía de Quintero, Región de Valparaíso, como así también determinar el tipo de sustrato con imágenes satelitales y el registro de la información espacial obtenida del estudio de forma sistematizada y estandarizada en un SIG. El objetivo general y objetivos específicos de este proyecto fueron cumplidos.

Se seleccionaron, adquirieron y procesaron 2 imágenes radar TerraSar-X (22 y 24 octubre 2014, resolución espacial de 18 m) y 3 imágenes radar Sentinel-1 (6 y 30 octubre y 23 noviembre 2014) para definir y caracterizar el área de influencia asociada al vertido de hidrocarburos. Con la información TerraSar-X y Sentinel-1 se desarrollaron los siguientes productos de imágenes satelitales:

- Imágenes calibradas a dB
- Imágenes calibradas a dB y corregidas geométricamente el elipsoide con el método de Grilla de Geolocalización
- Imágenes calibradas a dB, corregidas geométricamente el elipsoide con el método de Grilla de Geolocalización, filtradas con el método Lee refinado y con máscara de tierra aplicada.
- Mapas clasificados que indican posible mancha de hidrocarburo derivada de las imágenes radar.
- Verificación de la información de detección de la posible mancha de hidrocarburo con la información de fotografías en tierra (sacadas de los medios de prensa digitales) y aéreas obtenidas desde una cámara HD a bordo de un Dron.

En las imágenes radar se pudo observar el proceso de expansión de la mancha de petróleo, desde 12 horas después con una rápida dispersión en gran parte de toda el área hasta dos meses después cuando las manchas son menores y focalizadas en la costa.

Adicionalmente, se observó el proceso de sedimentación del hidrocarburo en el fondo marino de arena de las playas El Manzano y Ventanas en la imagen óptica WorldView-3 (11 octubre 2014) la cual fue adquirida y procesada en este proyecto.

Respecto al objetivo de definir la evolución de la mancha causada por la descarga de hidrocarburos mediante la utilización de imágenes satelitales y a la luz de los resultados obtenidos se definen las siguientes recomendaciones:

- Establecer un programa de adquisición de imágenes satelitales, tanto ópticas como radar, que considere la actualización diaria o semanal de las imágenes con el fin de monitorear la Bahía de Quintero y detectar en forma temprana los derrames de petróleo y así proporcionar información detallada sobre la localización, tamaño y evolución de las capas de hidrocarburo.



- Desarrollar un programa de investigación que considere el desarrollo y aplicación de nuevas imágenes satelitales (Ejemplo Sentinel-3) y algoritmos para la detección de petróleo y estimación de variables ambientales de calidad de agua y sedimento para complementar los muestreos in situ realizados actualmente por Programas de Monitoreo de Calidad de Agua (Ejemplo POAL) ya existentes en la Bahía.
- Complementar y validar la información proveniente de satélites con datos obtenidos de muestreos in situ de variables ambientales.

Respecto al objetivo 2, la búsqueda y cotización exhaustiva con los proveedores de imágenes multiespectrales de alta resolución (DigitalGlobe, U.S. Department of the Interior-U.S. Geological Survey, ESRI, entre otros) identificó la disponibilidad de 3 imágenes Worldview-2 y Worldview-3 en fechas cercanas al derrame para la zona de estudio, una antes del evento (10 de septiembre de 2014 20:24 hora local) y otros días después del derrame (11 octubre y 30 diciembre de 2014).

La imagen seleccionada correspondió a la del 11 de octubre del 2014 (WV2), es decir, 17 días posteriores al evento del derrame en Bahía Quintero. Esta imagen presentó condiciones óptimas atmosféricas y de ángulo de elevación solar, que permitió generar productos como la clasificación de sustratos en la zona de estudio.

Así mismo, se adquirió una imagen WV3 con fecha 19 de septiembre del 2015, con semejante cobertura geográfica que la anterior y con condiciones atmosféricas adecuadas para su procesamiento.

En cuanto a imágenes de resolución media, la búsqueda en portales específicos permitió descargar en forma gratuita una imagen LandSat 8 OLI, con fecha 12 de agosto del 2014. La selección de esta imagen se basó en los mismos criterios expresados anteriormente, donde el ángulo de elevación solar restringió la selección de ésta en desmedro de las otras imágenes, que a pesar que contaban con una baja nubosidad, el ángulo no superaba el mínimo de 40° que exigen los modelos de corrección atmosférica.

Posterior a la adquisición, se aplicaron distintas técnicas de correcciones y mejoras aplicadas a las imágenes procedentes del satélite de alta resolución y media resolución. En concreto, se aplicaron algoritmos de corrección radiométrica, corrección atmosférica y corrección del reflejo solar producido por las olas. Estos algoritmos se encuentran disponibles en la plataforma de trabajo de ENVI 5.0.

Las principales técnicas de procesado se orientan a la generación de índices multiespectrales o, a la aplicación de técnicas de segmentación o clasificación que permiten obtener un mapa temático donde se muestra de forma clara el parámetro bajo estudio. La identificación de los objetos se basa en características espectrales, texturales, de forma y en información de contexto, y en las relaciones espaciales entre diferentes escalas.



Para el caso de este estudio, la remoción del brillo solar (sun-glint) resultó clave para la generación de productos como la clasificación de los sustratos, especialmente al interior de las Áreas de Manejo de Papagallo y Norweste Península Los Molles, las cuales poseían información de sustratos que permitió generar las zonas de entrenamiento (ROIS).

Con estos ROIS se procedió a correr los algoritmos de clasificación supervisada para la zona de estudio, entregando los vectores de clasificación para diferentes periodos, uno antes del evento (imagen LandSat) y dos con fecha posteriores (Worldview-2 y Worldview-3).

Los resultados muestran la enorme ventaja de utilizar imágenes de alta resolución, toda vez que los resultados son más precisos y permiten generar productos de mejor calidad que los producidos por imágenes de median resolución. No obstante, esta alta resolución, no fue posible diferenciar la posible presencia de hidrocarburo en la zona del derrame, considerando que el proceso de clasificación no logró discriminar en términos espectrales la presencia de petróleo en el fondo marino.

En términos de clasificación de sustratos, los resultados no entregan mayor diferencia entre la información base y la generada por las imágenes satelitales, así, predominan en términos generales los mismos tipos de sustratos, predominando la identificación de sustratos duros.

La diferencia entre la clasificación supervisada de imágenes satelitales de alta resolución y las cartas de sustratos de los respectivos ESBAS de las AMERBS comprendidas en zona de estudio alcanza una estimación de un 10% de subestimación por los sensores para el sustrato duro.

Para el caso de AMERB de Papagallo, ésta entrega predominancia del sustrato Mixto con un 58% seguido de Arena (26%), Roca (11%) y Roca expuesta (5%). En total el sustrato considerado como “duro” podría representar un 69% del área, mientras que el ESBA señala que la cobertura alcanzaría un 80%.

Estos sustratos se clasificaron en Arena, Roca (emergida), Mixto (Arena-Roca) y Roca sumergida. La simplificación de estos tipos de sustratos contrasta con las diferentes clasificaciones presentes en los Estudios de Situación Base de las AMERB que comprende la zona de estudio, las cuales incorporan demasiadas clases o tipos de sustratos que dificultan el proceso de clasificación.

Para la AMERB Norweste Península Los Molles, la clasificación supervisada señala que el sustrato Mixto de Arena y Roca es el predominante con un 71% de cobertura, seguido de Roca (10%), Arena (10%) y Roca expuesta (9%). En total el sustrato considerado como “duro” podría representar un 81% del área, mientras que el ESBA señala que la cobertura alcanzaría un 90%.

El proceso de clasificación de sustratos marinos requiere de una nomenclatura más específica y homogénea aplicable para cada AMERB, así cada consultor debiera contar con esta pauta de clasificación que garantice una caracterización del sustrato.



Trabajos recientes de investigación han permitido generar e mapas de batimetría, albedo del fondo marino y parámetros de calidad de agua (clorofila *a* y turbidez), estos algoritmos podrían aplicarse a la zona de estudio de este proyecto.

En cuanto al trabajo de estandarización y creación de una base de datos geoespacial de información histórica existente para la bahía se contempla que existen diferentes fuentes tanto públicas como privadas dentro de la zona de interés, las cuales disponen de información espacial y no espacial con diferente cobertura a nivel de variables, temporalidad y extensión espacial. Adicionalmente, se puede observar que no existe una comunicación directa de las diferentes fuentes de información existentes y se requiere de un trabajo significativo en ese aspecto primario.

En relación a la información anexada hasta el momento por parte del Proyecto Bahía de Quintero e incorporada en la información entregada por la Línea 1, se establece que a la fecha:

- Respecto a la información de muestreo post-derrame de DIRECTEMAR, se establece que los muestreos presentan información de utilidad para el conocimiento del estado de la bahía luego del evento del derrame y da una visión temporal de concentración en ciertos puntos específicos, no obstante, hay aspectos formales (ejemplo códigos de estación, nomenclaturas, puntos de control) que no quedan establecidos en los informes y que no han podido ser rectificadas hasta el momento.
- Se entregaron resúmenes de resultados de la línea de fauna asociados a un informe, no obstante, no se han recibido matrices Excel o de otro formato con el registro completo de los datos, de forma que pudiese evaluarse una vinculación a los primeros datos proporcionados por esta línea. De esta forma, solo se generaron nuevas capas con estos datos resumidos y no se ha podido complementar a mayor plenitud la información pre-existente de esta línea de trabajo en la base de datos general.
- La información de la línea Físico-química final fue integrada a la base de datos general, no obstante, se encontraron problemas en las estructuras de las matrices originales como, por ejemplo, falta de fechas, coordenadas u otros registros que permitieran dar mejor entendimiento a estos datos.
- Aún no se dispone de la información de corrientes ni circulación de la línea de investigación asociada a esos datos, por lo cual esta no ha sido incorporada ni trabajada de ninguna manera por parte del equipo consultor para la creación de la base de datos geoespacial de la Bahía de Quintero.

Relativo a la información; se establece que las fuentes de datos más continuas corresponden a los datos del programa POAL (DIRECTEMAR) y a los datos provenientes de las bases de datos de AMERB's. Por otro lado, existen otras fuentes secundarias que podrían ser vinculadas, pero son menos completas a nivel temporal. Al respecto, se considera relevante:



- Establecer un criterio de homologación de información en lo que respecta al almacenamiento de los datos POAL, que permita utilizar de mejor forma la serie histórica y que exista mayor consistencia en los parámetros a medir con el fin de generar series mucho más completas de datos.
- Además, se recomienda el uso de fuentes secundarias de información (Ejemplo: imágenes satelitales) que permitan ampliar la cobertura espacial y generar un mejor monitoreo del área.
- Respecto de las fuentes de datos AMERB, se recomienda establecer protocolos estándar para la obtención de datos mediante el desarrollo de seguimientos, además de generar proyectos de estandarización de las bases de datos existentes a la fecha, con objeto de que éstas puedan ser comparables entre sí.



6. RECOMENDACIONES

Respecto al uso de imágenes satelitales se recomienda establecer un Programa de Monitoreo Satelital de la Bahía de Quintero (PMSBQ) que contemple la adquisición diaria o semanal de imágenes satelitales de alta resolución, tanto ópticas como radar, con el fin de detectar en forma temprana los derrames de petróleo y así proporcionar información detallada sobre la localización, tamaño y evolución de las capas de hidrocarburo. Con la información de radar se puede estimar los campos (velocidad y dirección) de vientos superficiales, información de gran utilidad que se debe incorporar al PMSBQ.

Adicionalmente el PMSBQ debe contemplar el monitoreo de otras variables satelitales de calidad de agua, adicionalmente al tipo de sustrato determinado en el presente proyecto, tales como la clorofila-a, la materia total suspendida y materia orgánica disuelta coloreada (CDOM) obtenida de los sensores ópticos de alta resolución como Worldview-2 y de media resolución como Landsat-8. Además, se debe incorporar la información de calidad de agua (clorofila-a, materia orgánica particulada), temperatura superficial del mar y vientos superficiales obtenida de sensores ópticos de resolución baja como MODIS, VIIRS, ASCAT, WindSAT entre otros.

La información del PMSBQ y todos sus productos cartográficos debiesen estar disponible vía internet en un Geoportal o visualizador WMS (Web Map Server) alojado en una web institucional como la del Ministerio de Medio Ambiente o Subsecretaría de Pesca y Acuicultura. Se recomienda que el Geoportal sea generado a partir de ArcGis Online.

Se recomienda desarrollar un Programa de Investigación Ambiental de la Bahía de Quintero que considere el desarrollo y aplicación de nuevos productos de imágenes satelitales (Ejemplo Sentinel-3) y algoritmos para la detección de petróleo y estimación de variables ambientales de calidad de agua y sedimento para complementar los muestreos *in situ* realizados actualmente por Programas de Monitoreo de Calidad de Agua (Ejemplo POAL) ya existentes en la Bahía.

Respecto de la toma de datos y campañas de muestreo, se sugiere implementar una estandarización en la toma de datos para cada una de las campañas, es decir, generar una matriz de muestreo única, con una cobertura espacial y temporal adecuada que permita generar una serie de tiempo pertinente a los diferentes fenómenos que pueden registrarse en el área de estudio y permita conocer la dinámica costera.

Esta estandarización se recomienda considere las fechas de muestreo, contenidos mínimos de cada muestreo (ya sea para evaluación directa como para los seguimientos de las AMERB), parámetros y escala de medición (con el objeto de hacer comparables los muestreos entre si).

También se establece la necesidad de considerar una estructura espacial (número de muestreos y distribución) que permita incorporar técnicas de análisis espacial que permitan definir de mejor manera



los patrones espaciales dentro del área. Al menos con mediciones de CTD u otros instrumentos que permitan tener y operar con mayor cobertura espacial.

En términos técnicos, se sugiere se planteen con claridad los criterios que deben tener los datos espaciales tomados, como por ejemplo:

- Las tablas deben presentar la totalidad de los datos exigidos para cada muestreo.
- La nomenclatura debe ser la misma para cada medición.
- Se debe utilizar el mismo sistema de coordenadas y datum para la toma de datos.
- Se debe señalar la unidad en que se presentan los datos.
- Indicar el nombre del consultor que realizó el levantamiento de datos original (en caso de que los datos sean transferidos a otra Institución).
- Señalar el nombre del estudio original y proyecto en curso (en caso de que se externalice el muestreo).
- Señalar año del estudio original

En la actualidad se sugiere homologar la información existente en lo que respecta a su almacenamiento, variable y unidades de medida, con el objetivo de utilizar de mejor forma la serie de datos histórica y que exista mayor consistencia entre los parámetros de forma semestral y anual.

Otro aspecto relevante es la necesidad de generar un programa constante de monitoreo y seguimiento en la bahía, que permita el cruce y sistematización adecuado de la información existente y nueva. Esto para generar protocolos adecuados en torno a esta información y establecer un estándar en la calidad de la misma.

Se considera pertinente generar una plataforma de visualización (geoportal o IDE) que permita el diálogo entre las distintas fuentes de información; entiéndase información de agentes terrestres, datos marinos, sustratos, zonas de protección y conservación y cualquier información relevante para el monitoreo de la bahía. Además de la colaboración entre los diferentes entes (públicos y privados) en torno a los flujos de información y al acceso de las mismas para su estandarización y análisis.

Relativo a la información; se establece que las fuentes de datos más continuas corresponden a los datos del programa POAL (DIRECTEMAR) y a los datos provenientes de las bases de datos de AMERB's. Por otro lado, existen otras fuentes secundarias que podrían ser vinculadas, pero son menos completas a nivel temporal. Al respecto, se considera relevante:



- Establecer un criterio de homologación de información en lo que respecta al almacenamiento de los datos POAL, que permita utilizar de mejor forma la serie histórica y que exista mayor consistencia en los parámetros a medir con el fin de generar series mucho más completas de datos.
- Además, se recomienda el uso de fuentes secundarias de información (Ejemplo: imágenes satelitales) que permitan ampliar la cobertura espacial y generar un mejor monitoreo del área.
- Respecto de las fuentes de datos AMERB, se recomienda establecer protocolos estándar para la obtención de datos mediante el desarrollo de seguimientos, además de generar proyectos de estandarización de las bases de datos existentes a la fecha, con objeto de que éstas puedan ser comparables entre sí.

Establecer un protocolo de acción y respuesta ante situaciones de emergencias como la acaecida durante el derrame; que permita tener un manejo ordenado de que organismo o equipo se dedica a resolver una situación u otra. Además, establecer los protocolos estandarizados y lugares de muestreo regular, considerando muestreos especiales en caso de ser necesarios.



7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AIRBUS, 2014. Radiometric Calibration of TerraSAR-X data - TSXX-ITD-TN-0049-radiometric_calculations.pdf.
- Anon., 2014. Prepared for DNV. GL. Anchoring the future: Challenges and best practices of oil spill response in the Arctic. Technical report no. 013-162, Rev.1. Høstad.
- Camacho, M. A., 2006: Depth analysis of Midway Atoll using Quickbird multi-spectral imaging over variable substrates. Master Thesis Department of Space Systems Operations, Naval Postgraduate School, California, 91 pp, unpublished.
- Choi, J., Oh, H., Koo, B.J., Lee, S., Ryu, J.H., 2011. Macrobenthos habitat mapping in a tidal flat using remotely sensed data and a GIS-based probabilistic model. Marine Pollution Bulletin 62, 564–572.
- Chust G. et al. (2008) Coastal and estuarine habitat mapping, using LIDAR height and intensity and multi-spectral imagery. Estuarine, Coastal and Shelf Science 78: 633 — 643.
- Espedal, H. A., 1998, Detection of oil spill and natural film in the marine environment by spaceborne synthetic aperture radar. PhD thesis, Department of Physics University of Bergen and Nansen Environment and Remote Sensing Center, Norway.
- Fingas, M.F. 1999. The Evaporation of Oil Spills: Development and Implementation of New Prediction Methodology, IOSC, Seattle, 281 pp.
- Hedley, J. D., Harborne, A. R. and Mumby, P. J. 2005. Simple and robust removal of sun glint for mapping shallow-water benthos. International Journal of Remote Sensing 26 (10):2107-2112.
- Jensen, J.R. 1996. Introductory Digital Image Processing: A RemoteSensing Perspective. Prentice-Hall, New Jersey.
- Laur H., Bally P., Meadows P., Sánchez J., Schittler B., Lopinto E. & Esteban D. 2004. ERS SAR Calibration: Derivation of σ_0 in ESA ERS SAR PRI Products, ESA/ESRIN, ES-TN-RS-PM-HL09, Issue 2, Rev. 5f.
- Lee, J. S., E. Pottier. 2009. Polarimetric SAR Radar Imaging: From Basic to Applications, CRC Press, Taylor & Francis Group.
- Mera, D., Cotos, J.M., Varela-Pet, J., Garcia-Pineda, O., 2012. Adaptive thresholding algorithm based on SAR images and wind data to segment oil spills along the northwest coast of the Iberian Peninsula. Mar. Pollut. Bull. 64 (10), 2090–2096.



- Mishra, D., Narumalani S., Rundquist, D., Lawson, M. (2006). Benthic Habitat Mapping in Tropical Marine Environments Using QuickBird Multispectral Data. *Journal of Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* Vol. 72, No. 9, pp. 1037–1048.
- Phinn, S., Dekker, A., Brando, V., & Roelfsema, C. (2005). Mapping water quality and substrate cover in optically complex coastal and reef waters: An integrated approach. *Marine Pollution Bulletin*, 51, 459-469.
- Richards, J.A., 1999, *Remote Sensing Digital Image Analysis*, Springer-Verlag, Berlin, p.240.
- Rumelhart, D., and J. Mc Clelland, 1987 *Parallel Distributed Processing* Vol. 1, MIT Press, Chp. 8 "Learning Internal Representation by Error Propagation," Rumelhart, Hinton, and Williams.
- SEOS. 2015. Weathering of Oil on the Water Surface - Physical process, tutorial Marine Pollution, Science Education through Earth Observation for High Schools (SEOS) Project. http://lms.seos-project.eu/learning_modules/marinepollution/marinepollution-c00-p01.html
- Silva, C., E. Yáñez, T.A. DelValls and L. Martín-Díaz. 2011. Environmental monitoring and mapping in a tidal salt marsh creek affected by fish aquaculture using WorldView-2 multispectral imagery. *Geospatial World Forum 2011 - Dimensions and Directions of Geospatial Industry*, 18-21 January 2011, Hyderabad, India.
- Silva, C., M.A. Barbieri, E. Yáñez, J. Morales, T.A. Delvalls And L. Martín-Díaz. 2014. Mapping benthic substrate and bathymetry in shallow coastal waters using WorldView-2 high-resolution multispectral imagery. *Estuarine Coastal and Shelf Science*: en revisión.
- SINTEF. 2015. Oil spill research. SINTEF is an independent, not-for-profit research institute in Scandinavia (Dinamarca, Noruega y Suecia). <http://www.sintef.no/en/oil-spill-research/>
- Small D., Schubert A., *Guide to ASAR Geocoding*, Issue 1.0, 19.03.2008
- Solberg, A. S., C. Brekke and R. Solberg. 2004. Algorithms for oil spill detection in Radarsat and ENVISAT SAR images. *Geoscience and Remote Sensing Symposium, 2004. IGARSS '04. Proceedings. 2004 IEEE International*, 20-24 Sept. 2004, page 4909-4912, vol.7.
- Solberg, A.H.S., Brekke, C., Husøy, P.O., 2007. Oil spill detection in RADARSAT and ENVISAT SAR images. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* 45, 746–755.
- Xie, H, P.D. Yapa, K. Nakata. 2007. Modeling emulsification of oil spill in the sea. *J. Mar. Syst.* 68 (3–4): 489–506.



Línea de Investigación N° 2

Oceanografía





1. LEVANTAMIENTO DE DATOS OCEANOGRÁFICOS PARA PROPÓSITOS DE MODELACIÓN OCEANOGRÁFICA DE LA BAHÍA QUINTERO

1.1 Introducción

La Bahía de Quintero se ha consolidado como una de las zonas industriales más importantes de la zona centro del país, esto desde el punto de vista de la capacidad industrial instalada, la actividad económica generada, la gran demanda de mano de obra y la generación de empleo asociada a ella. Su privilegiada ubicación geográfica (ver **Figura 1**), ha concentrado un número importantes de actividades productivas de distinto tipo, entre ellas se encuentra la descarga de hidrocarburos, la generación de electricidad de tipo termoeléctrica, la industria química, fundición de cobre, puertos de carga y descarga, actividad pesquera, desarrollo inmobiliario y turismo.

En contrapartida, tal desarrollo de actividades industriales ha provocado que esta Bahía esté altamente intervenida, dado que su funcionamiento conlleva la generación y liberación de sustancias al ambiente marino, a través de descargas puntuales de residuos líquidos al mar, emisiones atmosféricas, deposición de material, entre otras. Además, en muchos casos su desarrollo involucra la generación de factores de riesgo, asociados al transporte de cargas peligrosas, como es el caso de los hidrocarburos.

En este contexto, a fines de septiembre de 2014, se produjo un derrame en la bahía, en las cercanías del Terminal Marítimo de ENAP Refinerías S.A. Cabe señalar, que los vertidos de hidrocarburos en el medio marino se dispersan sobre la superficie del mar de acuerdo con la dinámica de los vientos y las corrientes oceanográficas predominantes en el área. Por lo tanto, es importante determinar la extensión y los alcances de dichos derrames y contar con mediciones de variables oceanográficas como; correntometría, hidrografía y meteorología, a fin de realizar una descripción de la dinámica de los sistemas marino-costeros, en este caso de la bahía de Quintero, y que a su vez, permitan calibrar un modelo hidrodinámico. Estos modelos hidrodinámicos permiten establecer la extensión y los alcances del derrame. Este tipo de herramientas cobran vital importancia a la hora de desarrollar planes de contingencia, permitiendo disminuir las catástrofes que producen estos vertidos en el mar. Por lo tanto, en el marco del estudio desarrollado por IFOP “Determinación de los Impactos en los Recursos Hidrobiológicos y en los Ecosistemas Marinos Presentes en el Área de Influencia del Derrame de Hidrocarburo de Bahía Quintero”, se ha planteado caracterizar oceanográficamente el área del derrame en bahía Quintero, y determinar el patrón de circulación del área de estudio a través de las mediciones eulerianas y langrangianas y desarrollo de modelos de dispersión, para lo cual esta consultoría ha sido contratada con el fin de realizar el levantamiento de datos oceanográficos para dichos propósitos de modelación oceanográfica.

1.2 Antecedentes

Las bahías representan cuerpos de aguas donde la circulación interior define la difusión, dispersión y exportación de material en suspensión y contaminantes. Debido a estas características, en caso de derrames y descargas de residuos líquidos (riles) se debe considerar la circulación general de la bahía, su variabilidad interna y la influencia meteorológica y oceanográfica de la zona exterior (Escribano & Hidalgo 2001, Cáceres *et al.* 2008). Lo anterior, puede llevarse a cabo mediante revisión de antecedentes, mediciones in situ y modelamiento numérico (Valle-Levinson *et al.* 2000, Valle-Levinson *et al.* 2004).

La bahía de Quintero es un cuerpo de agua semicerrado, abierto hacia el noroeste que se extiende entre la punta Liles por el sur y la punta Ventanillas por el norte (**Figura 1**), y que además es receptora de las aguas del estero Campiche cuya desembocadura se ubica hacia el sector NE de la bahía, específicamente, en caleta Ventanas.

El área de la bahía es de 13.064.000 m² y contiene un volumen de agua aproximado de 271.720.000 m³, el que fue estimado considerando los datos de profundidad que entrega la cartografía del Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada (SHOA).

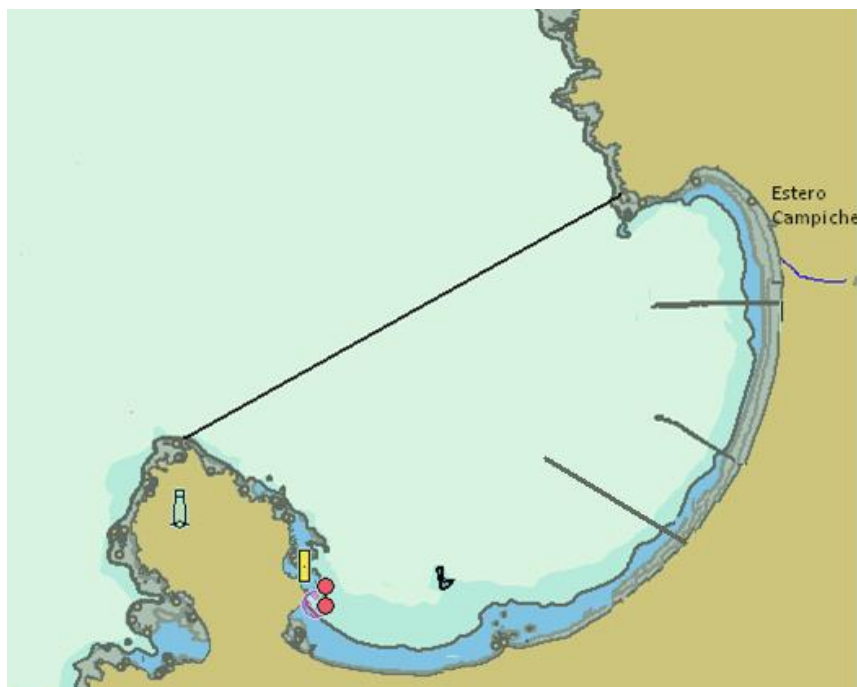


Figura 1. Bahía de Quintero



El 1rea de estudio pertenece al sector costero de la Regi3n de Valpara3so caracterizada por presentar un clima templado con temperaturas moderadas, con una media mensual superior a 10°C la cual se extiende por m1s de 4 meses, con ausencia de nieve y con escasas heladas; con lluvias invernales intensas y con una estaci3n seca prolongada de 7 a 8 meses y gran nubosidad durante todo el a1o (Endesa, 2007).

Las precipitaciones promedio ocurridas en el 1rea de estudio, fluct1an entre 0,0 y 31,5 mm, con valores extremos de 0,0 y 106,4 mm (**Tabla 1**). Todos los estudios analizados en el presente informe concuerdan que, los mayores niveles de precipitaciones se presentaron durante el mes de Julio, mientras que los valores m3nimos ocurrieron durante Febrero.

Tabla 1.

Precipitaciones (Promedio, m1ximo y m3nimo) registradas en el 1rea de estudio, obtenido por diferentes estudios.

| Fuente | Promedio (mm) | M3nimo (mm) | M1ximo (mm) |
|-----------------|---------------|-------------|-------------|
| ESVAL, 2003 | 23,4 | 0,0 | 98,9 |
| AES Gener, 2005 | 0,0 | 0,0 | 19,7 |
| Enap, 2005 | 31,5 | 2,5 | 103,6 |
| Endesa, 2007 | 28,4 | 0,1 | 106,4 |

Mareas

El r3gimen de mareas predominante en la bah3a, cuyo puerto patr3n es Valpara3so, corresponde al tipo mixto semidiurno (SHOA, 2007), es decir, se presentan dos pleamares y dos bajamares en un d3a con amplitudes m1ximas de aproximadamente 1,88 m (Oxiquim, 2013), cuyos efectos en la circulaci3n general de la bah3a son s3lo percibidos en una franja costera de no m1s de 200 a 300 m de ancho.

Viento

Algunos estudios muestran que la velocidad promedio del viento fluct1a t3picamente entre 1,9 y 2,6 m/s, con valores m1ximos de 13,4 m/s (**Tabla 2**), donde la velocidad media del viento presenta un comportamiento c3clico (Oxiquim, 2013). Por otro lado, la direcci3n del viento promedio presenta una variaci3n entre 191° y 209° (OceanGreen, 2010), siendo el viento SW predominante durante todo el a1o, igual como lo identifican otros estudios en los que se han reportado velocidades de viento de 2 m/s en la bah3a con m1ximos de 6 m/s (Oxiquim, 2013).

**Tabla 2.**

Velocidad y direcci3n del viento (Promedio, m3nimo y m3ximo), registradas en el 3rea de estudio, obtenido por diferentes estudios. SD= Sin Datos.

| Fuente | Velocidad del Viento (m/s) | | | Direcci3n del viento (Deg) | | |
|------------------|----------------------------|--------|--------|----------------------------|--------|--------|
| | Promedio | M3nimo | M3ximo | Promedio | M3nimo | M3ximo |
| AES Gener, 2005 | 2,6 | 0,3 | 13,4 | 190,9 | 1,0 | 360,0 |
| OceanGreen, 2010 | 1,9 | 0,0 | 9,6 | 208,6 | 0,0 | 355,2 |
| Oxiquim, 2013 | SD | 1,9 | 2,8 | SD | SD | SD |

El patr3n general de la zona muestra la predominancia de vientos SW, mientras que la variabilidad diaria presente a una marcada componente de W y WSW, la cual se intensifica durante la 3poca estival. Por otro lado, durante la noche predomina una direcci3n de E a E-SE que se intensifica durante la 3poca invernal (Oxiquim, 2013) (**Figura 2**). Lo anterior, evidencia que durante el d3a los vientos ingresan desde el mar hacia el interior, revirti3ndose el ciclo durante la noche (**Figuras 3 y 4**) evidenciando una se3al significativa de la brisa marina, estando sujetos a variaciones diarias donde se presentan m3s d3biles durante la noche y madrugada y tambi3n durante el ocaso tarde (ESVAL S.A., 2003).

Del estudio de Sanzana (1991), se obtuvo que el m3ximo promedio del viento se present3 entre 3 - 8 m/s, con direcci3n del SW y NE, presentando un peak de viento entre 13 - 33 m/s asociadas a direcciones del W y NW.

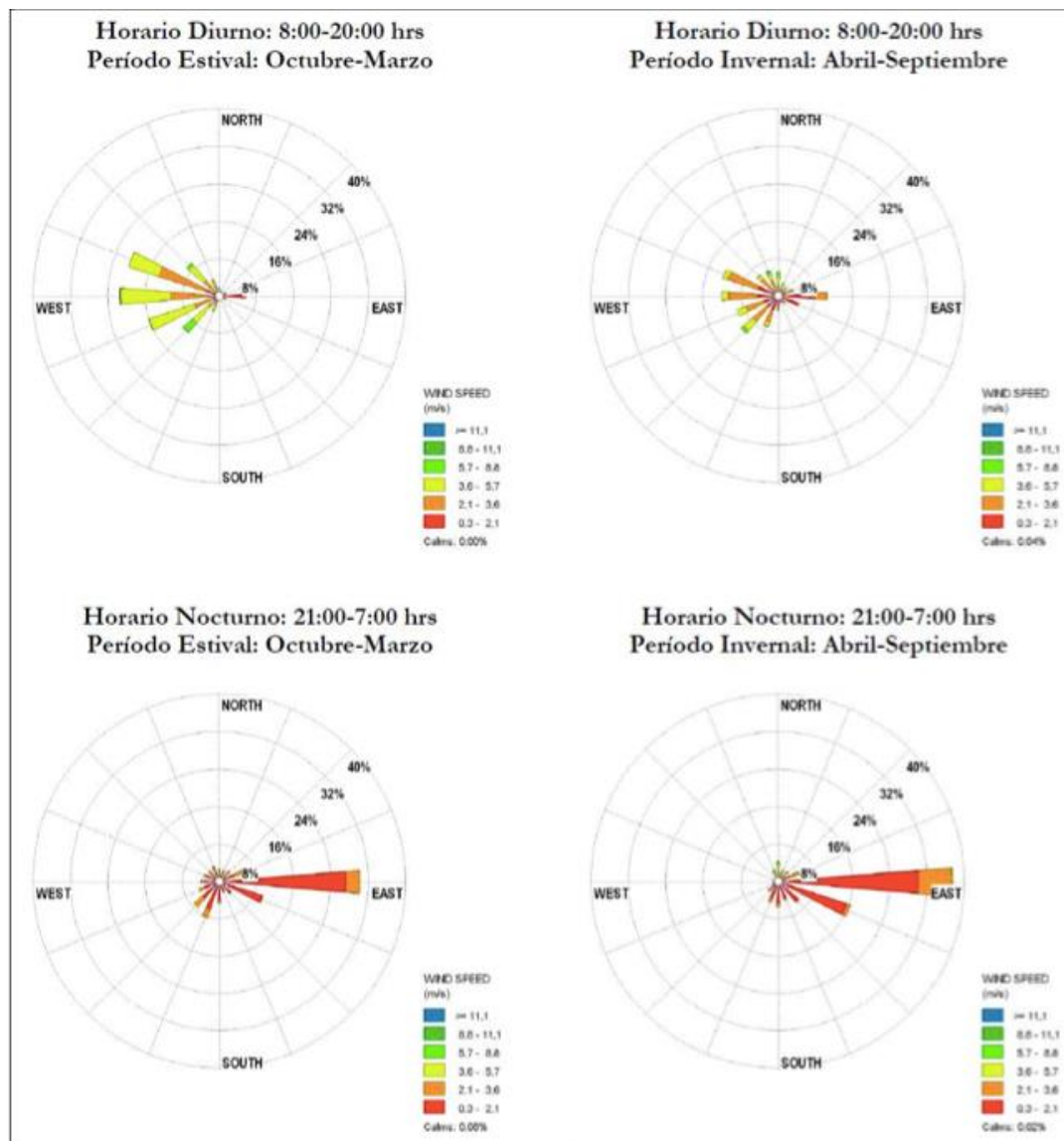


Figura 2. Rosa de direcciones del viento estacional de Quintero. (Fuente: Estudio de Impacto Ambiental “Terminal multipropósito Oxiquim – Bahía de Quintero”).

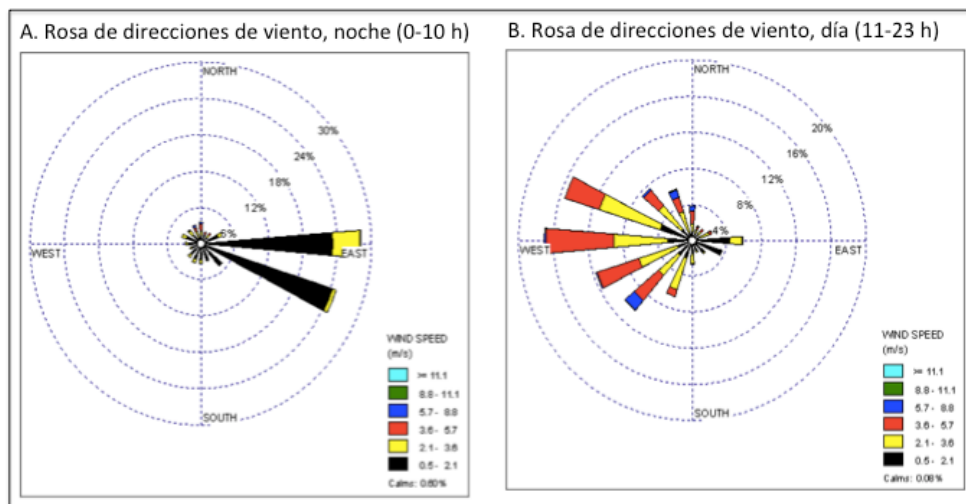


Figura 3. Rosa de direcciones de viento durante la noche (A) y durante el día (B). (Fuente: Estudio de Impacto Ambiental “Terminal de GNL en Quintero, V Regi3n”).

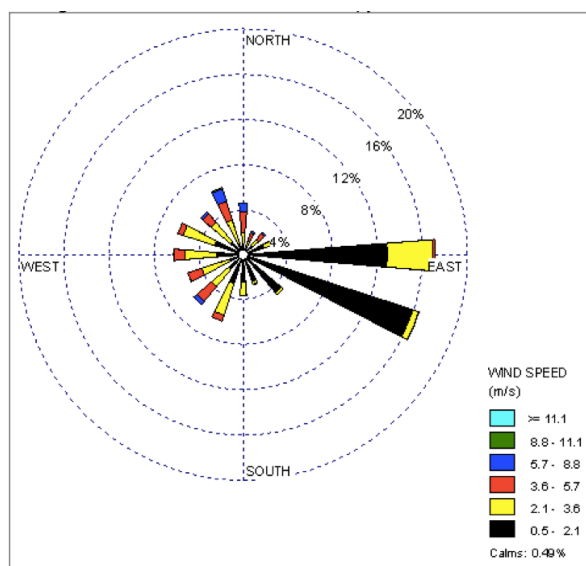


Figura 4. Rosa de direcciones de viento, durante invierno del a3o 2003. (Fuente: Estudio de Impacto Ambiental “Terminal de GNL en Quintero, V Regi3n”).

Corrientes

Respecto al patrón hidrodinámico de la bahía, en estudio oceanográfico desarrollado a principios de la década del 70 indico que las aguas entrarían por el sector norte de la boca y saldrían por el sur de la bahía de Quintero (**Figura 5**) (Escobar *et al.* 1971). Otro estudio efectuado en la década de los 80 mostró la importancia de la marea en la circulación y velocidad de las aguas en la bahía (**Figura 6**), ya que en llenante las corrientes se orientan hacia el interior del cuerpo de agua, mientras que en vaciante ocurre lo contrario (Bakovic y Balic, 1984).

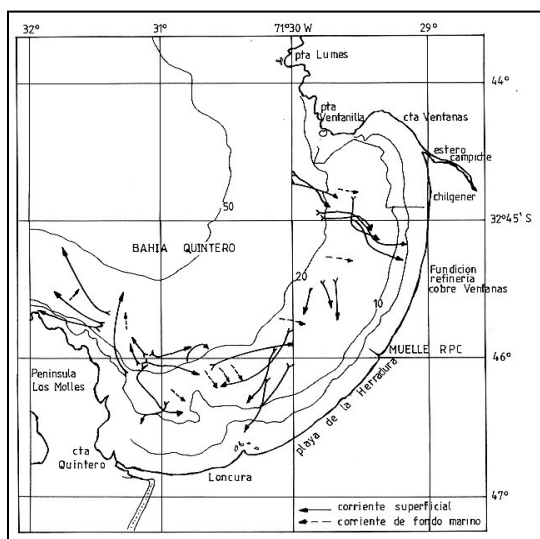


Figura 5. Circulación de corrientes marinas superficiales y profundas de la bahía de Quintero. (Fuente: Escobar *et al.* 1971).

Tal como ha sido indicado anteriormente, la marea en la bahía es del tipo mixta con un predominio de la componente semidiurna (período 12, 42 horas), con un tiempo de residencia de las aguas de la bahía establecido entre 4 y 5 días (Bakovic & Balic, 1984).

Observaciones posteriores mostraron que la dinámica de las aguas de bahía Quintero presenta un sistema de doble celda permanente, con giro en sentido ciclónico, con un flujo de entrada por el norte de la bahía y un fuerte flujo de salida por el sur (**Figura 7**) (OceanGreen, 2010 fide Malet y Andrade, 1991), similar a lo descrito por Bakovic y Balic (1984), similar a lo reportado en el estudio de Escobar *et al.* el año 1971. Las velocidades máximas medidas registradas fueron del orden de 40 cm/s en superficie y de 20 cm/s en el fondo.

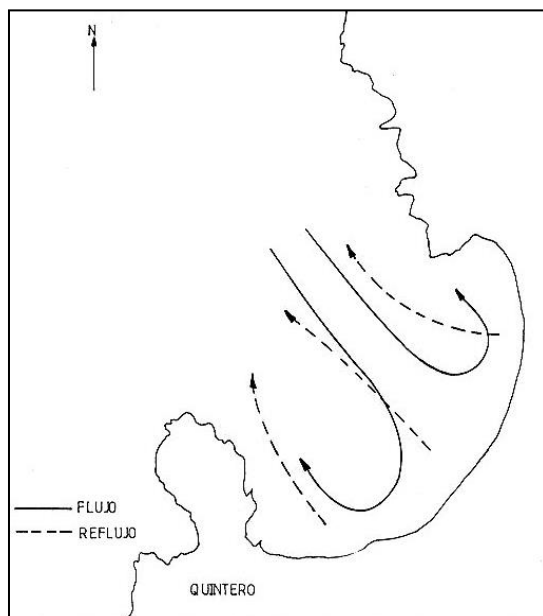


Figura 6. Patrón de circulación de corrientes marinas superficiales en llenante y vaciante de la bahía Quintero (Fuente: Bakovic y Balic, 1984).

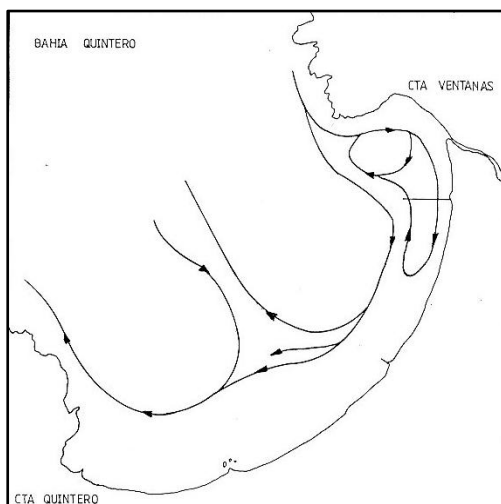


Figura 7. Modelo de circulación superficial de las aguas de la bahía de Quintero. (Fuente: OceanGreen, 2010 fide Malet y Andrade, 1991)

Perfiles de corrientes efectuados en agosto de 1992 frente a las instalaciones de Refinería de Petróleo de Concón (RPC), muestran una marcada estratificación de la velocidad, observándose una capa superficial (0 a 3 - 5 m) con un flujo opuesto al de la capa más profunda. Las máximas velocidades se asociaron a la componente E-W con magnitudes de hasta 10 cm/s, mientras que la componente N-S sólo se observaron velocidades de hasta 2 cm/s.



Para el mismo período, hacia el sector en donde se encuentra ubicado el terminal GNL durante el periodo de llenante, se aprecia un cambio de magnitud y dirección del campo vectorial superficial de la velocidad de las corrientes, es decir, las aguas fluyen alejándose de la costa (NW y W). Similar situación se observa hacia el periodo de marea vaciante la velocidad de las corrientes superficiales, presenta un modelo de aguas divergiendo, desde el sector de la RPC hacia el SW y NW, mostrando que la dinámica de las aguas tiende a sacar las aguas de la bahía, alejándolas de la costa.

Mediciones de fondo efectuadas con un correntómetro anclado en cercanías de la mono boya ENAP, muestran la presencia de un flujo neto en dirección hacia el W, con una pequeña componente hacia el N, mostrando el Diagrama de Vector Progresivo (DVP) un desplazamiento neto en dirección 280° con una velocidad de 0,53 cm/s.

Una descripción presentada el año 1997 producto de un estudio de evaluación de condiciones oceanográficas en la bahía, indica que el referido cuerpo de agua es una zona semicerrada, con un sistema de surgencia al oeste de la península de Los Molles causado por la predominancia de vientos S-SW (Ramírez, 1997). El régimen de vientos tiene un marcado ciclo diario, con vientos débiles provenientes del N y NE durante la mañana y con una posterior intensificación de las magnitudes, además de una inversión en la dirección hacia vientos provenientes del S y SW (SHOA, 1997). La circulación oceánica general de la zona es caracterizada por la presencia de dos celdas principales, girando en sentido anticiclónico, localizándose la de menor dimensión en forma permanente en el sector norte de la bahía (Ramírez, 1997).

De acuerdo a estudios realizados en el área mediante correntometría euleriana, se observó un flujo de entrada por la región norte de la bahía y otro de salida en el sector sur, específicamente, en la Península de Los Molles. Las velocidades máximas registradas fueron del orden de 40 cm s⁻¹ en superficie y 20 cm s⁻¹ para el flujo subsuperficial. En el área costera las velocidades disminuyen, además se experimentan variaciones del tipo estacional en la localización de las celdas anticiclónicas de circulación (Ramírez, 1997).

En particular, un estudio técnico efectuado en el sector del terminal de ENAP (**Figura8**) mostró que las corrientes lagrangianas en fase de marea vaciante presentaron una mayor velocidad media con respecto a la marea llenante, alcanzando una velocidad de 9,2 cm/s a en la capa superficial (1 m) con dirección al E, mientras que en el estrato más profundo se registró una velocidad media de 3,6 cm/s con dirección media al NE (**Tabla 3**) (Enap, 2005).



Figura 8. Distribución espacial de empresas de la bahía de Quintero. (Fuente: Sección Áreas de Manejo, IFOP).

En otro estudio técnico realizado en el verano de 2003 en el sector de ESVAL (**Figura 8**), mostró que en el estrato superficial existe una clara tendencia a derivar al W en marea llenante y al E en marea vaciante (ESVAL S.A, 2003). Por otro lado, otra investigación técnica frente a Loncura, indica que, en las fases de marea llenante y vaciante, la corriente superficial presentan una tendencia al avance NE con dirección a la costa, con velocidad que fluctúan entre 2,7 - 7,4 cm/s y 1,7 - 15,4 cm/s, respectivamente. Por otra parte, en la subsuperficie los avances son más lentos, con una velocidad que fluctúan entre 1,3 y 6,2 en marea llenante. En éste estrato la dirección se torna al N y retoma su curso hacia la costa durante marea vaciante (OceanGreen, 2010).

Específicamente, frente a la playa de Ventanas las corrientes lagrangianas presentan una velocidad promedio máximo de 7,3 cm/s con dirección NW-N durante la marea llenante, mientras que en la marea vaciante los derivadores mostraron un desplazamiento hacia el NE, aunque más alejados de la playa el desplazamiento fue hacia el NW, con una velocidad promedio de 3,14 cm/s, con un máximo de 3,6 cm/s (Ambiotec, 1999; Oxiqum, 2013; Shell, 2005) (**Tabla 3**).

**Tabla 3.**

Resumen de dirección y velocidad de las corrientes lagrangianas, durante las fases de marea llenante y vaciante.

| Fuente | Marea Llenante | | | Marea Vaciante | | |
|-------------------|----------------|-----------|------------------|----------------|-----------|------------------|
| | Estrato | Dirección | Velocidad (cm/s) | Estrato | Dirección | Velocidad (cm/s) |
| Ambiotec (1999) | Superficial | NO-N | 7,31 | Superficial | NE | 3,14 |
| | Profundo | NO-N | 4,65 | | | |
| ESVAL (2003) | Superficial | O | 4,9-8 | Superficial | E | 4,1-4,8 |
| Enap (2005) | Superficial | 68,5° | 7,68 | Superficial | E | 9,2 |
| | Profundo | 73,0° | 4,17 | Profundo | NE | 3,6 |
| OceanGreen (2010) | Superficial | NE | 2,7-7,4 | Superficial | NE | 1,7-15,4 |
| | Subsuperficial | S.D | 1,3-6,2 | Subsuperficial | N | 1,4-18,7 |

Respecto de la fluctuación temporal de las corrientes en sitios puntuales, frente a las instalaciones de Enap durante 30 días entre los meses agosto y septiembre de 1998 la magnitud de la corriente presentó un valor promedio de 4,3 cm/s, con fluctuaciones entre los 0 y 11,4 cm/s. En este período el desplazamiento del vector progresivo mostró una distancia de 20 km al E y 12 km al S, resultando en un desplazamiento neto de 23,4 km, con una rapidez residual de 0,88 cm/s en dirección al 121° (Enap, 2005).

En la época estival de 2003 en el sector de Esval registros eulerianos indican que el flujo casi homogéneo en dirección de toda la columna de agua que sigue un sentido NO, mientras que la magnitud de la corriente mostró valores medios entre 5,9-8,5 cm/s en superficie y de 3,3 a 6,3 cm/s en la capa profunda (**Tabla 4**) (ESVAL, 2003).

Un estudio realizado el 2010 en el sector del muelle de GNL presentó un movimiento neto de la corriente superficial hacia el SE (**Tabla 4**), que cambió desde los 6 metros donde el comportamiento direccional tiende al NO tanto en la capa intermedia (7-9 m) como en la capa profunda (12-15 m) (OceanGreen, 2010). Por otro lado, mediciones realizadas en 2013 frente a Oxiquim registraron corrientes débiles con una intensidad de flujo entre 5-7 cm/s dirigidas principalmente al N y al NE (Oxiquim, 2013) que complementa los resultados de 1998 donde se caracteriza la zona por corrientes moderadas con dirección N, pero que cuando el viento se debilita o invierte, la dispersión es hacia el SE (Aquambiente, 1998).



Tabla 4.

Resumen de dirección y velocidad de las corrientes eulerianas, durante las fases de marea llenante y vaciante, obtenido de diferentes estudios.

| Fuente | Estrato | Dirección | Magnitud (cm/s) |
|--------------------|-------------|-------------|-----------------|
| Aquambiente (1998) | S.E | N, S-SO, SE | S.E |
| ESVAL (2003) | Superficial | NO | 5,9-8,5 |
| | Profundo | | 3,3-6,3 |
| OceanGreen (2010) | Superficial | SE | 50 (máx) |
| | Intermedia | NO | 5-8 |
| | Profunda | NO | 3-8 |
| Oxiquim (2013) | | N y NE | 5-7 |

1.3 Objetivo general

Realizar registros de mediciones eulerianas (fijo y remolcado), langrangianas, nivel del mar, meteorológicas (viento y presión atmosférica) y parámetros físico-químicos de la columna de agua (salinidad, temperatura y oxígeno disuelto) durante 2 periodos: otoño/invierno y primavera/verano, en la zona de la bahía Quintero. En este informe se entrega una recopilación de los resultados obtenidos en ambos periodos.

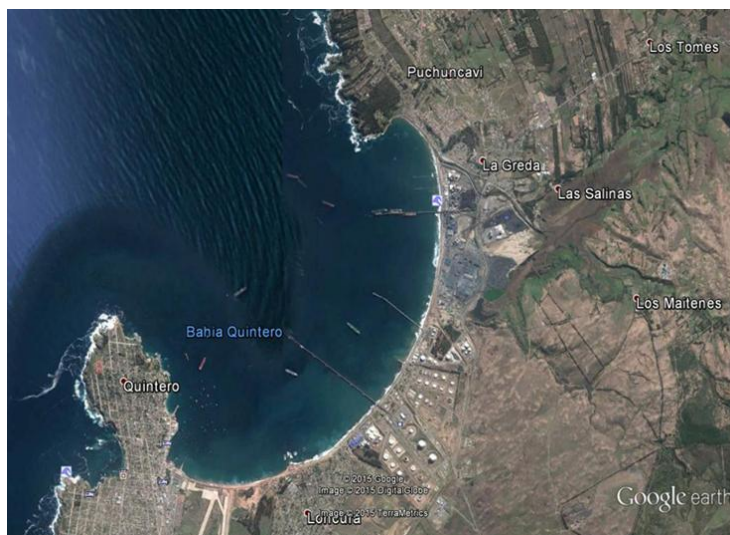


Figura 9. Área de estudio en las comunas de Quintero y Puchuncaví.



1.4 Metodologí3 de medici3n de parámetros oceanográficos

Los parámetros y datos oceanográficos fueron levantados con el instrumental adecuado para este tipo de monitoreo, siguiendo la **Tabla 5** en cuanto a la escala espacial y temporal utilizada.

Tabla 5.

Instrumental y escala espacial - temporal utilizados en la campaña de invierno (2015) y verano (2016).

| Instrumental | Nº de estaciones | Nº de días medici3n |
|---|------------------|----------------------------------|
| ADCP fijos | 2 puntos | 30 días |
| ADCP remolcado | 1 track | 24 horas |
| Derivadores lagrangianos | 4 estaciones | 2 días (sicigia y cuadratura) |
| Mareógrafo | 1 estaci3n | 30 días |
| Estaci3n meteorol3gica (viento y presi3n) | 1 estaci3n | 30 días |
| CTDO | 10 estaciones | 0 ,12 y 24 hrs. |

La ubicaci3n geogr3fica donde se efectuaron las mediciones e instalaci3n de los equipos oceanográficos se representa en la **Figura 10**.

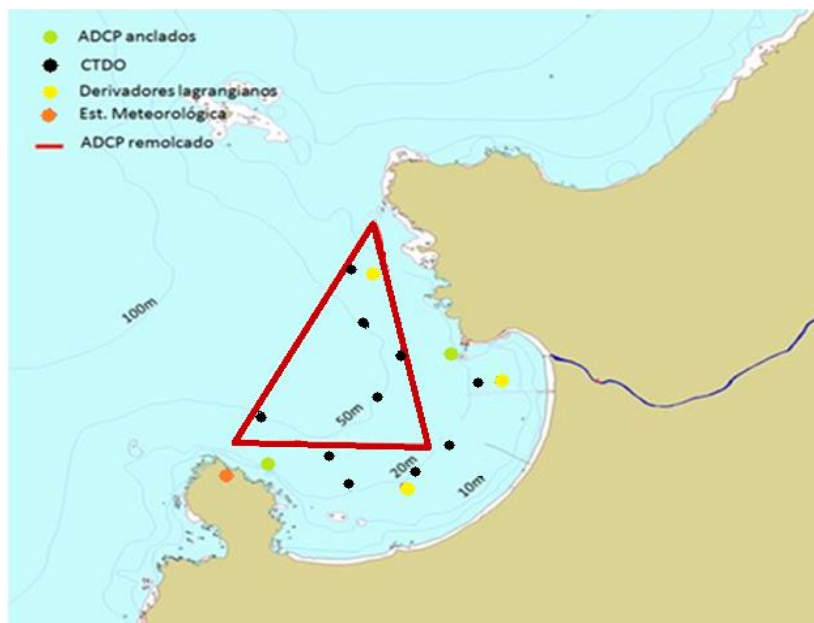


Figura 10. Diseíno de muestreo y ubicaci3n geogr3fica, donde se instalaron de equipos y se efectu3 la toma de datos.



En la **Tabla 6**, se entregan las coordenadas de las 10 estaciones en las cuales se efectuaron mediciones con CTDO.

Tabla 6.
Coordenadas estaciones mediciones CTDO (WGS84).

| Estación | Coordenadas | |
|----------|---------------|---------------|
| | Sur | Oeste |
| E1 | 32°43'47.10"S | 71°31'4.26"O |
| E2 | 32°44'43.29"S | 71°30'31.13"O |
| E3 | 32°45'3.41"S | 71°29'41.51"O |
| E4 | 32°46'0.92"S | 71°30'17.46"O |
| E5 | 32°45'49.59"S | 71°29'56.59"O |
| E6 | 32°46'1.71"S | 71°31'1.18"O |
| E7 | 32°45'48.77"S | 71°31'5.44"O |
| E8 | 32°45'47.68"S | 71°31'42.12"O |
| E9 | 32°44'18.76"S | 71°30'52.44"O |
| E10 | 32°45'5.15"S | 71°30'43.62"O |

La información obtenida en cada una de las estaciones ha sido almacenada en una base de datos, incorporando la información necesaria para su identificación, con la información temporal y espacial de su obtención, nombre del instrumental utilizado y toda información que permita la evaluación e interpretación de los resultados obtenidos.

Así mismo, se hace entrega en el **Anexo 4** del permiso SHOA N°1327/24/457 que autorizó a la empresa FEDMAR Servicios Ambientales Ltda., a realizar las actividades de terreno en la Bahía, de acuerdo a las regulaciones señaladas en el Decreto Supremo N° 711 del 22/08/1975 sobre el "Control de las Investigaciones Científicas y tecnológicas Marinas efectuadas en la Zona Marítima de Jurisdicción Nacional".

Mediciones de viento

Para la medición de vientos, se instaló una estación meteorológica marca HOBO con sensor de velocidad y dirección del viento S-WSET-A en una zona representativa al lugar de estudio correspondiente a la parte alta de la península de Quintero en un sitio expuesto a todas las direcciones del viento (**Figuras 10 y 11**). El equipo fue programado para el registro de variables cada 10 minutos. La **Tabla 7** identifica la altura del sensor sobre el nivel del mar, la coordenada de ubicación de la estación y el inicio de las mediciones para el período invernal y estival.



Tabla 7.

Altura del sensor sobre el nivel del mar, ubicaci3n de la estaci3n y fecha inicio de las mediciones para el per3odo invernal y estival.

| | Invierno 2015 | Verano 2016 |
|--------------------------------------|---------------------------------|---------------------------------|
| Altura sensor (m) sobre nivel mar | 66 | 68 |
| Inicio mediciones | 14 agosto | 13 enero |
| Posici3n estaci3n (WGS84) | 32°46'15.57"S 071°31'59.08"O | 32°46'15.57"S 071°31'59.08"O |



Invierno 2015



Verano 2016

Figura 10. Estaci3n meteorol3gica utilizada para la toma de datos de vientos.

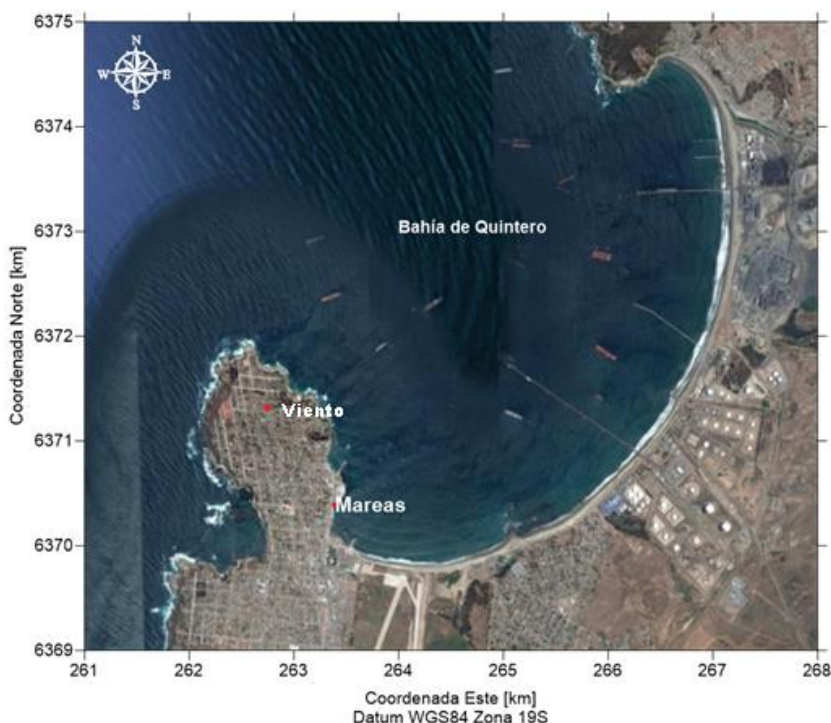


Figura 11. Ubicación de la estación meteorológica y de marea utilizados en el estudio.

La información de viento fue procesada mediante una rutina Matlab descomponiéndose las observaciones de intensidad y dirección promedio cada 10 minutos en sus componentes zonal y meridional, además se calcularon los índices de turbulencia (Bakun & Parrish, 1982) y de surgencia (Bakun 1973, 1975 y 1987). Se calculó la tabla de incidencia del viento por rangos de intensidad y dirección a la que va el viento, representándose gráficamente en histogramas por dirección y magnitud, así como también mediante la rosa de los vientos. Se determinó la variación horaria de la magnitud del viento y finalmente se calcularon los espectros para componente del viento.

Se hace presente que en durante el período de mediciones el datalogger de la estación presentó dificultades de índole electrónico lo que derivó en un corte en el registró, por lo cual para este período la serie de información sólo cuenta con 18 días de mediciones efectivas.

Mediciones Nivel del Mar

Para el análisis de la variación del nivel del mar se utilizaron dos sensores de presión marca HOBO modelo U20-001-004-Ti, uno se utilizó para registrar la presión hidrostática absoluta y el otro la presión atmosférica en el agua para registrar la presión hidrostática absoluta, y el segundo fuera del agua para registrar la presión atmosférica. Ambos sensores fueron instalados en un tubo de PVC (Figura 12) junto a una escala de marea y programados para registrar cada 5 minutos.



Los sensores fueron instalados en dependencias del club de Yates de Quintero (Figura 9). La Tabla 8 muestra la posición de los sensores para cada período y el día de inicio de las mediciones.

Tabla 8.

Ubicación de los sensores y fecha inicio de las mediciones de nivel del mar para el período invernal y estival.

| | Invierno 2015 | Verano 2016 |
|-------------------------|--------------------------------|--------------------------------|
| Inicio mediciones | 20 agosto | 14 enero |
| Posición sensor (WGS84) | 32°46'44,67"S 71°31'34,44"O | 32°46'44,67"S 71°31'34,44"O |

El registro de presión absoluta del sensor de presión instalado en el mar fue corregido por la presión atmosférica mediante el programa HOBOWare y exportado a un archivo ASCII. Este último archivo contiene la presión absoluta, la presión atmosférica y la temperatura del mar a la profundidad en la cual se instaló el sensor de presión.

El procesamiento de la serie de tiempo de alturas incluyó el análisis armónico y no armónico. El primero fue realizado con la rutina UTide (Unified Tidal Analysis and Prediction, Codiga, 2011), que a diferencia de las rutinas de Foreman (1977), puede usar datos cada 5 minutos, y la serie puede tener datos faltantes. Con los armónicos obtenidos se calcularon el nivel de reducción de sondas (NRS) de acuerdo con lo indicado en las Instrucciones Hidrográficas N°5 (SHOA PUB. 3105)

$$NRS = Z_0 - (M_2 + N_2 + K_1 + O_1)$$

Donde:

- NRS : nivel de reducción de sonda
- Z_0 : nivel medio del mar referido al cero instrumental del período de registro
- M_2 : semiamplitud, constituyente lunar principal semidiurno
- S_2 : semiamplitud, constituyente solar principal semidiurno
- N_2 : semiamplitud, constituyente lunar eclíptica mayor semidiurno
- K_1 : semiamplitud constituyente lunisolar declinacional diurno
- O_1 : semiamplitud constituyente lunar declinacional diurno

También se determinó el régimen mareal de acuerdo con el coeficiente de Courtier o factor de forma (Pugh, 1987):

$$F = \frac{K_1 + O_1}{M_2 + S_2} = \begin{cases} 0 - 0.25 & \text{marea semidiurna} \\ 0.25 - 1.50 & \text{marea mixta semidiurna} \\ 1.50 - 3.00 & \text{marea mixta diurna} \\ > 3.00 & \text{marea diurna} \end{cases}$$



Los valores no-armónicos calculados fueron los planos mareales:

- Altura Media de la Pleamar más alta.
- Altura Media de la Pleamar.
- Nivel Medio de la Marea.
- Nivel Medio del Mar.
- Altura Media de la Bajamar.
- Altura Media de la Bajamar más baja.

Además se analizó los rangos de la marea:

- Rango Medio de la Marea.
- Altura Máxima y Mínima Observada



Figura 12. Instalación de mareógrafo en Muelle de Club de Yates de Quintero.

Mediciones corrientes Eulerianas

Las mediciones de corriente se realizaron en forma continua por 30 días, con perfiladores acústicos ADCP (Acoustic Doppler Current Profile) marca Nortek modelo Awac 1 Mhz y marca RDI modelo 300 kHz. Para esto se consideró el anclaje de dos ADCP en 2 sitios definidos con la Autoridad Marítima (Capitanía de Puerto de Quintero) y la contraparte técnica del proyecto de la Subsecretaría de Pesca para el área de estudio: Uno al sector norte de bahía Quintero y otro al Sur, tal como lo indica la **Figura 9**. Los registros fueron tomados cada 10 minutos y cada 1 metro en la coordenada vertical.



Respecto a la ubicaci3n de los equipos, se hace presente que previo a la ejecuci3n de la primera campaa de invierno, se inform3 en reuni3n sostenida entre el consultor, IFOP y la Subsecretar3a de Pesca, la inconveniencia de ubicar los equipos en los puntos indicados en el requerimiento inicial, toda vez que estos se manten3an en torno a los 40 m de profundidad, nivel que sobrepasaba el l3mite de buceo (20 m) reglamentado por la Autoridad mar3tima, ante lo cual se solicit3 reubicar en terreno los equipos, teniendo en cuenta las condiciones de sustrato y profundidad que se pudieran encontrar en cada sector. Tanto la ubicaci3n de los equipos como las fechas de instalaci3n/retiro se muestran en la **Tabla 9 y Figura 13**.

Tabla 9.

Ubicaci3n de los corrent3metros ADCP y fecha de instalaci3n/retiro para el per3odo invernal y estival.

| | Invierno 2015 | Verano 2016 |
|---------------------|---|---|
| Instalaci3n equipos | 21 agosto 2015 | 12 enero 2016 |
| Retiro equipos | 25 septiembre 2015 | 9 marzo 2016 |
| Posici3n (WGS84) | 32°44.820'LS - 71°29,972'LO (AWAC) 32°45.997'LS - 71°31,729'LO (RDI) | 32°44.820'LS - 71°29,972'LO (AWAC) 32°45.997'LS - 71°31,729'LO (RDI) |

En la campaa de invierno, de acuerdo con el registro de presi3n de cada uno de los ADCP se puede indicar que en el fondeo Norte (ADCP RDI) la profundidad sobre los transductores del ADCP vario entre 23.6 m y 25.5 m, estando la profundidad de instalaci3n en torno a los 25 m. En tanto que el ADCP fondeado en el sur (AWAC) vario entre 20.0 y 21.8 m sobre los transductores en punto de anclaje de 21 m. Para el caso de la campaa de verano, se puede indicar que en el fondeo Norte (ADCP AWAC) la profundidad sobre los transductores del ADCP vario entre 24.2 m y 25.9 m, estando la profundidad de instalaci3n en torno a los 25 m, mientras que el ADCP fondeado en el sur (ADCP RDI) vari3 entre 20.7 y 22.4 m sobre los transductores en punto de anclaje de 21 m.

Cada registro de corrientes en la columna de agua fue le3do y procesado por medio de una rutina Matlab, realiz3ndose los siguientes procesamientos:

- Correcci3n magn3tica de la direcci3n de las corrientes mediante el modelo magn3tico mundial (WMM-2015).
- Descomposici3n de las corrientes en sus componentes u y v
- Obtenci3n de las frecuencias por rango de magnitud y direcci3n en cada capa registrada de corrientes en la columna de agua
- Obtenci3n de los diagramas de vectores progresivos para la determinaci3n de los flujos residuales en cada una de las capas registradas



- Análisis espectral de cada una de componentes de la corriente de las capas de fondo, intermedia y superficial

Una vez levantados los datos, se realizó un control de calidad de estos, para ser incluidos como archivos en un respaldo digital.

Para la presentación de los resultados se establecieron 3 estratos dentro de la columna correspondientes a Superficial (Capa 16), Intermedia (Capa 8) y de Fondo (Capa 1), correspondiente a las profundidades promedio que se presentan en la **Tabla 10**.

Tabla 10.

Profundidades promedios de las capa superficial, intermedia y de fondo consideradas para la campaña de verano e invierno.

| | Invierno | | Verano | |
|------------|------------|--------------|------------|--------------|
| | Fondeo Sur | Fondeo Norte | Fondeo Sur | Fondeo Norte |
| Fondo | 16 | 21 | 17 | s.i. |
| Intermedia | 8 | 10 | 10 | s.i. |
| Superficie | 1 | 1 | 2 | s.i. |

s.i. sin informaci3n



Figura 13. Maniobra de fondeo/desfondeo a de los ADCP.



En la campaña de verano, al momento de desfondear el equipo ubicado hacia el sector norte (ADCP Awac), se observó que la estructura se encontraba volteada producto de los eventos de marejadas ocurridos en el verano pasado en la región de Valparaíso, que coincidieron con el período de fondeo, lo que provocó la pérdida del registro equipo.

Lo anterior, se informó a la contraparte técnica de IFOP y a la coordinación Subpesca del proyecto, y se llegó a un acuerdo que para adicionar la información de corrientes en la zona de estudio, y como una medida extra al estudio realizado, se entregará información de datos de corrientes levantada en campañas anteriores por el equipo consultor en la zona de estudio, datos que aportarán a alimentar el modelo a elaborar por IFOP.

Correntómetro ADCP Remolcado

Las mediciones con ADCP remolcado se llevaron a cabo mediante la utilización de un perfilador acústico de corrientes ADCP (modelo RDI 300 kHz). Este equipo fue configurado con la opción Bottom Tracking, lo que permite medir las corrientes durante un track de navegación a tiempo real. El equipo fue fijado en un costado de la embarcación, orientado hacia el fondo marino, a una velocidad no superior a 5 nudos. El ADCP fue programado para medir cada 5 segundos. El track de navegación fue posicionado mediante GPS, siguiendo el diseño indicado en la **Figura 9**.

Cabe indicar que durante la campaña de invierno (2015), se efectuó una primera campaña de medición la que comenzó el día 16 de septiembre, día en el cual se registró un sismo con epicentro en la localidad de Illapel a las 19:54 pm. En esa oportunidad el Servicio Hidrográfico y Oceanográfico (SHOA) decretó “alarma de tsunami” para todo el borde costero chileno, por lo cual la Armada de Chile ordenó evacuar toda actividad realizada hasta ese minuto en la bahía.

Dada la situación de fuerza mayor descrita con anterioridad, es que se pudo obtener datos sólo hasta las 8:00 pm, estos datos fueron almacenados inmediatamente en un archivo en el notebook, lo que determinó efectuar una segunda campaña durante el mes de octubre empelando el ADCP de IFOP el cual tienen las características para este tipo de mediciones.

Durante el período de invierno, las mediciones se efectuaron durante los días 22 y 23 de octubre del 2015, mientras que para la campaña de verano las mediciones se efectuaron entre el 11 y 12 de febrero del 2016.

Corrientes Lagrangianas

Las mediciones de corrientes lagrangianas se realizaron en dos campañas de mediciones con derivadores con GPS en sicigia y cuadratura (**Tabla 11**) tanto para el período invernal como estival. En cada una de las campañas se efectuaron lances de derivadores en condiciones de llenante y vaciante (**Figura 14**), conforme a las Instrucciones Oceanográficas N°1, SHOA PUB. 320. Se



desarrollaron mediciones de trayectorias de derivadores en 4 estaciones a dos niveles de profundidad cada una (**Figura 9**).

Los estudios de corrientes lagrangianas se efectuó mediante el empleo de elementos derivadores tipo "cruce" a 2 niveles de profundidad (1 m y 6 m) y considerando 4 puntos de lance. Para el seguimiento de estos elementos se empleó tecnología GPS en coordenadas geográficas (WGS84) ligadas a la red Geodésica Nacional.

Tabla 11.

Fechas de campañas de correntometría lagrangiana en llenante y vaciante para el período de verano e invierno.

| Fase | Invierno 2015 | Verano 2016 |
|------------|--------------------|----------------|
| Sicigia | 16 Septiembre 2015 | 22 Enero 2016 |
| Cuadratura | 5 Septiembre 2015 | 2 Febrero 2016 |



Figura 14. Despliegue de elementos derivadores

Al observar los perfiles de temperatura de la campaña de verano (Punto IV. 6), la profundidad de 6 m representa adecuadamente la capa subsuperficial ya que sobre esta profundidad se ubicó en el límite inferior de la termoclina.

Los datos de posicionamiento (en coordenadas geográficas) correspondientes al desplazamiento de cada derivador (superficial y subsuperficial) se traspasó a una planilla Excel ordenado según condición de marea y fase lunar para luego sobre la base de un mapa google earth graficar las trayectorias de los derivadores.



Mediciones CTDO

Se obtuvieron perfiles de temperatura, salinidad y oxígeno en la columna de agua en las estaciones indicadas en la **Figura 9**, mediante una sonda CTD-O Marca YSI, modelo 6600.

Tanto para la campaña de invierno como de verano y en conformidad a lo establecido en los términos de referencia, las mediciones con el CTDO se efectuaron los mismos días en los cuales se efectuaron las mediciones con el ADCP remolcado, es decir, 22 - 23 de octubre 2015 y 11 -12 de febrero del 2016.

Teniendo presente que la sonda mide en forma continua cada uno de los 3 archivos obtenidos (0, 12 y 24 hrs), se separaron las estaciones tomando como referencia los resultados del sensor de presión para lo cual se descartaron los segmentos correspondientes a la subida de la sonda para cada estación de manera de obtener el registro de bajada en cada estación.

Con las series "limpias" se graficaron los perfiles de cada parámetro (temperatura, salinidad y oxígeno disuelto) mediante una planilla Excel.

Para el caso particular de las mediciones de oxígeno disuelto y con el propósito de contar con una contra medición, en ambas campañas se tomaron muestras de agua a nivel superficial y fondo en dos estaciones (E1 y E8), sin embargo, éstas no fueron enviadas al laboratorio para su análisis y sólo se analizaron in-situ mediante una sonda multiparamétrica HANNA INSTRUMENTS modelo 9828 para su contraste considerando 1 minuto de tiempo de estabilización de lectura.

En el Anexo 4 se entrega el certificado de calibración de la sonda empleada, sin embargo, es preciso aclarar que la fecha del certificado es de 7 de octubre de 2015 y la campaña de mediciones correspondiente a la campaña de invierno fue efectuada entre el 21 y 22 del mismo mes.

Lo anterior, se explica debido a que cuando se efectuó el primer trabajo con el ADCP remolcado y tal como se indicó en el informe de la campaña de invierno y producto de la ocurrencia del tsunami, las mediciones quedaron incompletas por lo que se efectuó una segunda medición la que logró completarse dentro del período de 24 horas continuas por lo cual frente al requerimiento efectuado, por lo que en el referido informe sólo se adjuntaron los datos e información correspondiente al período completo de mediciones del ADCP remolcado.

En el presente informe se entregan los resultados del CTDO obtenidos en la primera medición y que corresponden al inicio de las mediciones con el ADCP remolcado el día del tsunami.



1.5 Resultados

Vientos

Estación Proyecto

Los registros de viento (**Figura 15**) indican que la bahía presenta una condición de viento con características entre brisa y viento suave con magnitudes menores a 5.5 m/s en invierno y verano, lo que se refleja en las series de tiempo de los índices de surgencia (**Figura 16**) y de turbulencia (**Figura 17**).

El índice de surgencia indica un predominio de una condición de relajación con algunos eventos en que se presenta una leve intensificación del transporte favorable fuera de la costa (valores positivos) o de transporte hacia la costa (valores negativos). El índice de turbulencia muestra una baja capacidad de producir la mezcla de la columna de agua, aún cuando se presenta una mayor capacidad de mezcla hacia el período de verano.

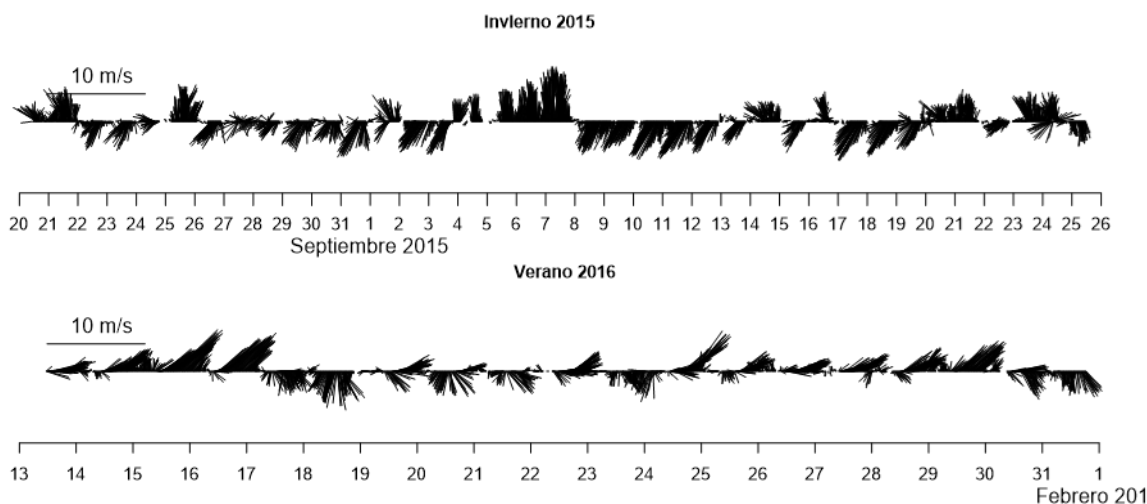


Figura 15. Series de tiempo de viento de invierno del 2015 y verano del 2016 en la Bahía de Quintero.

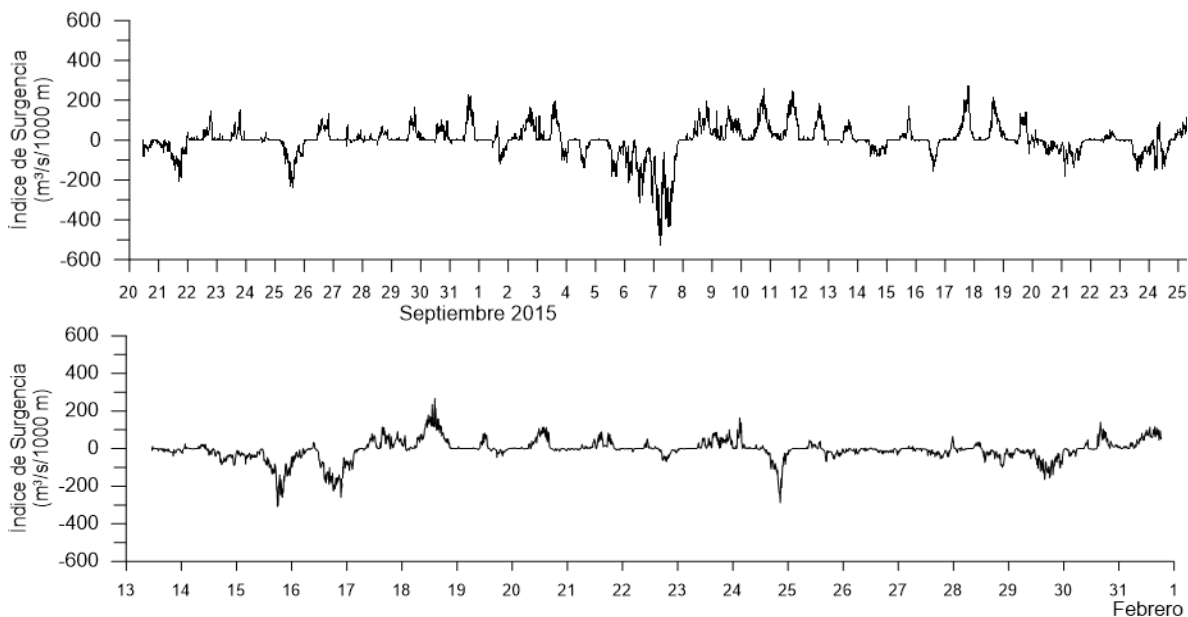


Figura 16. Serie de tiempo del índice de surgencia de los registros de invierno y verano en la Bahía de Quintero

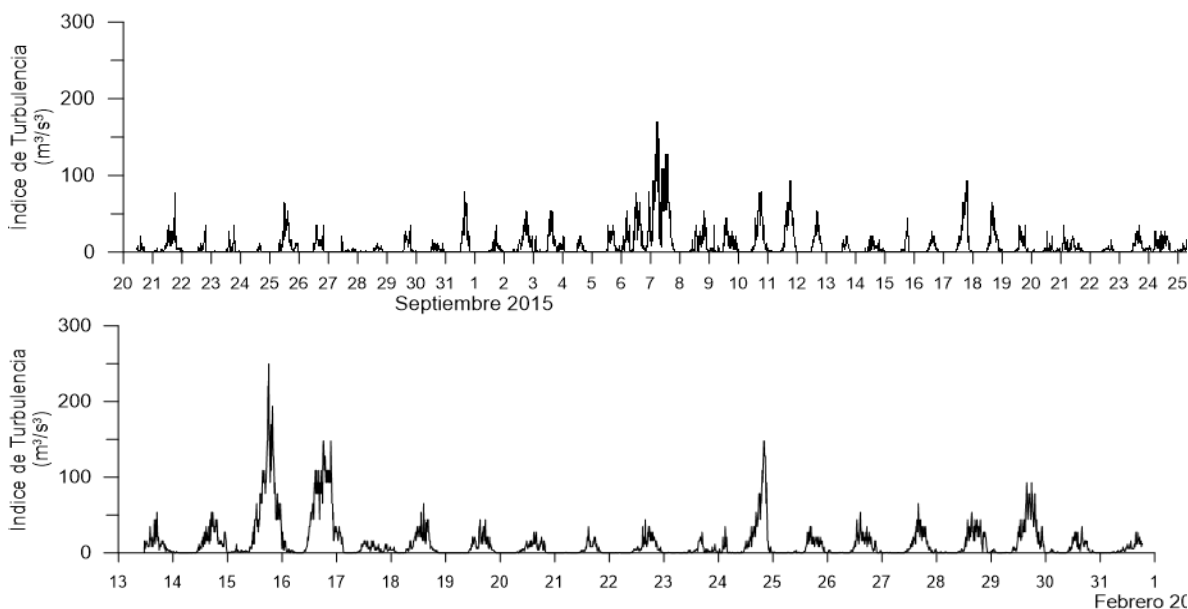


Figura 17. Serie de tiempo del índice de turbulencia de los registros de invierno y verano en la Bahía de Quintero.



Tanto la tabla de incidencia (**Tabla 11**), los histogramas de frecuencias relativas (**Figura 18**) y la rosa de los vientos (**Figura 19**) muestra el predominio de vientos del S y SW en invierno, seguido de vientos del N y NE con intensidades menores a 5.5 m/s (viento suave), y en el verano del 2016 predominaron los vientos del NE y ENE, también menores a 5.5 m/s. La variación diaria del viento por su parte (**Figura 19**) muestra que las magnitudes mayores, así como la mayor variabilidad se presenta entre las 12:00 y 19 en el invierno del 2015, y entre 12:00 y 21:00 en el verano del 2016, alcanzando mayores intensidades en el verano del 2016.

Tabla 11.

Tabla de incidencia del viento de invierno del 2015 y verano del 2016.

| INVIERNO 2015 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---------------|-----------|------|------|------|------|------|------|------|------|-------|-------|------|------|------|------|------|--------|
| RANGOS | DIRECCIÓN | | | | | | | | | | | | | | | | TOTAL |
| | N | NNE | NE | ENE | E | ESE | SE | SSE | S | SSW | SW | WSW | W | WNW | NW | NNW | |
| 0.0-0.3 | 1.12 | 1.37 | 2.28 | 3.34 | 2.78 | 3.82 | 2.87 | 3.90 | 4.28 | 3.14 | 3.05 | 1.49 | 1.14 | 0.98 | 1.12 | 1.02 | 37.69 |
| 0.3-1.5 | 2.62 | 2.78 | 0.85 | 1.29 | 0.50 | 0.66 | 0.31 | 2.04 | 2.74 | 3.32 | 2.10 | 0.98 | 0.37 | 0.83 | 0.60 | 1.37 | 23.36 |
| 1.5-3.3 | 7.21 | 3.16 | 0.06 | 0.06 | 0.02 | 0.04 | 0.00 | 0.62 | 1.47 | 8.18 | 7.43 | 0.73 | 0.12 | 0.73 | 1.49 | 2.74 | 34.05 |
| 3.3-5.5 | 2.04 | 0.15 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 1.76 | 0.77 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.04 | 0.08 | 4.84 |
| 5.5-8.0 | 0.06 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.06 |
| 8.0-11.0 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| 11.0-14.0 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| 14.0-17.0 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| 17.0-20.0 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| 20.0-24.0 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| 24.0-28.0 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| 28.0-32.0 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| TOTAL | 13.06 | 7.47 | 3.18 | 4.69 | 3.30 | 4.51 | 3.18 | 6.56 | 8.49 | 16.40 | 13.35 | 3.20 | 1.62 | 2.55 | 3.24 | 5.21 | 100.00 |

| VERANO 2016 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|-------------|-----------|------|-------|-------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|--------|
| RANGOS | DIRECCIÓN | | | | | | | | | | | | | | | | TOTAL |
| | N | NNE | NE | ENE | E | ESE | SE | SSE | S | SSW | SW | WSW | W | WNW | NW | NNW | |
| 0.0-0.3 | 0.46 | 1.97 | 1.55 | 0.80 | 0.53 | 0.57 | 1.14 | 1.18 | 0.72 | 0.49 | 1.06 | 3.03 | 3.49 | 1.97 | 0.72 | 2.05 | 21.73 |
| 0.3-1.5 | 2.43 | 2.31 | 2.01 | 1.82 | 0.83 | 1.21 | 2.73 | 1.67 | 1.71 | 2.24 | 1.63 | 1.82 | 1.59 | 0.76 | 0.72 | 2.20 | 27.68 |
| 1.5-3.3 | 0.15 | 1.18 | 7.17 | 11.72 | 5.84 | 1.55 | 4.66 | 2.84 | 2.20 | 3.56 | 0.80 | 0.15 | 0.15 | 0.04 | 0.11 | 0.04 | 42.17 |
| 3.3-5.5 | 0.00 | 0.00 | 6.11 | 1.67 | 0.15 | 0.00 | 0.04 | 0.08 | 0.08 | 0.04 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 8.15 |
| 5.5-8.0 | 0.00 | 0.00 | 0.27 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.27 |
| 8.0-11.0 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| 11.0-14.0 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| 14.0-17.0 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| 17.0-20.0 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| 20.0-24.0 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| 24.0-28.0 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| 28.0-32.0 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| TOTAL | 3.03 | 5.46 | 17.10 | 16.00 | 7.36 | 3.34 | 8.57 | 5.76 | 4.70 | 6.33 | 3.49 | 5.01 | 5.23 | 2.77 | 1.55 | 4.29 | 100.00 |

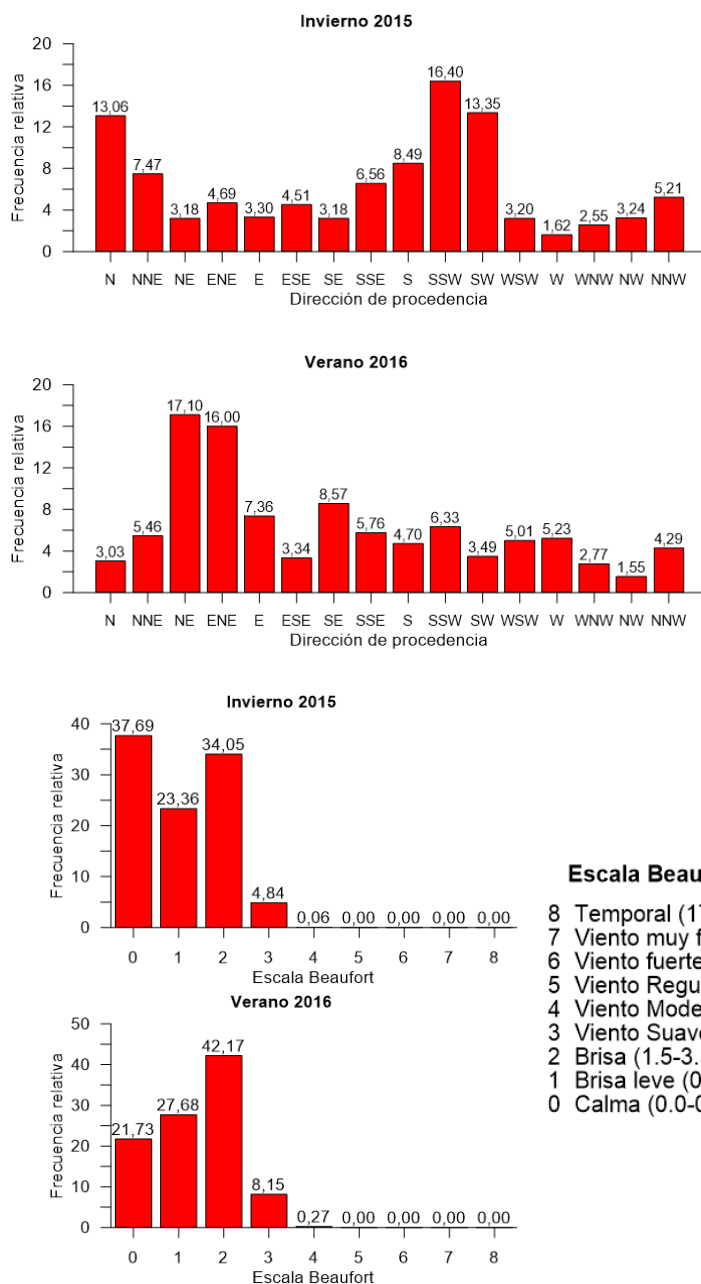


Figura 18. Histogramas de frecuencias relativas por rango de dirección de procedencia y magnitudes del invierno del 2015 y verano del 2016

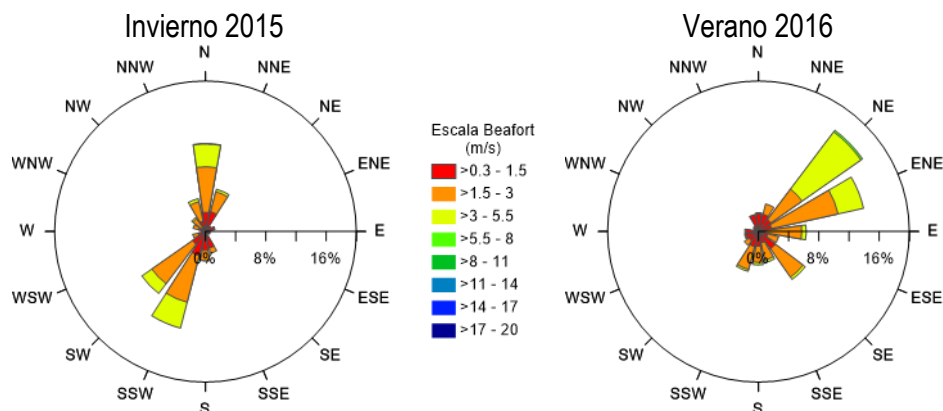


Figura 19. Rosa de los vientos de invierno del 2015 y verano del 2016 en la Bahía de Quintero.

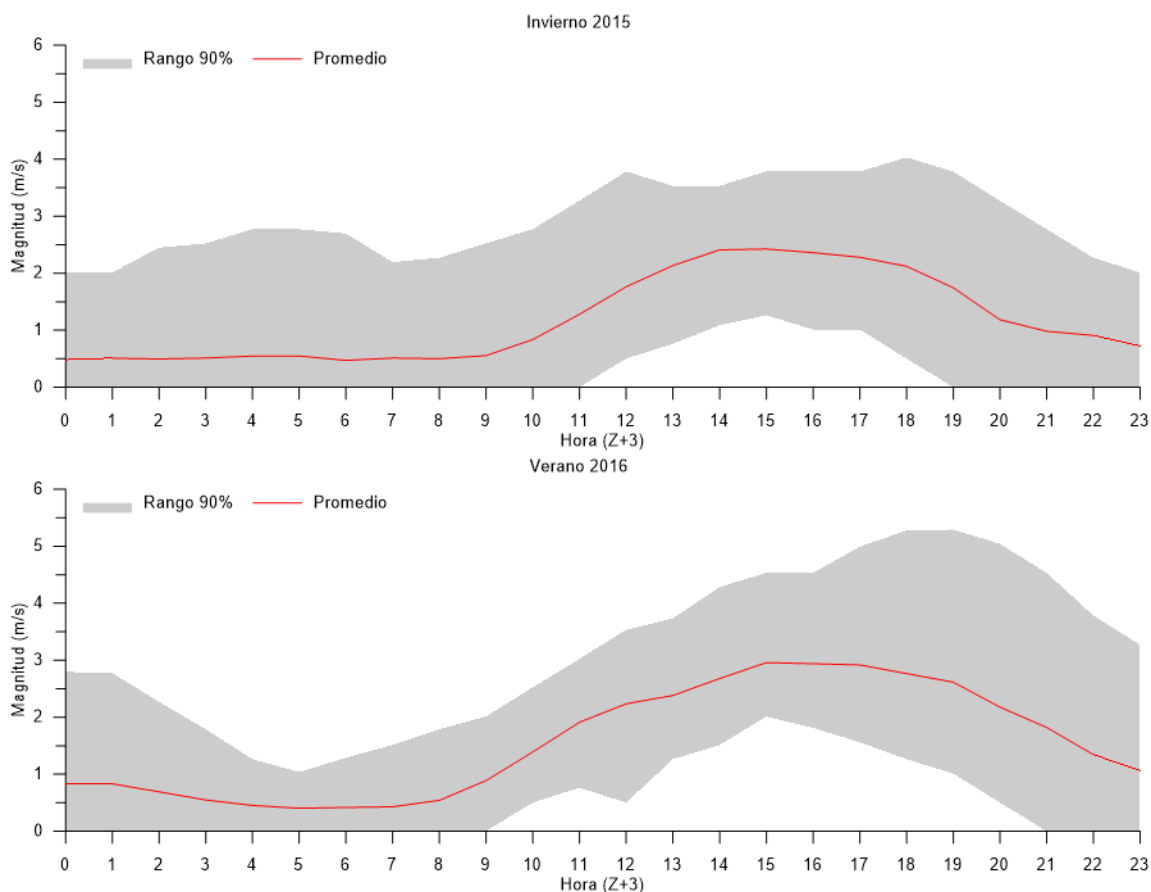


Figura 20. Variaci3n diaria de la magnitud del viento en invierno del 2015 y verano del 2016 en la Bahía de Quintero.

Los resultados son consistentes con el análisis espectral (**Figura 21**) en que se aprecia mayor energía en los espectros de ambas componentes del viento en el verano del 2016, aunque en el invierno del 2015 se ve que la componente u presenta un pick de energía más marcado en comparación con lo obtenido en verano.

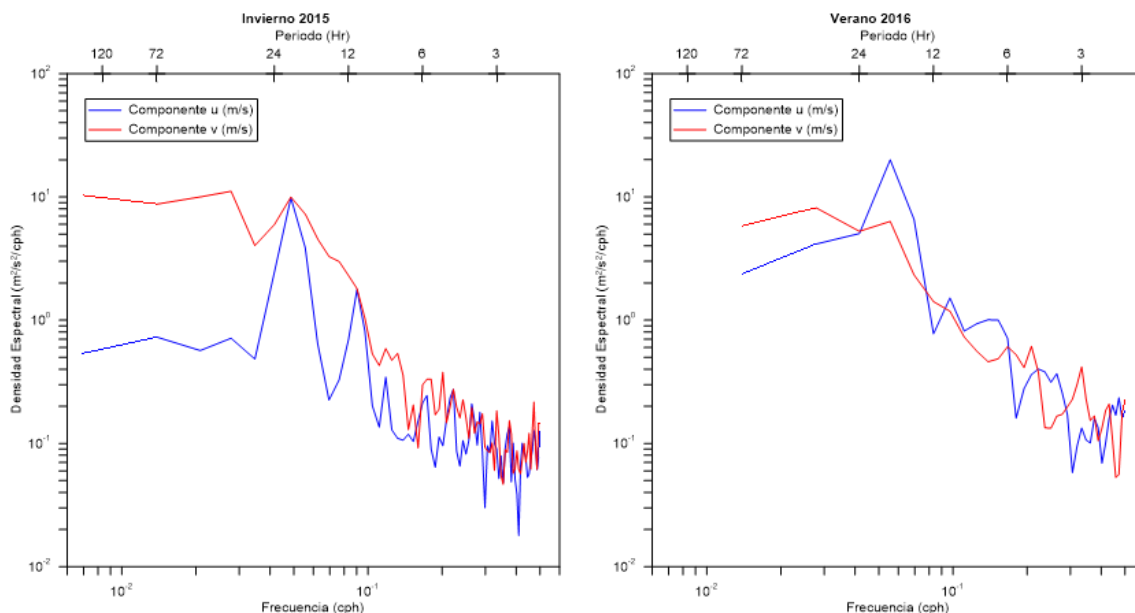


Figura 21. Espectros por componentes del viento en el invierno del 2015 y verano del 2016 en la Bahía de Quintero.

Estación Principal

Del registro de datos de la esta estación meteorológica, activa desde el año 1992, se obtuvo los datos horarios del viento a 10 m de altura desde el 1 de enero del 2014 hasta el 30 de junio del 2016 (**Figura 22**). Al igual que en la serie de viento registrada en el proyecto los valores de los índices de surgencia y turbulencia (**Figura 23**) en general son bajos, con algunos eventos específicos en los cuales ambos índices son más altos, en el caso del índice de turbulencia superando los $1000 \text{ m}^3/\text{s}^3$, y en el caso del índice de surgencia negativos con valores sobre $1500 \text{ m}^3/\text{s}/1000 \text{ m}$ correspondiente a un transporte hacia la costa.

El índice de turbulencia muestra un comportamiento estacional en que en invierno se presentan los menores valores y en verano los mayores, aunque es en los meses de invierno se producen eventos de uno o dos días en que generan mayores traspasos de energía al mar por mezcla turbulenta.

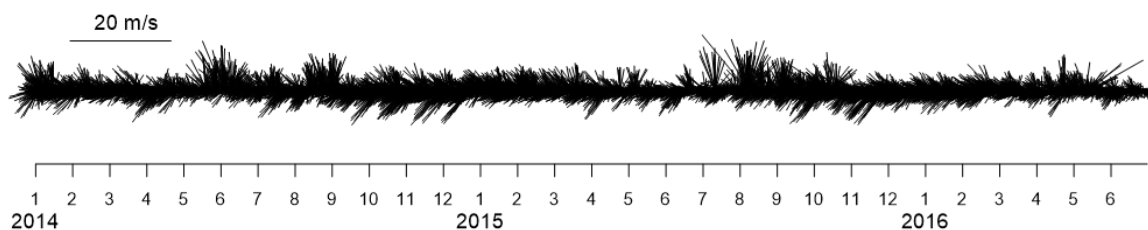


Figura 22. Serie de tiempo de viento a 10 m de la Estaci3n Principal del Complejo Industrial Ventanas.

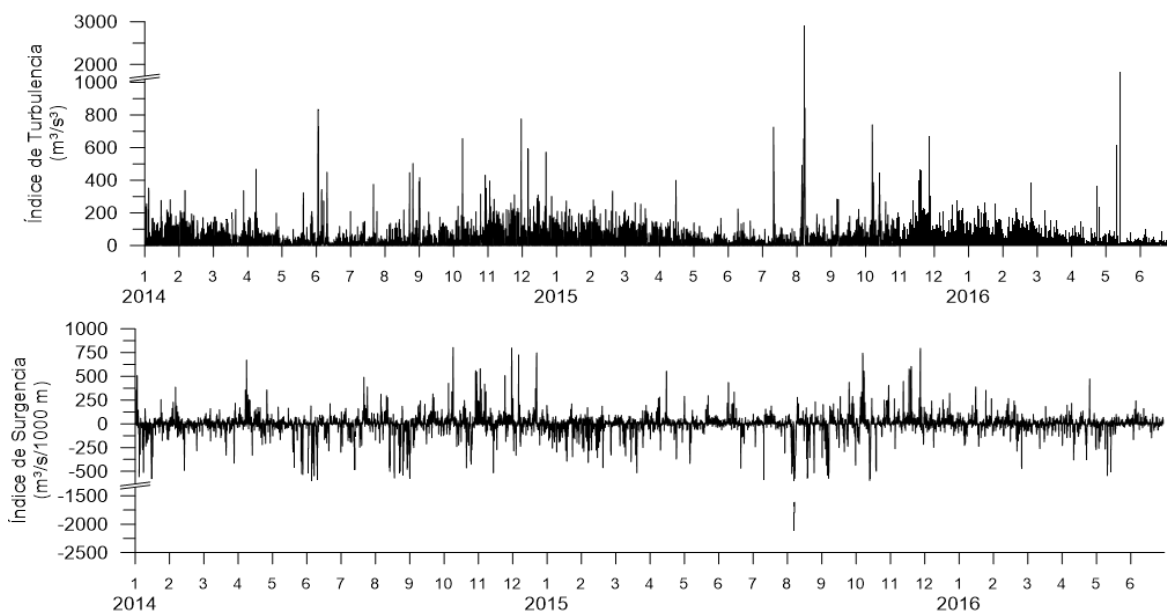


Figura 23. Serie de tiempo de los 3ndices de turbulencia y surgencia en la Estaci3n Principal del Complejo Industrial Ventanas.

Las frecuencias relativas del viento (**Figura 24**) muestran el predominio de los vientos del E (22,06%) y de los vientos del tipo Brisa en la escala de Beaufort (48.3%), lo que se refleja en la rosa de los vientos, es decir el viento del Este predominan las intensidades entre 1.5 y 3 m/s. En tanto que los vientos del Oeste son los que presentan las intensidades mayores, hasta 6 m/s.

La variaci3n diaria del viento (**Figura 25**) muestra que las mayores intensidades se registran entre las 13:00 y 17:00 alcanzando valores m3ximos de 6 m/s. La mayor parte del d3a el viento no alcanza a los 3 m/s. Estacionalmente (**Figura 26**) las mayores intensidades promedio se observan en los meses de primavera y verano, con un claro dominio de los vientos del Este durante el d3a y del Oeste en la noche. Los espectros de las componentes del viento (**Figura 27**) muestra que el viento local est3 dominado por los procesos diarios con picks energ3ticos muy marcados, no observ3ndose aportes a nivel sin3ptico.

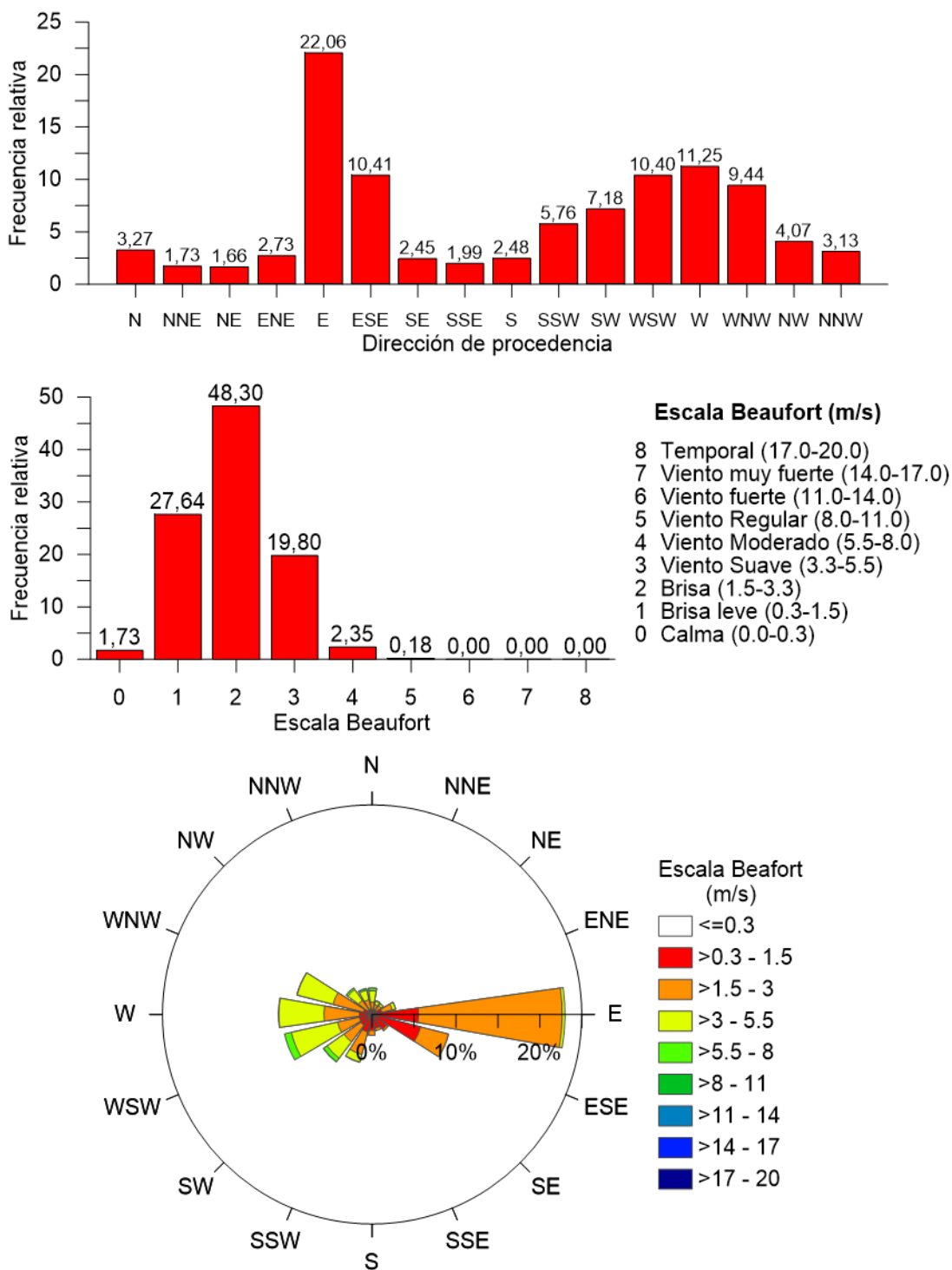


Figura 24. Frecuencias relativas por dirección de procedencia y magnitud del viento, y rosa de los vientos de la Estación Principal.

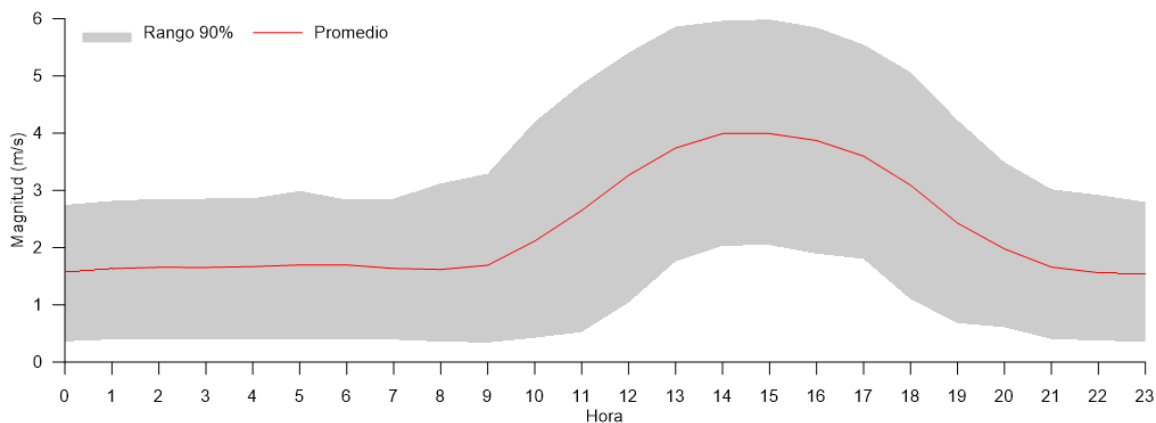


Figura 25. Variación diaria de los vientos de la Estación Principal.

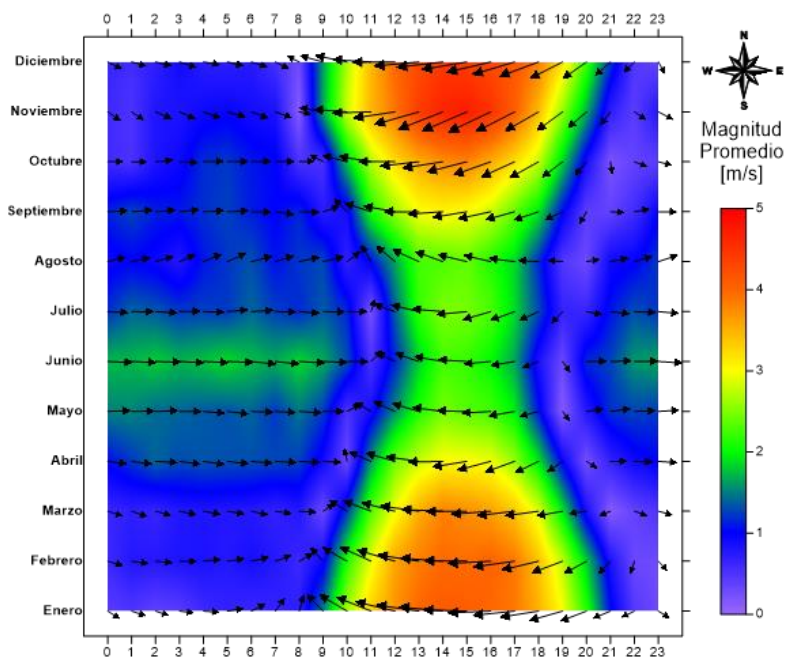


Figura 26. Variación estacional de los vientos de la Estación Principal.

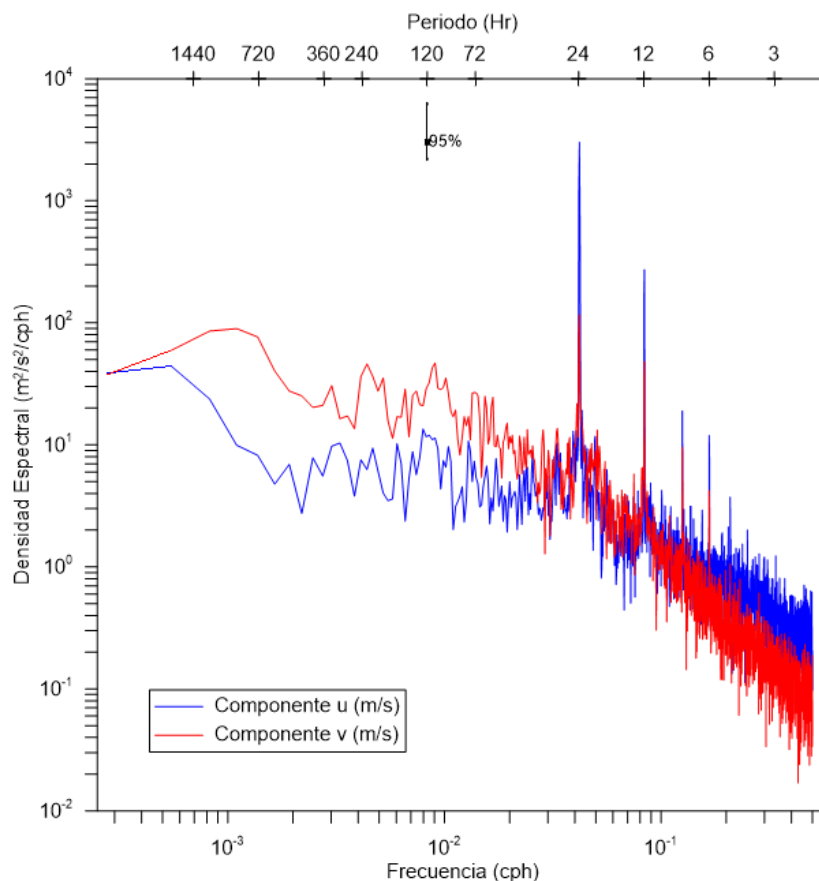


Figura 27. Espectro de las componentes de los vientos de la Estaci3n Principal.

Nivel del Mar

Los registros de la variaci3n de la marea (**Figura 28**) en invierno del 2015 y verano del 2016 muestran similar comportamiento, con la excepci3n de las alteraciones producidas por el Tsunami del d3a 17 de Septiembre del 2015 que mostro variaciones sobre 3 m.

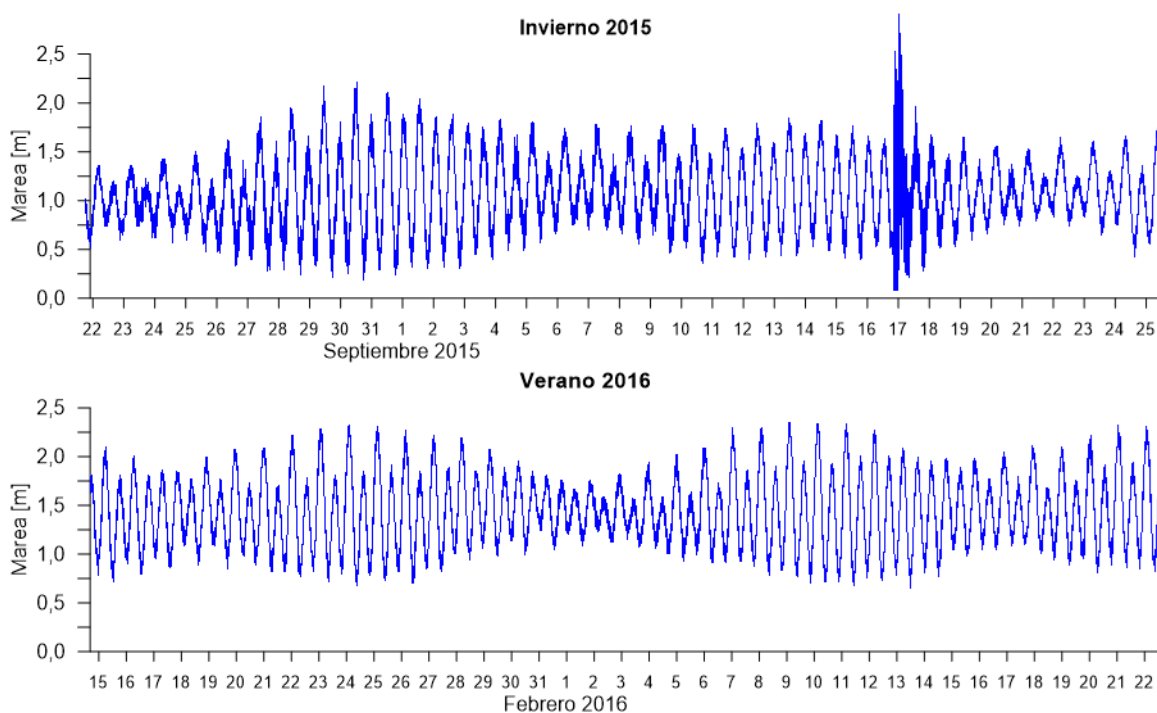


Figura 28. Series de tiempo de la marea registrada en invierno 2015 y verano 2016 en la Bahía de Quintero.

Con ambas series se realizaron los análisis que se presentan a continuación. En el caso de la serie de invierno los análisis se efectuaron con la información previa a la llegada del tsunami generado por el terremoto, con excepción del análisis armónico en que el paso del señalado evento no altera los resultados y al realizar el análisis con la serie reducida el número de armónicos obtenidos es inferior.

Los resultados del análisis armónico (**Tabla 13** y **Figura 29**) de ambos periodos muestran que casi la totalidad de las componentes aportan en la representación de las variaciones mareales en el interior de la bahía de Quintero. En el caso de los armónicos obtenidos en invierno sólo uno no aportaría (2MK5) en la explicación de la variabilidad de la marea del referido periodo; mientras que en verano dos son las componentes que no aportan (2MK5 y ALP1) a la explicación de la variabilidad de la marea.



Tabla 13.
Componentes armónicas obtenidas en las series de marea de invierno del 2015 y verano del 2016.

| Constante | Frecuencia | Invierno 2015 | | | | | | Verano 2016 | | | | | |
|-----------|------------|---------------|--------|----------|--------|-----------|--|-------------|--------|----------|--------|-----------|--|
| | | Amplitud | | Fase | | SNR | | Amplitud | | Fase | | SNR | |
| | | [m] | IC 95% | [grados] | [m] | IC 95% | | [m] | IC 95% | [grados] | IC 95% | | |
| MM | 0.00151215 | 0.057 | 0.004 | 52.62 | 3.91 | 720.89 | | 0.0242 | 0.0005 | 158.87 | 1.08 | 7622.26 | |
| MSF | 0.00282193 | 0.027 | 0.004 | 98.74 | 8.47 | 156.45 | | 0.0061 | 0.0005 | 99.89 | 4.50 | 489.49 | |
| ALP1 | 0.03439657 | 0.004 | 0.001 | 46.69 | 18.00 | 33.27 | | 0.0009 | 0.0015 | 88.54 | 115.69 | 1.24 | |
| 2Q1 | 0.03570635 | 0.008 | 0.001 | 311.39 | 8.82 | 158.53 | | 0.0029 | 0.0015 | 209.07 | 39.09 | 14.24 | |
| Q1 | 0.03721850 | 0.024 | 0.001 | 292.45 | 3.48 | 1448.42 | | 0.0153 | 0.0018 | 355.04 | 7.62 | 272.38 | |
| O1 | 0.03873065 | 0.099 | 0.001 | 316.32 | 0.59 | 23446.80 | | 0.1009 | 0.0019 | 358.33 | 1.09 | 10388.08 | |
| NO1 | 0.04026859 | 0.010 | 0.001 | 17.49 | 6.42 | 232.28 | | 0.0032 | 0.0019 | 346.65 | 35.58 | 10.92 | |
| K1 | 0.04178075 | 0.119 | 0.001 | 16.74 | 0.65 | 33361.83 | | 0.1684 | 0.0019 | 62.44 | 0.68 | 29414.81 | |
| J1 | 0.04329290 | 0.012 | 0.001 | 37.01 | 5.74 | 270.09 | | 0.0088 | 0.0019 | 78.03 | 9.33 | 81.27 | |
| OO1 | 0.04483084 | 0.014 | 0.001 | 98.51 | 4.85 | 441.93 | | 0.0138 | 0.0022 | 110.18 | 7.38 | 156.59 | |
| UPS1 | 0.04634299 | 0.007 | 0.001 | 69.34 | 12.81 | 97.90 | | 0.0017 | 0.0016 | 278.18 | 54.62 | 4.45 | |
| EPS2 | 0.07617732 | 0.007 | 0.001 | 247.12 | 12.77 | 122.42 | | 0.0041 | 0.0017 | 347.71 | 19.95 | 22.22 | |
| MU2 | 0.07768947 | 0.029 | 0.001 | 279.16 | 2.64 | 1696.14 | | 0.0178 | 0.0015 | 333.34 | 4.51 | 560.10 | |
| N2 | 0.07899925 | 0.108 | 0.001 | 316.07 | 0.70 | 27694.26 | | 0.0904 | 0.0018 | 38.65 | 1.09 | 10206.75 | |
| M2 | 0.08051140 | 0.427 | 0.002 | 339.56 | 0.21 | 292944.08 | | 0.4230 | 0.0015 | 62.00 | 0.21 | 288229.42 | |
| L2 | 0.08202355 | 0.018 | 0.002 | 314.96 | 4.23 | 499.10 | | 0.0105 | 0.0017 | 85.78 | 8.80 | 149.77 | |
| S2 | 0.08333333 | 0.172 | 0.001 | 0.25 | 0.51 | 52527.65 | | 0.1509 | 0.0014 | 96.24 | 0.59 | 42392.62 | |
| ETA2 | 0.08507364 | 0.007 | 0.002 | 75.90 | 14.03 | 62.38 | | 0.0060 | 0.0016 | 121.71 | 15.78 | 56.04 | |
| MO3 | 0.11924206 | 0.001 | 0.001 | 226.68 | 55.51 | 4.99 | | 0.0024 | 0.0004 | 356.82 | 16.71 | 109.99 | |
| M3 | 0.12076710 | 0.003 | 0.001 | 146.66 | 22.98 | 23.87 | | 0.0042 | 0.0005 | 259.59 | 5.85 | 322.84 | |
| MK3 | 0.12229215 | 0.003 | 0.001 | 122.93 | 23.54 | 26.94 | | 0.0011 | 0.0005 | 277.65 | 24.45 | 20.12 | |
| SK3 | 0.12511408 | 0.003 | 0.001 | 71.51 | 27.20 | 24.75 | | 0.0034 | 0.0004 | 271.71 | 8.79 | 254.00 | |
| MN4 | 0.15951065 | 0.002 | 0.001 | 116.87 | 21.83 | 19.63 | | 0.0009 | 0.0005 | 283.99 | 35.68 | 10.86 | |
| M4 | 0.16102280 | 0.001 | 0.001 | 150.66 | 28.90 | 15.00 | | 0.0025 | 0.0006 | 359.82 | 27.04 | 77.84 | |
| SN4 | 0.16233258 | 0.001 | 0.001 | 174.10 | 33.76 | 12.54 | | 0.0004 | 0.0005 | 244.42 | 76.06 | 3.02 | |
| MS4 | 0.16384473 | 0.002 | 0.001 | 159.12 | 18.51 | 32.86 | | 0.0003 | 0.0004 | 103.39 | 88.73 | 2.18 | |
| S4 | 0.16666667 | 0.002 | 0.001 | 34.93 | 16.07 | 51.23 | | 0.0010 | 0.0005 | 268.09 | 32.04 | 13.42 | |
| 2MK5 | 0.20280355 | 0.000 | 0.001 | 304.05 | 169.24 | 0.80 | | 0.0016 | 0.0006 | 135.71 | 13.99 | 31.42 | |
| 2SK5 | 0.20844741 | 0.003 | 0.001 | 54.74 | 15.67 | 48.32 | | 0.0011 | 0.0006 | 69.65 | 25.75 | 14.93 | |
| 2MN6 | 0.24002205 | 0.001 | 0.001 | 210.99 | 42.65 | 5.72 | | 0.0012 | 0.0008 | 108.80 | 39.96 | 8.62 | |
| M6 | 0.24153420 | 0.001 | 0.001 | 254.44 | 44.80 | 9.64 | | 0.0007 | 0.0007 | 40.02 | 68.85 | 3.87 | |
| 2MS6 | 0.24435613 | 0.001 | 0.001 | 298.78 | 33.67 | 11.17 | | 0.0003 | 0.0006 | 156.68 | 113.63 | 1.13 | |
| 2SM6 | 0.24717807 | 0.001 | 0.001 | 302.29 | 43.86 | 7.06 | | 0.0010 | 0.0007 | 53.87 | 41.47 | 7.38 | |
| 3MK7 | 0.28331495 | 0.001 | 0.001 | 149.18 | 91.30 | 2.20 | | 0.0014 | 0.0005 | 33.69 | 18.77 | 24.31 | |
| M8 | 0.32204560 | 0.002 | 0.001 | 101.73 | 27.71 | 16.64 | | 0.0003 | 0.0004 | 20.36 | 172.96 | 2.18 | |

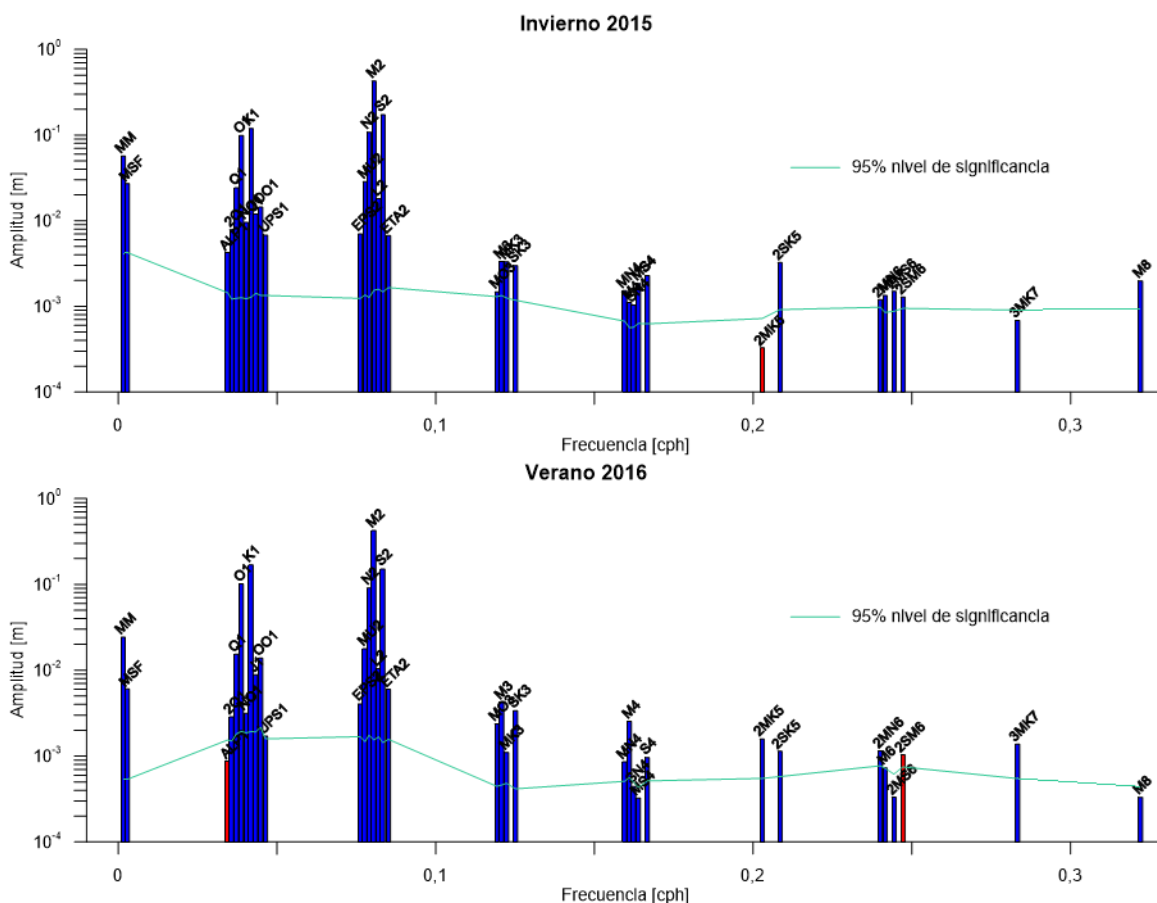


Figura 29. Amplitudes de las componentes armónicas por sus respectivas frecuencias de la marea registrada en invierno 2015 y verano 2016 en la Bahía de Quintero.

En ambos períodos el coeficiente de Courtier (Invierno $F = 0.364$ y Verano $F = 0.469$) indican que la marea es del tipo "semidiurna mixta".

Los residuales (**Figura 30**, línea verde) obtenidos de la diferencia entre el valor observado y el predicho (**Figura 30**, línea roja) fluctúan entre -20 y 30 cm en ambos periodos, con la excepción de los residuos pos-tsunami que estuvieron por sobre los 100 cm, retornando al rango normal después del 19 de septiembre.

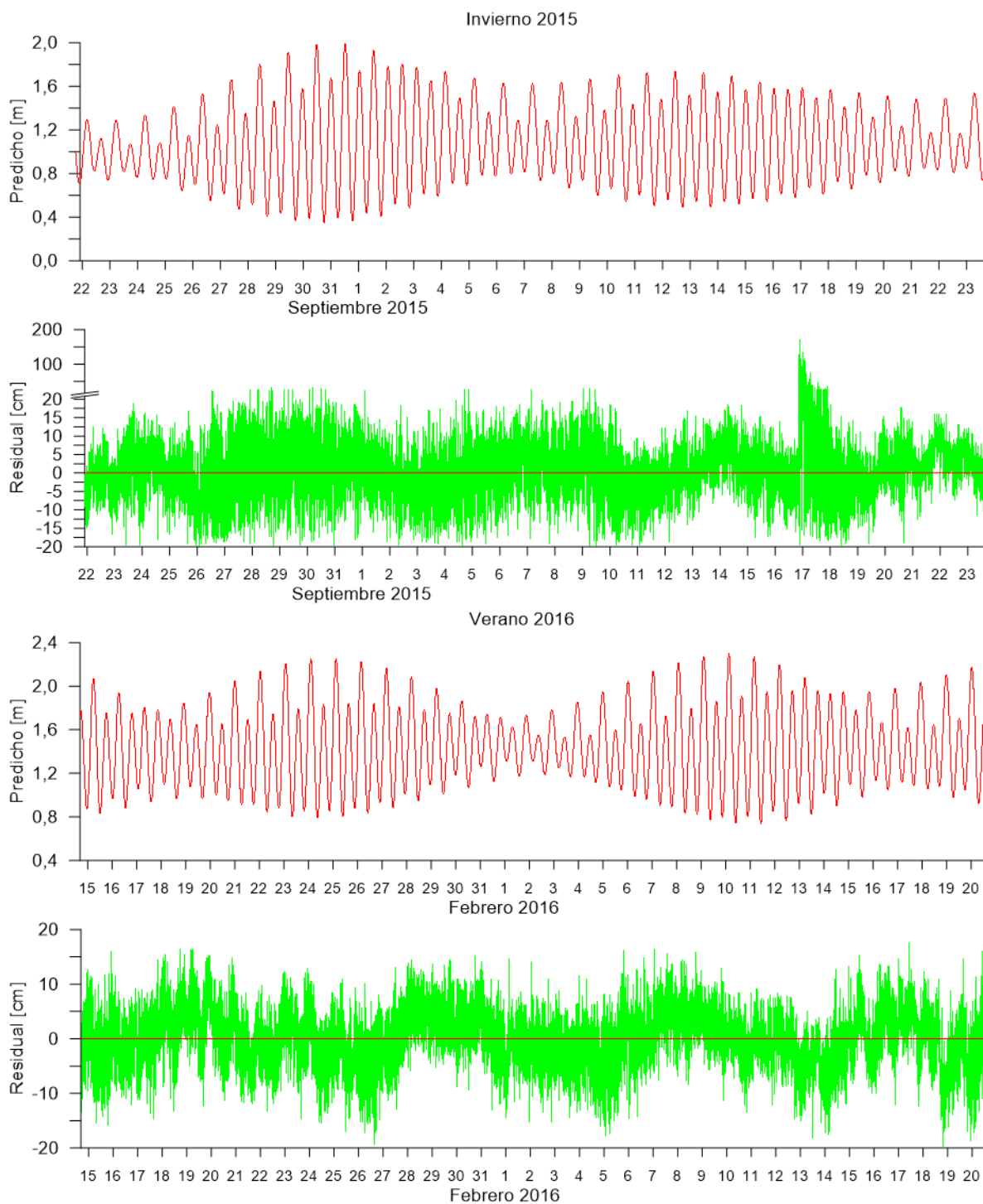


Figura 30. Series de tiempo de la marea predicha (línea roja) y residuales (línea verde) en invierno 2015 y verano 2016 en la Bahía de Quintero.



Los parámetros no armónicos (**Figura 31**) referidos al Nivel de Reducción de Sondas (NRS) obtenidos presentan valores similares, con una diferencia en el Nivel Medio del Mar de 1 centímetro entre ambos períodos (0.91 m en invierno de 2015 y 0.92 m en el verano de 2016), diferencias que se incrementa a un máximo de 6 cm en la Altura Media de la Bajamar (0.33 m en el invierno del 2015 y 0.39 m en el verano del 2016).

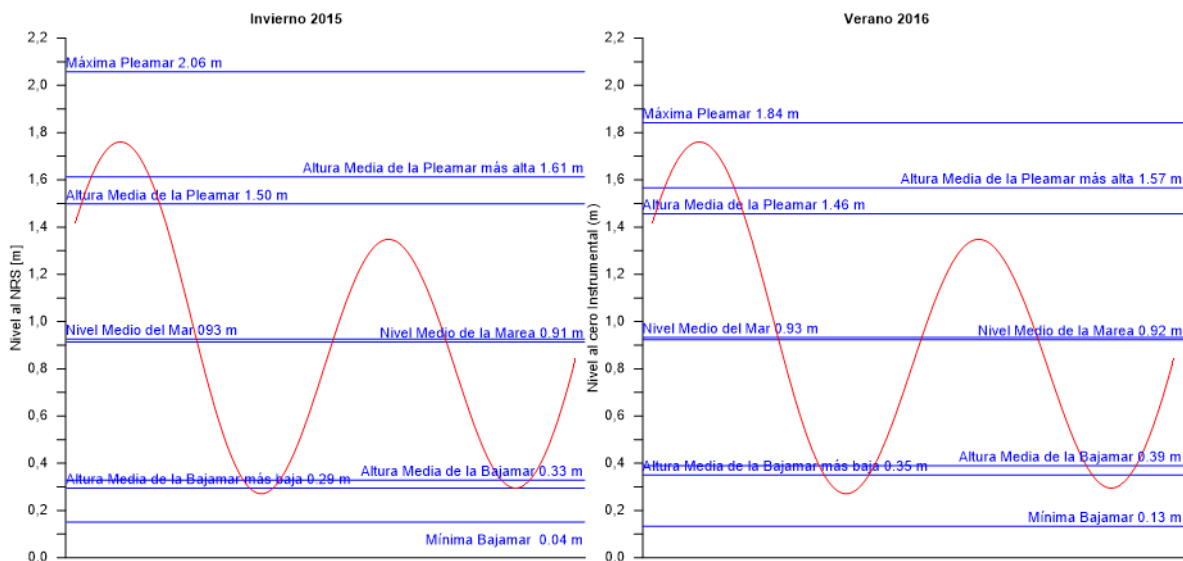


Figura 31. Parámetros no-armónicos de la marea referidos al NRS de la marea registrada en invierno 2015 y verano 2016 en la Bahía de Quintero.

Corrientes Eulerianas

ADCP Sur

Las series de tiempo de corrientes (**Figura 32**) en las capas de fondo, intermedia y superficie en invierno del 2015 y verano del 2016 muestran un predominio de corrientes de baja intensidad. En el caso de la serie de tiempo de invierno se aprecia una intensificación importante de las corrientes con el paso del tsunami de septiembre del 2015. Debido a lo anterior, en los análisis realizados sólo se utilizó la información previa al arribo de la primera onda del tsunami.

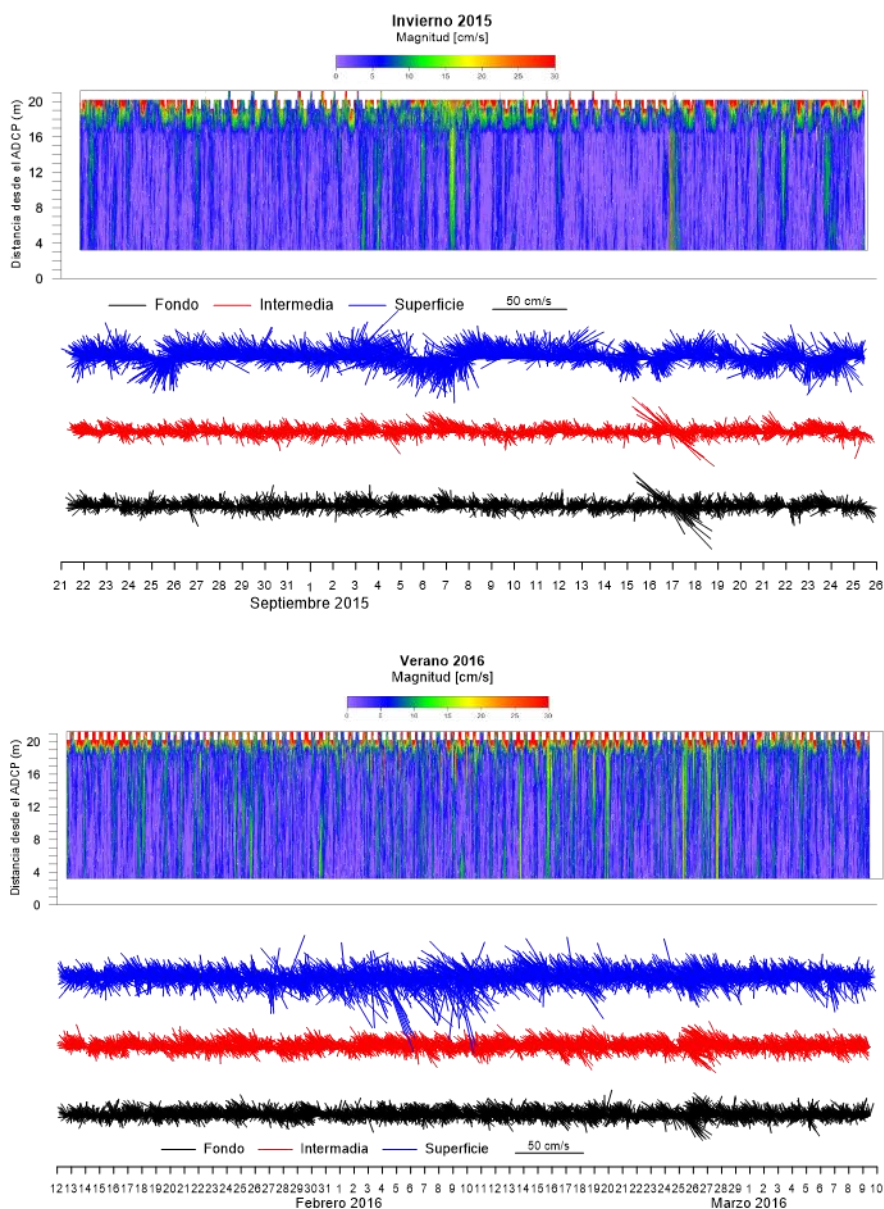


Figura 32. Series de tiempo de las corrientes registradas en las capas de fondo, intermedia y superficial del corrent3metro fondeado en el sector sur de la boca de la Bahía de Quinteros en invierno del 2015 y verano del 2016.

Las frecuencias relativas por capa de las direcciones de las corrientes (Tabla 14; Figura 33) muestran un predominio en toda la columna de agua de las corrientes al NW y W en ambas campañas de medici3n, mientras que las frecuencias relativas de las magnitudes de las corrientes (Tabla 14; Figura



34) muestran que las capas 1 a 14 (mitad inferior de la columna de agua) predominio de las corrientes con intensidades menores o iguales a 15 cm/s, mientras que las capas 15 y 16 (mitad superior de la columna de agua) presentan un incremento de las corrientes entre 15 y 20 cm/s. Lo que se ve reflejado en las rosas de corrientes (**Figura 35**) que muestran el predominio en toda la columna de agua de las corrientes al WNW, tanto en invierno del 2015 y verano del 2016, con las mayores intensidades en la capa superficial. Estos resultados se reflejan en los diagramas de vectores progresivos y en los flujos netos (**Figura 36**) que muestran que los flujos netos en el sector son salientes en toda la columna de agua tanto en invierno 2015 como en verano de 2016.

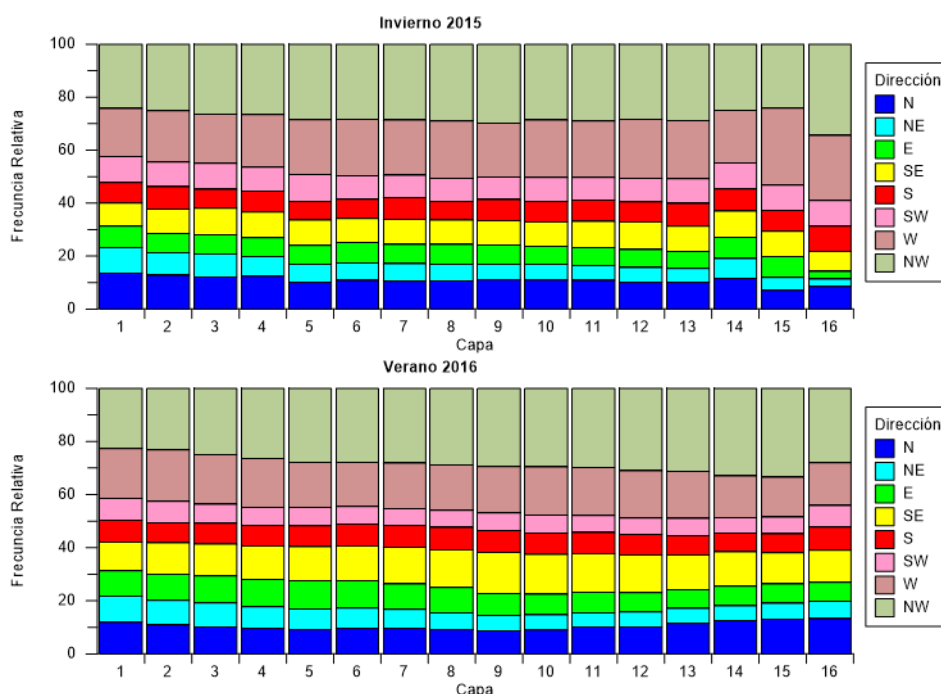


Figura 33. Frecuencias relativas de la dirección de las corrientes por capa del correntómetro fondeado en el sector sur de la boca de la Bahía de Quinteros en invierno del 2015 y verano del 2016.

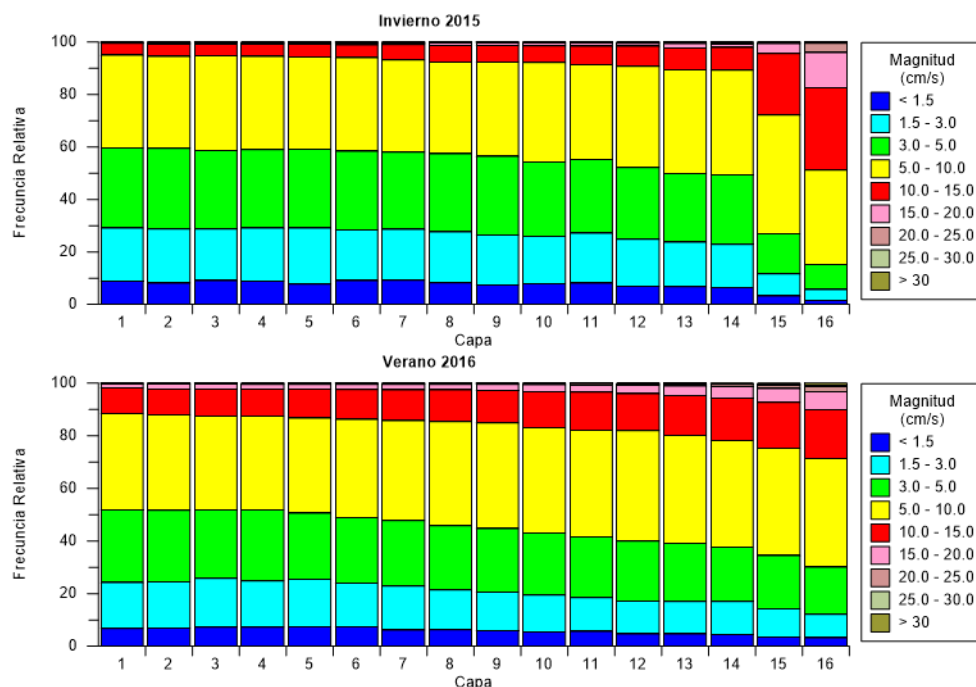


Figura 34. Frecuencias relativas de la magnitud de las corrientes por capa del corrent3metro fondeado en el sector sur de la boca de la Bahía de Quinteros en invierno del 2015 y verano del 2016.



Tabla 14.
Frecuencia relativa de las observaciones (magnitud) por capa del ADCP.
Quintero. Campaña invierno de 2015 y verano 2016.

| INVIERNO 2015 | | | | | | | | | | |
|---------------|--------------------------|--------------------------|-----------|-----------|------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------|
| Capa | Profundidad Media [m] | Rango de magnitud [cm/s] | | | | | | | | |
| | | <1,5 | 1,5 - 3,0 | 3,0 - 5,0 | 5,0 - 10,0 | 10,0 - 15,0 | 15,0 - 20,0 | 20,0 - 25,0 | 25,0 - 30,0 | >30,0 |
| 1 | 16.5 | 8.79 | 20.36 | 30.53 | 35.31 | 4.53 | 0.32 | 0.06 | 0.10 | 0.00 |
| 2 | 15.5 | 8.16 | 20.60 | 30.73 | 35.03 | 4.77 | 0.50 | 0.12 | 0.08 | 0.00 |
| 3 | 14.5 | 9.11 | 19.64 | 29.89 | 36.09 | 4.61 | 0.50 | 0.06 | 0.10 | 0.00 |
| 4 | 13.5 | 8.79 | 20.28 | 29.96 | 35.53 | 4.76 | 0.54 | 0.08 | 0.06 | 0.00 |
| 5 | 12.5 | 7.69 | 21.41 | 30.08 | 35.20 | 4.80 | 0.66 | 0.10 | 0.06 | 0.00 |
| 6 | 11.5 | 9.05 | 19.40 | 29.99 | 35.57 | 4.97 | 0.82 | 0.14 | 0.06 | 0.00 |
| 7 | 10.5 | 9.19 | 19.39 | 29.50 | 35.18 | 5.84 | 0.72 | 0.12 | 0.06 | 0.00 |
| 8 | 9.5 | 8.27 | 19.37 | 29.75 | 35.01 | 6.44 | 0.94 | 0.16 | 0.06 | 0.00 |
| 9 | 8.5 | 7.49 | 19.13 | 29.78 | 36.08 | 6.36 | 0.96 | 0.12 | 0.08 | 0.00 |
| 10 | 7.5 | 7.85 | 18.24 | 28.30 | 37.87 | 6.30 | 1.20 | 0.16 | 0.08 | 0.00 |
| 11 | 6.5 | 8.13 | 19.00 | 28.20 | 36.16 | 6.96 | 1.20 | 0.26 | 0.08 | 0.00 |
| 12 | 5.5 | 6.88 | 17.90 | 27.44 | 38.56 | 7.63 | 1.18 | 0.32 | 0.08 | 0.00 |
| 13 | 4.5 | 6.78 | 16.98 | 26.19 | 39.61 | 8.33 | 1.59 | 0.38 | 0.14 | 0.00 |
| 14 | 3.5 | 6.45 | 16.49 | 26.46 | 39.90 | 8.67 | 1.35 | 0.44 | 0.24 | 0.00 |
| 15 | 2.5 | 3.19 | 8.43 | 15.39 | 45.22 | 23.41 | 3.81 | 0.46 | 0.10 | 0.00 |
| 16 | 1.5 | 1.58 | 4.13 | 9.40 | 36.08 | 31.39 | 13.44 | 3.49 | 0.49 | 0.00 |

| VERANO 2106 | | | | | | | | | | |
|-------------|--------------------------|--------------------------|-----------|-----------|------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------|
| Capa | Profundidad Media [m] | Rango de magnitud [cm/s] | | | | | | | | |
| | | <1,5 | 1,5 - 3,0 | 3,0 - 5,0 | 5,0 - 10,0 | 10,0 - 15,0 | 15,0 - 20,0 | 20,0 - 25,0 | 25,0 - 30,0 | >30,0 |
| 1 | 16.7 | 6.78 | 17.38 | 27.61 | 36.76 | 9.75 | 1.45 | 0.22 | 0.05 | 0.00 |
| 2 | 15.7 | 6.84 | 17.59 | 27.30 | 36.32 | 9.83 | 1.88 | 0.18 | 0.06 | 0.00 |
| 3 | 14.7 | 7.25 | 18.58 | 26.02 | 35.73 | 10.19 | 1.88 | 0.29 | 0.06 | 0.00 |
| 4 | 13.7 | 7.21 | 17.67 | 26.98 | 35.57 | 10.39 | 1.75 | 0.35 | 0.06 | 0.01 |
| 5 | 12.7 | 7.37 | 18.14 | 25.11 | 36.10 | 10.96 | 1.91 | 0.31 | 0.10 | 0.01 |
| 6 | 11.7 | 7.49 | 16.62 | 24.92 | 37.19 | 11.37 | 1.99 | 0.35 | 0.07 | 0.00 |
| 7 | 10.7 | 6.17 | 16.78 | 24.77 | 38.10 | 11.63 | 2.10 | 0.33 | 0.10 | 0.01 |
| 8 | 9.7 | 6.32 | 15.13 | 24.39 | 39.56 | 12.02 | 2.16 | 0.31 | 0.10 | 0.01 |
| 9 | 8.7 | 5.88 | 14.81 | 24.05 | 40.11 | 12.34 | 2.38 | 0.28 | 0.13 | 0.01 |
| 10 | 7.7 | 5.41 | 14.03 | 23.59 | 40.03 | 13.63 | 2.73 | 0.45 | 0.12 | 0.01 |
| 11 | 6.7 | 5.63 | 12.84 | 23.04 | 40.72 | 14.35 | 2.76 | 0.55 | 0.10 | 0.01 |
| 12 | 5.7 | 4.64 | 12.45 | 22.94 | 41.99 | 13.99 | 3.17 | 0.66 | 0.11 | 0.05 |
| 13 | 4.7 | 4.72 | 12.26 | 22.20 | 41.11 | 15.04 | 3.57 | 0.79 | 0.22 | 0.09 |
| 14 | 3.7 | 4.41 | 12.60 | 20.82 | 40.49 | 15.98 | 4.37 | 0.87 | 0.28 | 0.17 |
| 15 | 2.7 | 3.45 | 10.89 | 20.10 | 40.80 | 17.43 | 5.27 | 1.26 | 0.35 | 0.45 |
| 16 | 1.7 | 3.21 | 8.89 | 17.98 | 41.35 | 18.52 | 6.81 | 2.00 | 0.60 | 0.65 |

**Tabla. 15**

Frecuencia relativa de las observaciones (dirección) por capa del ADCP. Quintero. Campaña invierno de 2015 y verano 2016.

| INVIERNO 2015 | | | | | | | | | |
|---------------|-------------|-----------|------|------|-------|------|-------|-------|-------|
| Capa | Profundidad | Dirección | | | | | | | |
| | Media [m] | N | NE | E | SE | S | SW | W | NW |
| 1 | 16.5 | 13.59 | 9.64 | 8.10 | 8.70 | 7.76 | 9.82 | 18.12 | 24.26 |
| 2 | 15.5 | 12.79 | 8.56 | 7.14 | 9.22 | 8.50 | 9.36 | 19.29 | 25.14 |
| 3 | 14.5 | 12.25 | 8.52 | 7.30 | 9.96 | 7.16 | 9.80 | 18.64 | 26.36 |
| 4 | 13.5 | 12.43 | 7.34 | 7.16 | 9.70 | 7.94 | 8.96 | 19.87 | 26.60 |
| 5 | 12.5 | 10.16 | 6.68 | 7.24 | 9.54 | 7.18 | 10.10 | 20.59 | 28.51 |
| 6 | 11.5 | 10.87 | 6.64 | 7.60 | 9.10 | 7.30 | 8.76 | 21.55 | 28.19 |
| 7 | 10.5 | 10.53 | 6.56 | 7.28 | 9.66 | 8.00 | 8.54 | 20.75 | 28.69 |
| 8 | 9.5 | 10.71 | 6.32 | 7.40 | 9.16 | 7.10 | 8.74 | 21.65 | 28.93 |
| 9 | 8.5 | 11.23 | 5.83 | 7.18 | 9.26 | 7.82 | 8.62 | 20.35 | 29.71 |
| 10 | 7.5 | 10.93 | 6.09 | 6.66 | 9.32 | 7.76 | 8.88 | 21.67 | 28.69 |
| 11 | 6.5 | 10.81 | 5.79 | 6.66 | 9.86 | 7.94 | 8.58 | 21.31 | 29.05 |
| 12 | 5.5 | 10.12 | 5.59 | 6.80 | 10.45 | 7.58 | 8.78 | 22.41 | 28.27 |
| 13 | 4.5 | 10.08 | 5.21 | 6.60 | 9.34 | 8.68 | 9.28 | 22.05 | 28.75 |
| 14 | 3.5 | 11.56 | 7.51 | 8.05 | 9.85 | 8.43 | 9.87 | 19.91 | 24.82 |
| 15 | 2.5 | 7.12 | 4.81 | 7.96 | 9.46 | 7.98 | 9.54 | 29.03 | 24.10 |
| 16 | 1.5 | 8.54 | 2.83 | 2.87 | 7.52 | 9.52 | 9.73 | 24.58 | 34.41 |

| VERANO 2016 | | | | | | | | | |
|-------------|-------------|-----------|------|-------|-------|------|------|-------|-------|
| Capa | Profundidad | Dirección | | | | | | | |
| | Media [m] | N | NE | E | SE | S | SW | W | NW |
| 1 | 16.7 | 11.94 | 9.84 | 9.57 | 10.85 | 8.09 | 8.25 | 18.83 | 22.63 |
| 2 | 15.7 | 10.95 | 9.17 | 9.83 | 11.90 | 7.47 | 8.10 | 19.41 | 23.18 |
| 3 | 14.7 | 10.23 | 8.92 | 10.19 | 11.95 | 7.96 | 7.16 | 18.69 | 24.91 |
| 4 | 13.7 | 9.65 | 8.07 | 10.41 | 12.65 | 7.65 | 6.87 | 18.28 | 26.42 |
| 5 | 12.7 | 9.14 | 7.85 | 10.72 | 12.73 | 7.82 | 6.97 | 17.04 | 27.74 |
| 6 | 11.7 | 9.57 | 7.74 | 10.44 | 13.04 | 8.07 | 6.66 | 16.63 | 27.86 |
| 7 | 10.7 | 9.79 | 7.00 | 9.50 | 13.87 | 8.33 | 6.35 | 16.97 | 28.18 |
| 8 | 9.7 | 9.14 | 6.39 | 9.43 | 14.27 | 8.43 | 6.38 | 17.16 | 28.79 |
| 9 | 8.7 | 8.74 | 5.80 | 8.33 | 15.46 | 8.11 | 6.68 | 17.34 | 29.52 |
| 10 | 7.7 | 8.99 | 5.66 | 7.87 | 14.98 | 7.99 | 6.82 | 18.07 | 29.61 |
| 11 | 6.7 | 10.17 | 5.30 | 7.69 | 14.70 | 7.85 | 6.43 | 18.18 | 29.68 |
| 12 | 5.7 | 10.12 | 5.65 | 7.26 | 14.19 | 7.83 | 6.12 | 17.78 | 31.05 |
| 13 | 4.7 | 11.43 | 5.67 | 7.08 | 13.19 | 7.20 | 6.51 | 17.68 | 31.25 |
| 14 | 3.7 | 12.65 | 5.51 | 7.31 | 13.01 | 7.06 | 5.87 | 15.68 | 32.91 |
| 15 | 2.7 | 13.11 | 5.96 | 7.28 | 11.67 | 7.15 | 6.35 | 15.01 | 33.46 |
| 16 | 1.7 | 13.27 | 6.50 | 7.14 | 12.19 | 8.62 | 8.14 | 16.16 | 27.99 |

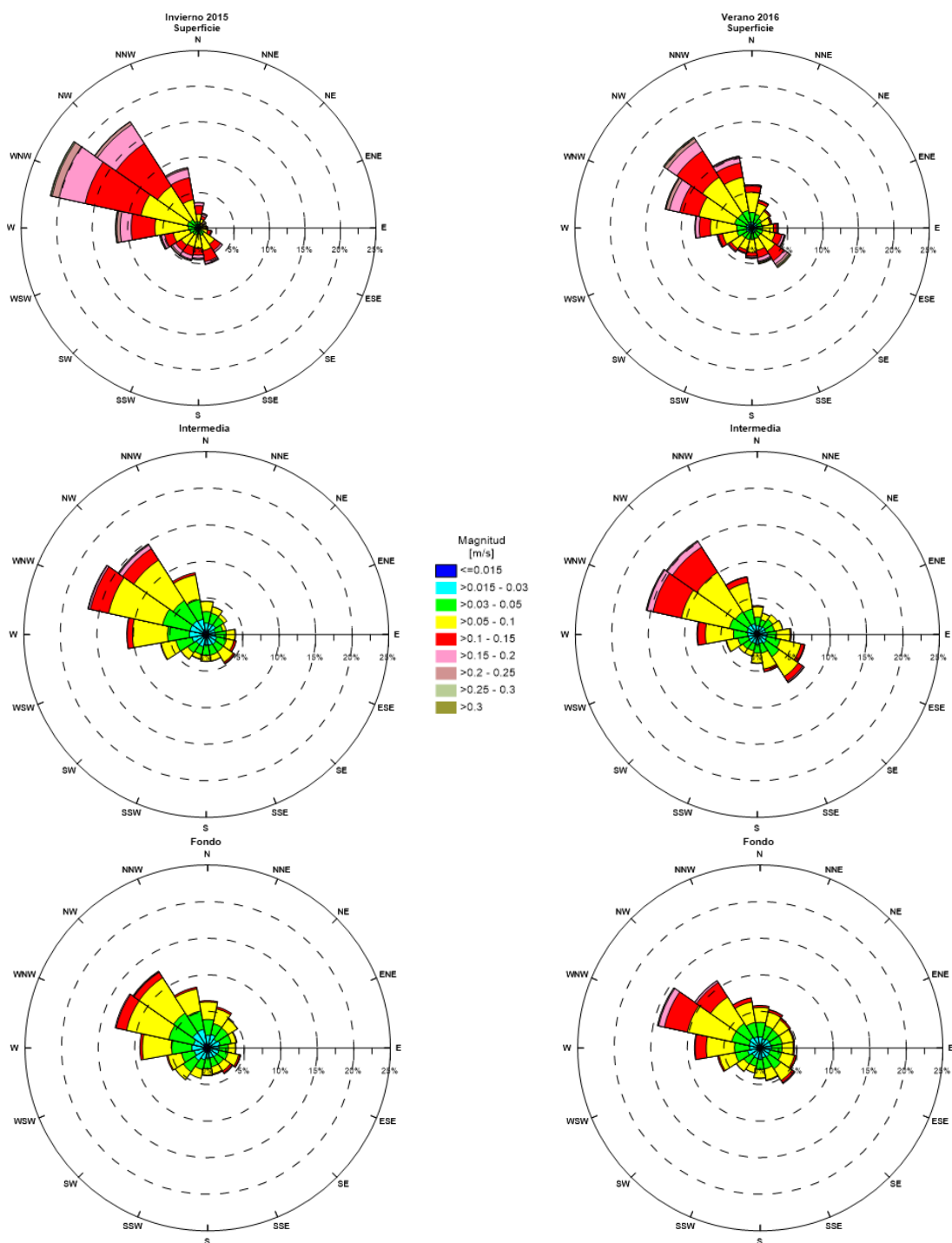


Figura 35. Rosa de corrientes de las series de tiempo de las capas de fondo, intermedia y superficial del corrent3metro fondeado en el sector sur de la boca de la Bahía de Quinteros en invierno del 2015 y verano del 2016.

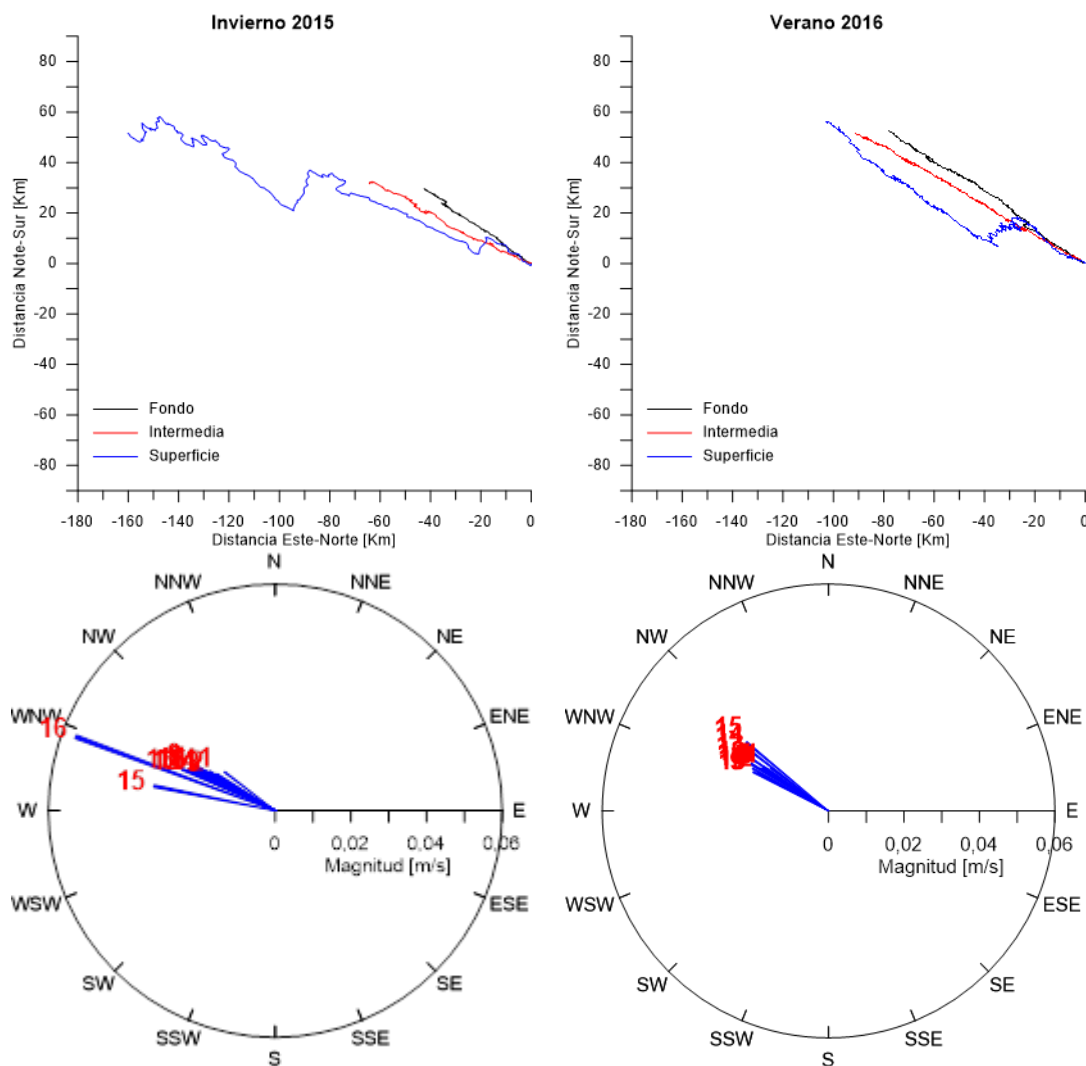


Figura 36. Panel superior diagramas de vectores progresivos de las corrientes en las capas de fondo, intermedia y superficial del correntómetro fondeado en el sector sur de la boca de la Bahía de Quinteros en invierno del 2015 y verano del 2016. Panel inferior flujos netos de los periodos analizados en las capas de fondo, intermedia, y superficial.

Los espectros de las componentes de la corriente (**Figura 37**) muestran predominio en las frecuencias diurnas asociadas tanto a la marea como a las variaciones diurnas del viento, no observándose energía asociada a los procesos sinópticos. Lo último, implica que en el sector sur de la boca de la bahía está protegida de los efectos de los procesos de surgencia que ocurren al exterior de ésta.

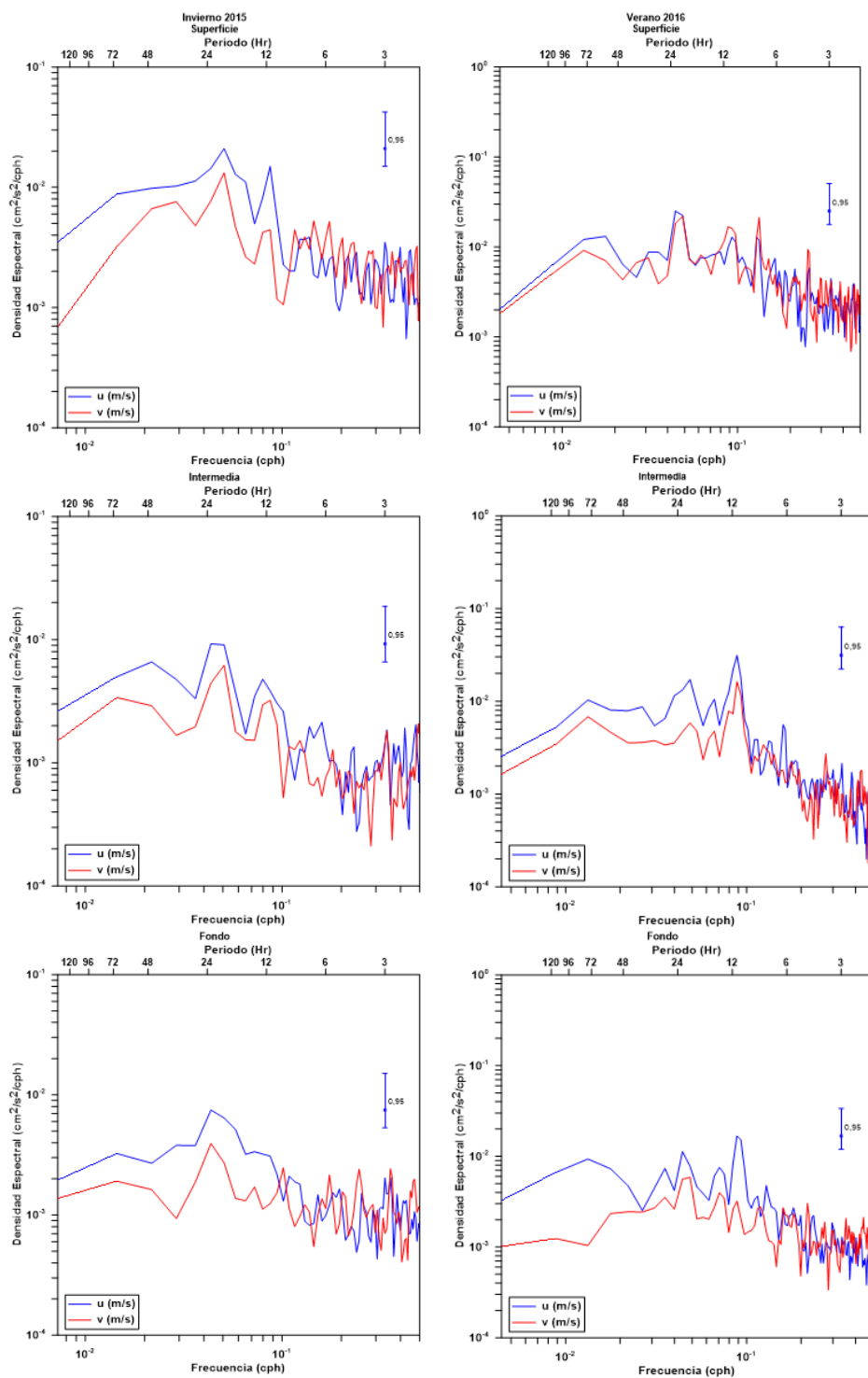


Figura 37. Espectros obtenidos por componentes de las corrientes en las capas de fondo, intermedia y superficial en el invierno del 2015 y del verano del 2016.

ADCP Norte

Los registros del correntómetro del sector norte de la boca de la bahía fondeado en el verano del 2016 no pudieron ser utilizados debido a la inclinación alcanzada por la estructura del equipo provocada por las marejadas del periodo, sin embargo, el registro de invierno del 2015 (**Figura 38**) también muestra las alteraciones producidas por el paso del tsunami en septiembre del 2015, por lo que los análisis realizados sólo consideraron un período hasta antes de la llegada de la primera onda del tsunami.

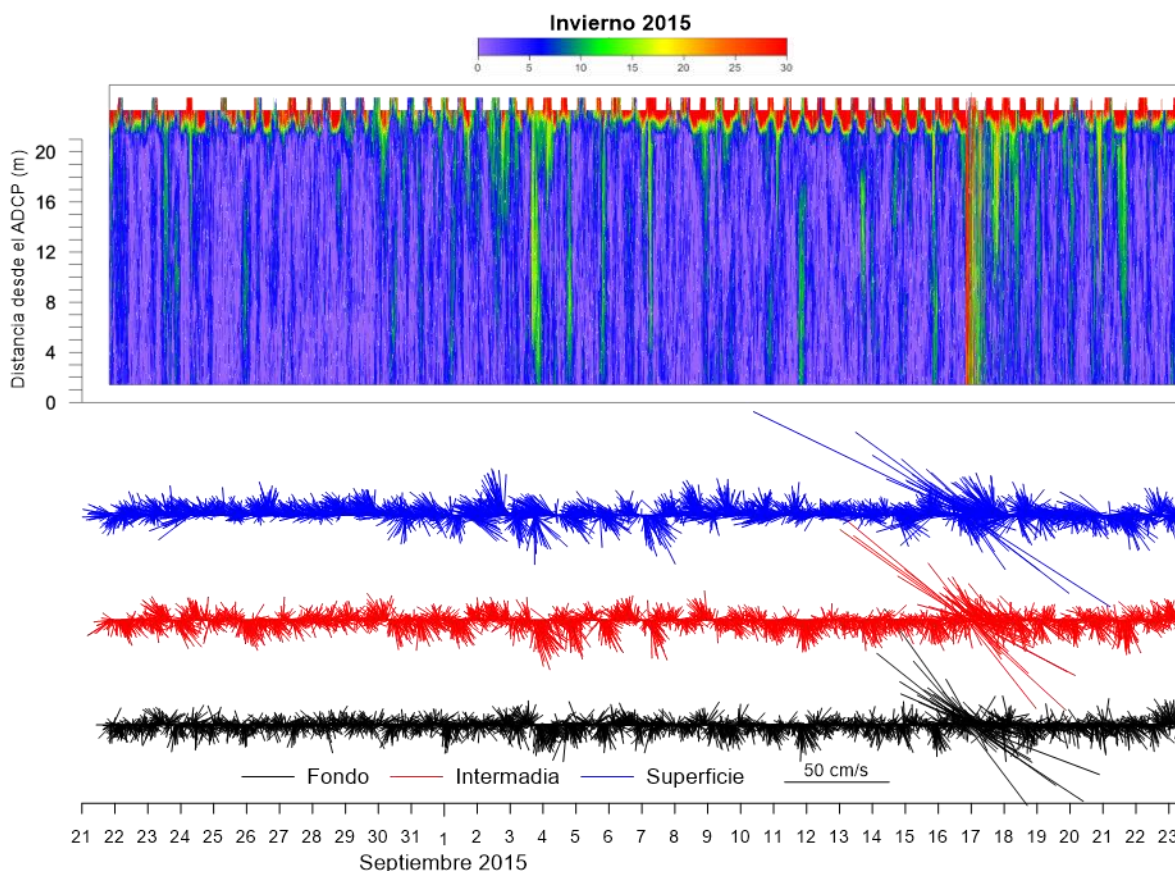


Figura 38. Series de tiempo de las corrientes registradas en las capas de fondo, intermedia y superficial del correntómetro fondeado en el sector norte de la boca de la Bahía de Quinteros en invierno del 2015.

Las corrientes de este sector (**Figura 39**) al igual que las registradas en el sector sur de la boca también presentan una baja intensidad, pero a diferencia del sector sur sólo en la capa superficial las corrientes dominantes (**Figuras 40 y 41; Tabla 16**) son al WNW, mientras que la capa intermedia presenta un predominio al SSE y las de la capa de fondo al S y SSE. Esto se refleja en los diagramas



de vectores progresivos y en los flujos netos (**Figura 41**), flujos que muestran que de superficie a fondo la circulación rota en sentido anti-reloj desde el WNW al SSE.

Los espectros (**Figura 42**) muestran similar condición a lo observado en el sector sur de la boca del ADCP, es decir un predominio de los procesos diarios de marea y viento, no apreciándose la influencia de la surgencia costera que se puede presentar fuera de la Bahía.

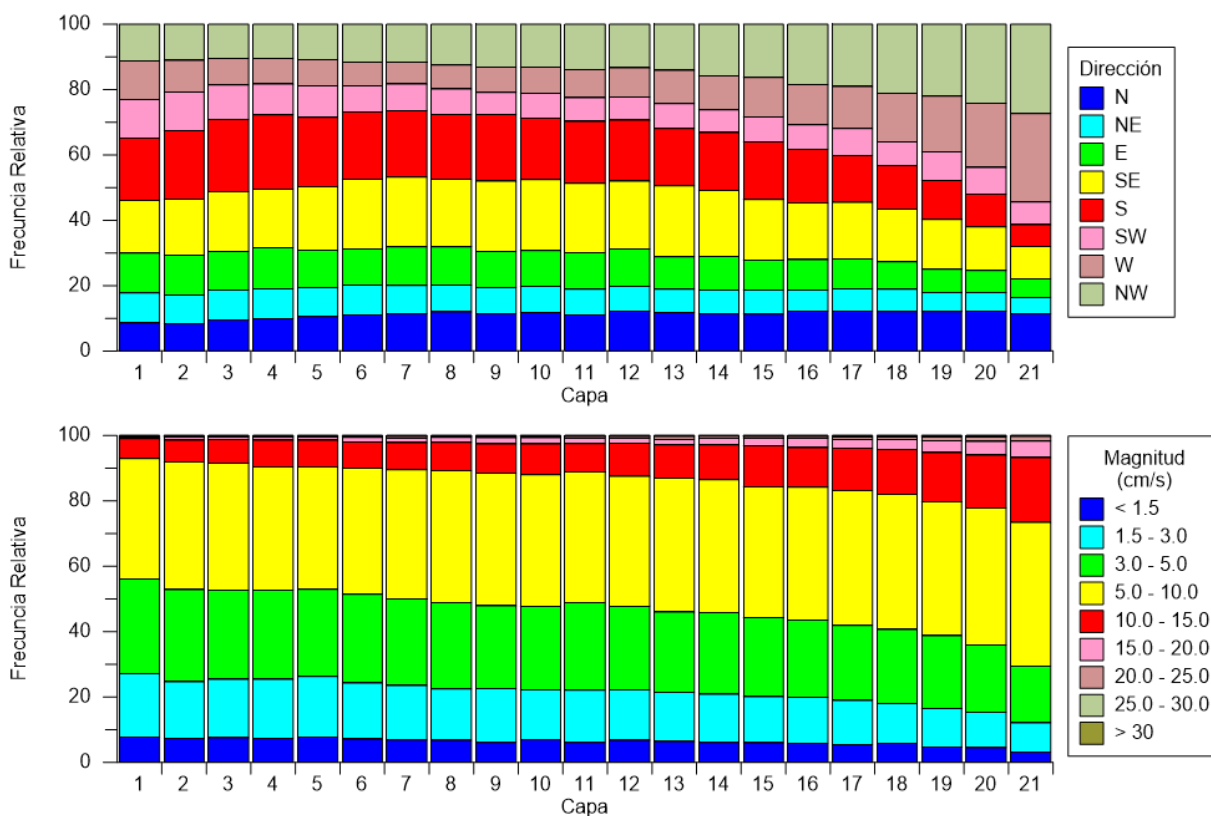


Figura 41. Frecuencias relativas de la dirección de las corrientes (panel superior) y de las magnitudes (panel inferior) por capa del correntómetro fondeado en el sector sur de la boca de la Bahía de Quinteros en invierno del 2015

**Tabla 16**

Frecuencia relativa de las observaciones (dirección y magnitud) por capa del ADCP. Quintero. Campaña invierno de 2015. Fondeo Norte.

| Capa | Profundidad Media [m] | Rango de magnitud [cm/s] | | | | | | | | |
|------|--------------------------|--------------------------|-----------|-----------|------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------|
| | | <1,5 | 1,5 - 3,0 | 3,0 - 5,0 | 5,0 - 10,0 | 10,0 - 15,0 | 15,0 - 20,0 | 20,0 - 25,0 | 25,0 - 30,0 | >30,0 |
| 1 | 21.88 | 7.78 | 19.49 | 28.87 | 36.79 | 6.09 | 0.52 | 0.20 | 0.26 | 0.00 |
| 2 | 20.88 | 7.32 | 17.30 | 28.28 | 39.13 | 6.61 | 0.88 | 0.20 | 0.28 | 0.00 |
| 3 | 19.89 | 7.50 | 17.95 | 27.26 | 38.93 | 7.18 | 0.72 | 0.22 | 0.24 | 0.00 |
| 4 | 18.89 | 7.40 | 18.01 | 27.20 | 37.76 | 8.20 | 0.94 | 0.24 | 0.24 | 0.00 |
| 5 | 17.89 | 7.80 | 18.46 | 26.70 | 37.52 | 8.06 | 0.99 | 0.20 | 0.28 | 0.00 |
| 6 | 16.90 | 7.12 | 17.15 | 27.18 | 38.52 | 8.04 | 1.47 | 0.28 | 0.24 | 0.00 |
| 7 | 15.90 | 6.85 | 16.66 | 26.47 | 39.56 | 8.26 | 1.47 | 0.46 | 0.26 | 0.00 |
| 8 | 14.90 | 6.71 | 15.72 | 26.39 | 40.40 | 8.70 | 1.49 | 0.34 | 0.24 | 0.00 |
| 9 | 13.91 | 6.09 | 16.50 | 25.34 | 40.63 | 8.90 | 1.85 | 0.42 | 0.28 | 0.00 |
| 10 | 12.91 | 6.91 | 15.27 | 25.63 | 40.18 | 9.42 | 1.91 | 0.42 | 0.26 | 0.00 |
| 11 | 11.91 | 6.05 | 16.04 | 26.85 | 39.91 | 8.68 | 1.73 | 0.50 | 0.24 | 0.00 |
| 12 | 10.92 | 6.77 | 15.53 | 25.53 | 39.69 | 10.12 | 1.47 | 0.62 | 0.26 | 0.00 |
| 13 | 9.92 | 6.35 | 15.19 | 24.42 | 41.00 | 10.17 | 1.73 | 0.86 | 0.28 | 0.00 |
| 14 | 8.92 | 6.08 | 14.79 | 25.02 | 40.59 | 10.73 | 1.97 | 0.60 | 0.22 | 0.00 |
| 15 | 7.92 | 5.98 | 14.12 | 24.21 | 40.12 | 12.49 | 2.29 | 0.48 | 0.30 | 0.00 |
| 16 | 6.93 | 5.76 | 14.21 | 23.53 | 40.77 | 12.05 | 2.86 | 0.54 | 0.28 | 0.00 |
| 17 | 5.93 | 5.36 | 13.63 | 22.95 | 41.23 | 13.07 | 2.68 | 0.74 | 0.34 | 0.00 |
| 18 | 4.93 | 5.80 | 12.28 | 22.60 | 41.34 | 13.70 | 3.18 | 0.76 | 0.34 | 0.00 |
| 19 | 3.94 | 4.63 | 11.86 | 22.30 | 40.97 | 15.05 | 3.71 | 1.11 | 0.38 | 0.00 |
| 20 | 2.94 | 4.49 | 10.89 | 20.48 | 41.97 | 16.17 | 4.21 | 1.39 | 0.40 | 0.00 |
| 21 | 1.94 | 3.20 | 8.91 | 17.38 | 43.90 | 19.85 | 5.10 | 1.35 | 0.30 | 0.00 |

| Capa | Profundidad Media [m] | Dirección | | | | | | | |
|------|--------------------------|-----------|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | | N | NE | E | SE | S | SW | W | NW |
| 1 | 21.88 | 8.63 | 9.11 | 12.24 | 16.13 | 19.10 | 11.84 | 11.74 | 11.20 |
| 2 | 20.88 | 8.39 | 8.79 | 12.12 | 17.24 | 20.87 | 11.82 | 9.75 | 11.02 |
| 3 | 19.89 | 9.63 | 9.01 | 11.88 | 18.30 | 21.99 | 10.62 | 8.23 | 10.34 |
| 4 | 18.89 | 9.91 | 9.15 | 12.56 | 17.98 | 22.64 | 9.43 | 7.93 | 10.40 |
| 5 | 17.89 | 10.54 | 8.99 | 11.32 | 19.49 | 21.17 | 9.71 | 8.01 | 10.78 |
| 6 | 16.90 | 11.16 | 9.13 | 11.02 | 21.27 | 20.61 | 8.09 | 7.20 | 11.52 |
| 7 | 15.90 | 11.46 | 8.63 | 11.76 | 21.33 | 20.45 | 8.05 | 6.66 | 11.66 |
| 8 | 14.90 | 11.98 | 8.21 | 11.72 | 20.65 | 19.83 | 7.81 | 7.37 | 12.44 |
| 9 | 13.91 | 11.44 | 8.01 | 11.06 | 21.43 | 20.43 | 6.72 | 7.89 | 13.02 |
| 10 | 12.91 | 11.78 | 8.09 | 10.84 | 21.73 | 18.78 | 7.63 | 7.97 | 13.18 |
| 11 | 11.91 | 11.14 | 7.83 | 11.20 | 21.11 | 18.98 | 7.28 | 8.61 | 13.85 |
| 12 | 10.92 | 12.28 | 7.63 | 11.36 | 20.67 | 18.68 | 7.06 | 8.95 | 13.37 |
| 13 | 9.92 | 11.80 | 7.16 | 9.89 | 21.69 | 17.56 | 7.61 | 10.19 | 14.09 |
| 14 | 8.92 | 11.40 | 7.22 | 10.27 | 20.31 | 17.60 | 6.96 | 10.36 | 15.87 |
| 15 | 7.92 | 11.24 | 7.53 | 9.05 | 18.58 | 17.64 | 7.69 | 11.94 | 16.34 |
| 16 | 6.93 | 12.12 | 6.62 | 9.23 | 17.30 | 16.54 | 7.45 | 12.26 | 18.48 |
| 17 | 5.93 | 12.20 | 6.92 | 9.01 | 17.38 | 14.43 | 8.13 | 12.86 | 19.06 |
| 18 | 4.93 | 12.00 | 6.92 | 8.39 | 16.09 | 13.39 | 7.28 | 14.89 | 21.03 |
| 19 | 3.94 | 12.06 | 5.84 | 7.10 | 15.23 | 12.08 | 8.71 | 16.94 | 22.03 |
| 20 | 2.94 | 12.14 | 5.74 | 6.74 | 13.33 | 10.01 | 8.23 | 19.65 | 24.16 |
| 21 | 1.94 | 11.44 | 4.96 | 5.64 | 9.93 | 6.66 | 6.96 | 27.05 | 27.35 |

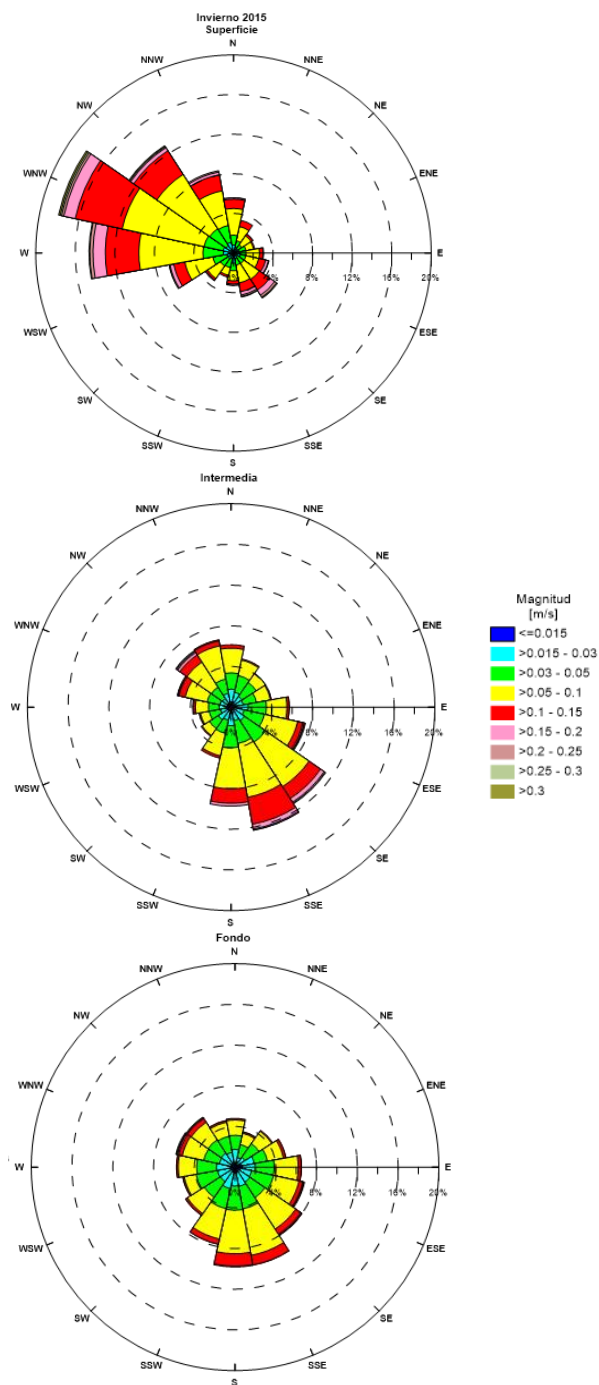


Figura 42. Rosa de corrientes de las series de tiempo de las capas de fondo, intermedia y superficial del corrent3metro fondeado en el sector norte de la boca de la Bahía de Quinteros en invierno del 2015.

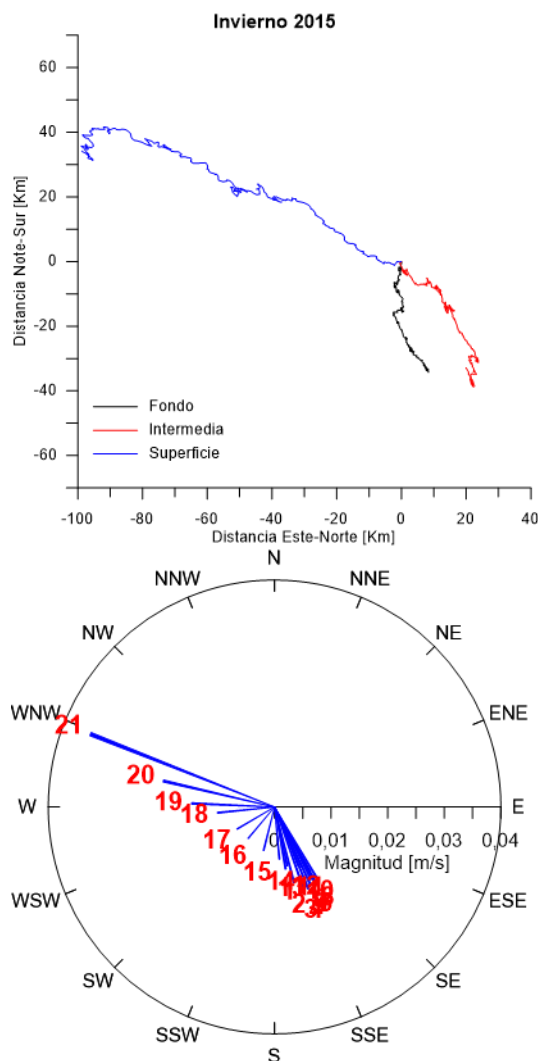


Figura 43. Panel superior diagramas de vectores progresivos de las corrientes en las capas de fondo, intermedia y superficial del corrent3metro fondeado en el sector sur de la Bah3a de Quinteros en invierno del 2015. Panel inferior flujos netos de los periodos analizados en las capas de fondo, intermedia, y superficial.

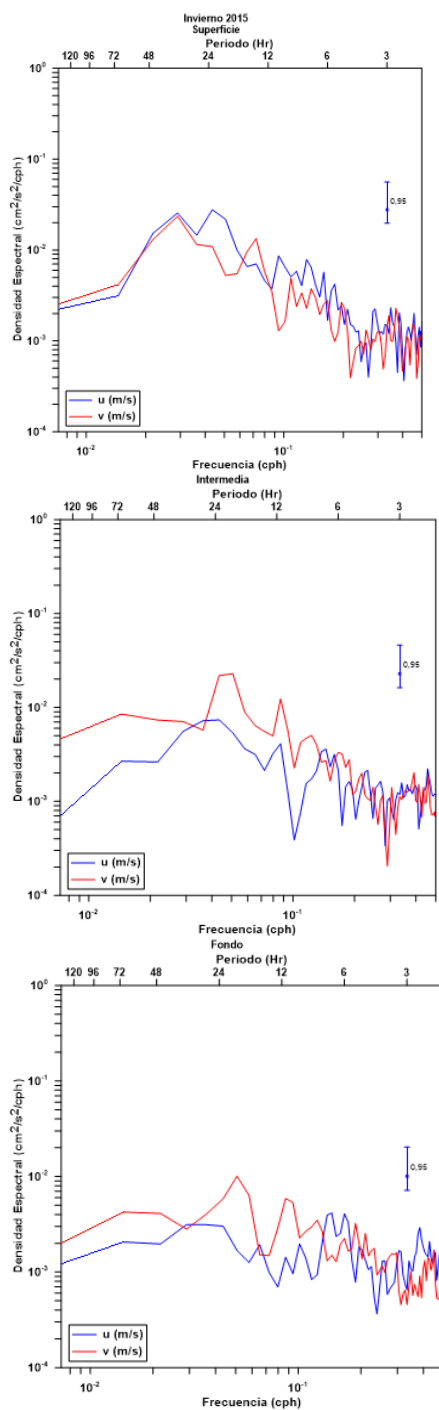


Figura 44. Espectros obtenidos por componentes de las corrientes en las capas de fondo, intermedia y superficial en el invierno del 2015.

Mediciones ADCP Anteriores

Como se indic3 en forma complementaria se presentan resultados obtenidos en campa1as previas de mediciones de corrientes en la columna de agua realizadas en el sector del muelle de Oxiquim por periodos de 15 d1as en el invierno del 2006 y verano del 2008 (**Figura 45**). Los registros de estas mediciones fueron reprocesados utilizando la metodolog1a indicada en este estudio.

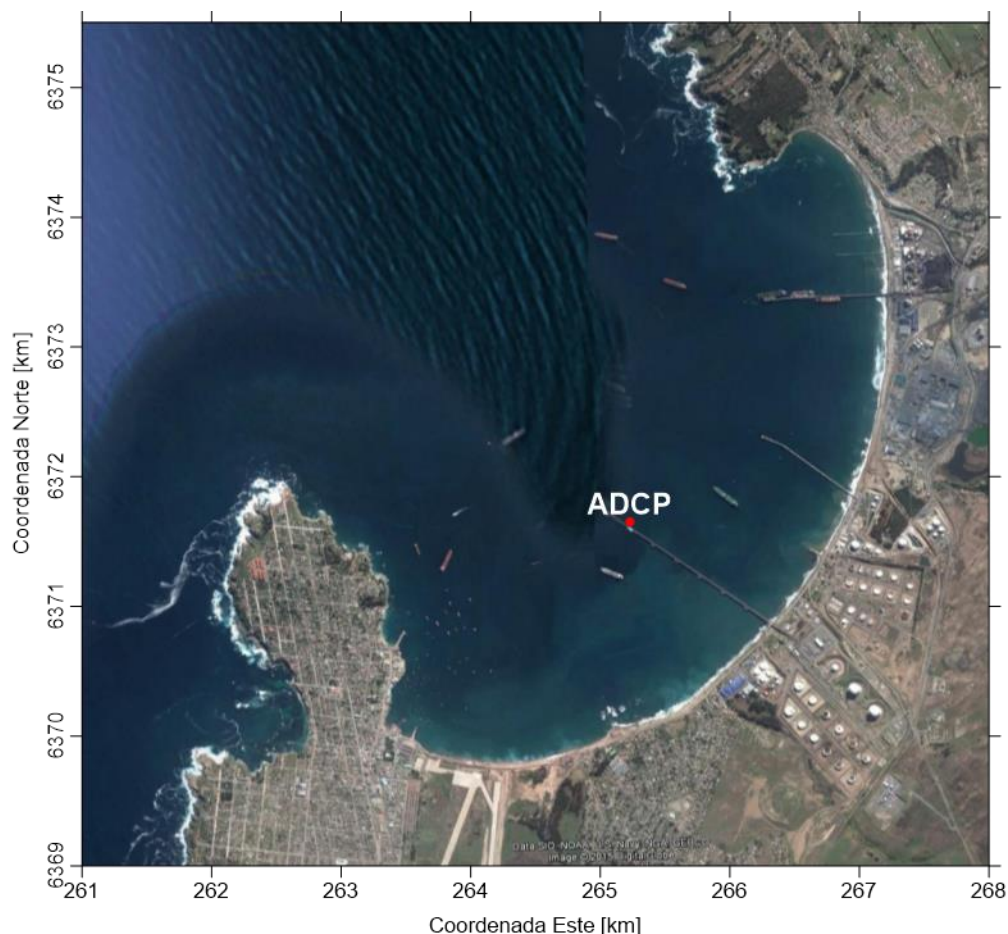


Figura 45. Ubicaci3n del ADCP marca Aanderaa con el que se realizaron las mediciones en el 2006 y 2008.

En el invierno del 2006 (**Figura 46**) se observa una columna de agua que en su mayor parte presenta corrientes de baja intensidad ($< 5 \text{ cm/s}$), con las intensidades mayores en los primeros metros de la columna, asociadas al viento. Adem1s, se observa intensidades menores a 15 cm/s en la capa de fondo en forma de pulsos de al menos 2 horas. En el verano del 2008 el esquema es semejante pero no se presentan las corrientes m1s intensas en el fondo, y en superficie las mayores intensidades est1n asociadas a las horas con m1s intensidad del viento, es decir entre las 13:00 y 17:00.

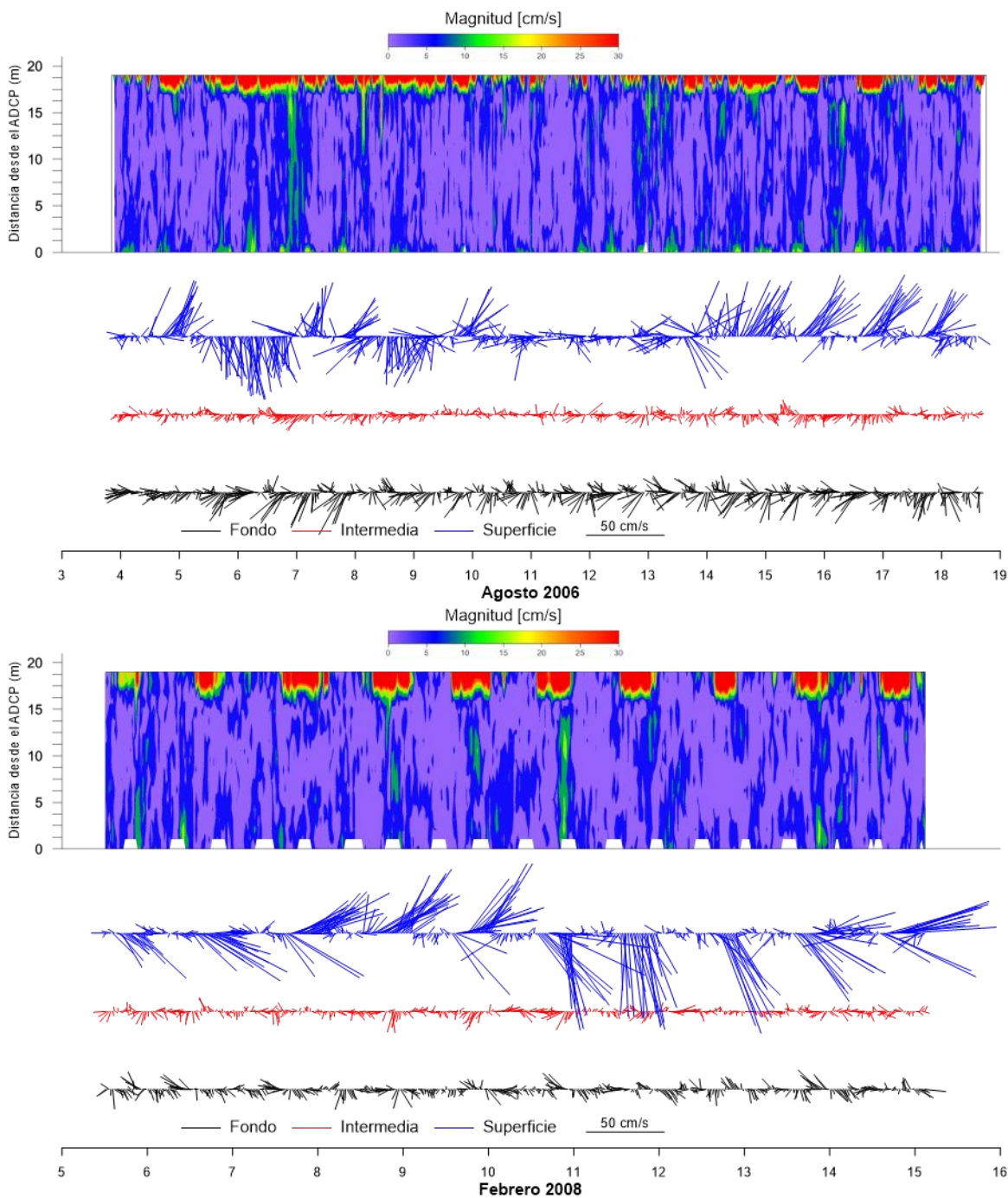


Figura 46. Series de tiempo de las corrientes registradas en los años 2006 y 2008.



Las frecuencias relativas en dirección (**Figura 47**), magnitud (**Figura 48**), así como las rosas de las corrientes (**Figura 49**) muestran la variabilidad que hay en este sector, tanto en la columna de agua como estacionalmente. En superficie se observa la alta frecuencia de corrientes mayores a 30 cm/s, con una distribución bimodal en invierno (ENE-NE y SE-S-SE) mientras que en verano las corrientes dominantes van del NE al S, con mayor frecuencia de las corrientes la NE y SE. En la capa intermedia en invierno las corrientes dominantes van al SW y WSW, y en verano al E. En fondo se repite el esquema de invierno, pero en verano las corrientes dominantes van del ESE al SSE. Lo que se refleja en los diagramas de vectores progresivos y los flujos netos (**Figura 50**).

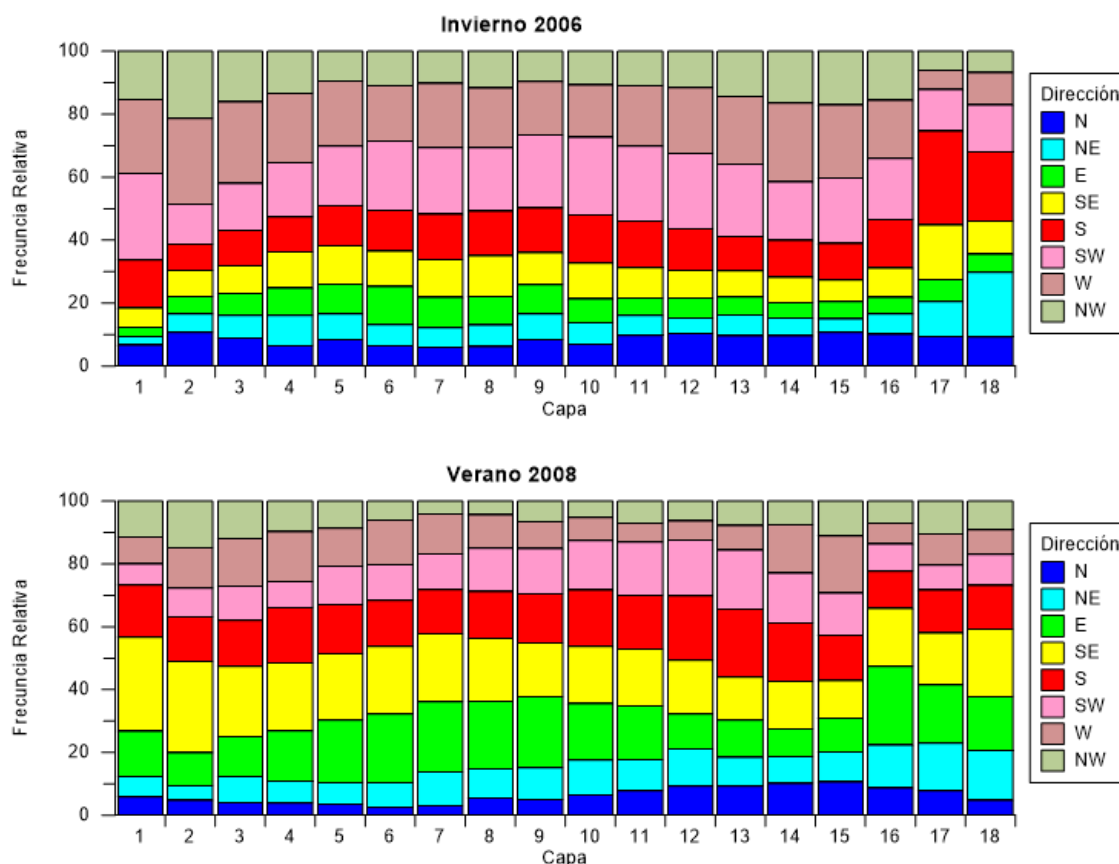


Figura 47. Frecuencias relativas de la dirección de las corrientes por capa del correntómetro en el invierno del 2006 y verano del 2008.

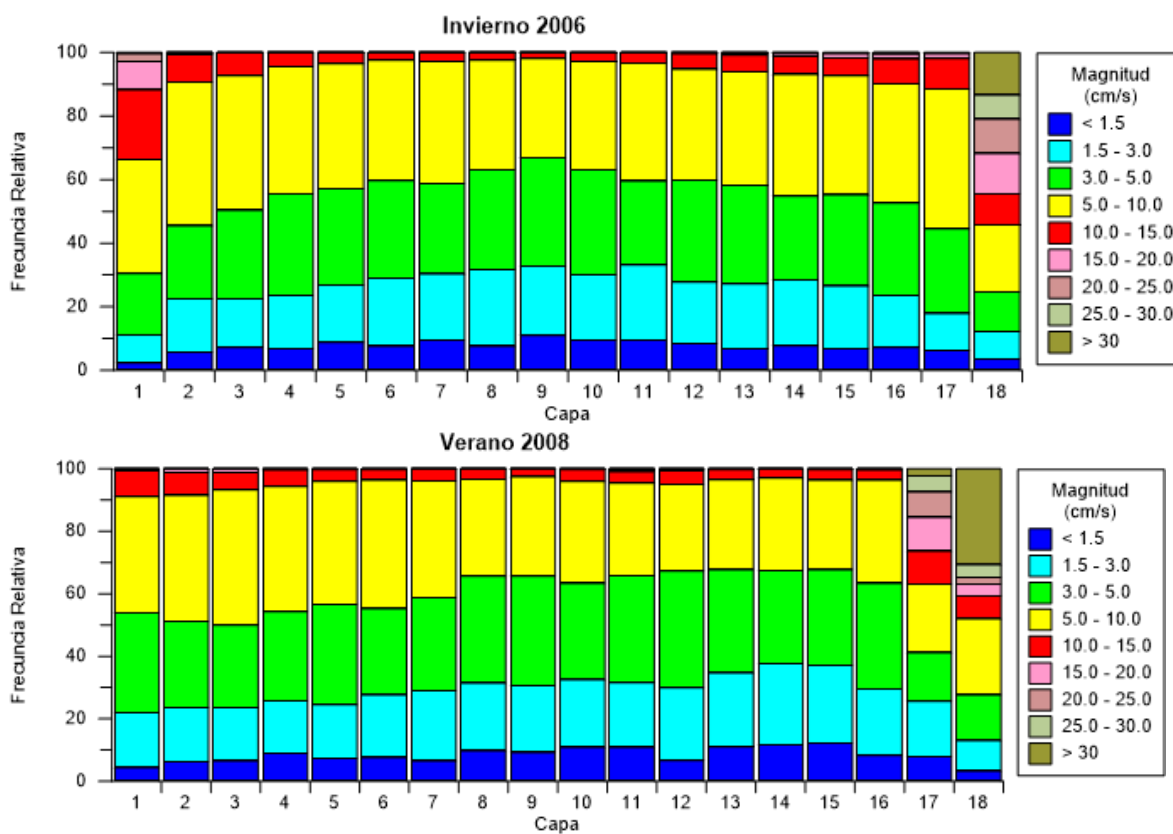


Figura 48. Frecuencias relativas de la magnitud de las corrientes por capa del correntómetro en invierno del 2006 y verano del 2008.

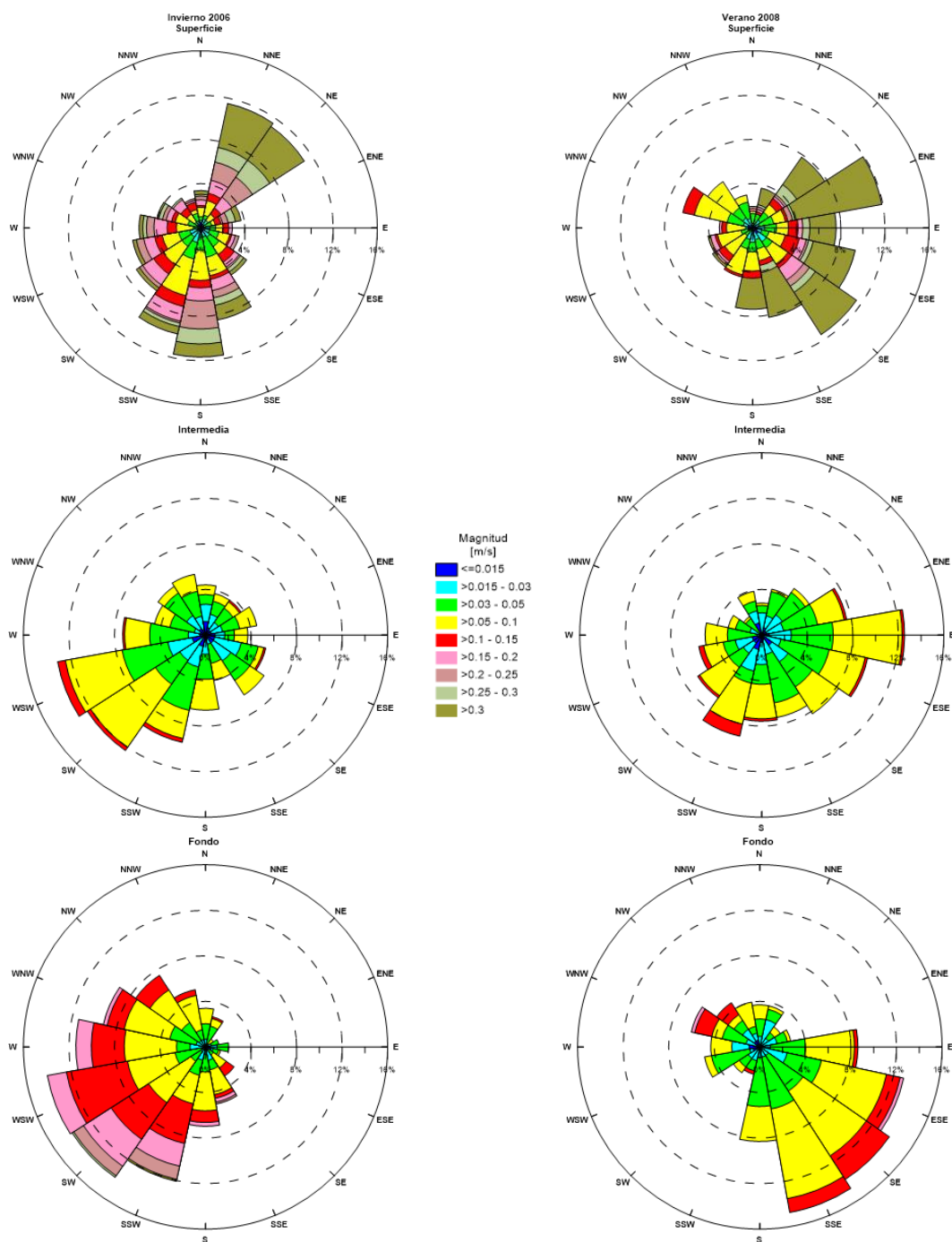


Figura 49. Rosa de corrientes de las series de tiempo de las capas de fondo, intermedia y superficial del corrent3metro en invierno del 2006 y verano del 2008.

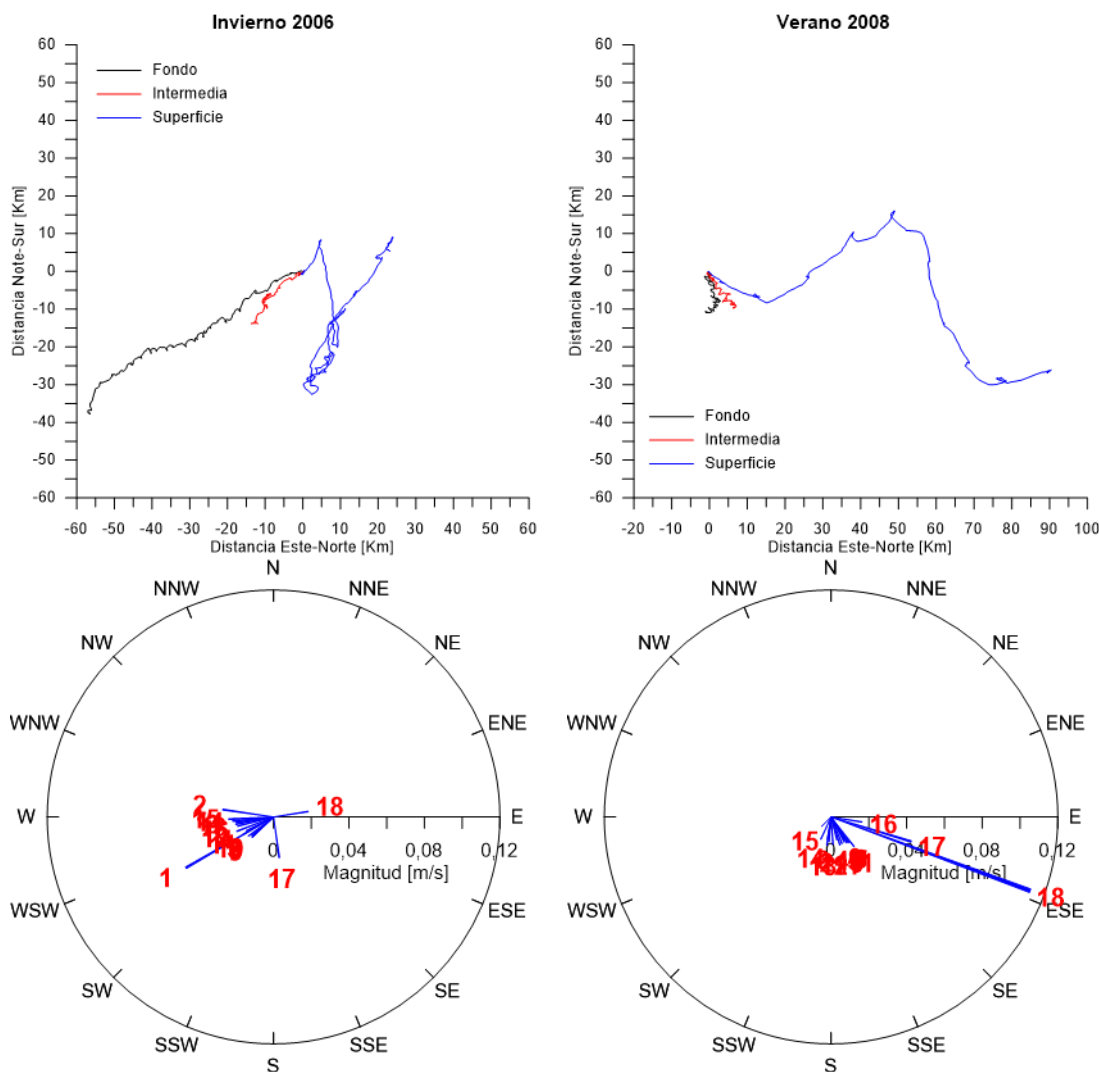


Figura 50. Panel superior diagramas de vectores progresivos de las corrientes en las capas de fondo, intermedia y superficial del correntómetro fondeado en invierno del 2006 y verano del 2008. Panel inferior flujos netos de los periodos analizados en las capas de fondo, intermedia, y superficial.

Aun cuando estos registros presentan una mayor variabilidad respecto a las mediciones realizadas por el proyecto energéticamente (**Figura 51**) presentan también muestran el predominio de los procesos diarios, sin mostrar una relación con los procesos sinópticos que se desarrollan fuera de la Bahía de Quinteros.

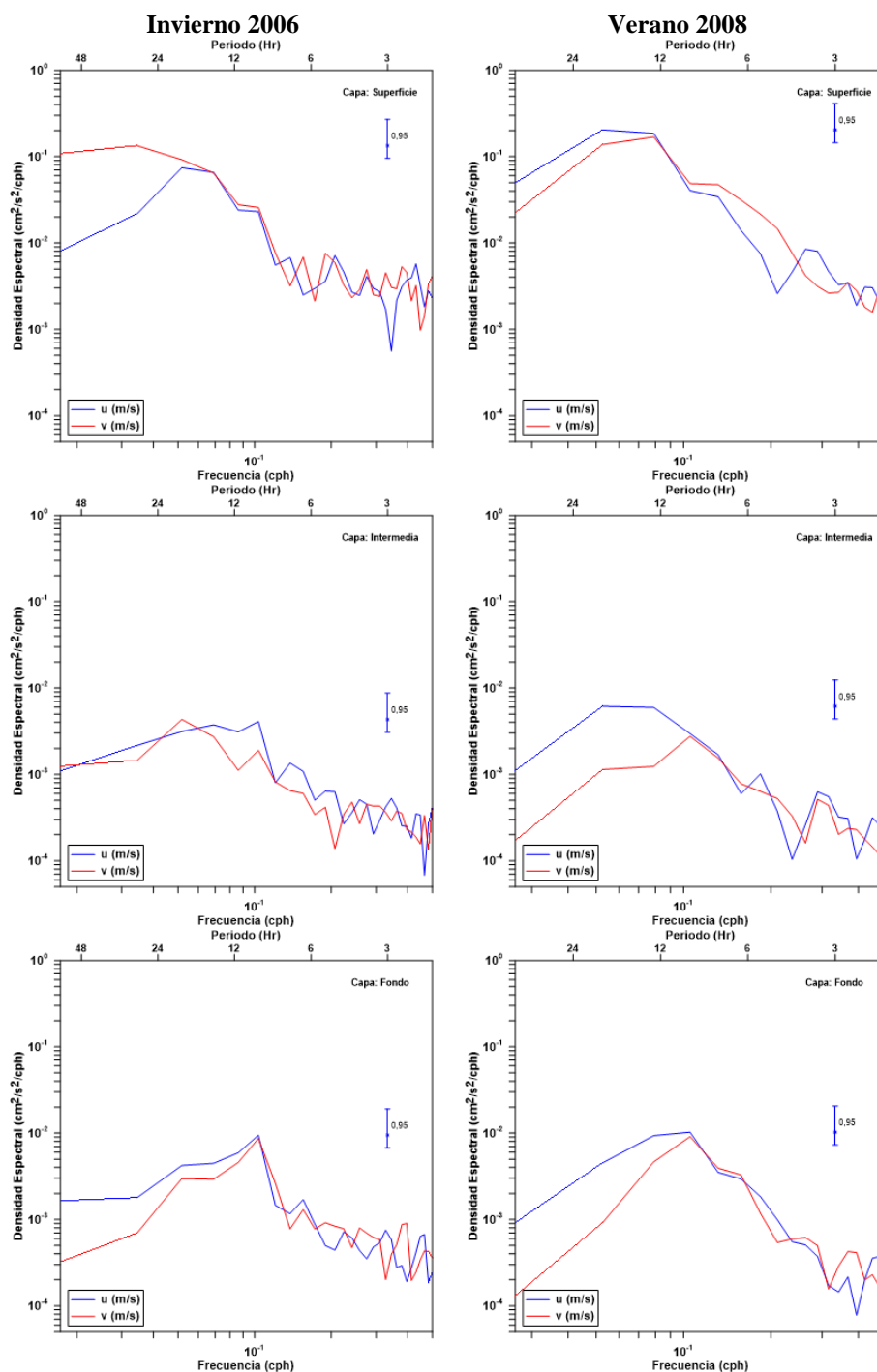


Figura 51. Espectros obtenidos por componentes de las corrientes en las capas de fondo, intermedia y superficial en el invierno del 2006 y del verano del 2008.

Patrones Netos en los Fondeos

Los flujos netos (**Figura 52**) obtenidos en el sector sur y norte de la boca de la bahía de Quintero en invierno y verano indican que en el sector sur los flujos en toda la columna de agua son salientes de la bahía con mayor intensidad en la superficie, mientras que hacia el sector norte son salientes sólo en superficie, mientras que la capa intermedia y de fondo éstos serían entrantes. En el sector del muelle de GNL en invierno se observa un flujo en el fondo hacia la Península y en superficie hacia el Muelle de Oxiquim, mientras que en verano los flujos netos superficiales son más intensos y hacia las instalaciones de GNL. De acuerdo con esto la zona interior presenta un sistema más variable a diferencia de lo observado en las dos puntas.

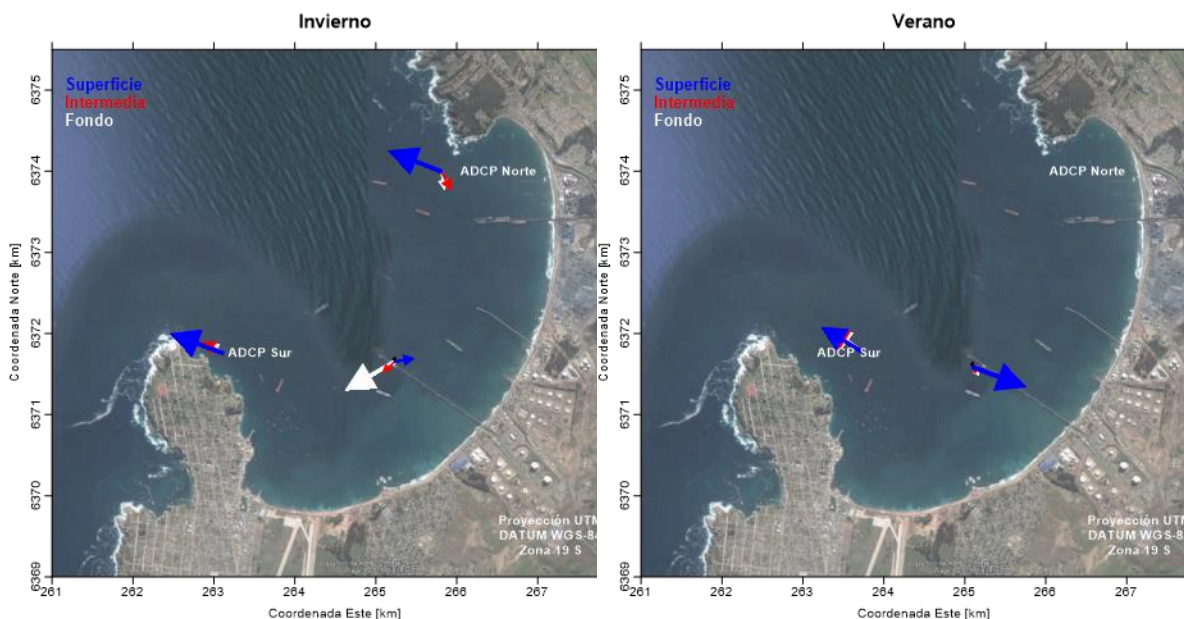


Figura 52. Patrón de circulación neto en los fondeos sur y norte de la boca de la Bahía de Quintero en las capas de fondo, intermedia y superficial en el invierno y del verano. Se incluye los flujos netos de los registros anteriores (2006 y 2008).

ADCP remolcado

Las **Tablas 17 y 18** presentan las bitácoras de las mediciones efectuadas durante el período de 24 horas efectuada y en el anexo se adjunta el respaldo magnético del registro de corriente en la columna de agua para el segundo circuito efectuado.



Tabla 17
Bitácora Quintero bottom traking 24 horas del 22-10-2015 (Uso horario: z+3).

| INVIERNO 2015 | | | |
|---|-----------|---------------------------|-----------------------|
| HORA (hh:mm) | TRANSECTA | VIENTO (grados, nudos) | OBSERVACIÓN |
| 13:58- 14:54 | 1-2 | 180°, 2 | |
| 14:58- 15:58 | 2-3 | 210°, 2 | |
| 16:08- 16:46 | 3-1 | 210°, 3 | |
| 16:47- 17:34 | 1-2 | 210°, 3 | |
| 17:35- 18:30 | 2-3 | 210°, 3 | |
| 18:32- 19:03 | 3-1 | 210°, 3 | Falla generador |
| 19:18- 20:14 | 1-2 | 210°, 3 | |
| 20:15- 21:18 | 2-3 | 210°, 3 | |
| 21:20- 21:52 | 3-1 | 210°, 3 | |
| 22:08- 23:05 | 1-2 | 210°, 5 | Se detiene GPS |
| 23:06- 00:04 | 2-3 | calma | |
| 00:08- 00:39 | 3-1 | calma | |
| 00:40- 01:43 | 1-2 | calma | |
| 01:45- 02:41 | 2-3 | calma | |
| 02:43- 03:17 | 3-1 | calma | |
| 03:19- 03:49 | 1-2 | calma | Se suspende transecta |
| 03:51- 04:23 | 1-2 | calma | Barco en movimiento |
| 04:24- 05:22 | 2-3 | calma | |
| 05:29- 06:02 | 3-1 | calma | |
| 06:05- 06:24 | 1-2 | calma | Se detiene registro |
| 06:25- 07:10 | 1-2 | calma | Ok |
| 07:12- 08:04 | 2-3 | calma | |
| 08:05- 08:39 | 3-1 | calma | |
| 08:40- 08:53 | 1-2 | calma | Se detiene registro |
| 08:58- 09:48 | 1-2 | calma | Ok |
| 09:49- 10:42 | 2-3 | calma | |
| 10:43- 11:22 | 3-1 | calma | |
| 11:23- 12:28 | 1-2 | calma | |
| 12:29- 13:25 | 2-3 | calma | |
| 13:26- 14:09 | 3-1 | calma | |
| ADCP RDI Workhose Sentinel 300 kz. Serie número 19409 | | | |

**Tabla 18**

Bitácora botton track. Quintero 24 horas 11-12-02-2016, ADCP RDI Workshose Sentinel 300 kz.

| NUMERO DE TRANSECTAS | HORA DE INICIO | HORA FIN | VIENTO | TRAYECTO | OBSERVACIONES |
|-------------------------|-------------------|-------------|-----------|----------|----------------------|
| 000 | | | | | PRUEBAS |
| 001 | | | | | PRUEBAS |
| 002 | 103241 | 114400 | SW 4NDS. | B-C | |
| 003 | 114612 | 123835 | SW 4 NDS | C-A | |
| 004 | 123954 | 132134 | | A-B | |
| 005 | 132310 | 142521 | | B-C | |
| 006 | 142629 | 153034 | SW 6 NDS | C-A | |
| 007 | 153223 | 161705 | SW 10 NDS | A-B | |
| 008 | 161807 | 171743 | SW 12 NDS | B-C | MAREJADA SW |
| 009 | 171921 | 184548 | SW 12 NDS | C-A | ADCP SE BAJA 20 CM |
| 010 | 184922 | 193133 | | A-B | |
| 011 | 193307 | 202402 | SW 12 NDS | B-C | |
| 012 | 202546 | | | C-A | |
| 000 | 211730 | 213553 | | C-A | |
| 001 | 213755 | 222140 | | A-B | |
| 002 | 222141 | 231925 | | B-C | |
| 003 | 231941 | 001835 | | C-A | |
| 004 | 002136 | 005519 | | A-B | |
| 005 | 005654 | 020536 | | B-C | |
| 006 | 020736 | 031843 | | C-A | |
| 000 | 040700 | 043500 | | A-B | |
| 001 | 043600 | 050100 | | B-C | BQ FONDEADO EN TRACK |
| 002 | 050200 | 053630 | | B-C | CORTE DE CORRIENTE |
| 003 | 053822 | 063350 | | C-A | |
| 004 | 063600 | 070810 | | A-B | |
| 005 | 070903 | 081007 | | B-C | |
| 006 | 081139 | 085100 | | C-A | |
| 007 | 085200 | 085318 | | C-A | CORTE DE CORRIENTE |
| 008 | 085425 | 090341 | | C-A | |
| 009 | 090521 | 093954 | | A-B | |
| 010 | 094021 | 103234 | | B-C | |
| 011 | 103333 | 111100 | | C-A | FIN TRABAJOS |

En la **Figura 53** se muestran los tracks de navegación en los cuales se realizó en invierno del 2015 y verano del 2016 el ADCP remolcado por 24 horas. La información obtenida en cada experimento fue pre-procesada con el programa WinRiver II ® Teledyne RD Instruments generando archivos ASCII a los cuales se le incorporó la información del GPS mediante una rutina escrita en Matlab, previa sincronización de la hora de ambos instrumentos (el GPS estaba en UTC y el ADCP en hora local, UTC-3). Los archivos ASCII obtenidos fueron procesados mediante la rutina Matlab Velocity Mapping Toolbox (VMT) versión 4.08 de United States Geological Survey (USGS). De cada transecta predefinida (AB; BC; y CA) se calcularon los corrientes promedio (flujos netos).

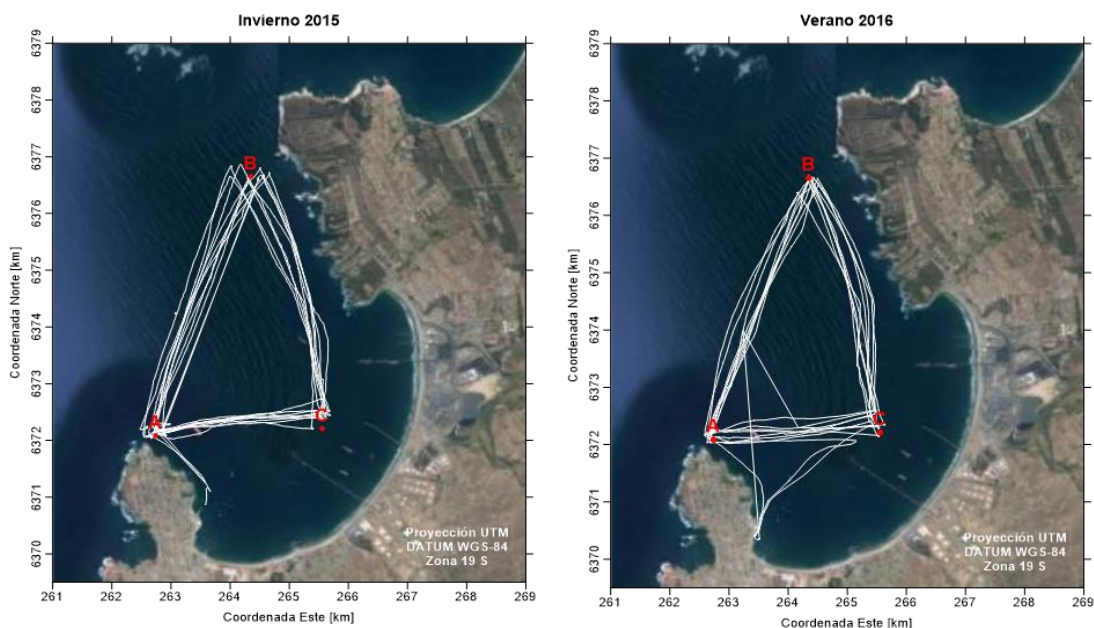


Figura 53. Experimentos de ADCP Remolcados realizados en el invierno del 2015 y del verano del 2016.

Los resultados de la capa 1 centrada a 5.18 m de profundidad y de la capa 5 centrada a 21.8 m de profundidad fueron interpolados a una grilla regular mediante el método de kriging en el programa Surfer® versión 13 (**Figura 54**). Estos experimentos muestran la existencia de patrones de circulación neta diferentes entre ambos periodos de mediciones, en invierno los flujos en la capa superficial salen de la bahía por la boca de la mitad de esta hacia el norte, e ingresan de la mitad hacia el sur, pero existe un flujo neto importante hacia fuera de la bahía en la punta de la Península Los Molles. En verano los flujos ingresan hacia la bahía desde la punta ubicada cerca del Paso Horcón, incrementando sus intensidades a medida que se va al sur en la transecta, pero van rotando al oeste, dirigiéndose hacia fuera de la bahía frente al Bajo Ventanilla, al sur de este bajo el flujo neto proviene desde el sector medio de la bahía, al reunirse con el flujo proveniente del norte ambos se dirigen hacia fuera del cuerpo de agua.

En invierno desde el Bajo Ventanilla al sur los flujos netos se dirigen hacia el sector en el cual se ubican las instalaciones de Oxiquim hasta la playa Ventanas. En la transecta CA que va desde el

centro de la Bahía hacia la punta de la península Los Molles se obtuvo un flujo neto en invierno de baja intensidad con direcciones variables, mientras que en verano desde el extremo C de la transecta hasta su parte media los flujos son más intensos y van tanto hacia la punta de la península como hacia la zona del muelle de ASIMAR.

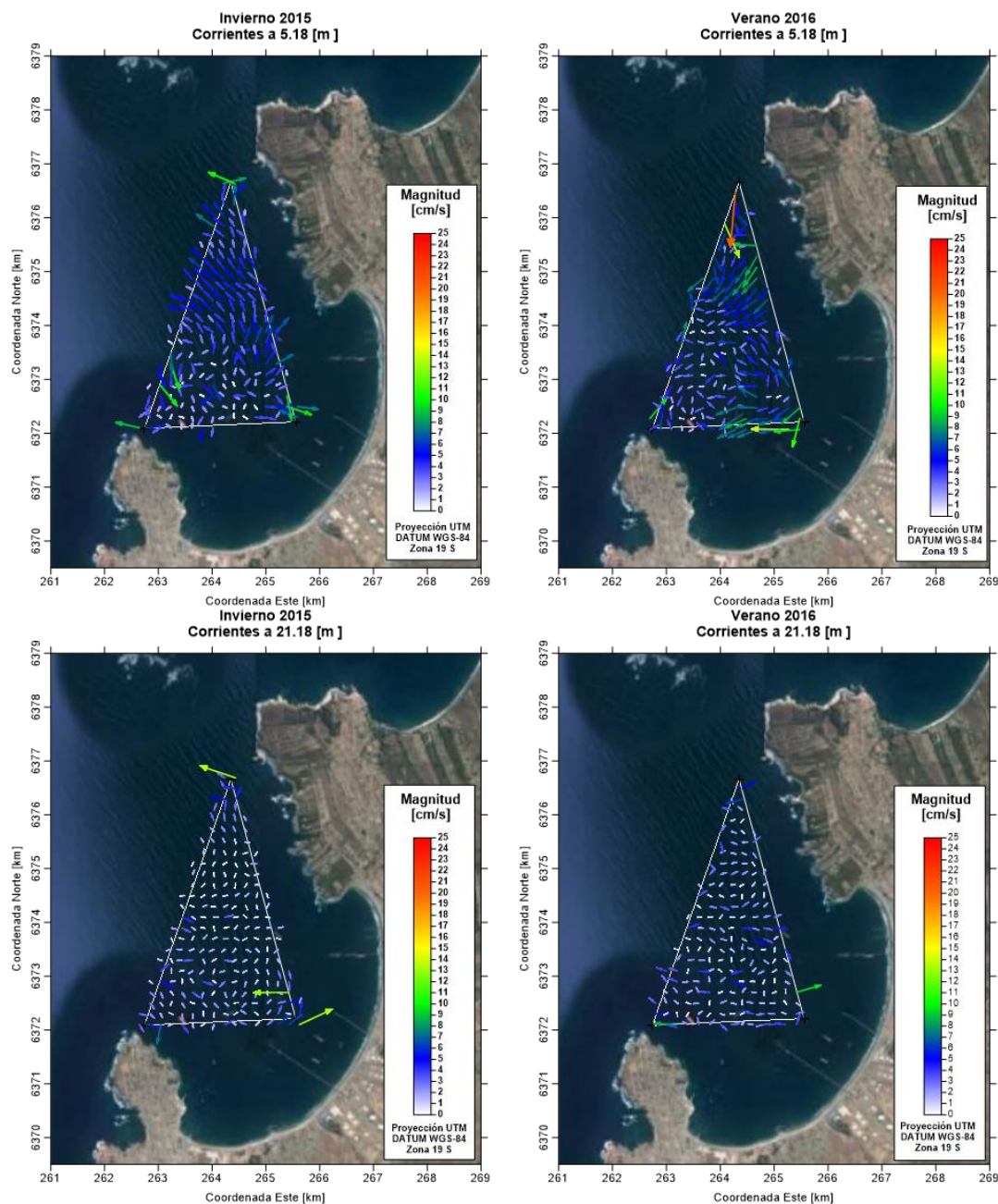


Figura 54. Corrientes promedio en el invierno del 2015 y verano del 2016 a 5.18 m (Capa 1) y 21.18 m (Capa 5) de profundidad promedio.



La capa 5 tanto en invierno como en verano los flujos netos presentan intensidades mucho menores a las registradas en la capa 1, aparentemente, hay un patrón de circulación variable en toda la bahía a esta profundidad.

Las secciones verticales de las componentes de la corriente en la transecta AB (**Figura 55**) muestran que los flujos netos presentan una relación con el cambio batimétrico, es así que el segmento que va desde el punto A hasta una distancia de unos 2200 m el perfil batimétrico promedio presenta una suave pendiente con una profundidad en torno a los 30 m, con flujos que ingresan a la bahía en invierno y flujos que salen de la bahía en el verano. Desde los 3600 m de la transecta hasta su término (punto B) el perfil batimétrico presenta un fondo variable con profundidades menores a 40 m con flujos netos salientes de la bahía en invierno y entrantes a la bahía en verano. La zona entre 2200 y 3600 m de distancia de la transecta muestra el incremento regular de la profundidad desde los 30 m hasta las 60 m de profundidad en la cual los flujos son de transición entre las dos zonas descritas previamente, la parte superior de la columna de agua presenta un patrón similar a la zona que va desde la distancia de 3600 m al punto B, mientras que la parte inferior de la columna muestra un comportamiento más semejante al sector menos profundo.

En la transecta BC (**Figura 56**) en invierno se observa también dos zonas, la primera va desde el punto C hasta unos 3000 m en la cual los flujos son al SE, es decir hacia la Playa Ventana y las instalaciones existentes entre Oxiquim y el estero Campiche. Desde el sector del Bajo Ventanilla hasta el punto B los flujos netos en la transecta van hacia el NW, es decir hacia la boca de la bahía. En verano los flujos promedios muestran una mayor variabilidad, y se puede resumir los flujos netos en la columna en tres capas, la superficial con un predominio de flujos al NW, una capa intermedia con flujos al NE y una capa de fondo con flujos al NW.

Finalmente, en la transecta CA (**Figura 57**) en invierno presento tres zonas, la primera va desde el punto A hasta 1000 m de este punto y presentó un flujo neto al NE, es decir saliente de la bahía, el segundo va desde los 1000 m a los 2500 m con flujos que cambian de sentido, primero al NW, después al SE y retornando al NW. La tercera zona que va desde los 2500 m al punto C presento un predominio de flujos netos al SE. En verano la columna de agua en la transecta se divide en dos capas la superficial con flujos al sur y la de fondo al norte al analizar la componente v (norte-sur), mientras que el análisis de la componente u (este-oeste) muestra que la transecta se puede dividir en 5 zonas, por lo que se puede concluir que en este periodo la capa superficial presento flujos al sur que desde el punto A al C con una secuencia SE, SW, SE, SW y finalmente SE. En tanto en la capa de fondo la secuencia es similar, pero se pueden distinguir 4 zonas (NE, NW, NE y NW).

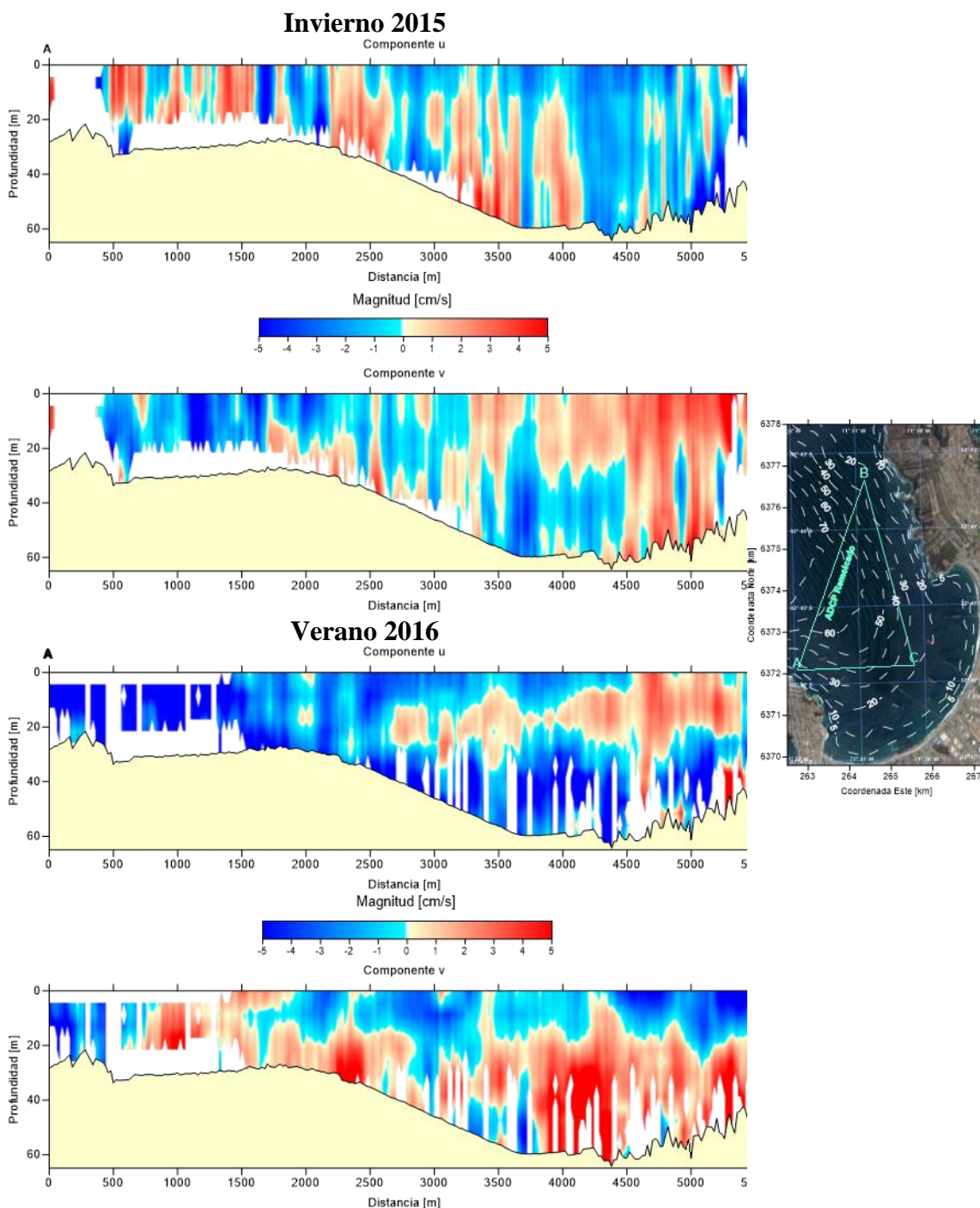


Figura 55. Componentes promedio u y v de la corriente en la transecta de la boca de la Bahía (AB) en el invierno del 2015 y verano del 2016.

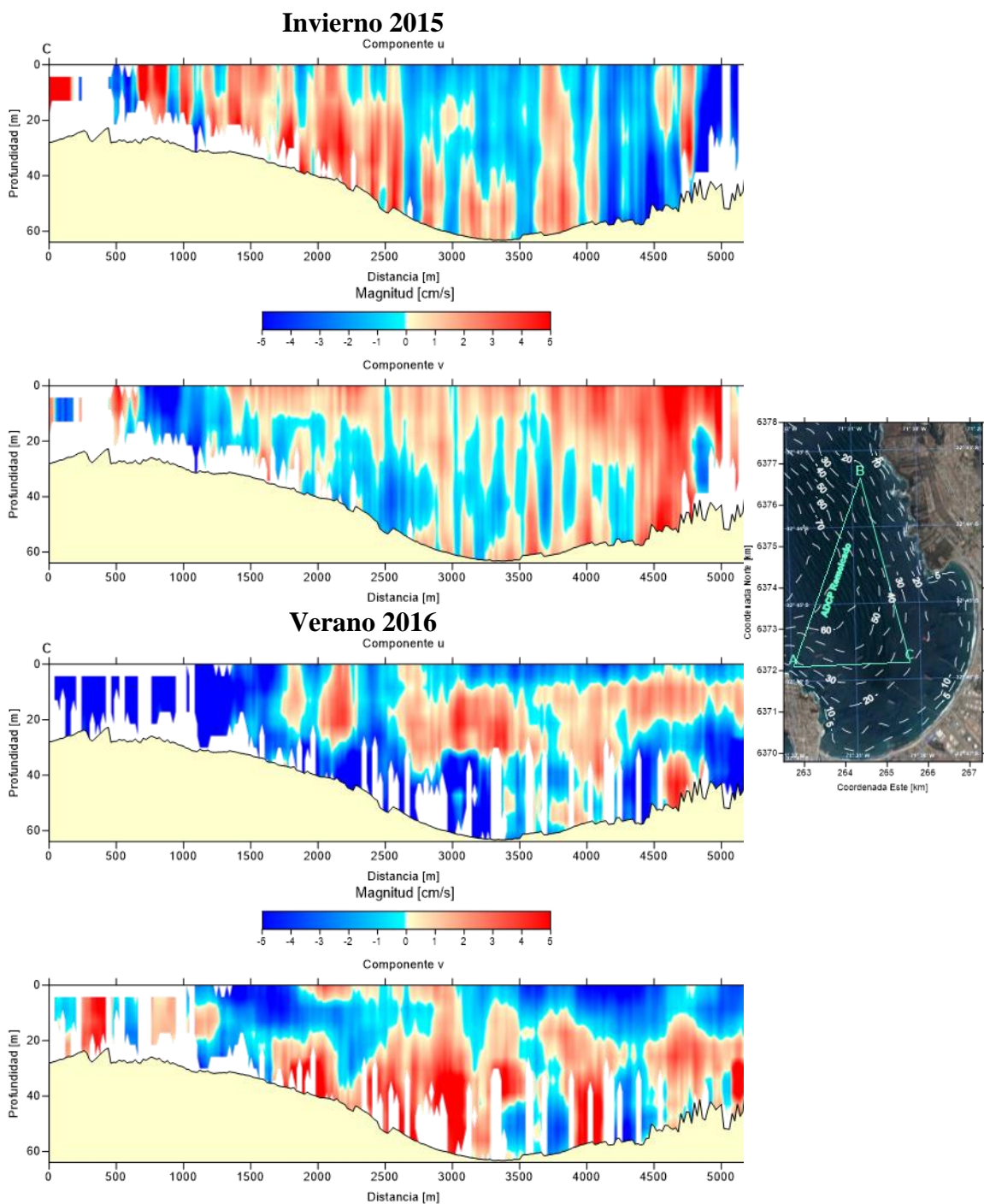


Figura 56. Componentes promedios u y v de la corriente en la transecta BC en el invierno del 2015 y verano del 2016.

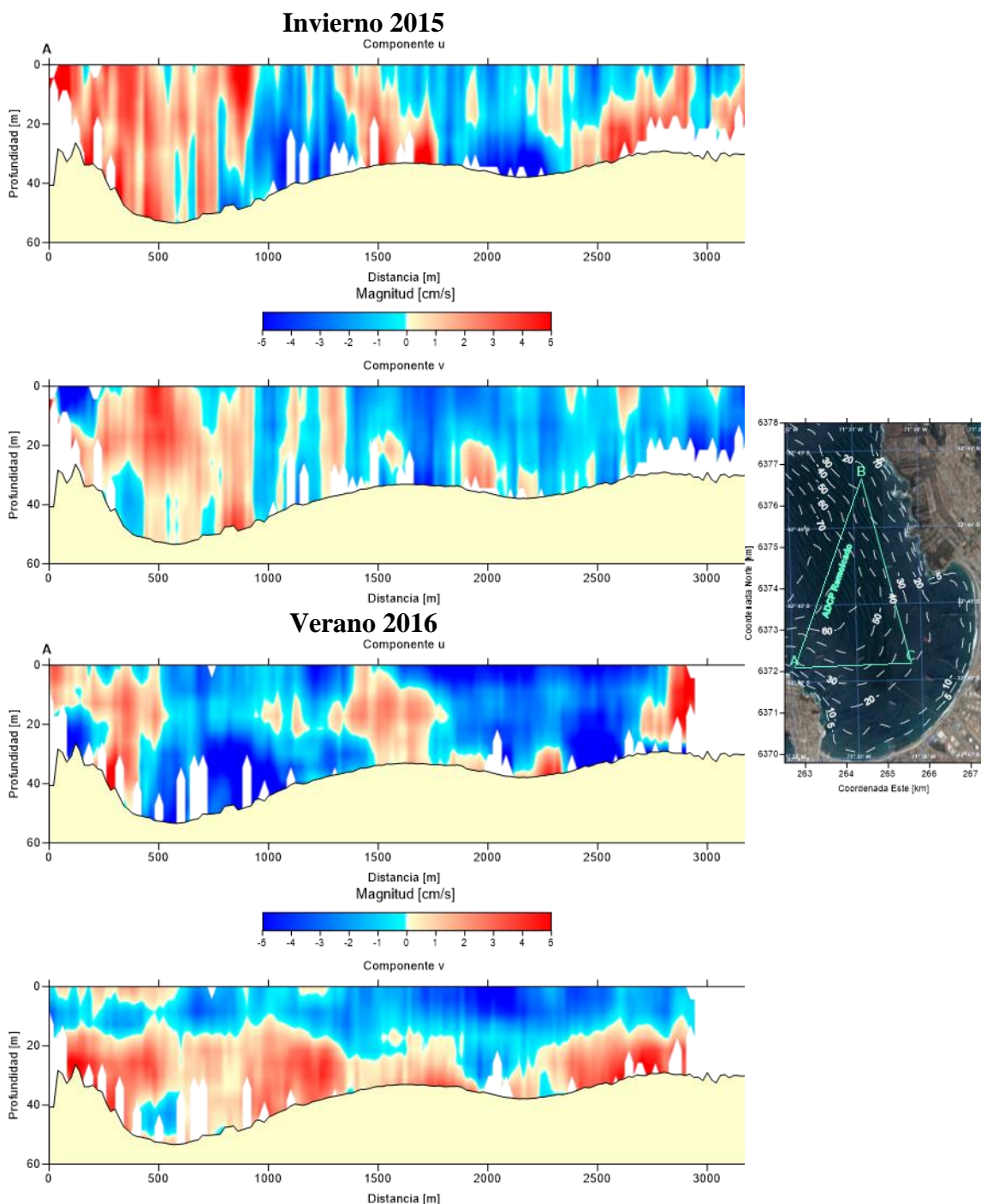


Figura 57. Componentes promedios u y v de la corriente en la transecta CA en el invierno del 2015 y verano del 2016.



Corrientes Lagrangianas

Las trayectorias de los derivadores liberados en cuatro sectores (**Figura 58**), tanto en invierno como verano (**Figuras 58 a 65**) en las condiciones de sicigia y cuadratura durante la vaciante y llenante a las profundidades de 1 y 6 m, no muestran una relación directa con las condiciones de la marea, más bien muestran una respuesta a las condiciones de vientos reinante durante los experimentos y la modificación de las corrientes cerca de costa producto de la batimetría de cada sector. Por ejemplo, durante la cuadratura del invierno de 2015 en la llenante todos los derivadores se dirigen hacia la boca de la bahía siguiendo las isobatas, en tanto que en las otras condiciones la respuesta de los derivadores no se puede asociar tan claramente como es el caso de la cuadratura del verano donde los derivadores superficiales en el sector sur de la bahía los derivadores superficiales van hacia la zona interior y los de 6 m se desplazan en sentido contrario siguiendo las isobatas. Otro punto importante es que los derivadores liberados en las puntas hacia el interior de la bahía muestran menores desplazamientos, a diferencia de aquellos liberados en el sector sur los cuales presentan los mayores desplazamientos.

Los menores desplazamientos (**Tabla 19**) se registraron en las condiciones de cuadratura a 6 m de profundidad en invierno en el sitio 3 (68.4 m) y en verano en el sitio 1 (48.2 m); y los mayores en el sitio 4 a 6 m de profundidad en invierno en sicigia y llenante (498.7 m) y en verano en la llenante de la cuadratura (482.1 m).

Estos resultados indican que los patrones de circulación en la escala temporal de los experimentos (2 a 3 horas) dependen del viento y de la batimetría de los sectores de liberación de los elementos derivadores.

En el **Anexo 3** se entregan las posiciones de cada derivador para los resultados anteriormente indicados.

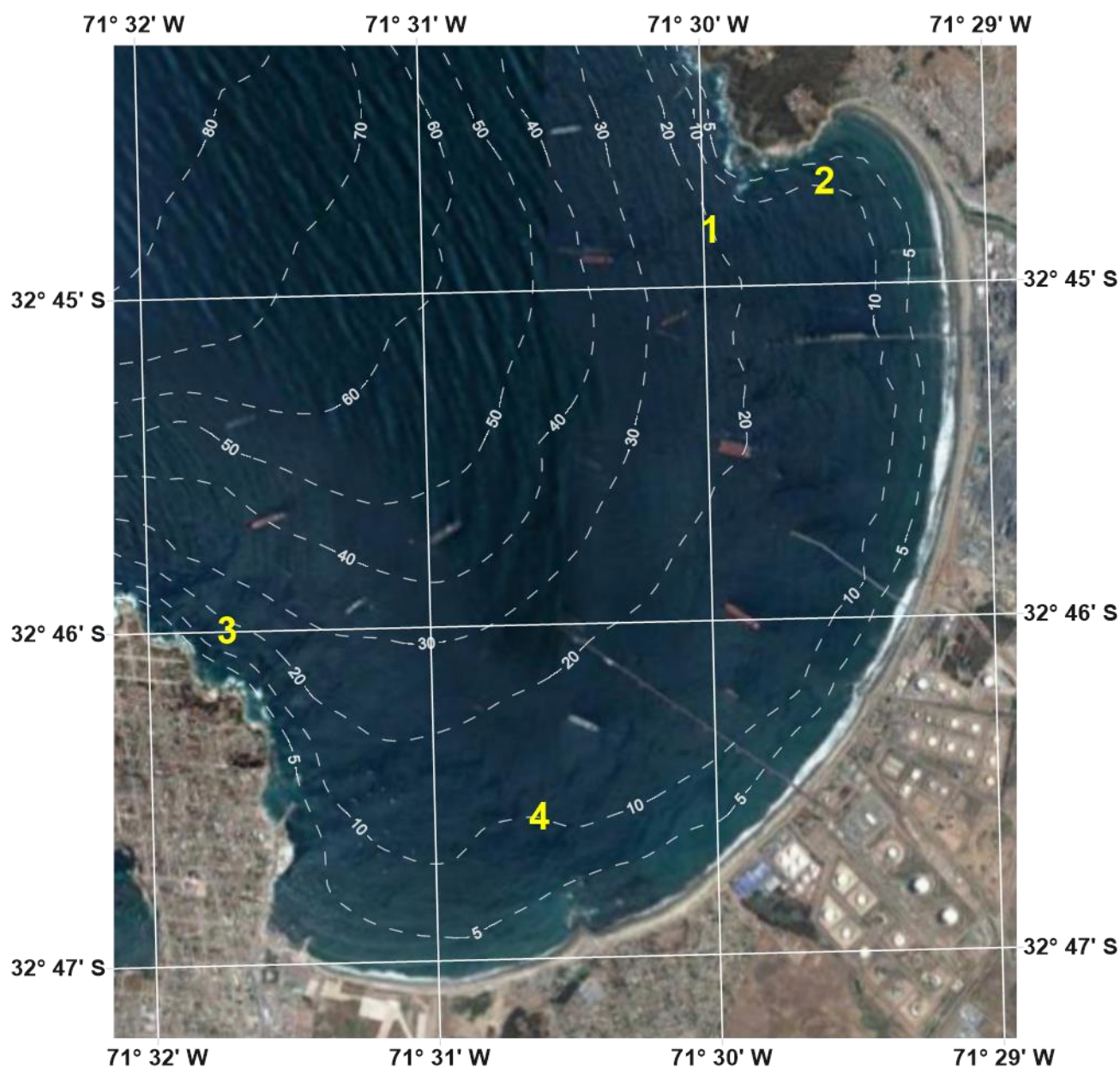


Figura 58. Ubicaci3n de los puntos de liberaci3n de los derivadores a 1 y 6 m de profundidad.



Tabla 20
Distancias recorridas y velocidades promedio de cada derivador en invierno y verano.

| Marea | | Sitio | Prof. | Distancia [m] | | Velocidad [cm/s] | |
|------------|----------|-------|-------|---------------|--------|------------------|--------|
| | | | | Invierno | Verano | Invierno | Verano |
| Cuadratura | Llenante | 1 | 1 | 168.4 | 90.8 | 1.86 | 0.90 |
| | | | 6 | 144.8 | 74.0 | 1.57 | 0.71 |
| | | 2 | 1 | 217.2 | 183.7 | 2.40 | 1.83 |
| | | | 6 | 225.4 | 150.5 | 2.40 | 1.43 |
| | | 3 | 1 | 113.9 | 206.1 | 1.19 | 1.78 |
| | | | 6 | 76.5 | 193.7 | 0.75 | 1.62 |
| | | 4 | 1 | 121.0 | 482.1 | 1.18 | 4.23 |
| | | | 6 | 122.4 | 357.6 | 1.17 | 3.00 |
| | Vaciante | 1 | 1 | 98.6 | 101.7 | 5.42 | 1.00 |
| | | | 6 | 90.0 | 48.2 | 2.68 | 0.48 |
| | | 2 | 1 | 159.2 | 135.6 | 7.90 | 1.32 |
| | | | 6 | 86.3 | 147.6 | 6.63 | 1.45 |
| | | 3 | 1 | 81.2 | 228.4 | 3.46 | 2.40 |
| | | | 6 | 68.4 | 264.4 | 3.83 | 2.70 |
| | | 4 | 1 | 267.1 | 356.4 | 2.52 | 3.59 |
| | | | 6 | 190.9 | 307.5 | 1.65 | 3.07 |
| Sicigia | Llenante | 1 | 1 | 70.2 | 67.8 | 0.63 | 0.64 |
| | | | 6 | 88.1 | 227.3 | 0.77 | 2.09 |
| | | 2 | 1 | 131.9 | 118.4 | 1.20 | 1.04 |
| | | | 6 | 82.4 | 145.4 | 0.78 | 1.42 |
| | | 3 | 1 | 205.5 | 219.8 | 1.75 | 2.02 |
| | | | 6 | 234.2 | 58.8 | 1.98 | 0.54 |
| | | 4 | 1 | 334.4 | 254.2 | 2.84 | 2.30 |
| | | | 6 | 498.7 | 174.0 | 4.22 | 1.51 |
| | Vaciante | 1 | 1 | 221.9 | 93.9 | 2.47 | 0.99 |
| | | | 6 | 199.6 | 59.4 | 2.18 | 0.62 |
| | | 2 | 1 | 131.5 | 101.6 | 1.59 | 1.01 |
| | | | 6 | 100.3 | 132.7 | 1.10 | 1.33 |
| | | 3 | 1 | 104.4 | 263.0 | 1.16 | 2.78 |
| | | | 6 | 81.2 | 264.4 | 0.88 | 2.81 |
| | | 4 | 1 | 391.4 | 277.1 | 4.43 | 2.92 |
| | | | 6 | 212.2 | 279.1 | 2.31 | 2.89 |

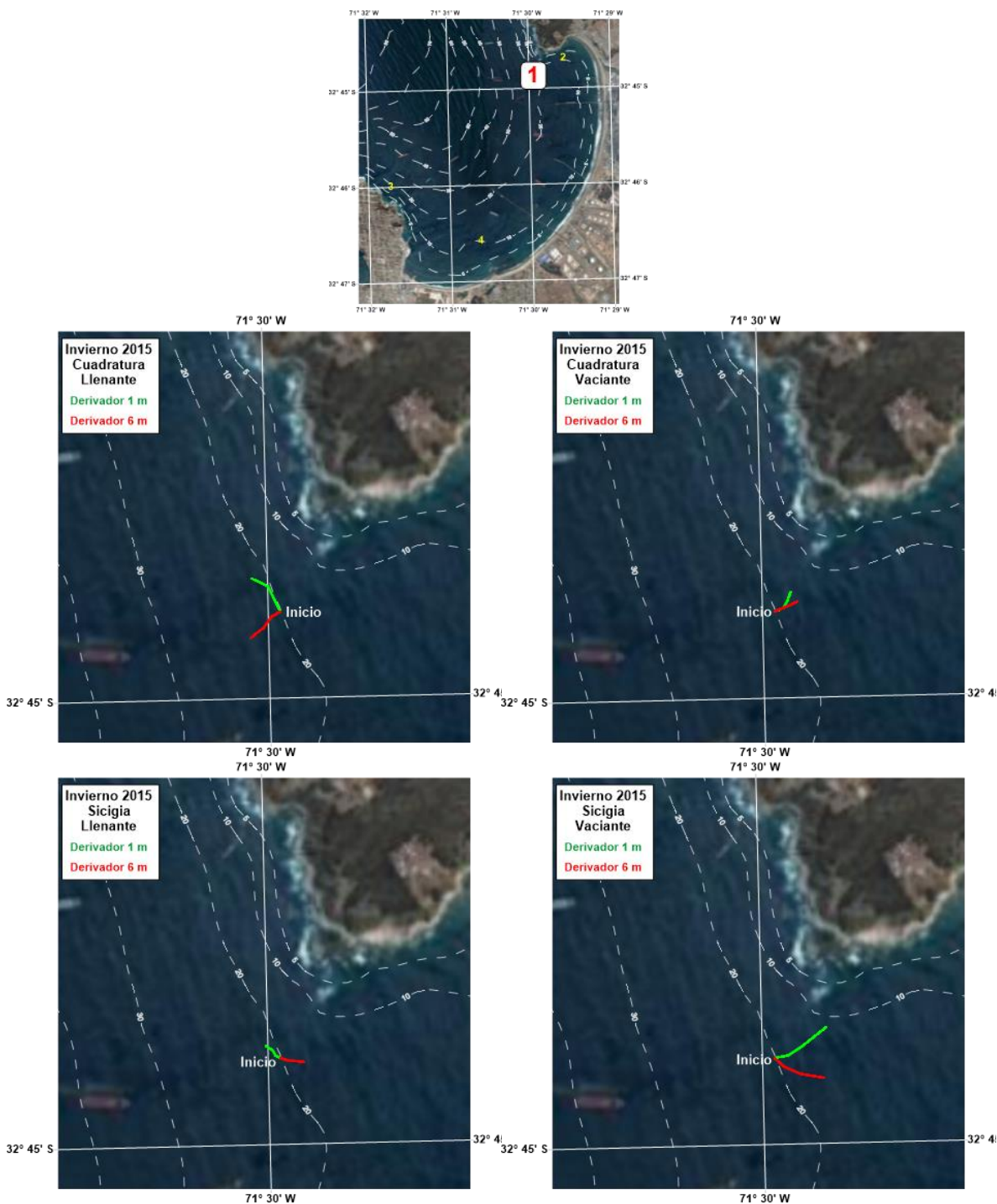


Figura 59. Trayectoria de los derivadores liberados en el Sitio 1 en el invierno del 2015 en sicigia y cuadratura durante la vaciante y la llenante. Líneas verdes corresponde al derivador a 1 m de profundidad y línea roja a 6 m de profundidad. Se indica punto de inicio.

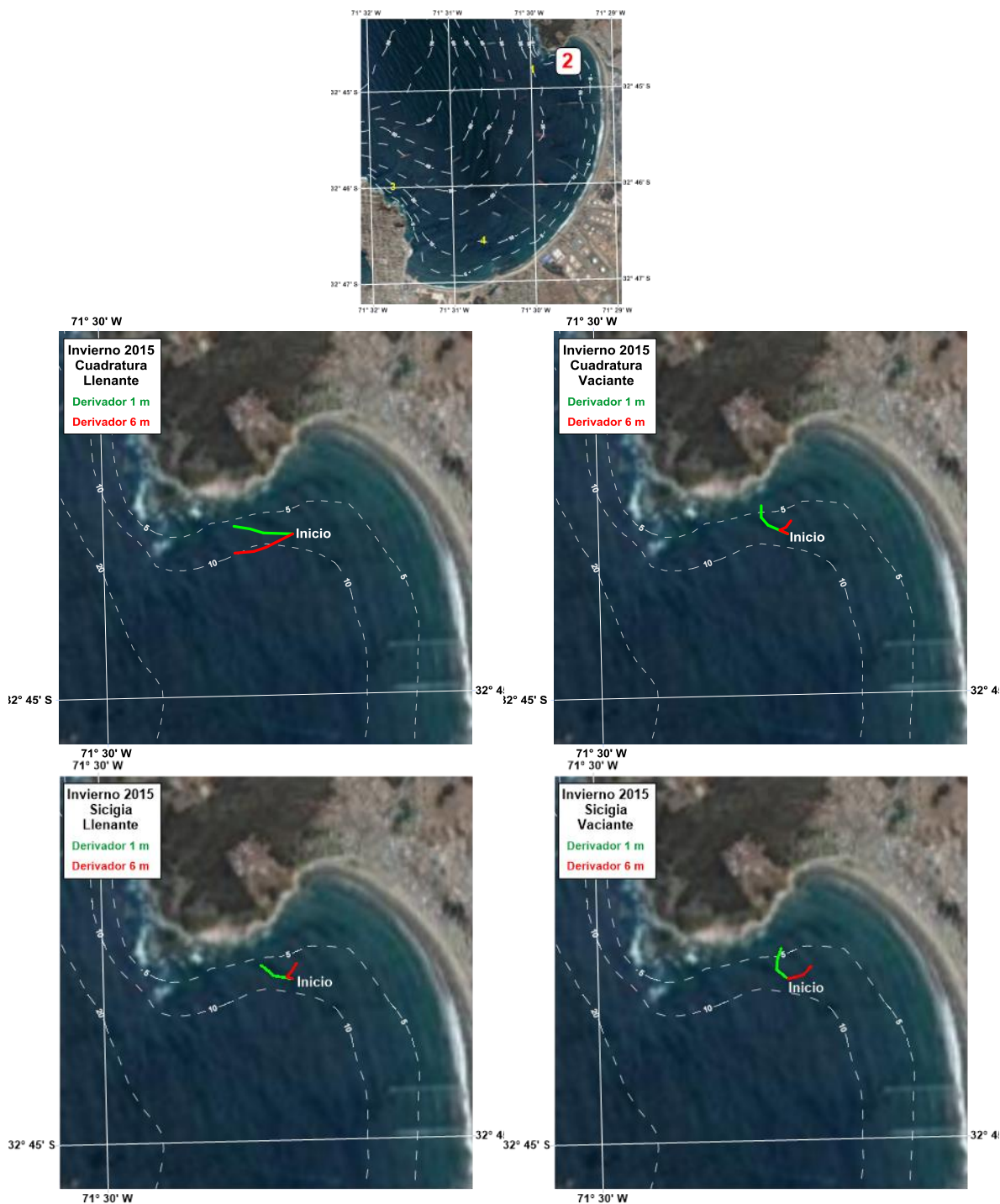
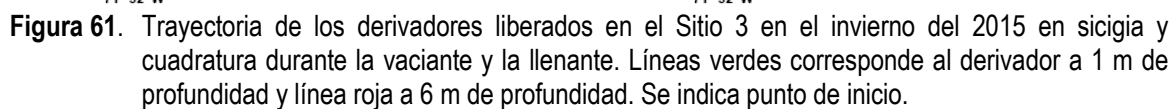


Figura 60. Trayectoria de los derivadores liberados en el Sitio 2 en el invierno del 2015 en sicigia y cuadratura durante la vaciante y la llenante. Líneas verdes corresponde al derivador a 1 m de profundidad y línea roja a 6 m de profundidad. Se indica punto de inicio.



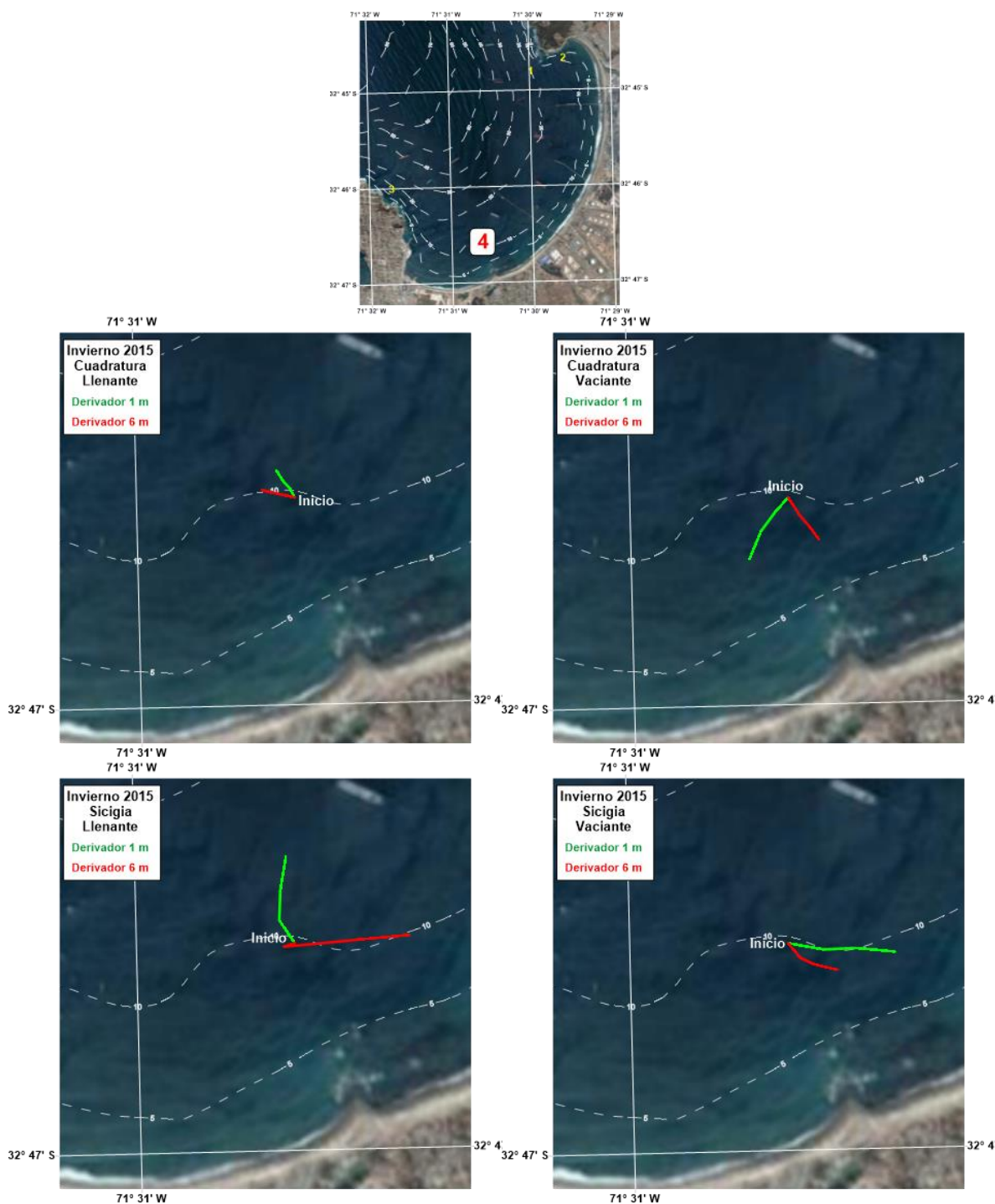


Figura 62. Trayectoria de los derivadores liberados en el Sitio 4 en el invierno del 2015 en sicigia y cuadratura durante la vaciante y la llenante. Líneas verdes corresponde al derivador a 1 m de profundidad y línea roja a 6 m de profundidad. Se indica punto de inicio.

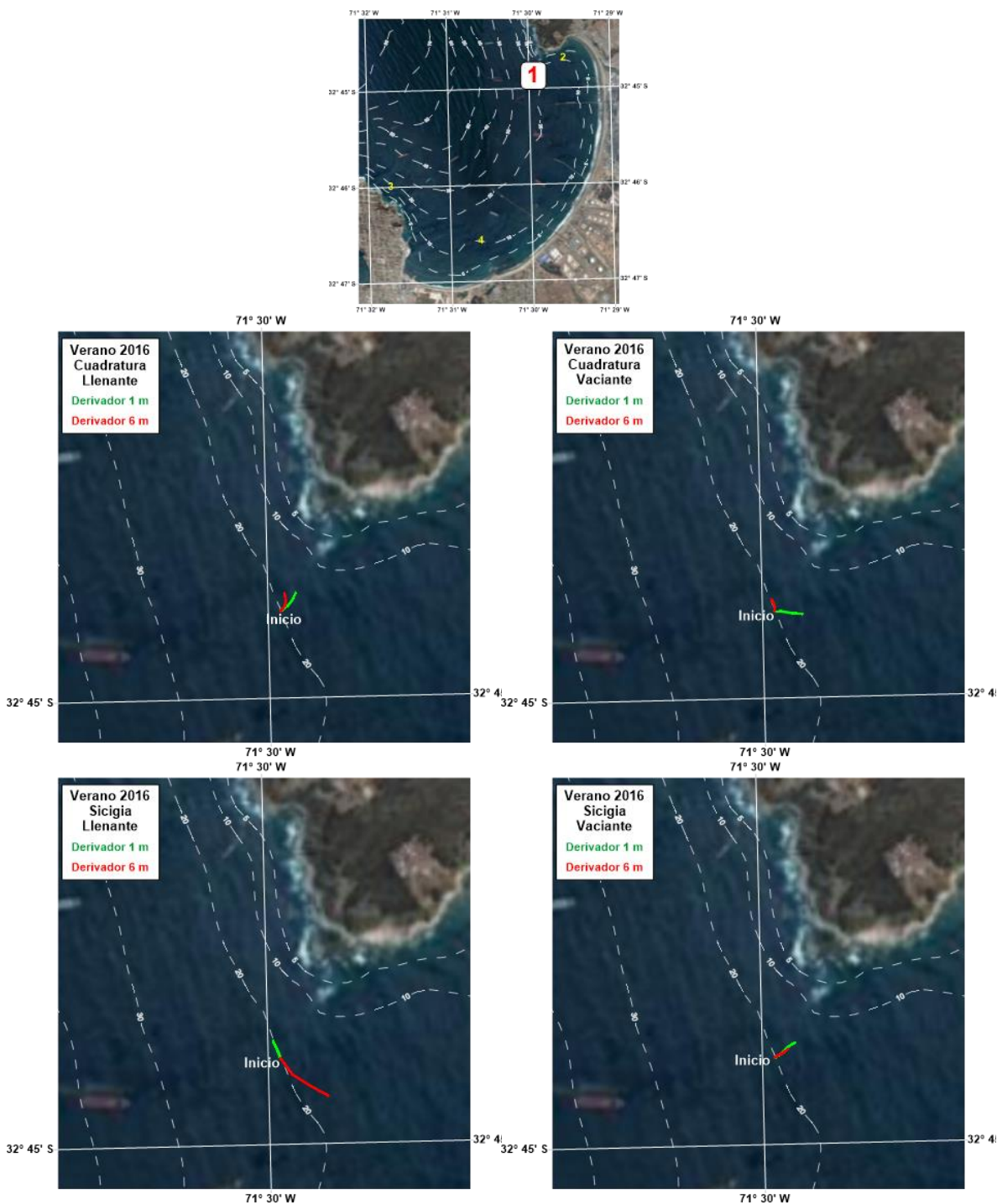


Figura 63. Trayectoria de los derivadores liberados en el Sitio 1 en el verano del 2016 en sicigia y cuadratura durante la vaciante y la llenante. Líneas verdes corresponde al derivador a 1 m de profundidad y línea roja a 6 m de profundidad. Se indica punto de inicio.

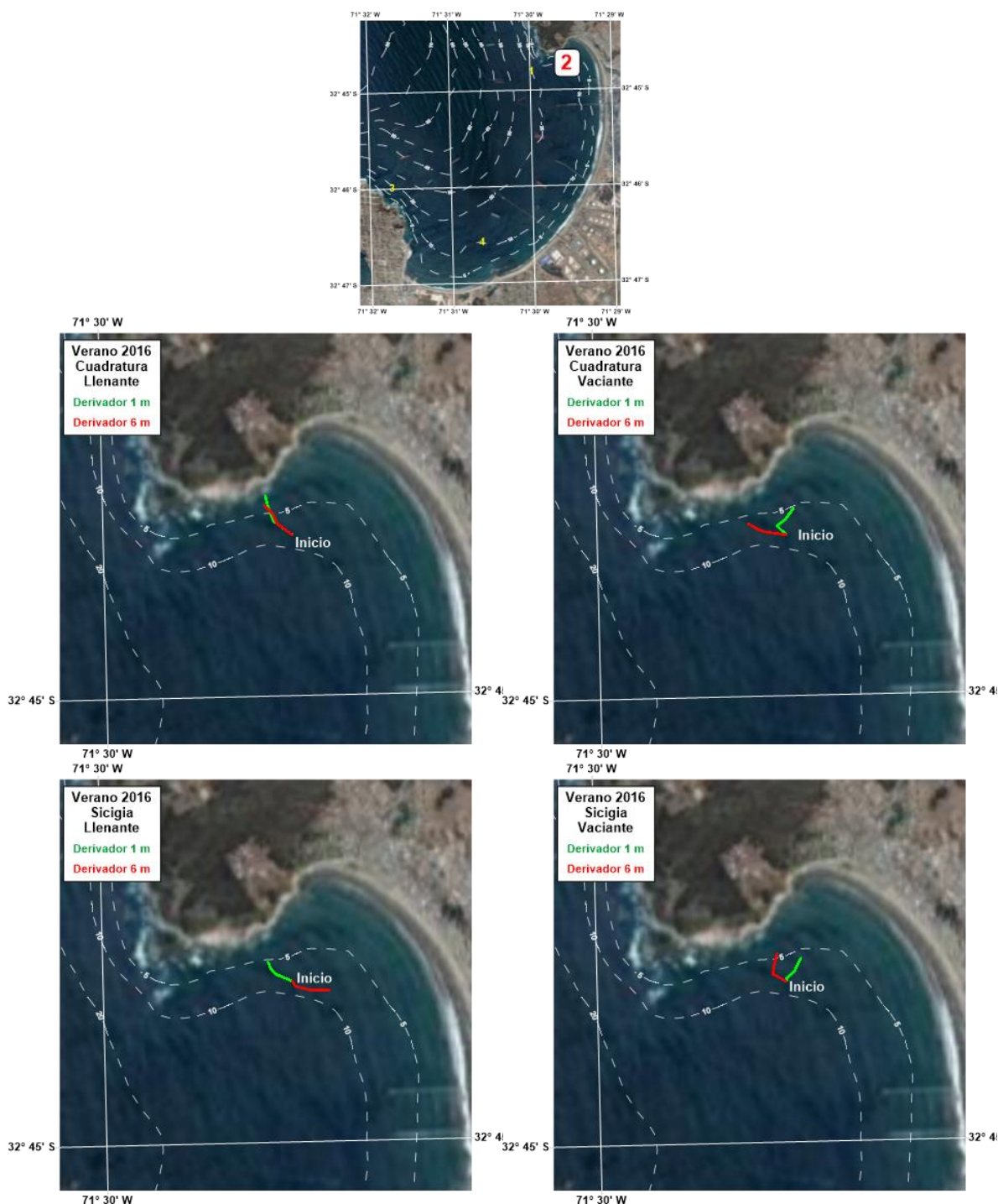


Figura 64. Trayectoria de los derivadores liberados en el Sitio 2 en el verano del 2016 en sicigia y cuadratura durante la vaciante y la llenante. Líneas verdes corresponde al derivador a 1 m de profundidad y línea roja a 6 m de profundidad. Se indica punto de inicio.

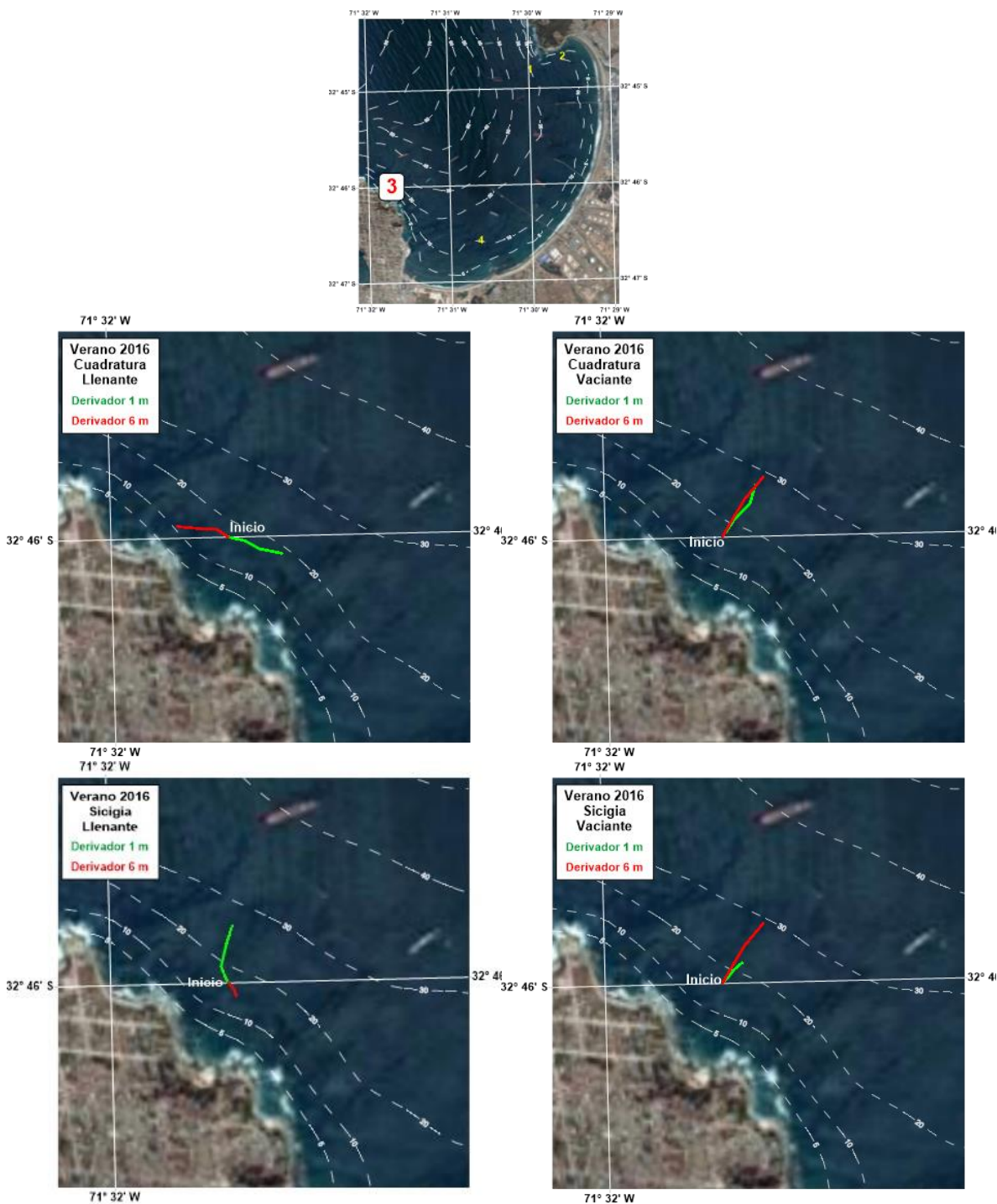
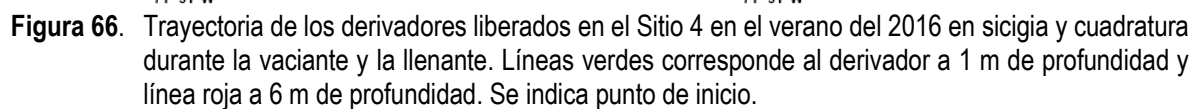
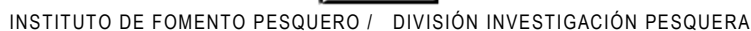


Figura 65. Trayectoria de los derivadores liberados en el Sitio 3 en el verano del 2016 en sicigia y cuadratura durante la vaciante y la llenante. Líneas verdes corresponde al derivador a 1 m de profundidad y línea roja a 6 m de profundidad. Se indica punto de inicio.





Perfiles de temperatura, salinidad y oxígeno (CTDO)

A continuación, se presentan los perfiles de temperatura, salinidad y oxígeno disuelto obtenidos mediante la sonda CTDO en las 10 estaciones establecidas (**Figuras 66 a 68**) en tres mediciones efectuadas al inicio, a las 12 horas y a las 24 horas durante las jornadas de mediciones con el ADCP remolcado.

La **Figura 67** muestra los perfiles de temperatura observada para el período de invierno una columna de agua más fría que la registrada en verano, mostrando una temperatura superficial valores en torno a los 16°C en invierno y 17°C en verano. Los perfiles térmicos de las estaciones muestran la presencia de un calentamiento superficial con el desarrollo de una discontinuidad térmica (termoclina) centrada en torno a los 3 m de profundidad, bajo esta capa la columna de agua mantiene un decaimiento gradual de la temperatura con ligeras variaciones hasta alcanzar los 13,0°C (invierno) y 14,0°C en verano, característica que se presentó en las 3 jornadas evaluadas, observando sólo para las 24 horas una mayor dispersión de los perfiles.

En el campo vertical y bajo el primer metro de profundidad, en las estaciones se observa una tendencia a presentar una distribución homogénea, en el sentido a que las variaciones en profundidad son menores, manteniéndose los valores en torno a los 33,7 psu (**Figura 68**), sin observarse diferencias en las 3 jornadas evaluadas. A nivel superficial para el período invernal se registran valores de salinidad menores, alcanzando valores de 34,4 psu, característica que se representa en las 3 jornadas (0, 12 y 24 horas).

En las aguas superficiales en contacto con la atmósfera, la cantidad de oxígeno disuelto (**Figura 69**) tiende, como es natural, a estar en equilibrio con el atmosférico. La cantidad de oxígeno disuelto superficial en el agua de mar oscila entre 1,4 y 12,1 mg/l (<http://tarwi.lamolina.edu.pe/licochea/propiedad2.html>), si bien una cantidad máxima puede ser sobrepasada en ocasiones, como ocurrió en la campaña de muestreo (en torno a 10 mg/l), llevando a un estado de sobresaturación en el sector inducido quizás por una intensa actividad fotosintética.

En el campo vertical, en las estaciones ubicadas el oxígeno disuelto no refleja distribuciones anómalas evidenciando altos valores en superficie los que disminuyen en profundidad, alcanzando valores mínimos de 5,5 mg/ a 45 m de profundidad para la campaña de invierno. En las estaciones no se observa una tendencia a la formación de una haloclina.

En términos ambientales, para la campaña de muestreo los resultados indican la presencia de buenas condiciones de oxigenación en las estaciones evaluadas.

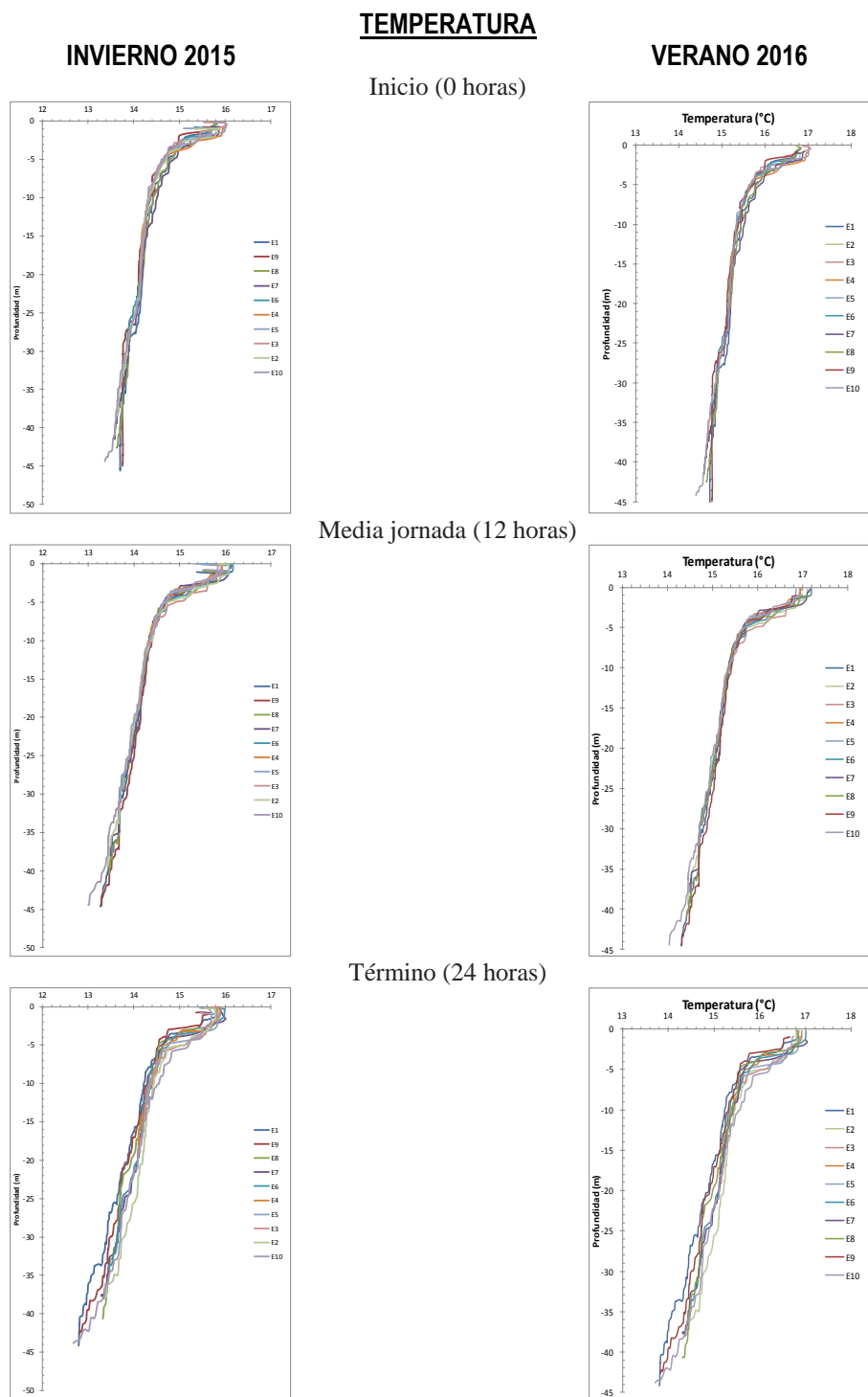


Figura 67. Perfiles de Temperatura (°C) en la columna de agua obtenidos a las 0, 12 y 24 horas de la jornada de registro con el ADCP remolcado (invierno 2015 y verano 2016).

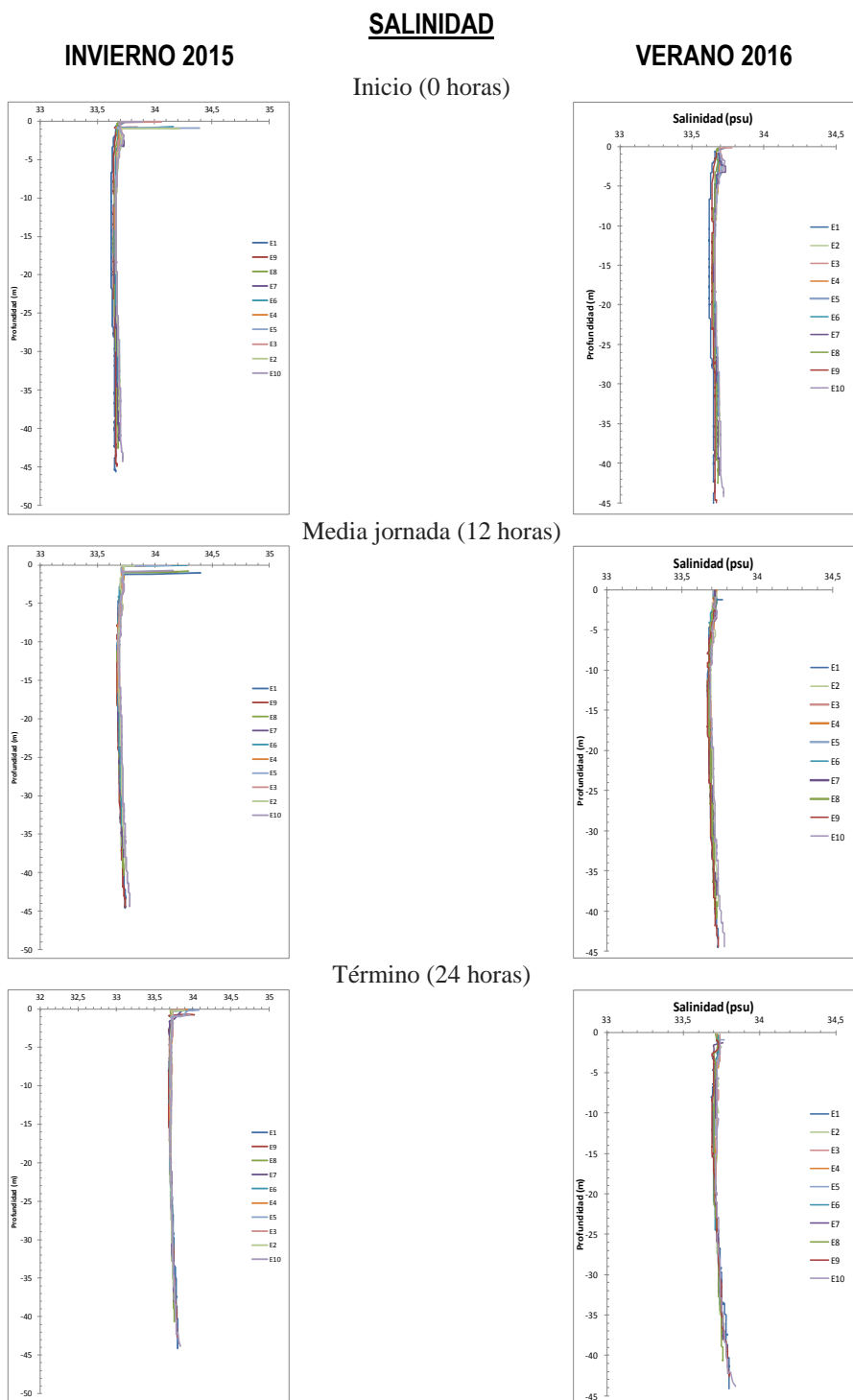


Figura 68. Perfiles de Salinidad (psu) en la columna de agua obtenidos a las 0, 12 y 24 horas de la jornada de registro con el ADCP remolcado (invierno 2015 y verano 2016).

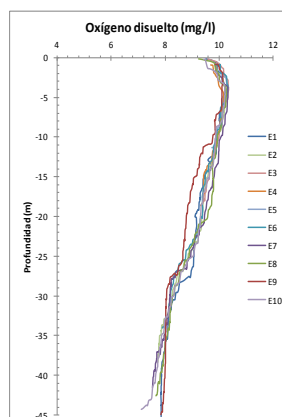
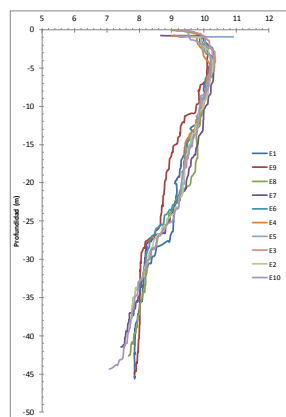


OXIGENO DISUELTO

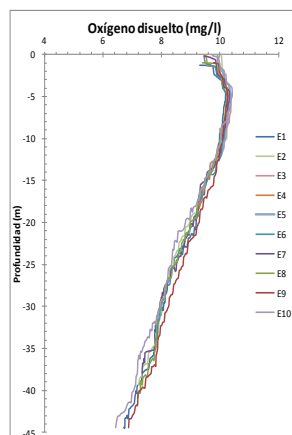
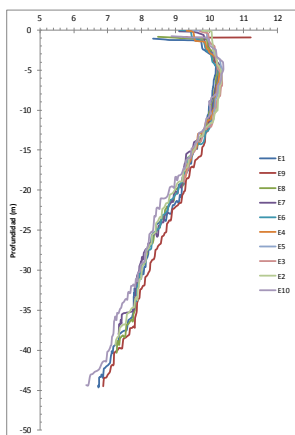
INVIERNO 2015

VERANO 2016

Inicio (0 horas)



Media jornada (12 horas)



Término (24 horas)

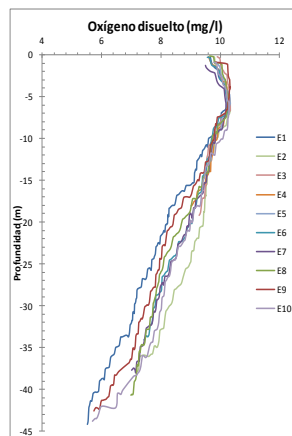
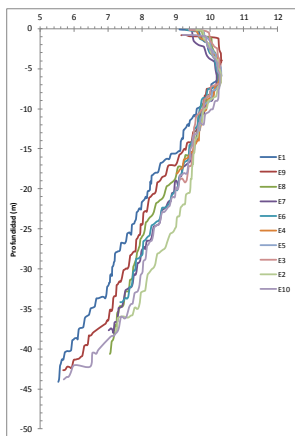


Figura 69. Perfiles de Oxígeno Disuelto (mg/l) en la columna de agua obtenidos a las 0, 12 y 24 horas de la jornada de registro con el ADCP remolcado (invierno 2015 y verano 2016).



Como se indicó en la metodología, se efectuaron contrastes de mediciones de oxígeno con un equipo Hanna Instruments que son presentados en la siguiente tabla, observando diferencias que se mantienen entre un 3 y 14%.

Tabla. 21
Contraste de mediciones de oxígeno disuelto mg/l (jornada 0 horas)

| Estación | Nivel | Invierno 2015 | | Verano 2016 | |
|----------|------------------|---------------|--------------|-------------|--------------|
| | | CTDO | Equipo Hanna | CTDO | Equipo Hanna |
| E1 | Superficie (1 m) | 9,9 | 9,1 | 9,9 | 10,3 |
| | Fondo (40 m) | 7,9 | 6,8 | 7,9 | 8,1 |
| E8 | Superficie (1 m) | 9,9 | 9,4 | 9,9 | 9,1 |
| | Fondo (40 m) | 7,8 | 7,2 | 7,8 | 7,5 |

1.6 Discusión

Como se puede ver en los capítulos "Introducción" y "Antecedentes la Bahía de Quintero" tiene una importante actividad productiva que incluye generación de electricidad, puertos de carga y descarga, actividad pesquera, instalaciones industriales químicas, turismo, etc., sin embargo, el conocimiento existente de la dinámica de sus aguas es poco conocida. El patrón descrito por Malet y Andrade (1991) es el más citado por los estudios ambientales realizados para las industrias que operan en el sector, por otro lado las variaciones del nivel del mar esta validado por series de tiempo del Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada, mientras que los datos meteorológicos por estaciones meteorológicas del Complejo Industrial Ventanas cuya estación Estación Principal opera desde el año 1992.

La mayor parte de las mediciones de corriente, oleaje, mareas, vientos, perfiles de CTDO y sedimentos han sido realizadas por empresas consultoras para los distintos proyectos productivos de las industrias existentes en la bahía, cuyos resultados han quedado registrados en informes técnicos presentados al Sistema de Evaluación Ambiental (Ambiotec, 1999; AQUAMBIENTE, 1998; Enap, 2005; Endesa, 2007; Ocean Green, 2010; Oxiquim, 1998; Oxiquim, 2013; Shell, 2013).

En cuanto a los estudios publicados en las revistas científicas, estos se concentran en temas biológicos, no encontrándose publicaciones de estudios de la dinámica de las corrientes de la bahía. Por lo anterior, lo primero que hay que indicar que este estudio corresponde al primer estudio que logra cubrir una buena parte de la bahía para caracterizar el patrón de circulación y su variabilidad estacional con información in situ.



Una de las premisas que se tenía al inicio del estudio es que las corrientes al interior de la bahía estaban conducidas principalmente por la acción de la marea basado en los estudios de Escobar *et al.* (1971), Balovic y Balic (1984), y Malet y Andrade (1991). En la actualidad los cambios tecnológicos y metodológicos permiten una mayor cobertura de las mediciones tanto espacial y temporal, lo que con lleva a una mejor descripción y comprensión de los patrones de circulación y de los procesos que las generan y modifican.

Los resultados de las mediciones realizadas en invierno y verano permitieron observar que el viento en el sector de la Península Los Molles presentó en invierno una distribución bimodal con dominio de los vientos del SW, SSW, y N, mientras que en verano del NNE y ENE. En magnitud predominaron intensidades menores a 3.3 m/s, es decir las Brisas son las predominantes. En la estación Principal ubicada al interior de la bahía el viento dominante es del este y sus magnitudes dominantes son menores a 3.3 m/s. Los espectros de ambas estaciones muestran el dominio de los procesos diarios.

Por otro lado, los resultados del nivel del mar mostraron que la zona está dominada por la marea semidiurna mixta tal como en toda la costa Pacífico de Chile. Como la mayor parte de las componentes armónicas aportan al nivel del mar en forma significativa, es claro que al ingresar la onda de marea al interior de la bahía siente el fondo incrementando la energía en las componentes armónicas de aguas someras.

Los registros de corrientes eulerianas mostraron las mayores intensidades en la capa superficial (30 cm/s). En el resto de la columna predominaron corrientes con intensidades menores a 15 cm/s, evidenciado que el viento es el principal forzante de la circulación. Los flujos netos al sur de la bahía durante el verano e invierno fueron principalmente al NW en toda la columna de agua, mientras que en la capa superficial al norte de la bahía durante el invierno fue hacia NW rotando en sentido anti reloj hacia el fondo donde el flujo neto fue al SSE.

Los espectros de los tres registros de corrientes (Invierno Nortes y Sur; Verano Sur) muestran el predominio de los procesos diurnos sobre la corriente. Al revisar los diagramas de vectores progresivos, se aprecian un continuo avance, con algunos retornos, pero sin verse avances en forma elíptica que son típicamente asociados a la marea. Lo anterior indica que los procesos diurnos que actúan sobre las corrientes corresponden a la acción del viento en la superficie y que es transferido a las capas inferiores por efectos del estrés. Por otro lado, los derivadores mostraron un comportamiento no asociados con la condición de marea existente (Sicigia/Cuadratura; Llenante/Vaciante). Por el contrario, sus desplazamientos estaban asociados a la dirección del viento del momento como también a los cambios batimétricos a la línea de la costa.

Los registros de ADCP Remolcado mostraron que las corrientes presentan cambios estacionales tanto en el plano superficial como en la vertical vinculados a cambios estacionales de los vientos.

La hidrografía de la bahía mostró que en los primeros 5 m de profundidad se produce una diferencia promedio del orden de 2°C entre verano e invierno, mientras que en profundidad del orden de 1°C.



La salinidad fluctuó entre 33,7 y 34,4 psu, con la mayor variación en superficie. El oxígeno mostro una columna de agua bien oxigenada en ambas estaciones con máximos superficiales (5m) y mínimos en el fondo siempre superiores a 5mg/L. Estos perfiles muestran que los aportes de aguas con excesos de temperatura de las centrales termoeléctricas no tendrían influencia en los sectores donde se realizaron las mediciones.

Malet y Andrade (1991) propusieron a partir de mediciones realizadas con derivadores el patrón de circulación mostrado en la **Figura 70** el cual estaba compuesto por dos celdas de circulación y una celda de menor tamaño en sentido horario frente a la playa Ventanas. La comparación de este patrón con los resultados del ADCP remolcado en invierno y verano (**Figura 71**) muestra diferencias importantes en el patrón de circulación. El único sector que presenta coincidencia es la punta de la península Los Molles en el cual los flujos salen de la bahía, condición que también es mostrada por el ADCP fondeado en el sector sur de la boca.



Figura 70. Patrón de circulación propuesto por Malet y Andrade (1991).

Los resultados de los derivadores obtenidos en el presente estudio (**Figuras 58 y 65**) también muestran discrepancias con lo propuesto por Malet y Andrade (1991), en especial, en el sector de frente a la Playa Ventanas en que los flujos netos serían hacia la punta y no hacia el Estero Campiche, sin observarse una presencia clara de celdas convectivas al interior de la bahía, como lo expusieron los autores referidos anteriormente.

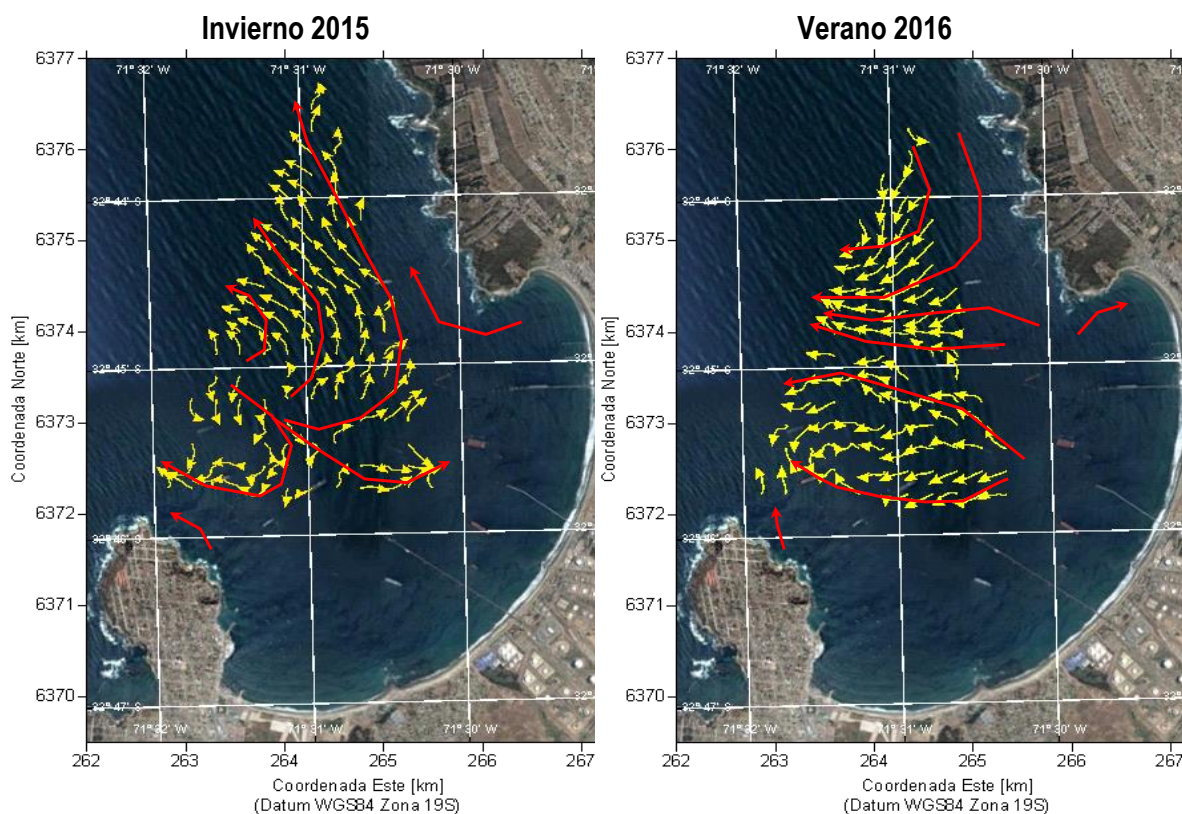


Figura 71. Patrón de circulación obtenido en invierno (2015) y verano (2016).

Los resultados obtenidos en este estudio indican que el patrón de circulación presenta una clara variación estacional asociada a la acción del viento local al interior de la bahía, no mostrando una asociación a las variaciones de la marea. Mediciones de corrientes realizadas en el muelle de GLN en febrero de 2006 y 2008 evidencian claros flujos a lo largo de la costa que se intensifican en superficie por pulsos de viento, pero donde la dirección predominante es en la dirección horaria siguiendo la línea de costa.



En invierno de 2015 y verano de 2016 se observaron flujos superficiales saliendo del cuerpo de agua a través de la boca de la bahía, aunque en verano es a lo largo de toda la boca mientras que en invierno se observó un flujo entrante en el sector sur. Estos resultados muestran nuevamente que la circulación superficial resultante es coherente con la dirección del viento, ya que en verano cuando predominaron vientos del S-SW la circulación resultante es saliente en toda la bahía, mientras que en invierno cuando el viento tiene una componente N-NW, una parte entra y otra sale. En invierno, el sector norte de la bahía mostro en toda la columna de agua flujos salientes compensados por flujos entrantes superficiales y subsuperficiales hacia el sur de la mitad de la boca. En verano, los flujos salientes superficiales y de fondo a lo largo de toda la boca son compensados por flujos entrantes intensos de media profundidad desde la mitad de la bahía hacia el norte. Estos resultados y el patrón de circulación propuesto solamente son capaces de representar a los periodos de medición registrados y tenderían a cambiar dependido de las condiciones de viento que se presenten en la zona. Para comprender mejor el patrón de circulación al interior de la bahía se recomienda la ejecución de nuevos experimentos con ADCP remolcado, con un esquema reformulado de transectas de medición que validen un modelo de circulación operacional de asimilación con una permanente mejora alimentado de datos meteorológicos y oceanográficos en tiempo real.

1.7 Conclusiones

- Los resultados mostraron que la circulación superficial están principalmente determinada por la variabilidad diaria e intensidad del viento.
- El patrón de circulación presentó diferencias estacionales asociadas a la variabilidad del viento.
- En verano de 2006 y 2008, la circulación cercana a la costa tiende a fluir en sentido horario, modificada en superficie por pulsos de viento.
- En invierno de 2015, los flujos salientes abarcaron toda la columna de agua en el sector norte, mientras que en el sector sur fueron entrantes. A la mitad de la boca salen en superficie y entran en profundidad.
- En verano, los flujos salientes en superficie y fondo de toda la bahía son compensados por corrientes subsuperficiales entrantes ubicados de la mitad de la boca hacia el norte.



1.8 Referencias

- Ambiotec. 1999. Estudio de Impacto Ambiental: Fundición y Refinería Ventanas. Disponible en <http://seia.sea.gob.cl>.
- AQUAMBIENTE. 1998. Estudio Oceanográfico y bentónico en bahía de Quintero Modificaciones Terminal RPC. Disponible en <http://seia.sea.gob.cl>.
- Bakovic y Balic Ingenieros consultores. 1984. Estudio de prefactibilidad técnica y económica alcantarillado litoral norte. Secretaria de Planificación V Región.
- Bakun, A. 1973. Coastal Upwelling Indices, West Coast of North America, 1946 – 1971. U.S. Department of Commerce, NOAA Technical Report NMFS-SSRF 671, 103 pp.
- Bakun, A. 1975. Daily and weekly upwelling indices, West Coast of North America, 1967 – 1973. U.S. Department of Commerce, NOAA Technical Report NMFS-SSRF 693, 113 pp.
- Bakun, A. 1987. Monthly variability in the ocean habitat off Perú as deduced from maritime observations, 1953 to 1984. In: The Peruvian anchoveta and its upwelling ecosystem: three decades of changes. D. Pauly & I. Tsukayama (Eds.) ICLARM Studies and Reviews 15: 46-74.
- Bakun, A. & R. Parrish. 1982. Turbulence, transport, and pelagic fish in the California and Peru Current System. CalCOFI. Rep., Vol XXIII, 99-112.
- Cáceres, M, A Valle-Levinson & M Bello. 2008. Residual flow over a bump in Quellón Bay. Revista de Biología Marina y Oceanografía. 43 (3): 629-639.
- DHI, 2014. Mike 3, User guide and reference manual. Danish Hydraulic Institute, Denmark.
- Dréville, M., M Dréville, R Bourdallé-Badie, C Derval, J M Lellouche, E Rémy, B Tranchant, M Benkiran, E Greiner, S Guinehut, N Verbrugge, G Garric, C E Testut, M. Laborie, L Nouel, P Bahuel, C Bricaud, L Crosnier, E Dombrowsky, E Durand, N Ferry, F Hernandez, O Le Galloudec, F Messal y L Parent. 2008. The GODAE/Mercator-Ocean global ocean forecasting system: results, applications and prospects. J. of Operational Oceanography. 1:51–57.
- Enap. 2005. Estudio de Impacto Ambiental: Proyecto Terminal Marítimo Quintero, ENAP, V Región. . Disponible en <http://seia.sea.gob.cl>
- Endesa. 2007. Estudio de Impacto Ambiental: Central Termoeléctrica Quintero. Disponible en <http://seia.sea.gob.cl>



- Escobar A., Luis; Barros F., Patricio; Poblete R., Juan Antonio, 1971. Estudio de facilidades portuarias para ENAMI en bahía Quintero. Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas Universidad de Chile, Santiago, 242 p.
- Escribano, R & P Hidalgo. 2001. Circulación inducida por el viento en Bahía de Antofagasta, norte de Chile (23°S). Revista de Biología Marina y Oceanografía. 36 (001): 43-60.
- ESVAL S.A. 2003. Estudio de Impacto Ambiental: Planta de Tratamiento de Aguas Servidas y Emisario Submarino en Quintero (2003). Disponible en <http://seia.sea.gob.cl>
- Ocean Green. 2010. Estudio de Línea base ambiental del proyecto. Capítulo 6 En: Estudio de impacto ambiental del Puerto Multipropósito San José, Bahía de Quintero. SIA. 151 p.
- Ocean Green. 2010. Puerto Multipropósito San José, en Quintero, V Región. Disponible en <http://seia.sea.gob.cl>
- Oxiquim. 1998. Addendum 3, Declaración de Impacto Ambiental Proyecto Ampliación Terminal Marítimo OXQUIM S.A.. A.A Ambiotec S.A
- Oxiquim. 2013. Estudio de Impacto Ambiental Terminal Multipropósito Oxiquim, Bahía. de Quintero. Disponible en <http://seia.sea.gob.cl>
- Ramírez, B. 1997. Estudio de condiciones oceanográficas en la Bahía de Quintero. P. Universidad Católica de Valparaíso. Documento técnico. 110 pp.
- Sanzana, R. 1991. Estudio de Impacto Ambiental: Terminal Marítimo Quintero. Shell Chile S.A.C. e I. 10-15 pp.
- Shell, 2005. Plan de Maniobras Terminal Marítimo Shell Chile El Bato, Bahía de Quintero. Disponible en <http://seia.sea.gob.cl>
- Valle-Levinson, A, J Moraga, J Olivares & J L Blanco. 2000. Tidal and residual circulation in a semi-arid bay: Coquimbo bay, Chile. Continental Shelf Research. 20: 2009-2028.
- Valle-Levinson, A, W Schneider, M Sobarzo, M Bello, L Bravo, M Castillo, L Duarte, R Fuenzalida, J M Gallegos, J Garcés-Vargas, J González, D Gutiérrez, C Molinet, M S Navarro, J Pierinig, E Rodríguez-Rubio, A Valdenegro, L Vera & L Zenteno. 2004. Wind-induced exchange at the entrance to Concepción Bay, an equatorward facing embayment in central Chile. Deep Sea Research II. 51: 2371-2388.



2. MODELAMIENTO OCEANOGRÁFICO

2.1 Introducción

La comprensión de los procesos implicados en el transporte de los vertidos de petróleo es clave para un buen modelamiento, particularmente en el desarrollo de modelos de respuesta para emergencia de derrames (Anon, 2003). Estos modelos compuestos se usan para predecir hacia donde se propaga el derrame, y cuanto tiempo permanecerá en el agua. Esta información es importante para determinar las prioridades de respuesta, ayudar a hacer mejores predicciones del posible impacto de los desarrollos relacionados con el petróleo, y preparar la contingencia y las medidas atenuantes (Mackay y McAuliffe, 1988; Anon, 2003; Fingas, 2015).

Los cambios físicos y químicos a los que se somete el aceite derramado cuando se introduce en el medio marino son conocidos como meteorización o “weathering” (Fingas, 2011). La meteorización comienza inmediatamente después que el derrame de petróleo entra en la superficie del mar. Algunos de estos procesos, por ejemplo, evaporación, emulsificación, disolución, foto-oxidación, y la biodegradación, están controlados principalmente por las características de la dinámica local, y el aceite en sí (Korotenko et al. 2000; 2010).

Cada uno de estos procesos tiene una escala temporal definida, el más intenso es la evaporación, ocurre después de producirse el derrame y disminuye gradualmente durante un periodo de ~ 1000 horas (Wheeler, 1978), este es el proceso más importante para la eliminación del hidrocarburo en superficie. La velocidad de evaporación depende también de la propagación inicial de los hidrocarburos, ya que cuando mayor sea la superficie, con más rapidez se evaporarán los componentes ligeros. Las condiciones de mar gruesa, altas temperaturas y velocidades de viento tienden también a estimular una evaporación más rápida (OMI, 2005).

La emulsificación es el proceso de formación de emulsiones de agua en aceite que cambian las propiedades y características de estos aceites. La tasa de incorporación de agua aumenta a medida que el contenido de agua en emulsión aumenta también. La capacidad para formar una emulsión depende de las condiciones del agua y las propiedades químicas del aceite (Mackay et al. 1980; Reed 1989). Ésta aumenta continuamente su contribución en las primeras ~ 100 horas después del derrame de petróleo y luego se debilita en el siguiente período hasta las ~ 1000 horas (Wheeler, 1978). La disolución también tiene lugar poco después de que el derrame se produce (aproximadamente 1 hora), se incrementa gradualmente durante un período de aproximadamente 50 horas, y desaparece en los próximos ~ 1000 horas (Wheeler, 1978). La razón de disolución es insignificante considerada con otros procesos (Faghihifard, 2016). La foto-oxidación se inicia poco después del derrame de petróleo, y es activo durante un periodo prolongado de ~ 10000 horas con impacto generalmente menos pronunciada que en los procesos anteriormente mencionados (Wheeler, 1978). La biodegradación y la sedimentación contribuyen sólo en una etapa posterior, después de ~ de 600 horas de inicio de



derrame de petr3leo. Adem3s de estos procesos, un par3metro muy importante en el mecanismo general de transporte de la contaminaci3n de aceite, es un campo de flujo en tres dimensiones con el mecanismo de dispersi3n correspondiente que est3 continuamente presente.

2.2 Metodolog3a

Se utiliz3 un modelo hidrodin3mico 3D con el prop3sito de simular la circulaci3n en la bah3a Quintero y 3reas adyacentes, con el fin de determinar los patrones de circulaci3n generales y poder realizar una estimaci3n del transporte del derrame de hidrocarburo en aquella bah3a. El modelo utilizado es MIKE 3 FM (DHI, 2014). Este modelo resuelve desde el punto de vista matem3tico, la ecuaci3n de conservaci3n de la masa, las ecuaciones de Navier-Stokes incluyendo el efecto de turbulencia y variaci3n de la densidad, junto con el transporte de temperatura y sal. Para mayor detalles de la ecuaciones utilizadas ver el manual de MIKE 3 FM (DHI, 2016).

2.2.1 Dominio del modelo

El dominio del modelo est3 centrado sobre la zona central de Chile, entre los paralelos -31.88° y -33.1° (**Figura 1**). Para la zona oce3nica utiliza batimetr3a basada en GEBCO (General Bathymetric Chart of the Oceans), mientras que para la zona de la bah3a de Quintero utiliza la informaci3n proveniente de la carta n3utica SHOA 4321. El modelo utiliza elementos triangulares flexibles para discretizar el espacio, obten3ndose de esta forma mayores resoluciones en zonas costeras. La zona oce3nica tiene resoluci3n aproximada de 3 a 4 Km, mientras que bah3a Quintero alcanza una resoluci3n m3xima de 50 m (**Figura 2**).

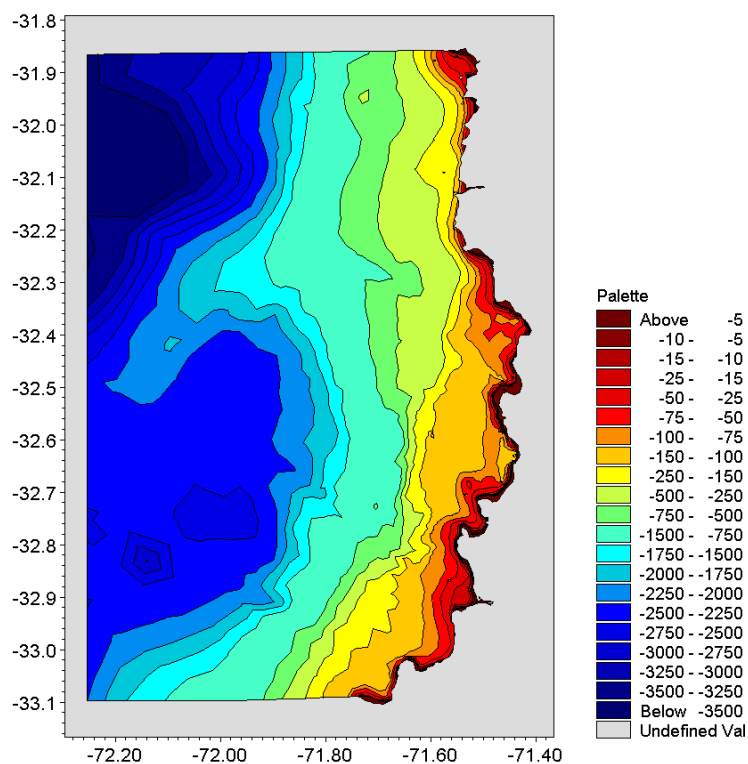


Figura 1. Dominio modelo hidrodinámico.

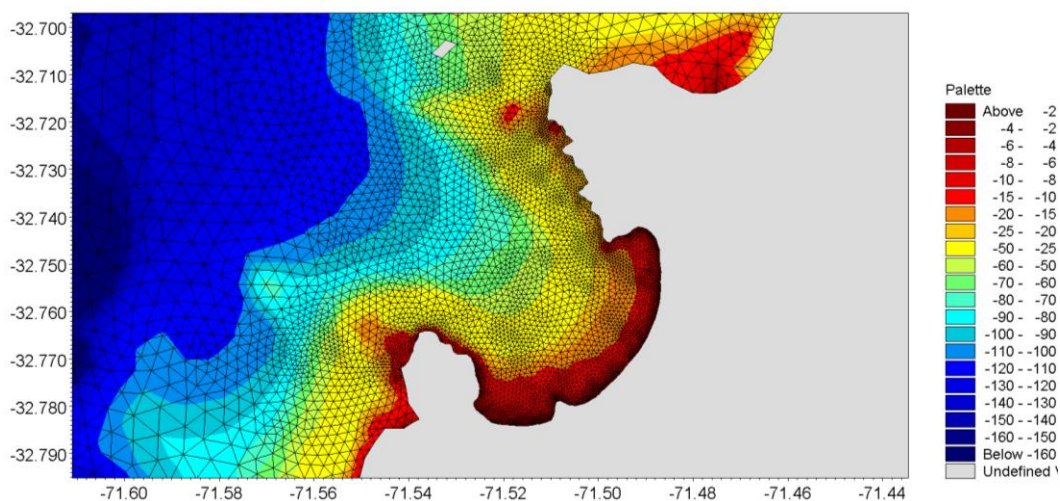


Figura 2. Dominio del modelo en bahía Quintero. El tamaño de elementos triangulares indica la resolución.



2.2.2 Condiciones iniciales y de borde

Las condiciones iniciales y de borde son derivadas del modelo global Mercator (Drévillon et al., 2008) (<http://www.mercator-ocean.fr>). Para esto se utilizaron los campos 3D de temperatura y salinidad. Tanto la corriente como el nivel del mar comienzan la simulación desde un campo nulo (**Figura 3**). Las condiciones de borde utilizaron los campos 3D de temperatura, salinidad y componentes u y v de la corriente que varían con un paso de 6 horas (**Figura 4**). Para el caso del nivel del mar, se utilizó un modelo global de constituyentes de la marea con una resolución espacial de $0.125^\circ \times 0.125^\circ$, de resolución basados en datos altimétricos de TOPEX/POSEIDON.

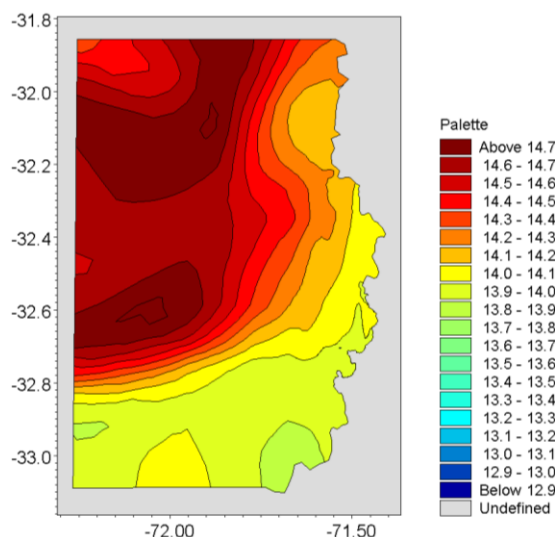


Figura 3. Ejemplo de la condición de temperatura.

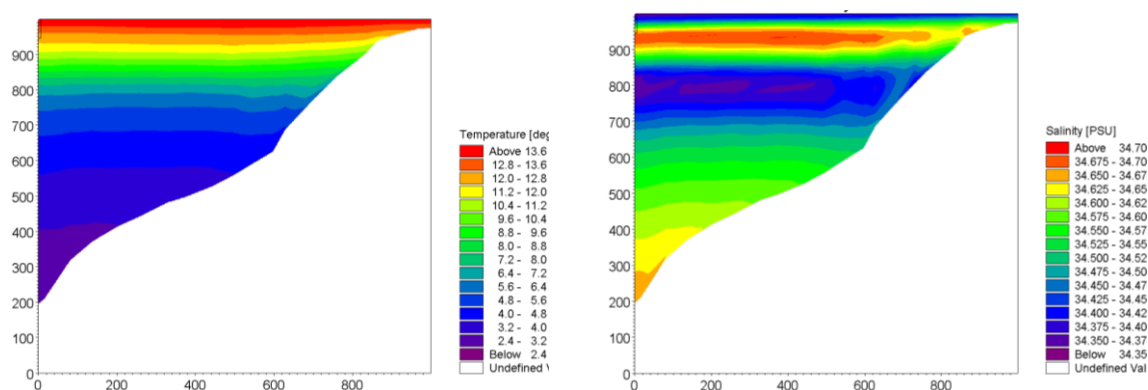


Figura 4. Ejemplo de condición de borde de temperatura y salinidad para el borde sur del dominio.



2.2.3 Forzante atmosférico

Se utilizaron campos superficiales de las componentes u y v del viento y la presión atmosférica basado en simulaciones del modelo atmosférico de mesoescala WRF. Las simulaciones de este modelo cubren los mismos periodos en que realizaron las campañas oceanográficas en bahía Quintero (Figura 5).

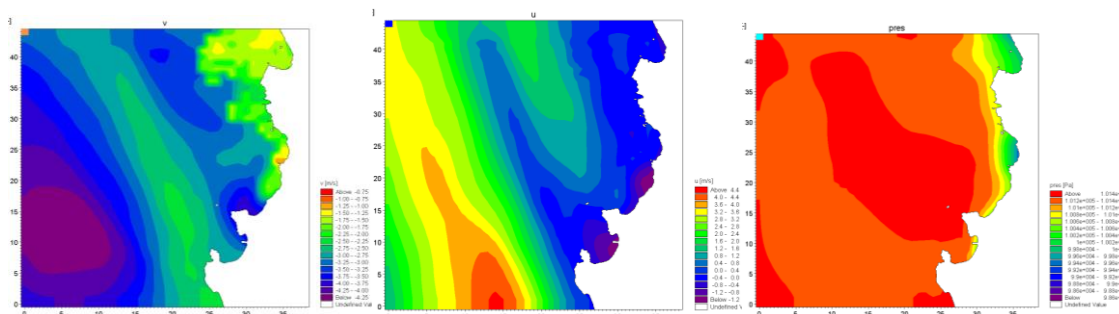


Figura 5. Componente u (izquierda), v (centro) del viento y presión en superficie (derecha).

2.2.4 Evaluación modelo hidrodinámico

Para evaluar el desempeño de los modelos hidrodinámicos se utilizaron herramientas cualitativas, las cuales miden la capacidad del modelo de reproducir situaciones temporales, estructuras, y la conducta del sistema en general, y por otro lado se usaron herramientas cuantitativas, basadas en la descripción del fenómeno a través de parámetros estadísticos.

Entre las herramientas cualitativas según Murphy (1993), existen a lo menos 3 características que pueden definir una buena simulación.

Consistencia: Es el grado para el cual el pronóstico corresponde al mejor juicio sobre una situación dada, es decir que no se generen contradicciones, basados en un conocimiento base.

Calidad: Es el grado para el cual el pronóstico corresponde a lo que sucede realmente, es decir, la concordancia entre la predicción y la observación.

Valor: Es el grado para el cual el pronóstico ayuda a tomar una decisión, que se materializa en algún incremento o en algún otro beneficio.

Las evaluaciones se realizaron para verificar el comportamiento del modelo en distintas bandas de frecuencias, principalmente en la escala marea y submarea (residual), para el último caso, los datos fueron filtrados utilizando un filtro paso bajo coseno de Lanczos de 40 horas de corte y 121 pesos (Walter y Heston, 1982; Thompson, 1983), con el fin de quitar la frecuencias asociadas a la marea. También es presentada una evaluación cualitativa del perfil medio de la corriente. Las evaluaciones



presentan un especial interés en la capa superficial de la columna de agua, por ser ésta, para efectos de transporte de hidrocarburos, la más relevante.

Los índices estadísticos para medir la **calidad** del modelo fueron:

- Error Medio Cuadrático (RMSE): es una medida cuadrática que mide la media de la magnitud del error, no muestra la dirección de las desviaciones.

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (X_{obs,i} - X_{model,i})^2}{n}}$$

x = dato del pronóstico

y = dato de la observación

n = número de datos.

- Coefficiente de Correlación: es una medida estadística que trata de medir la relación entre 2 variables, oscila entre -1 y 1, siendo el signo, la dirección (proporcional o inversamente proporcional) y la cifra la magnitud de la relación.

$$R = \frac{Cov_{xy}}{S_x S_y}$$

Cov_{xy} = covarianza entre el modelo y la observación,

S_x = desviación estándar del modelo

S_y = desviación estándar de la observación.

- El índice de concordancia (d): Representa la relación entre el error cuadrático medio y el error potencial (Willmot, 1984) y se define como:

$$d = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^n (|P_i - \bar{O}| + |O_i - \bar{O}|)^2}$$

P = dato del pronóstico

O = dato de la observación

n = número de datos.

La posibilidad de error en el denominador representa el valor más grande que la diferencia al cuadrado de cada par puede alcanzar. Los rangos van desde 0 a 1.



2.2.5 Modelo del derrame de hidrocarburo

El modelo de derrames de petróleo perteneciente al módulo Ecolab de MIKEZERO (DHI, 2016) es una herramienta para predecir el destino de los derrames de petróleo en el mar, que abarca tanto el transporte y los cambios en la composición química. Este es un modelo lagrangiano que se ejecuta separadamente de la hidrodinámica.

Los cambios en la composición química de los residuos de hidrocarburo a través del tiempo es el resultado de procesos físicos y biológicos que se refieren a menudo como meteorización o “weathering”. En el modelo, el hidrocarburo se divide en dos fracciones de aceite; una fracción volátil ligera y una fracción más pesada, además de otros componentes de menor cuantía (**Tabla 1**). El hidrocarburo cambia sus propiedades físicas y químicas debido a la evaporación, emulsificación, dispersión, disolución, la foto-oxidación, sedimentación y biodegradación, pudiendo desaparecer de la superficie del mar. Todos los procesos mencionados son dependientes el uno del otro. Para mayor detalle de como el modelo resuelve los procesos de meteorización y parametrizaciones contenidas puede verse en el documento de descripción científica en DHI Oil Spill Model, 2016.

Para simular la propagación del derrame del evento del septiembre de 2014, se liberó una cantidad de hidrocarburo desde un punto georreferenciado a la monoboya ubicada en el puerto de Quintero. Se comenzó liberando una cantidad constante desde el 24 de septiembre de 2014 a las 07:00 AM UTC, y por un periodo arbitrario de 12 horas, ya que información respecto de cuánto tiempo emitió la fuente no se encuentra disponible. La cantidad liberada de hidrocarburo fue de un flujo de 70 kg/minuto por un lapso de 12 horas.

Tabla 1. Variables de estado del modelo de derrame de hidrocarburo.

| State Variables | | | | |
|-----------------|---------------|---|----------------|---------|
| ID | Name | Description | Item | Unit |
| 16 | Volatile_Mass | Mass of volatile oil fractions (weight below 160 g/mol, boiling point well bel | Component Mass | kg |
| 17 | Heavy_Mass | Mass of heavy oil fractions (weight above 160 g/mol, boiling point above 3 | Component Mass | kg |
| 18 | Wax_Mass | Wax mass in oil (conservative) | Component Mass | kg |
| 19 | Asph_Mass | Asphaltene mass content in oil (conservative) | Component Mass | kg |
| 20 | Water_Fract | Water fraction of oil | Fraction | () |
| 21 | Droplet_d | Buoyancy: average diameter of oil droplets | Length | m |
| 22 | Particle_Area | Surface area of oil particle (active particle area) | Surface area | m^2 |
| 23 | In_Water | Indicates if the particel is in the water or on shore | Undefined | logical |
| 24 | Surface_Time | Accumlated timespan the particle is at surface | Undefined | seconds |



2.3 Resultados

2.3.1 Evaluaci3n del modelo hidrodinámico

El modelo ha sido evaluado contra las observaciones realizadas en las campa1as oceanográficas llevadas a cabo en bahía Quintero, el proceso de calibraci3n fue realizado para la campa1a de agosto-septiembre de 2015, con el fin de concentrar un mayor número de pruebas y estudios de sensibilidad.

Las evaluaciones fueron realizadas tomando en cuenta distintas frecuencias en el transporte, por esta raz3n, se realizaron comparaciones en la escala mareal y submareal. Para el caso de las evaluaciones submareales los datos fueron filtrados utilizando un filtro paso bajo coseno de Lanczos de 40 horas de corte y 121 pesos (Walter y Heston, 1982; Thompson, 1983). Los análisis fueron realizados para las componentes *u* y *v* de la corriente para el flujo cercano a superficie (1m), y para la columna en distintas profundidades (2 m., 5 m, 10m y 15m), con énfasis en las capas más superficiales.

2.3.2 Corrientes

ADCP AWAC NORTE: La **Figura 6** muestra un panel con comparaciones entre el modelo (rojo) y las observaciones (negro), en éstas es posible apreciar las tendencias y desviaciones de las series de datos comparadas, mostrando en general, apropiados rangos y tendencias. En lo específico, la **Tabla 2** muestra distintos parámetros estadísticos que permiten cuantificar la exactitud del modelo. El Error Medio (EM) para ambas componentes fluctúa en valores positivos y negativos, indicando que no existe una tendencia clara del modelo a sobrestimar o subestimar los valores observados. El Error Medio Absoluto (EMA), en general se encuentra bajo los 5 cm/s, mientras que el RMSE bajo los 7 cm/s. El Coeficiente de Correlaci3n (*r*) presenta mejores valores en la parte superficial (~40%) ya que por debajo de los 5m, éstas disminuyen ostensiblemente (~15%). Finalmente, el Índice de Concordancia (*d*) muestra para la parte superficial valores cercanos al 60 %, y para los más profundos valores cercanos al 35%.

Filtrada la marea, la **Figura 7** nos muestra las series observadas y simuladas que indican, en general un buen acople, a excepci3n de eventos que son significativamente sobrestimados por el modelo, es el caso específico del evento del 7 de septiembre en donde, el modelo muestra una fuerte fluctuaci3n asociada a viento desde el norte más intenso que, sin embargo en la observaci3n no se registró, este evento si aparece en el registro del ADCP sur que se analizará más adelante. En términos estadísticos (**Tabla 3**), la desviaci3n media, muestra valores bajo los 2 cm/s de error, mientras que las correlaciones y el Índice de Concordancia alcanzan valores más altos que para la frecuencia mareal, estando en la capa superficial cercano al 60% y disminuyendo sus valores bajo los 5m.

**Tabla 2.** Índices estadísticos de evaluación del modelo para el ADCP norte.

| ADCP NORTE Invierno 6H | Error Medio | Error Medio Absoluto | RMSE | r (%) | d (%) |
|---------------------------|-------------|-------------------------|-------|--------|--------|
| u-este 1m | -0,014 | 0,050 | 0,064 | 42,603 | 64,750 |
| v-norte 1m | 0,010 | 0,053 | 0,076 | 41,497 | 54,000 |
| u-este 2m | 0,004 | 0,050 | 0,063 | 33,106 | 59,030 |
| v-norte 2m | 0,004 | 0,046 | 0,064 | 36,551 | 57,620 |
| u-este 5m | 0,020 | 0,050 | 0,062 | 19,975 | 47,760 |
| v-norte 5m | -0,007 | 0,045 | 0,062 | 9,539 | 45,530 |
| u-este 10m | 0,027 | 0,046 | 0,061 | 4,472 | 32,130 |
| v-norte 10m | -0,015 | 0,046 | 0,059 | 15,067 | 32,750 |
| u-este 15m | 0,018 | 0,042 | 0,056 | 18,412 | 20,600 |
| v-norte 15m | -0,016 | 0,043 | 0,055 | 13,528 | 34,340 |

Tabla 3. Índices estadísticos de evaluación del modelo para el ADCP norte en escala residual.

| ADCP Norte Invierno 40H | Error Medio | Error Medio Absoluto | RMSE | r (%) | d (%) |
|----------------------------|----------------|-------------------------|-------|--------|--------|
| u-este 1m | -0,014 | 0,027 | 0,036 | 67,112 | 69,050 |
| v-norte 1m | 0,011 | 0,043 | 0,059 | 60,233 | 51,800 |
| u-este 2m | 0,004 | 0,029 | 0,037 | 58,489 | 69,300 |
| v-norte 2m | 0,004 | 0,035 | 0,046 | 58,686 | 60,860 |
| u-este 5m | 0,020 | 0,036 | 0,043 | 44,430 | 51,590 |
| v-norte 5m | -0,007 | 0,034 | 0,043 | 20,469 | 45,770 |
| u-este 10m | 0,027 | 0,039 | 0,047 | 3,742 | 26,060 |
| v-norte 10m | -0,014 | 0,034 | 0,042 | 18,193 | 29,870 |
| u-este 15m | 0,018 | 0,032 | 0,041 | 31,385 | 13,120 |
| v-norte 15m | -0,016 | 0,031 | 0,038 | 20,664 | 28,740 |

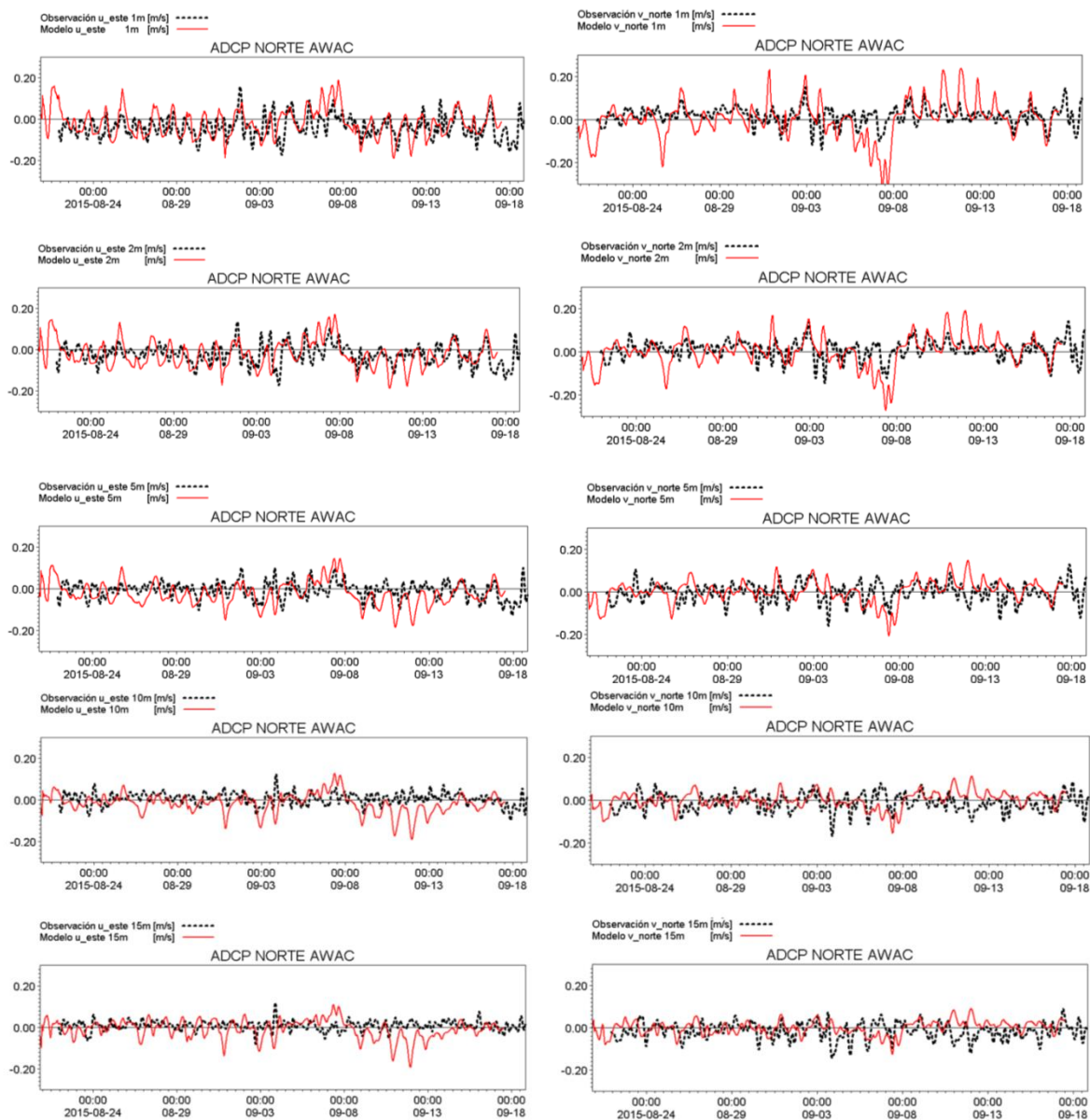


Figura 6. Series comparadas de corrientes observadas (negro) y modeladas (rojo) a diferentes profundidades para el punto ubicado en el sector norte.

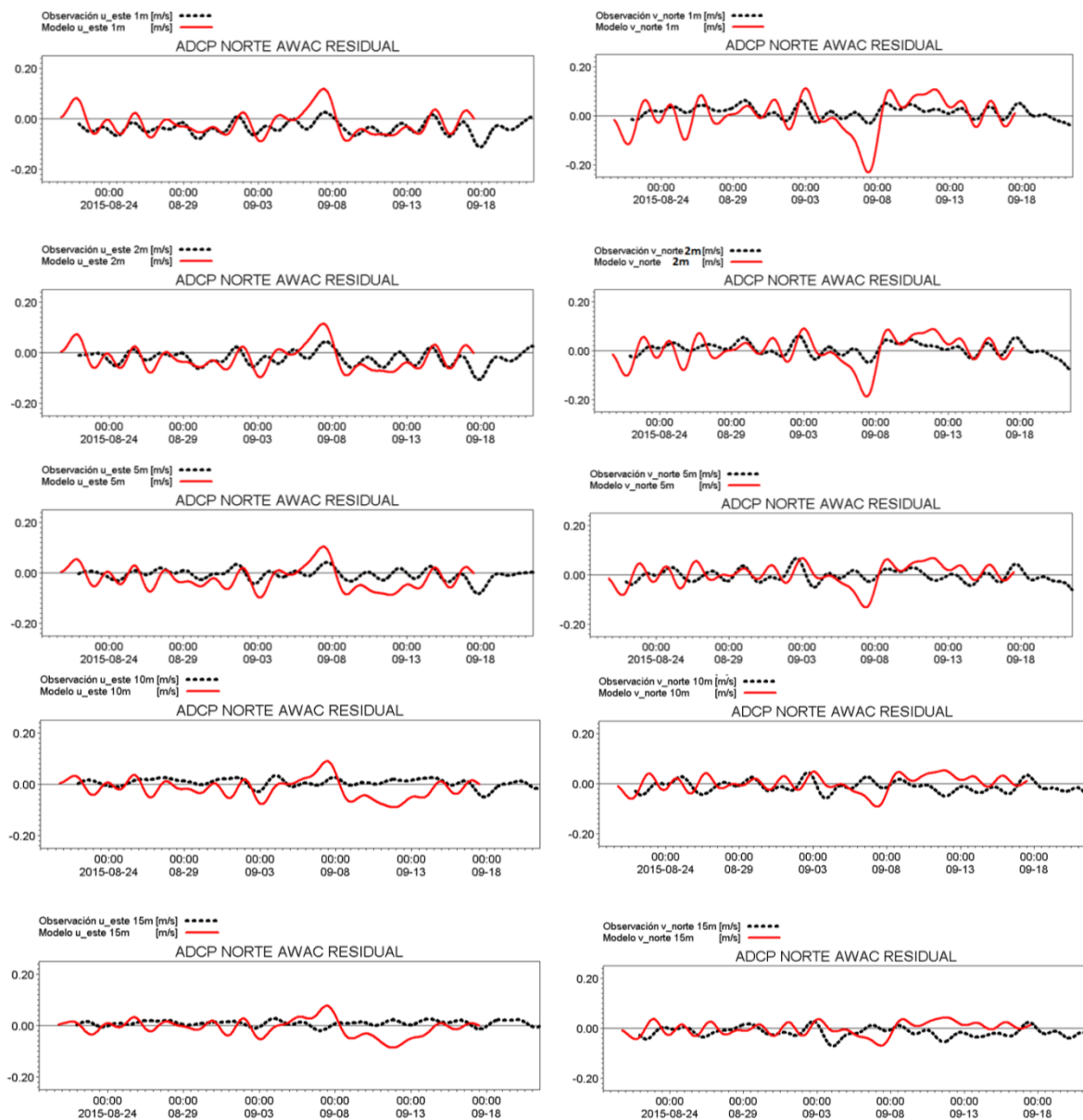


Figura 7. Series comparadas de corrientes residuales observadas (negro) y modeladas (rojo) a diferentes profundidades para el punto ubicado en el sector norte.



ADCP RDI SUR: La **Figura 8** muestra las series comparadas en el sector sur de bahía Quintero, en estas es posible apreciar una diferencia sustantiva en superficie entre las componentes u y v, presentando esta última una mejor concordancia. En la **Tabla 4**, el EM muestra mayores desviaciones en la parte superficial y en la componente este-oeste con valores de hasta 6 cm/s, siendo bajo los 5 m menores a 2 cm/s. Tanto el DMA como el RMSE presentan desviaciones mayores en superficie, en promedio entre 6 y 7 cm/s, mientras en la parte baja de la columna de agua los valores alcanzan 2 cm/s de error. La Correlación y el Índice de Concordancia indican mejores valores en superficie sobre todo en la componente norte-sur (~60 a 70%).

El flujo residual (**Figura 9**) indica en la capas superficiales diferencias significativas en las componentes u y v, en cuyo caso se presentan para la primera mayores desviaciones que para la componente norte-sur, esta última presenta, sobre todo en superficie una muy buena concordancia. La Desviación Media Absoluta (**Tabla 5**) presenta mayor magnitud en las capas superiores y siendo alcanzando valores de 5 a 6 cm/s, mientras que para las capas inferiores esta disminuye ostensiblemente a valores bajo los 2 cm/s. La correlación muestra valores altos en general altos para la componente v, especialmente en superficie con correlaciones de 87%, estando el resto de valores en valores medios aproximados del 50 %.

Tabla 4. Índices estadísticos de evaluación del modelo para el ADCP sur.

| ADCP SUR Invierno 6H | Error Medio | Error Medio Absoluto | RMSE | r (%) | d (%) |
|-------------------------|----------------|-------------------------|-------|--------|--------|
| u-este 1m | -0,062 | 0,078 | 0,092 | 13,379 | 43,340 |
| v-norte 1m | 0,015 | 0,040 | 0,050 | 62,960 | 77,680 |
| u-este 2m | -0,036 | 0,067 | 0,084 | 30,414 | 28,830 |
| v-norte 2m | 0,003 | 0,030 | 0,039 | 39,799 | 64,140 |
| u-este 5m | -0,018 | 0,041 | 0,050 | 23,130 | 50,070 |
| v-norte 5m | 0,010 | 0,026 | 0,033 | 15,748 | 47,590 |
| u-este 10m | -0,009 | 0,035 | 0,044 | 21,656 | 50,550 |
| v-norte 10m | 0,010 | 0,021 | 0,027 | 35,595 | 58,630 |
| u-este 15m | 0,004 | 0,032 | 0,040 | 26,552 | 53,210 |
| v-norte 15m | 0,006 | 0,021 | 0,027 | 31,890 | 55,990 |

**Tabla 5.** Índices estadísticos de evaluación del modelo para el ADCP sur en escala residual.

| ADCP Sur Invierno 40H | Error Medio | Error Medio Absoluto | RMSE | r (%) | d (%) |
|--------------------------|----------------|----------------------------|-------|-------|-------|
| u-este 1m | -0,061 | 0,064 | 0,072 | 04,58 | 37,82 |
| v-norte 1m | 0,015 | 0,023 | 0,029 | 84,31 | 87,30 |
| u-este 2m | -0,035 | 0,053 | 0,061 | 33,27 | 30,07 |
| v-norte 2m | 0,003 | 0,013 | 0,017 | 69,06 | 78,23 |
| u-este 5m | -0,017 | 0,024 | 0,028 | 45,54 | 57,05 |
| v-norte 5m | 0,009 | 0,015 | 0,019 | 15,10 | 42,86 |
| u-este 10m | -0,009 | 0,019 | 0,024 | 46,66 | 63,23 |
| v-norte 10m | 0,010 | 0,014 | 0,016 | 55,58 | 64,04 |
| u-este 15m | 0,004 | 0,020 | 0,026 | 38,91 | 53,61 |
| v-norte 15m | 0,006 | 0,014 | 0,018 | 47,70 | 60,90 |

Perfil medio de la corriente: La **Figura 10** muestra el perfil medio de la corriente observado en el ADCP Norte y el modelado para este mismo punto. Para la componente u-este el perfil observado muestra que hasta aproximadamente los 5 m desde la superficie existe un flujo hacia el este, cuyas magnitudes van decreciendo respecto de la profundidad. Bajo los 5 m, existe un cambio en la dirección hacia el oeste. El perfil modelado concuerda no en la magnitud pero si en la dirección respecto de los primeros 5 m, de ahí en más, el modelo disminuye la intensidad del flujo, pero no presentando un cambio en la dirección. Para la componente v-norte, el modelo subestima la magnitud de la corriente, pero concuerda en la misma dirección.

La **Figura 11** muestra el perfil medio para el ADCP Sur, en este es posible verificar un mejor comportamiento del modelo respecto del lado norte. Para ambas componentes se obtiene tanto una dirección como una magnitud similar, la principal diferencia se encuentra en desviaciones en la capa superficial respecto de la magnitud.

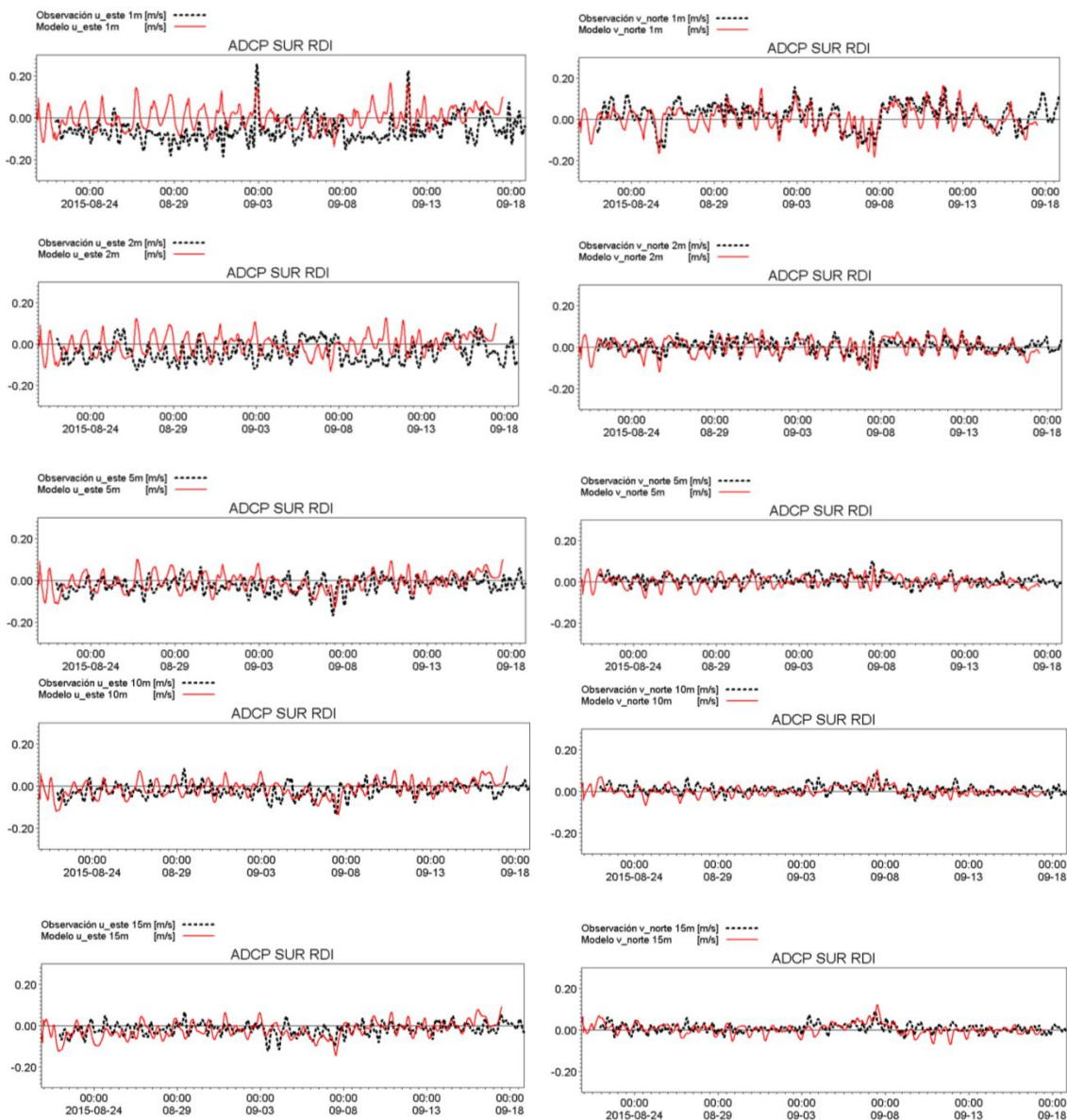


Figura 8. Series comparadas de corrientes observadas (negro) y modeladas (rojo) a diferentes profundidades para el punto ubicado en el sector sur.

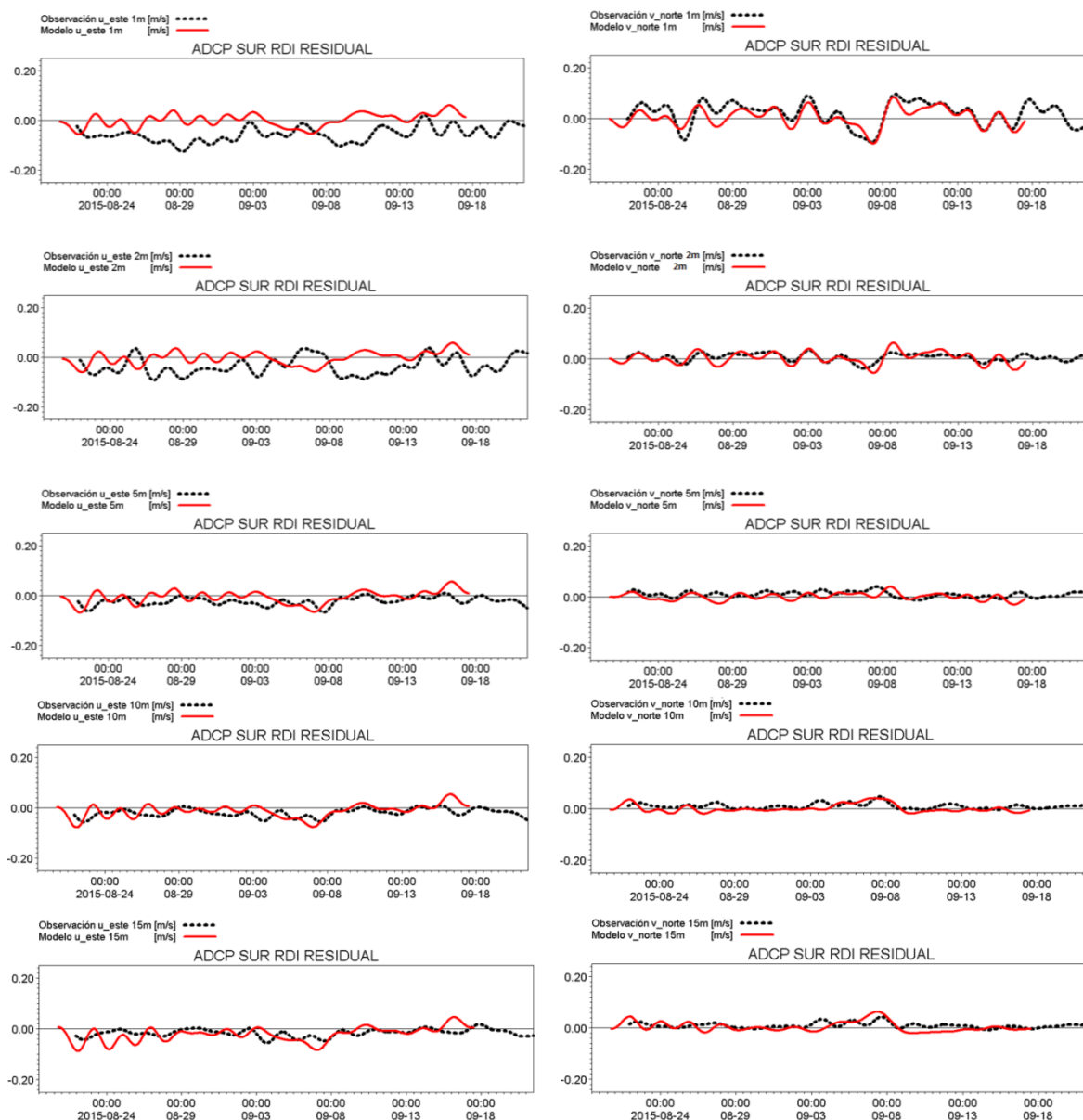


Figura 9. Series comparadas de corrientes residuales observadas (negro) y modeladas (rojo) a diferentes profundidades para el punto ubicado en el sector sur.

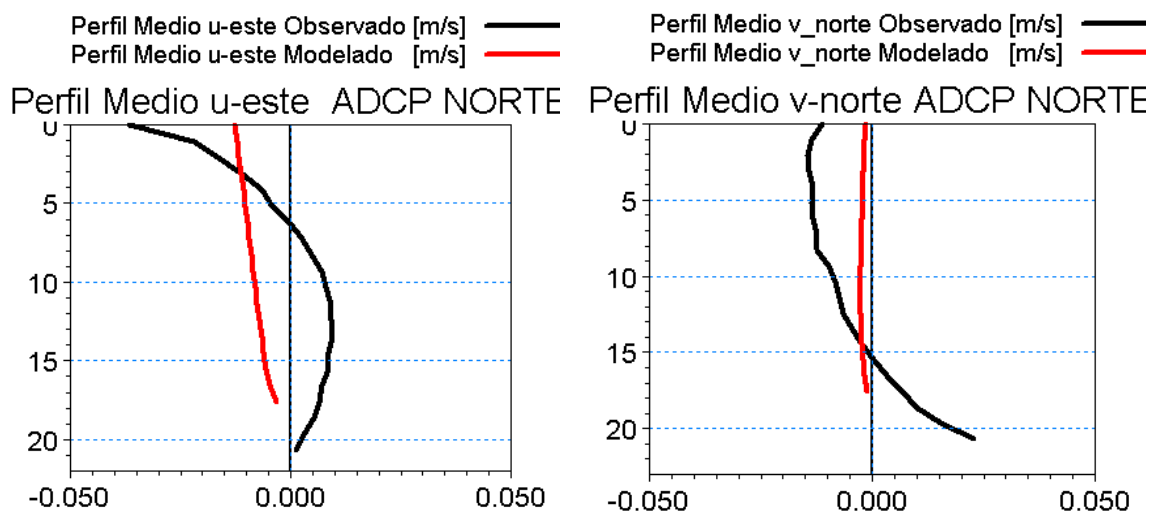


Figura 10. Perfil promedio observado (negro) y modelado (rojo) para el ADCP Norte.

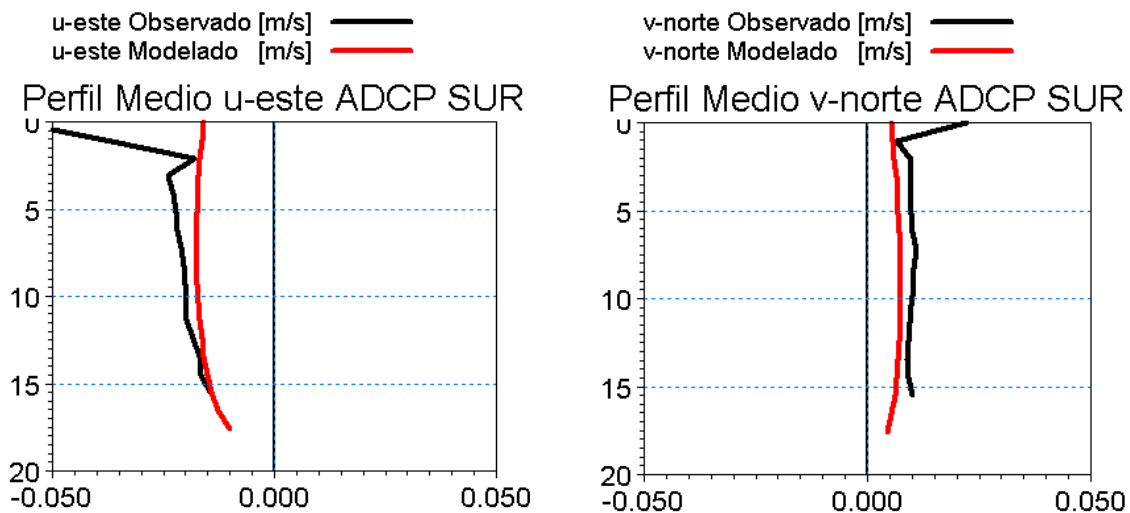


Figura 11. Perfil promedio observado (negro) y modelado (rojo) para el ADCP Sur.

2.3.3 Nivel del mar y viento

La **Figura 12** muestra las series de nivel del mar modeladas y observadas en bahía Quintero, se aprecia claramente un buen ajuste entre ambas series, el coeficiente de correlación tiene un valor 0.96, mientras que error (RMSE) alcanza una magnitud de 10.7 cm.

El viento, como se ha indicado en la metodología, ha correspondido a información de simulaciones del modelo atmosférico WRF. El comportamiento del modelo se ha evaluado contra la información de las estaciones meteorológicas instaladas como parte de las campañas oceanográficas en bahía Quintero. La **Figura 13** muestra la comparación entre el viento medido por la estación meteorológica ubicada en Quintero (EMA) y los datos simulados por el modelo WRF durante la campaña de invierno de 2015. Se observa que para la componente zonal, el modelo tiende a sobrestimar la dirección hacia el oeste con una correlación de 0.52 un error de 2.6 m/s, mientras que para la componente meridional existe un mucho mejor ajuste con una correlación de 0.8 y 2.1 m/s de error. La **Figura 14**, muestra la misma comparación pero para la campaña de verano de 2016, en estas se observa que para ambas componentes del viento existe una muy alta correlación (>0.97), sin embargo el modelo tiene a sobrestimar la magnitud del viento con errores de 6 m/s para la componente zonal y 4.8 m/s para la componente meridional.

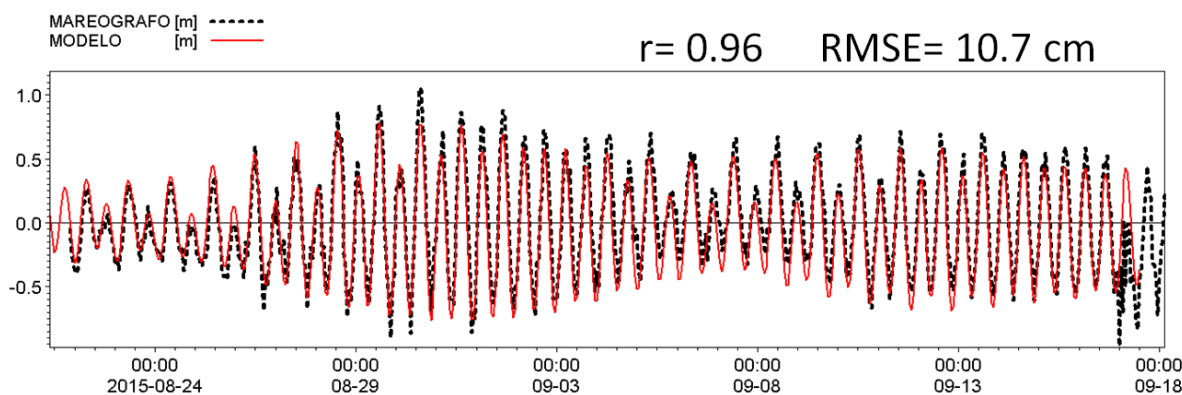


Figura 12. Series comparadas de nivel de mar de mareógrafo ubicado en Quintero (negro) y el modelo (rojo) con índices estadísticos de correlación (r) y raíz del error cuadrático medio (RMSE).

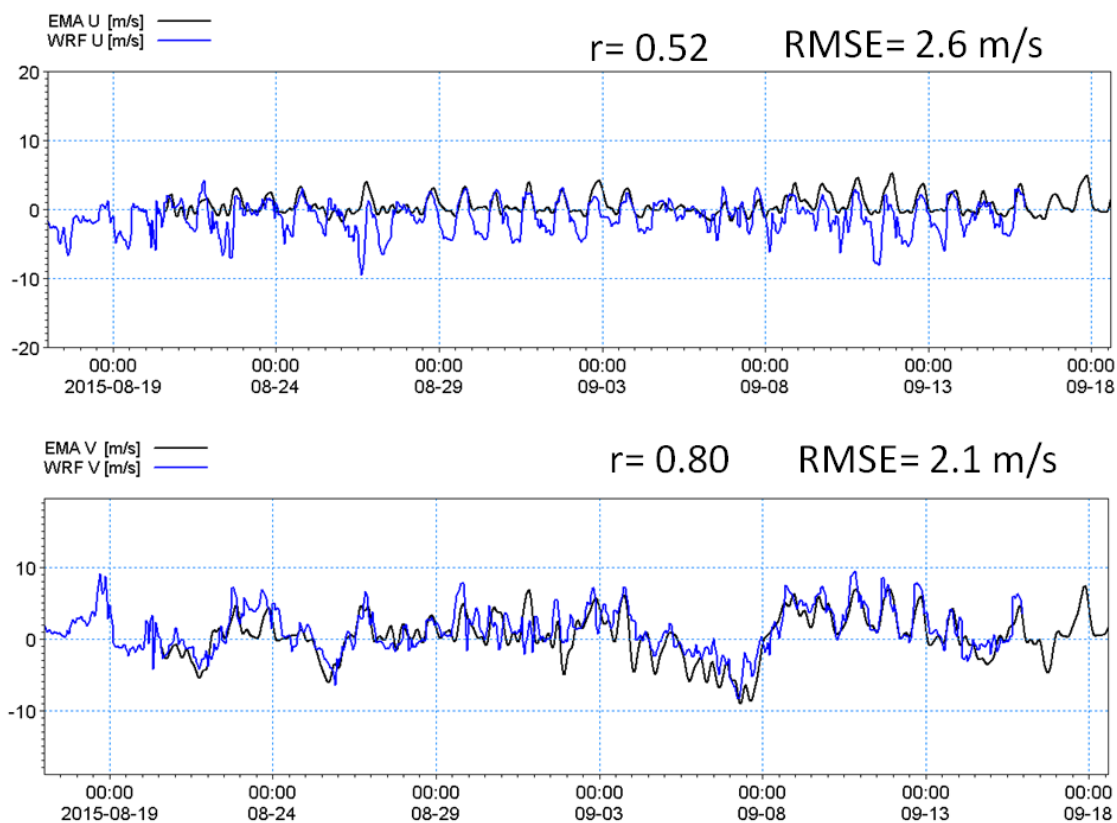


Figura 13. Series comparadas de viento en la estación meteorológica (EMA) de Quintero y el modelo WRF para la componente zonal (arriba) y meridional (abajo) durante la campaña de invierno de 2015.

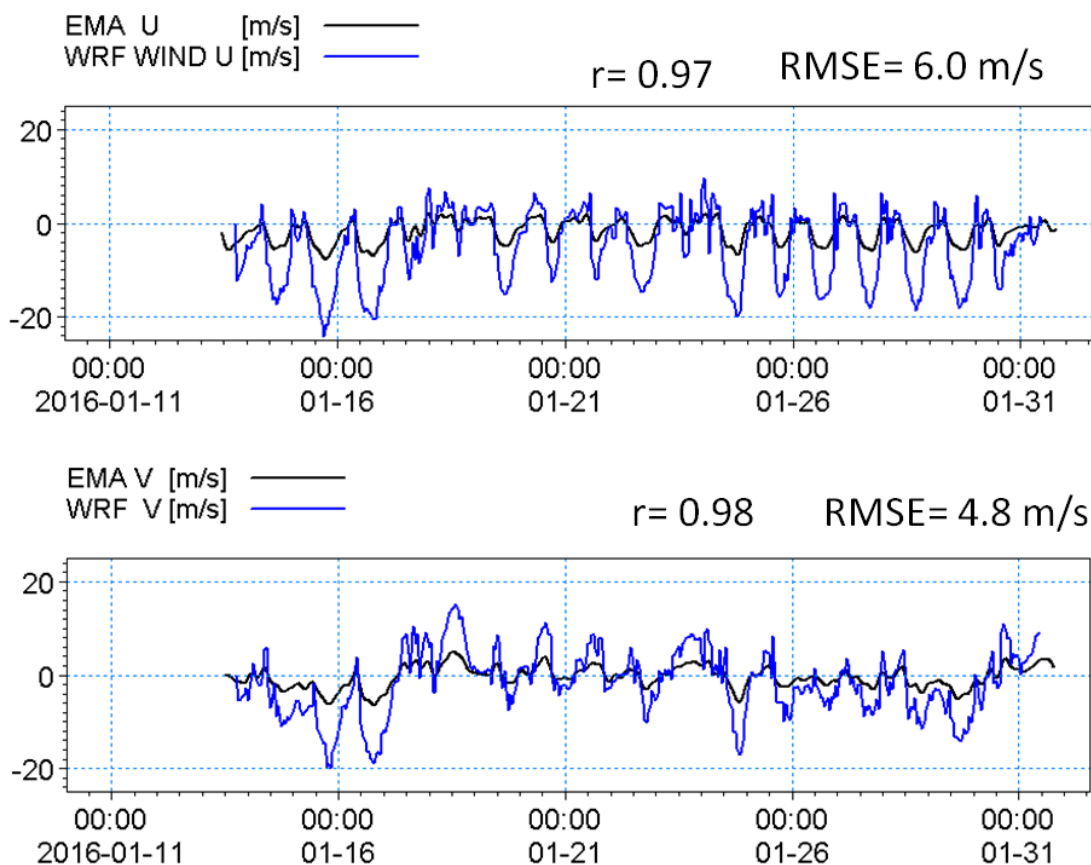


Figura 14. Series comparadas de viento en la estación meteorológica (EMA) de Quintero y el modelo WRF para la componente zonal (arriba) y meridional (abajo) durante la campaña de verano de 2016.

2.3.4 Viento y corrientes superficiales

Se compararon series de corriente superficiales medidas por ADCP y el viento, encontrándose una alta relación, especialmente en la componente meridional de la corriente (ADCP Sur) y el viento durante la campaña de invierno (**Figura 15-arriba**). Para el caso del ADCP Norte durante la misma campaña, no resulta tan evidente la relación (**Figura 15-abajo**). Para el caso de la campaña de verano (**Figura 16**) en el sitio del ADCP Sur, esta relación no es evidente. Esto estaría indicando que para el periodo de invierno de 2015, la punta sur de la bahía de Quintero estaría respondiendo fuertemente al efecto del viento, lo cual no es extrapolable al costado contrario de la bahía ni al periodo de verano.

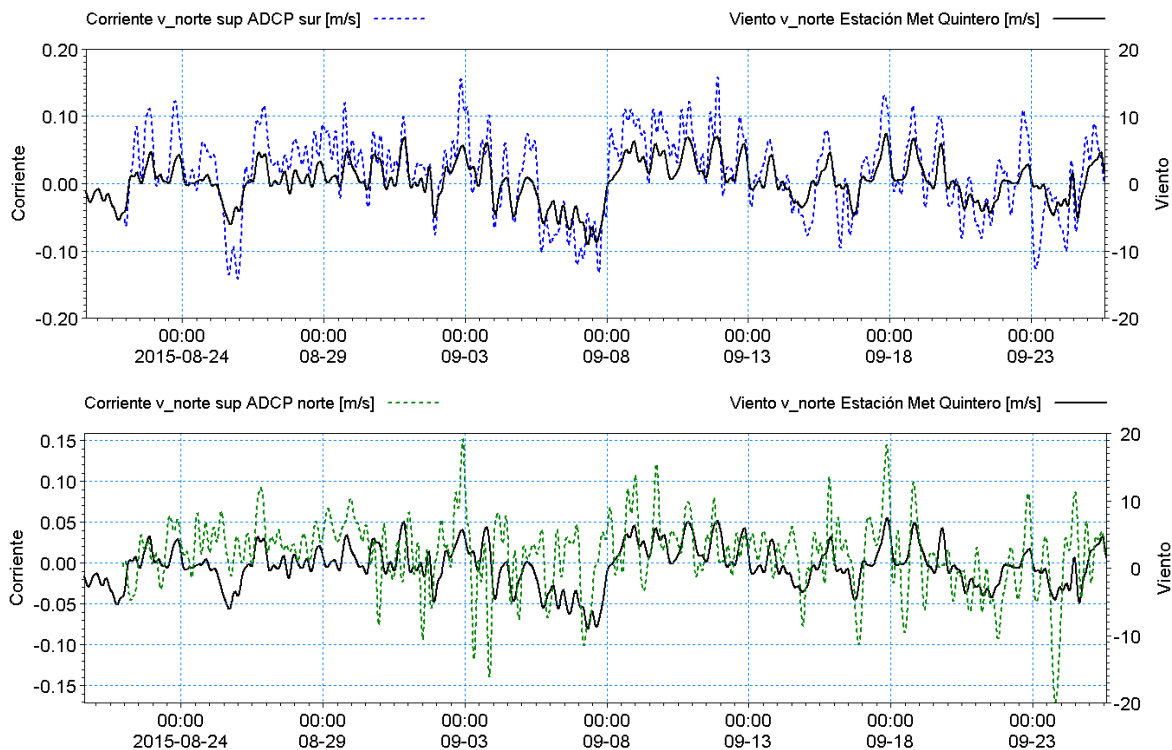


Figura 15. Series comparadas de viento meridional de estaci3n meteorol3gica (negro) y corrientes meridionales superficiales observadas durante las campa~as de invierno de 2015 para el ADCP sur (Arriba) y ADCP norte (abajo).

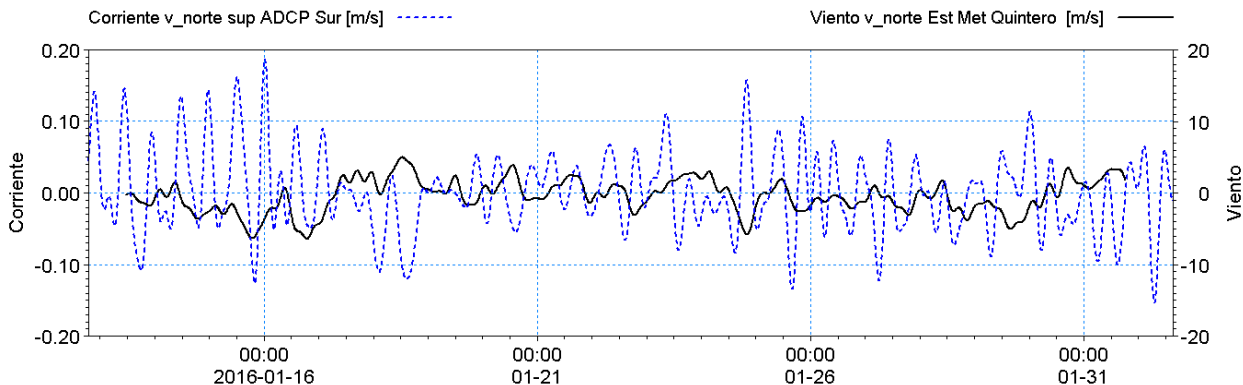


Figura 16. Series comparadas de viento meridional de estaci3n meteorol3gica (negro) y corrientes meridionales superficiales observadas durante la campa~a de verano de 2016 para el ADCP sur.



2.3.5 Patrones de circulaci3n

La simulaciones hidrodinámicas se realizaron para 3 periodos, durante el invierno de 2015, el verano de 2016 y finalmente para el periodo de primavera de 2014, mismo periodo en que se produjo el derrame de hidrocarburo. Para cada uno de estos casos, se sintetizó la hidrodinámica en la bahía de Quintero y en la zona costera circundante, mediante el cálculo de la circulaci3n media.

Invierno de 2015: El periodo de simulaci3n se extendió desde el 20 de agosto al 17 de septiembre. La circulaci3n media superficial en la zona oceánica (**Figura 17 – arriba**) presentó un flujo intenso hacia el norte con un núcleo cercano a los 71.8° de longitud, entre las latitudes 32.5° y 32.9°, hacia el oeste de este núcleo se puede visualizar un remolino anticiclónico con velocidades inferiores. La zona costera, entre Papudo y Quintero, presenta un flujo hacia el sur (**Figura 17 – abajo**), con velocidades de orden de 8 a 10 cm/s, con intensificaci3n de ésta en las puntas de estos sectores (10 a 12 cm/s). Finalmente, al interior de la bahía de Quintero, la capa superficial presenta un flujo principal entrando a la bahía por la parte central de ésta y generando flujo de salidas por sus costados, especialmente por el lado sur. Tanto en la entrada norte, como en el sector de Ventanas es posible observar la generaci3n de remolinos. La intensidad de la corriente al interior de la bahía es menor que lo observado fuera de ésta, con magnitudes que van desde 2 a 5 cm/s. A los 20 m de profundidad (**Figura 18**) el comportamiento de la circulaci3n se visualiza similar a la de superficie, manteniendo la entrada por la parte central de la bahía.

Verano de 2016: El periodo de simulaci3n se extendió desde el 15 de enero al 12 de febrero de 2016. Para este periodo la circulaci3n media superficial oceánica (**Figura 19-arriba**) muestra un giro anticiclónico alrededor de los 72° de longitud con 32.6° de latitud, similar al visualizado en invierno de 2015. De la misma manera muestra un flujo principal hacia el norte, con un núcleo más intenso en - 71.8° de longitud y -32.9° de latitud, más débil que en invierno. En la zona costera se muestra un flujo dominante hacia el sur desde Papudo hasta Quintero (**Figura 19- abajo**). La circulaci3n al interior de la bahía presenta una estructura espacial compleja, con dos giros anticiclónicos en la parte central de la bahía, y flujos entrando por el lado y saliendo por el lado norte, en donde es posible aprecia otro giro. El flujo a lo largo de costa de la bahía es en general de sur a norte. A los 20 m. de profundidad (**Figura 20**) el patr3n es similar a lo observado en invierno, con una entrada por la zona central y salida por el lado sur.

Primavera de 2014: El periodo de simulaci3n se extendió desde el 20 de septiembre al 18 de octubre. En la zona oceánica, el flujo hacia el norte se muestra más intenso que en los periodos anteriormente descritos, con velocidades sobre los 15 cm/s en los núcleos (**Figura 21- arriba**). En la zona costera, desde Papudo hasta Quintero, el flujo esta direccionado hacia norte, presentando aquí una diferencia principal con periodos simulados ya descritos (**Figura 21 abajo**). Al interior de la bahía la circulaci3n promedio presenta un comportamiento predominante de salida hacia el noroeste, tanto en superficie como en el fondo (**Figura 22**).

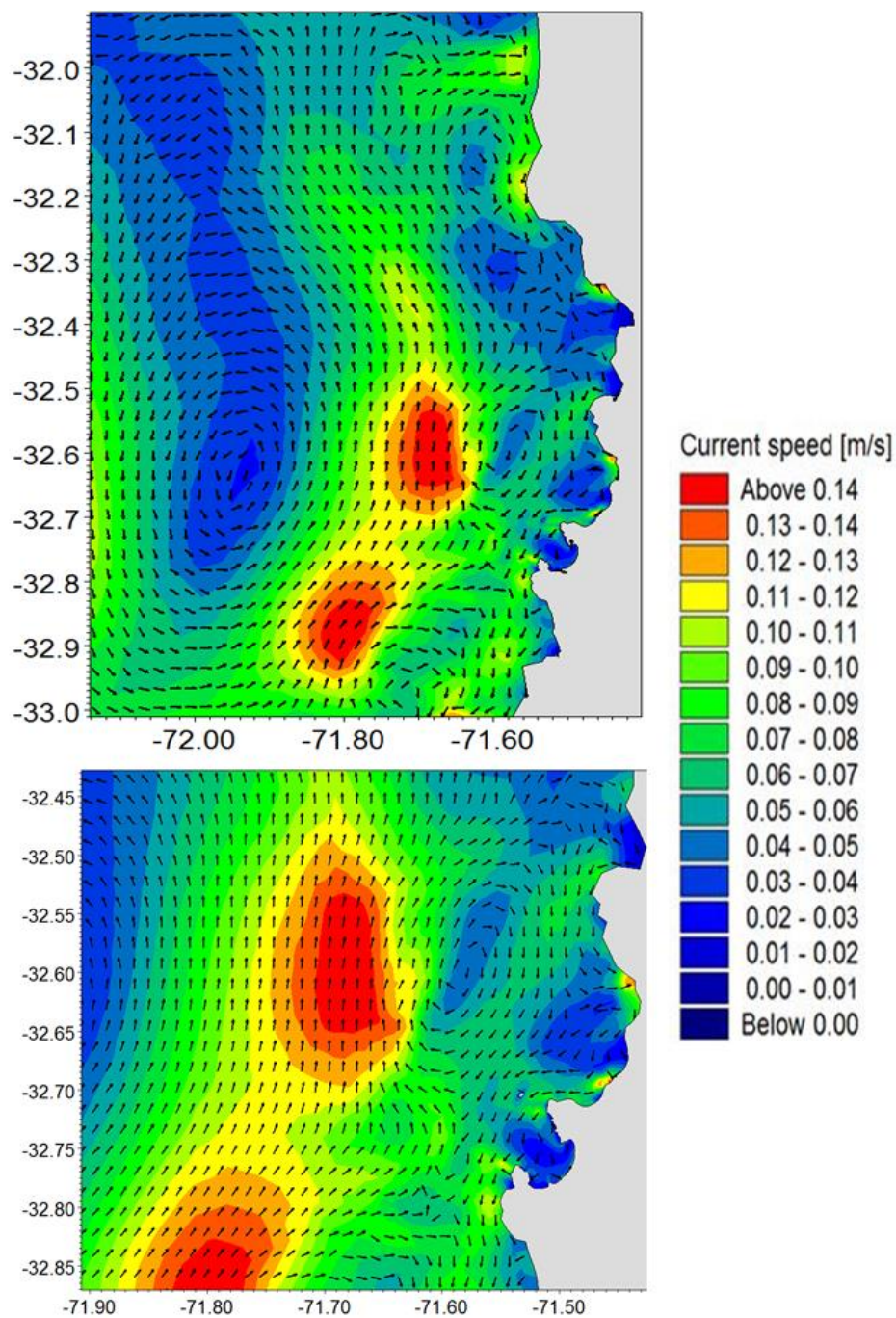


Figura 17. Circulaci3n media durante la simulaci3n de invierno de 2015 para sector costero circundante a la bahía de Quintero. Plano general de dominio (arriba) y mayor detalle (abajo) de la zona.

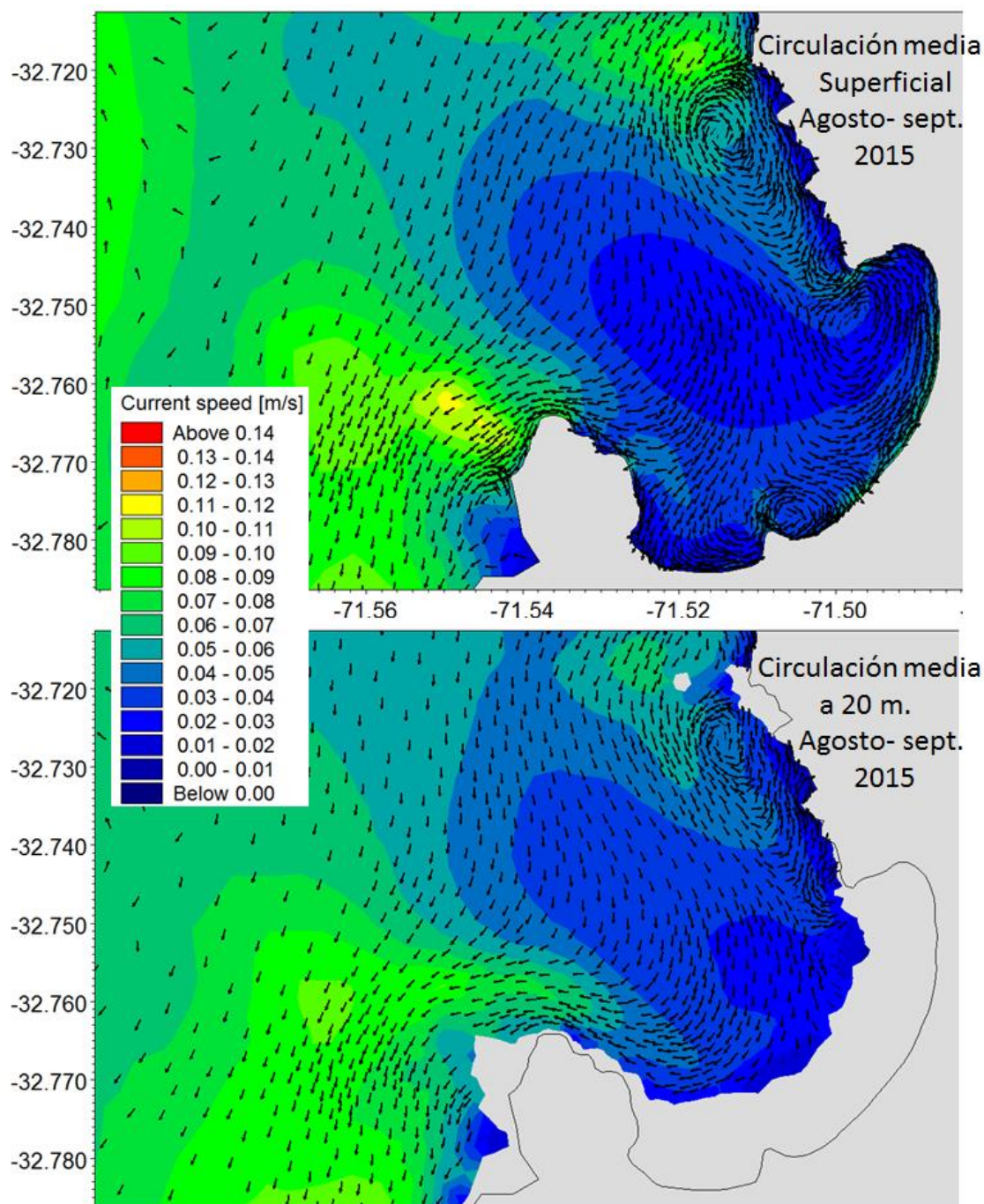


Figura 18. Circulación media superficial (arriba) y a 20 m. (abajo) durante la simulación de invierno de 2015 en la bahía de Quintero.

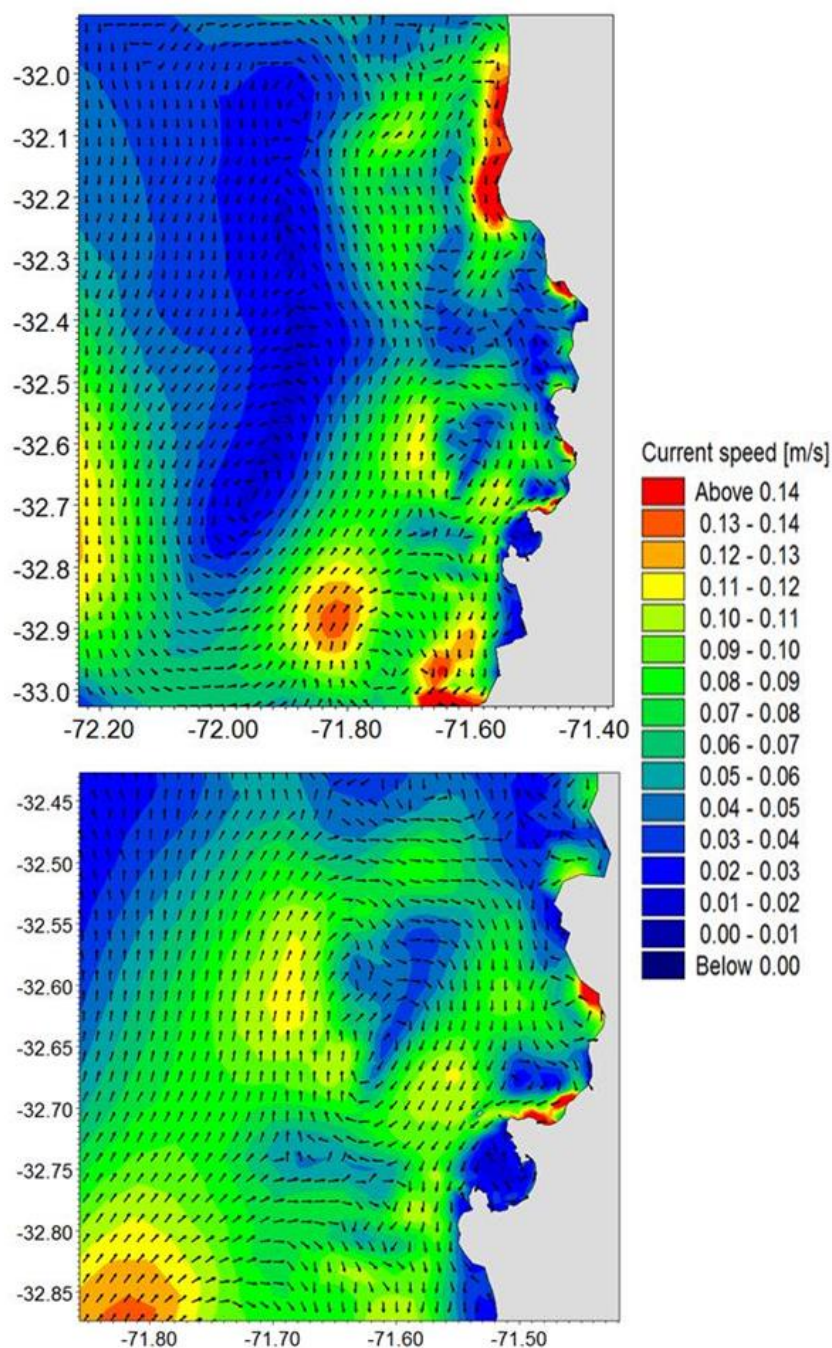


Figura 19. Circulaci3n media durante la simulaci3n de verano de 2016 para sector costero circundante a la bahía de Quintero. Plano general de dominio (arriba) y mayor detalle de la zona (abajo).

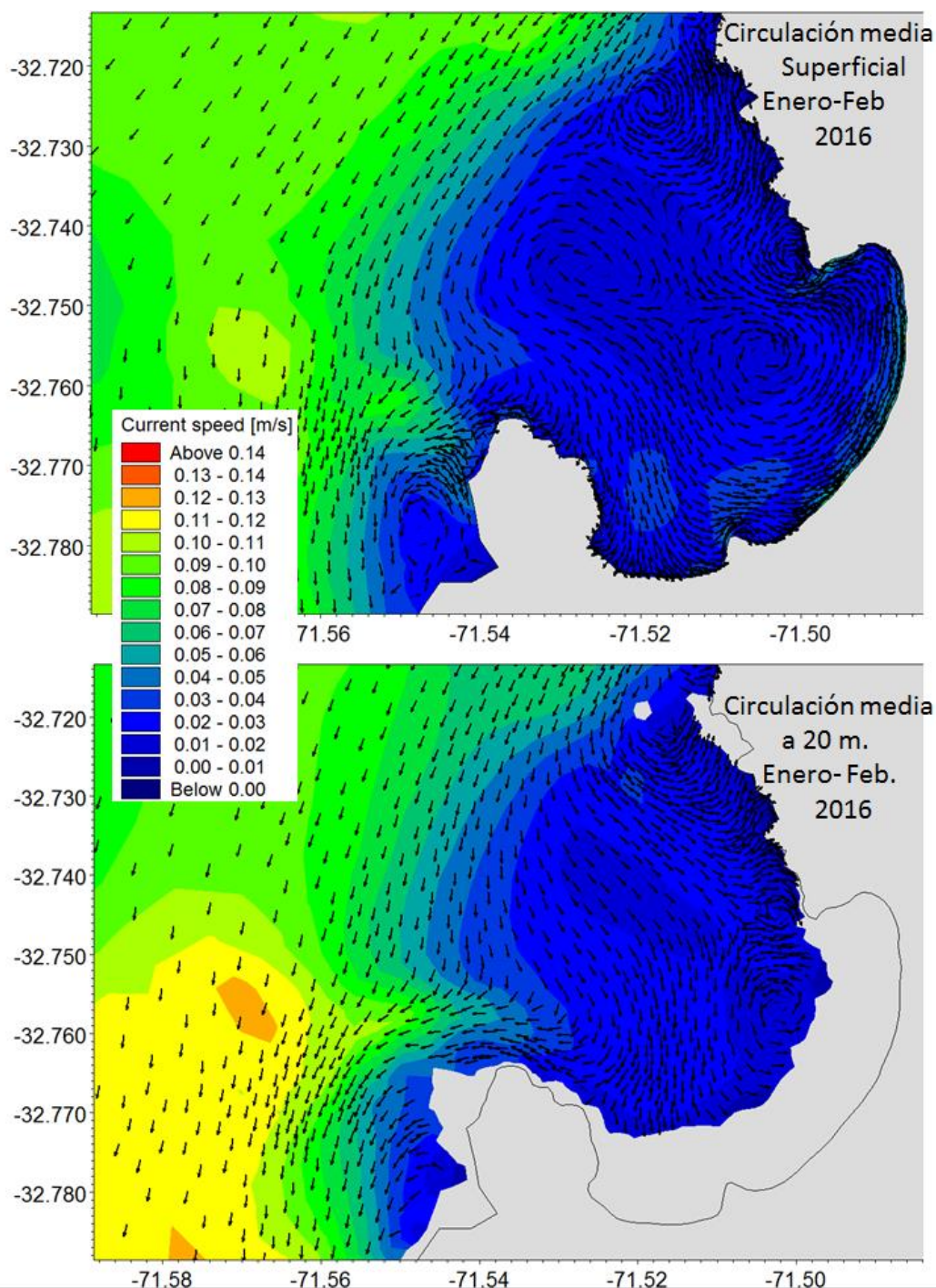


Figura 20. Circulación media superficial (arriba) y a 20 m. (abajo) durante la simulación de verano de 2016 en la bahía de Quintero.

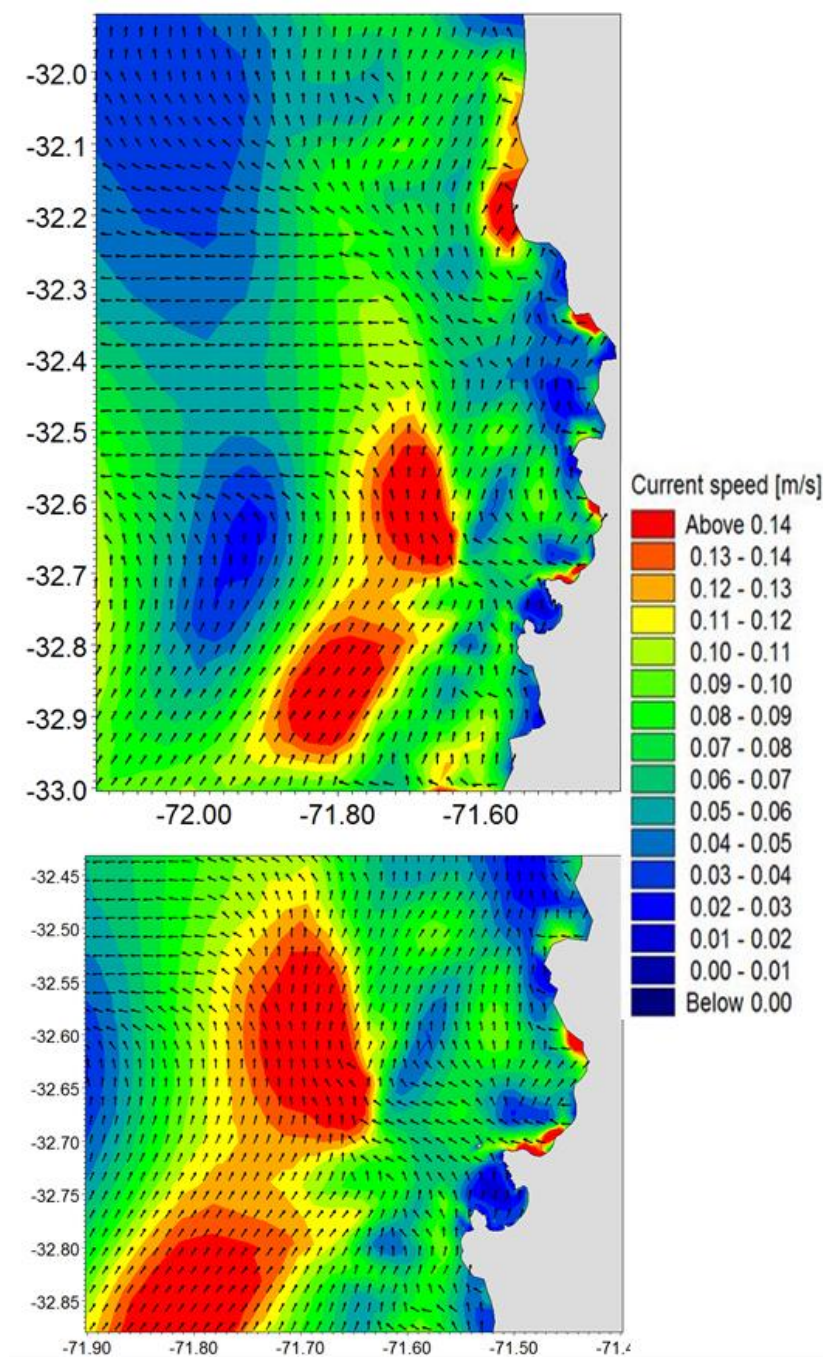


Figura 21. Circulación media durante la simulación de primavera de 2014 (Derrame hidrocarburo) para sector costero circundante a la bahía de Quintero. Plano general de dominio (arriba) y mayor detalle de la zona (abajo).

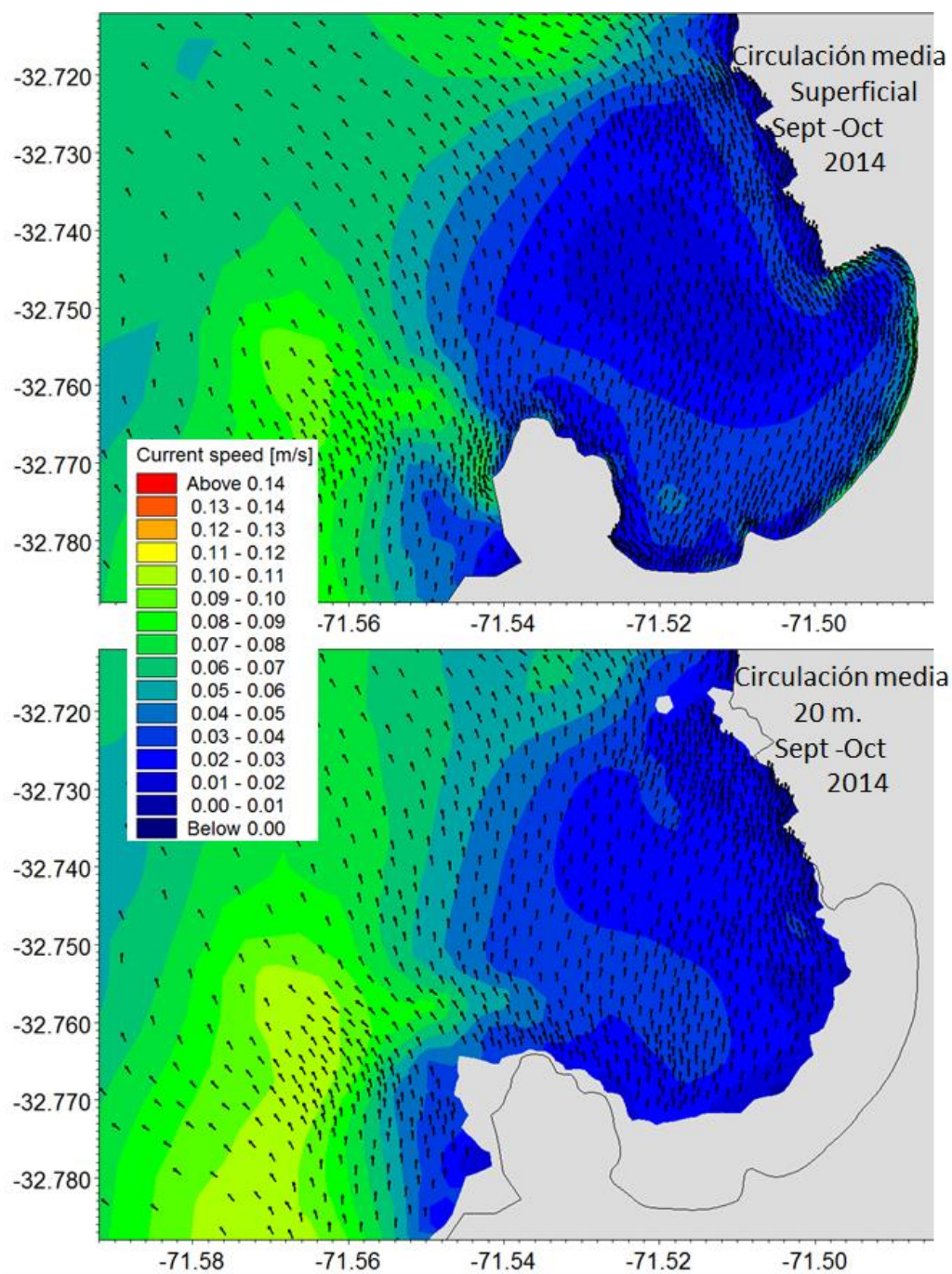


Figura 22. Circulación media superficial (arriba) y a 20 m. (abajo) en primavera de 2014 (Derrame hidrocarburo) en la bahía de Quintero.

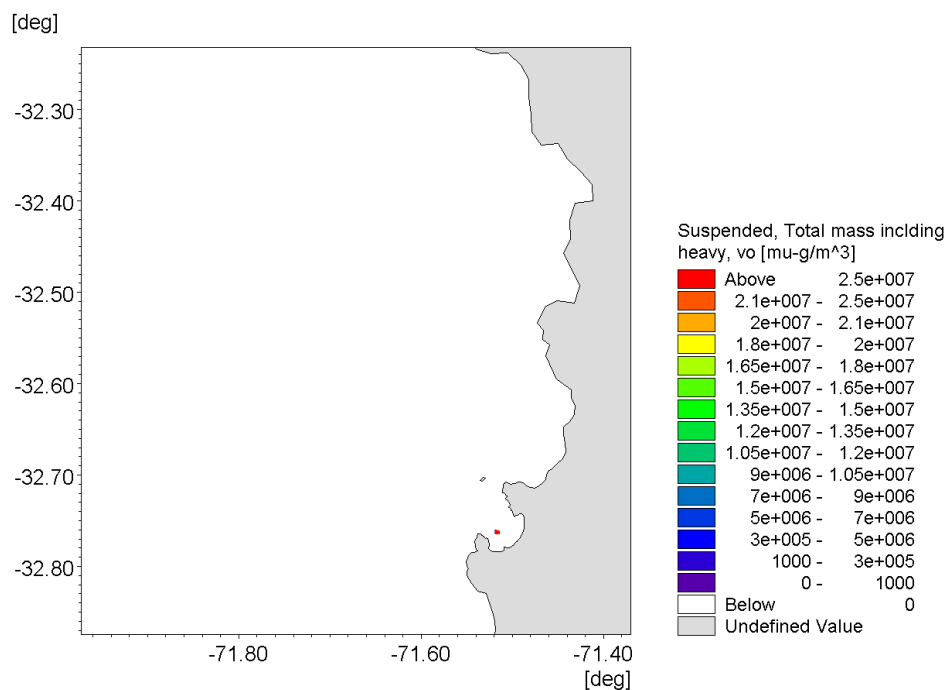


2.3.6 Simulación de dispersión de partículas y derrame de hidrocarburo

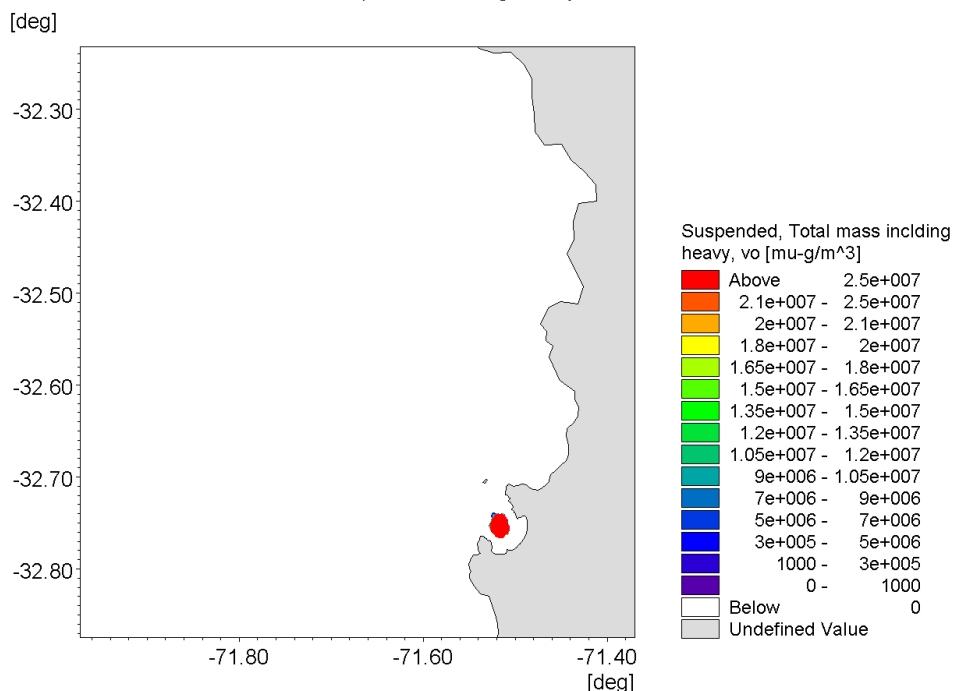
Acoplado al modelo hidrodinámico se implementó un modelo de derrame de hidrocarburo. Este modelo incluye los procesos de meteorización del hidrocarburo en el agua.

Se liberó una cantidad de hidrocarburo desde un punto georreferenciado a la monoboya ubicada en la bahía de Quintero. Se comenzó liberando una cantidad constante desde el 24 de septiembre de 2014 a las 07:00 AM UTC, y por un periodo arbitrario de 12 horas, ya que información respecto de cuánto tiempo emitió la fuente no se encuentra disponible. Son mostrados un set de imágenes amplio (**Figuras 23 a 34**) para que lector pueda apreciar la evolución del derrame simulado. En archivos digitales incluidos en la base de datos, serán incluidos videos para complementar la información expuesta aquí.

A las 3 horas de ocurrido el derrame desde la monoboya, el hidrocarburo permanece contenido aun dentro de la bahía con concentraciones altas (**Figura 23 a y b**). El desplazamiento dentro de las próximas 24 horas se produce predominantemente hacia el noroeste, con concentraciones altas en la punta norte de bahía Quintero (**Figuras 24 y 25**). Entre 36 y 48 horas se produce un desplazamiento hacia el sur que incluye la punta sur de la bahía Quintero (**Figura 26**). Después de las 60 horas se produce un desplazamiento fuera de la bahía hacia el noroeste con concentraciones altas que permanecen en la punta norte (**Figura 27**). Después de 84 horas la mancha se dirige hacia el norte y dentro de las 120 horas hace contacto con la zona costera en la punta del sector de Papudo. En la bahía de Quintero se aprecian altas concentraciones en las puntas norte y sur (**Figuras 28 y 29**). Posterior a las 144 horas (01 de octubre de 2014) (**Figura 30**), buena parte de la mancha se concentra hacia la zona de Papudo (hasta los Molles) y en las puntas norte y sur de Quintero, esto permanece de manera casi invariable hasta las 370 horas (**Figuras 31, 32, 33 y 34**) salvo concentraciones muy pequeñas que eventualmente se dirigen hacia el sector de Cachagua (**Figura 32**). La simulación no muestra desplazamientos de la mancha hacia el sur de la bahía de Quintero. Por tanto, de acuerdo a la simulación el derrame tuvo un desplazamiento de salida de la bahía de Quintero hacia el Noroeste en una primera instancia, y manteniendo concentraciones altas en las puntas norte y sur de dicha bahía, la mancha se desplazó hacia el norte por zona costera más abierta, arribando a la costa de Papudo alrededor del 29 de octubre y generando concentraciones mayores en esta zona desde Papudo hasta aproximadamente la localidad de los Molles, alrededor del 5 de octubre se aprecia un pequeño desplazamiento al sur con muy bajas concentraciones que eventualmente conecta con el sector de Cachagua, no se aprecia conexiones con el sector de Maitencillo hasta la playa norte de Horcón, ni hacia el sur de la bahía de Quintero. Las trayectorias de todas las partículas simuladas durante todo el periodo de simulación pueden verse en la **Figura 35**. Esto puede ser apreciado de forma más esquemática en la **Figura 36**.

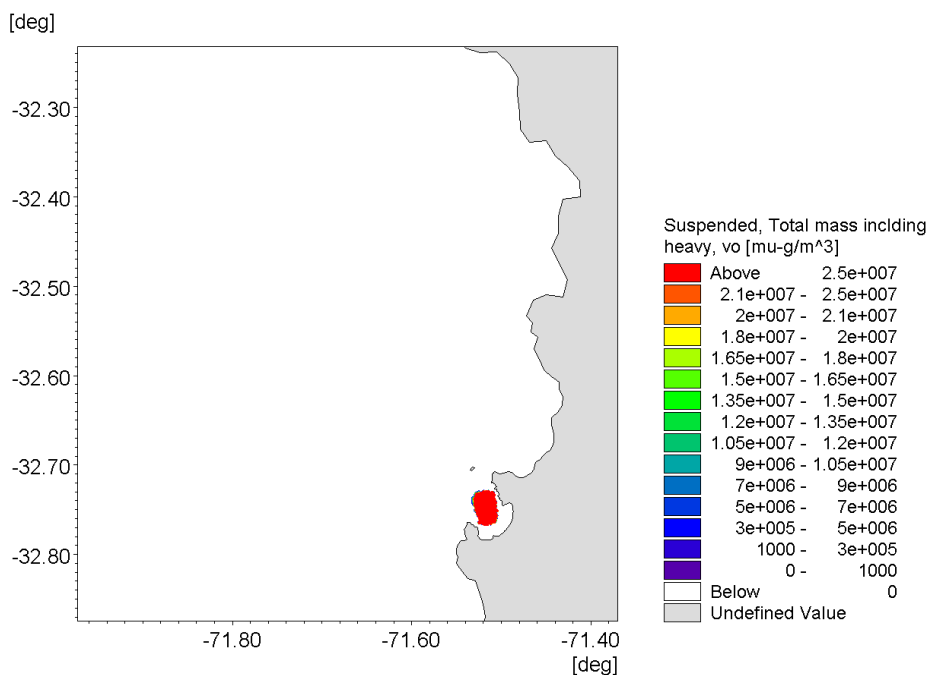


24/09/2014 7:00:00 Time Step 85 of 666. Sigma Layer No. 30 of 30.

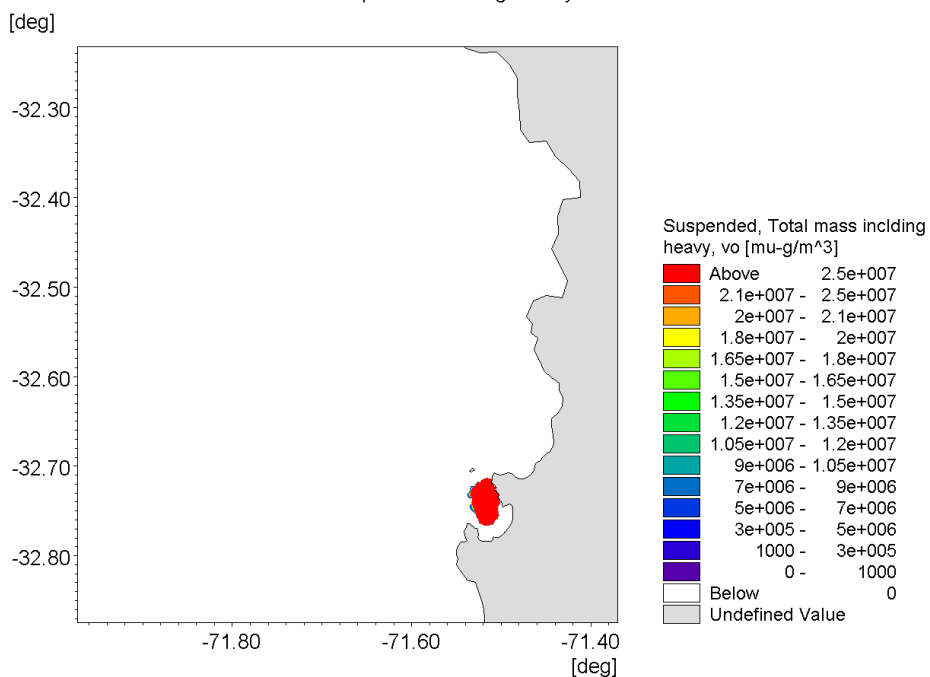


24/09/2014 10:00:00 Time Step 88 of 666. Sigma Layer No. 30 of 30.

Figura 23. a) Inicio del derrame ($T=0$) de hidrocarburo en bahía Quintero (24-09-2014 07:00 UTC) y b) a 3 horas del derrame.

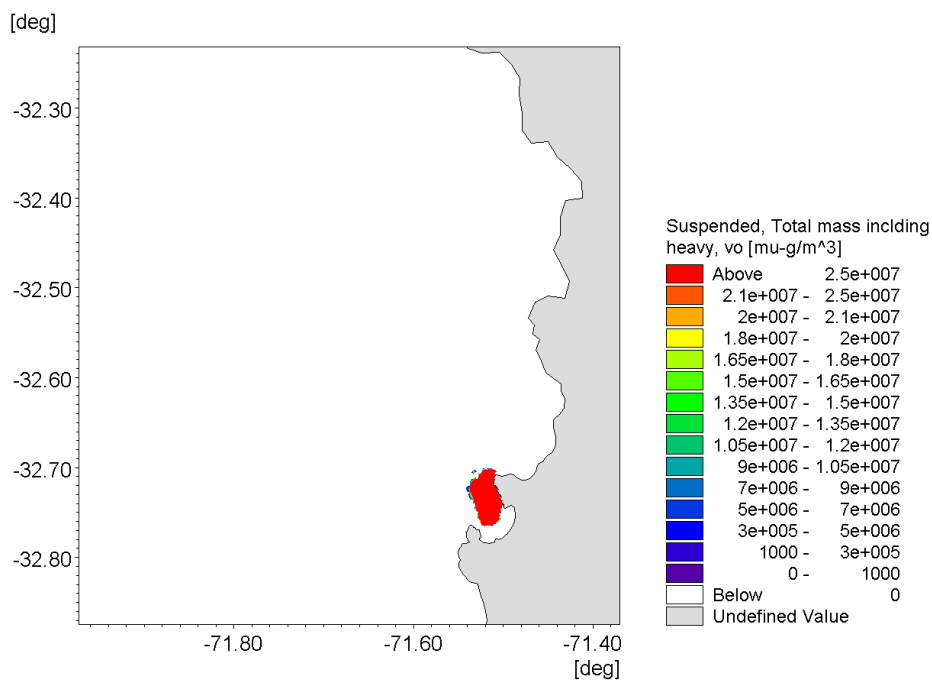


24/09/2014 13:00:00 Time Step 91 of 666. Sigma Layer No. 30 of 30.

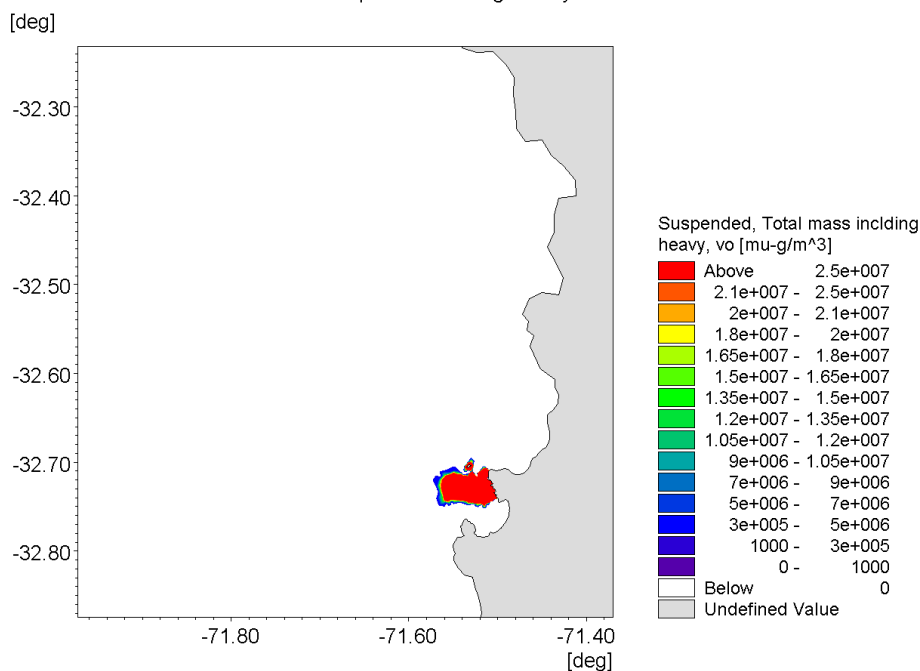


24/09/2014 16:00:00 Time Step 94 of 666. Sigma Layer No. 30 of 30.

Figura 24. a) a A 6 horas del derrame de hidrocarburo en bahía Quintero y b) a 9 horas del derrame.

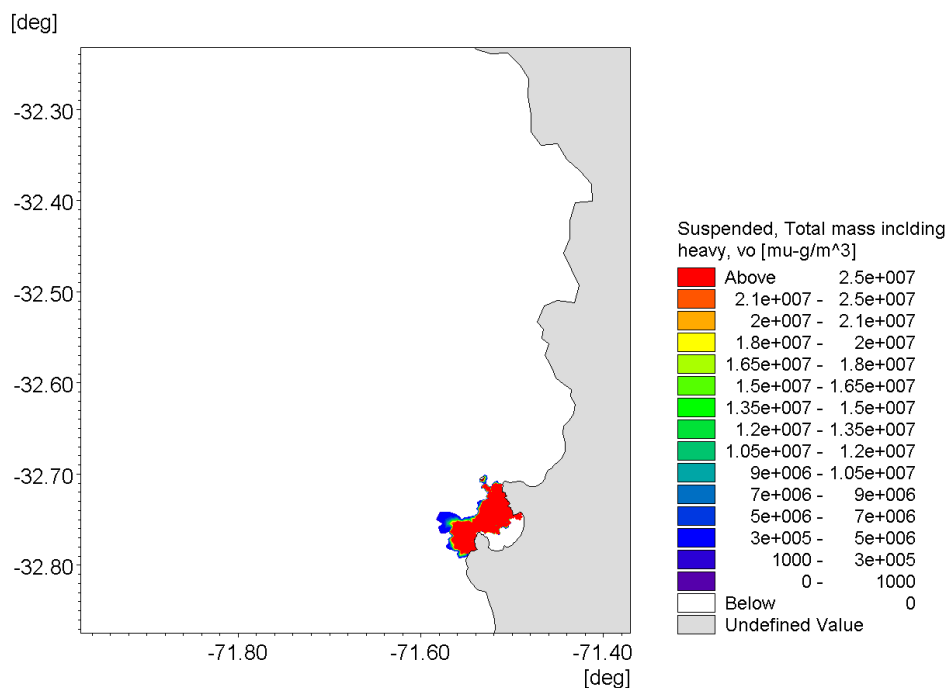


24/09/2014 19:00:00 Time Step 97 of 666. Sigma Layer No. 30 of 30.

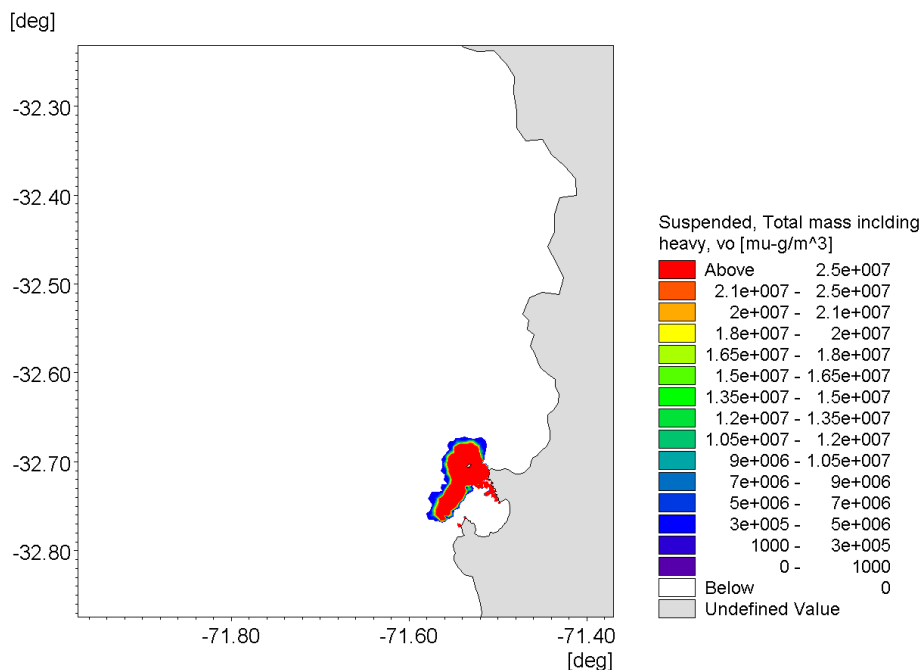


25/09/2014 7:00:00 Time Step 109 of 666. Sigma Layer No. 30 of 30.

Figura 25. a) a 12 horas del derrame de hidrocarburo en bahía Quintero y b) a 24 horas del derrame.

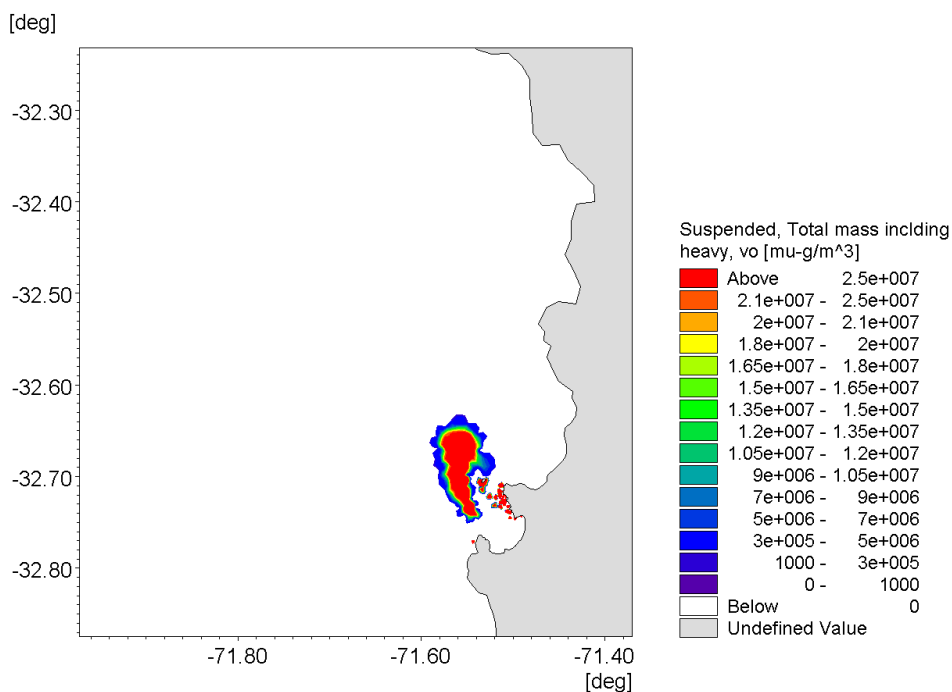


25/09/2014 19:00:00 Time Step 121 of 666. Sigma Layer No. 30 of 30.

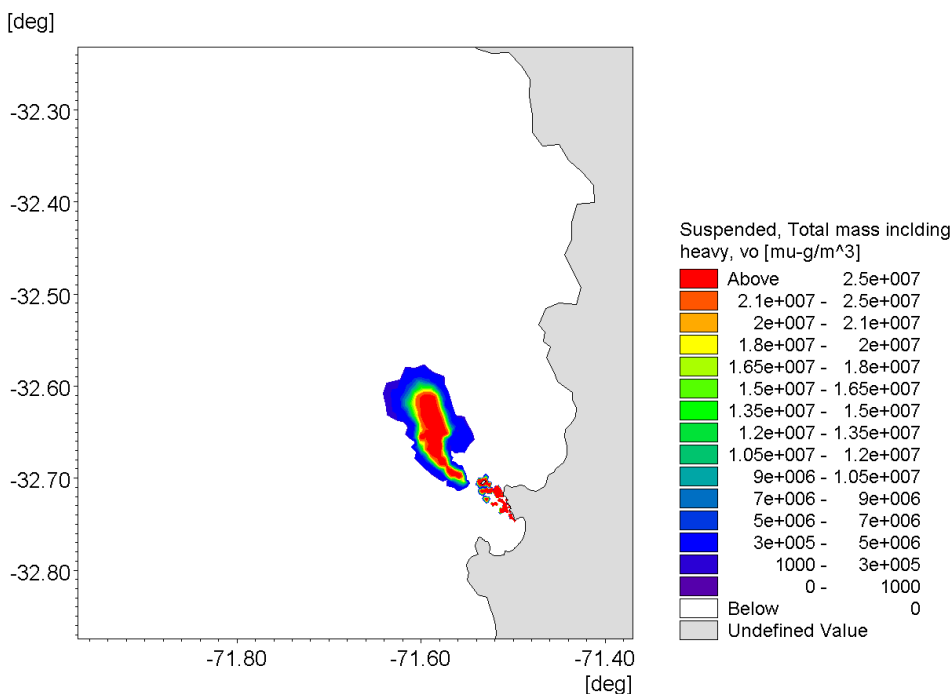


26/09/2014 7:00:00 Time Step 133 of 666. Sigma Layer No. 30 of 30.

Figura 26. a) a 36 horas del derrame de hidrocarburo en bahía Quintero y b) a 48 horas del derrame.

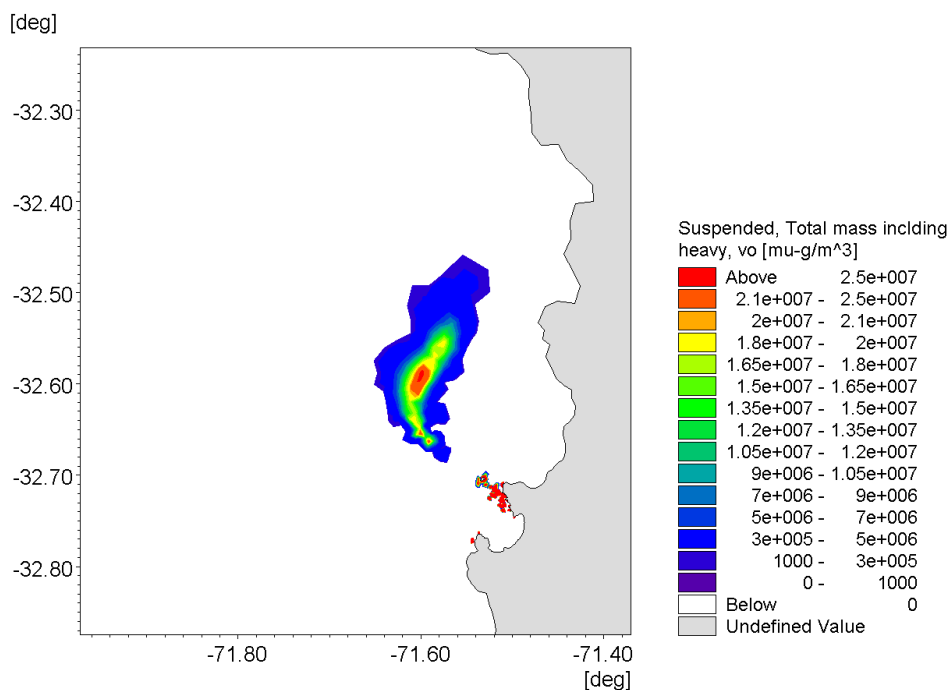


26/09/2014 19:00:00 Time Step 145 of 666. Sigma Layer No. 30 of 30.

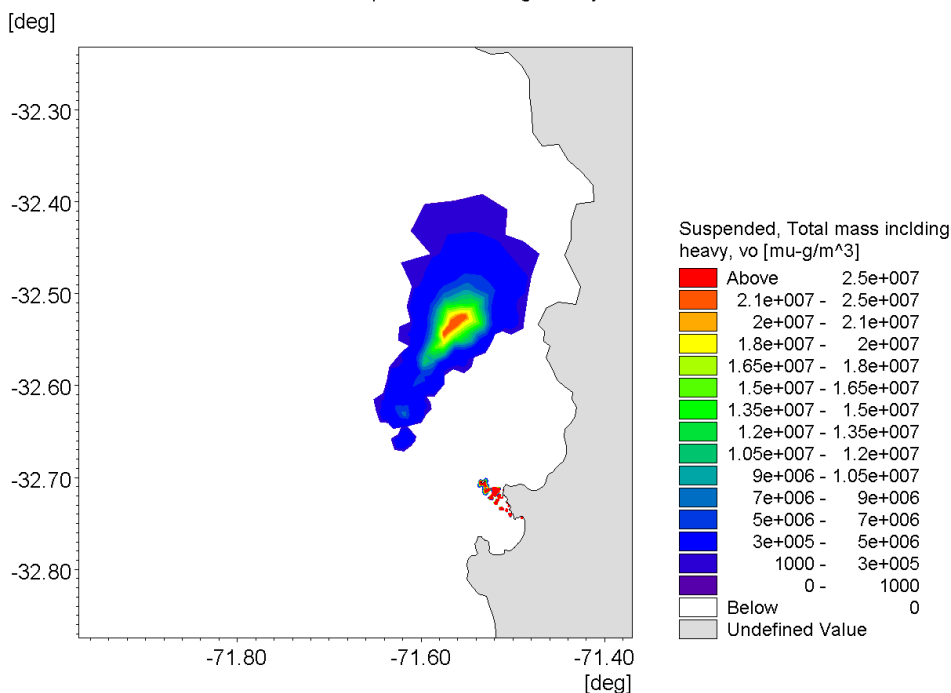


27/09/2014 7:00:00 Time Step 157 of 666. Sigma Layer No. 30 of 30.

Figura 27. a) a 60 horas del derrame de hidrocarburo en bahía Quintero y b) a 72 horas del derrame.

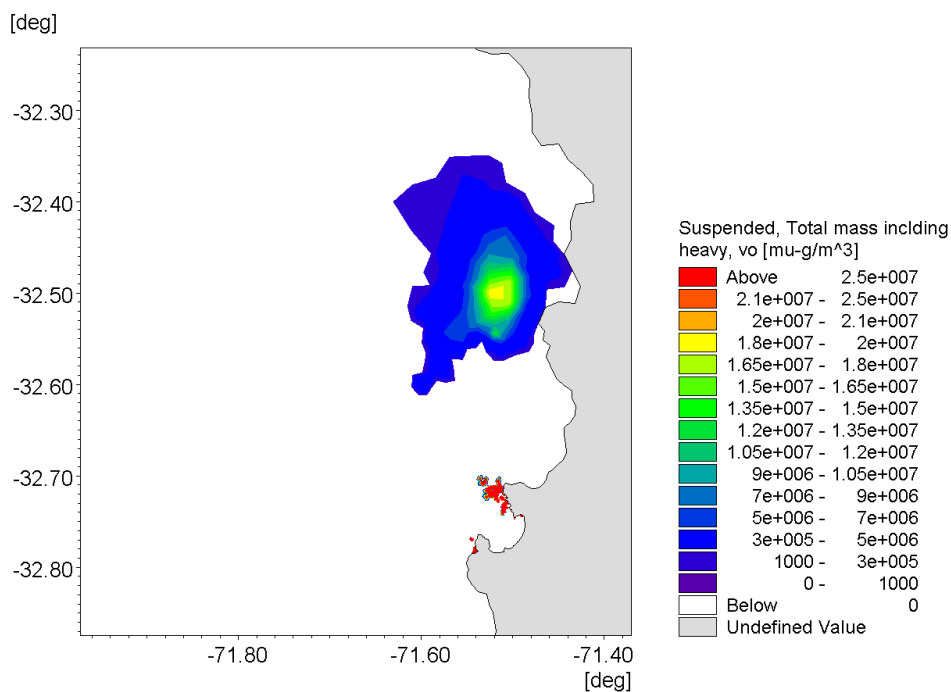


27/09/2014 19:00:00 Time Step 169 of 666. Sigma Layer No. 30 of 30.

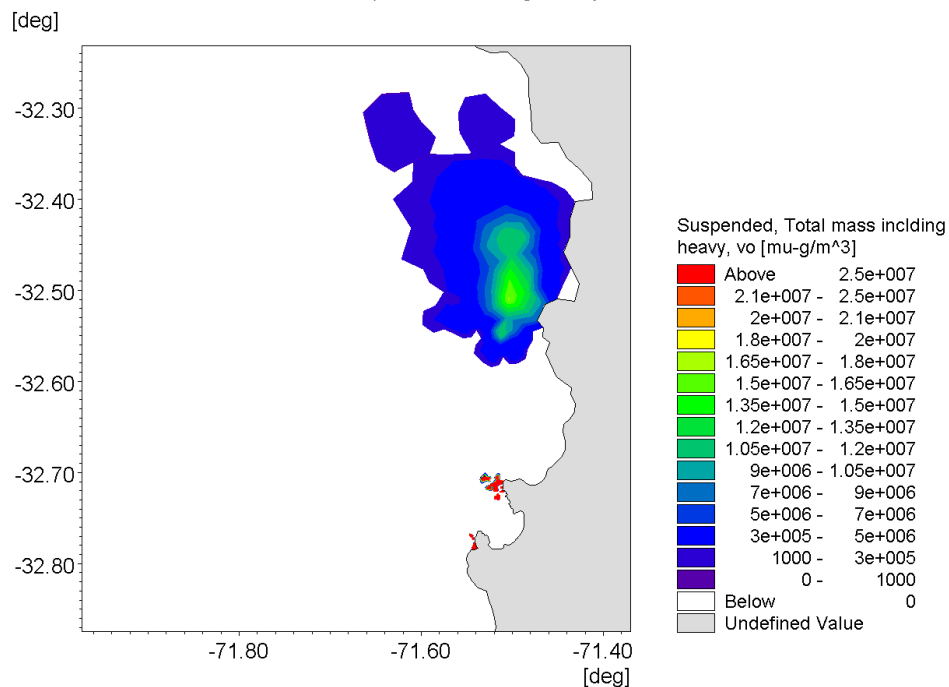


28/09/2014 7:00:00 Time Step 181 of 666. Sigma Layer No. 30 of 30.

Figura 28. a) a 84 horas del derrame de hidrocarburo en bahía Quintero y b) a 96 horas del derrame.

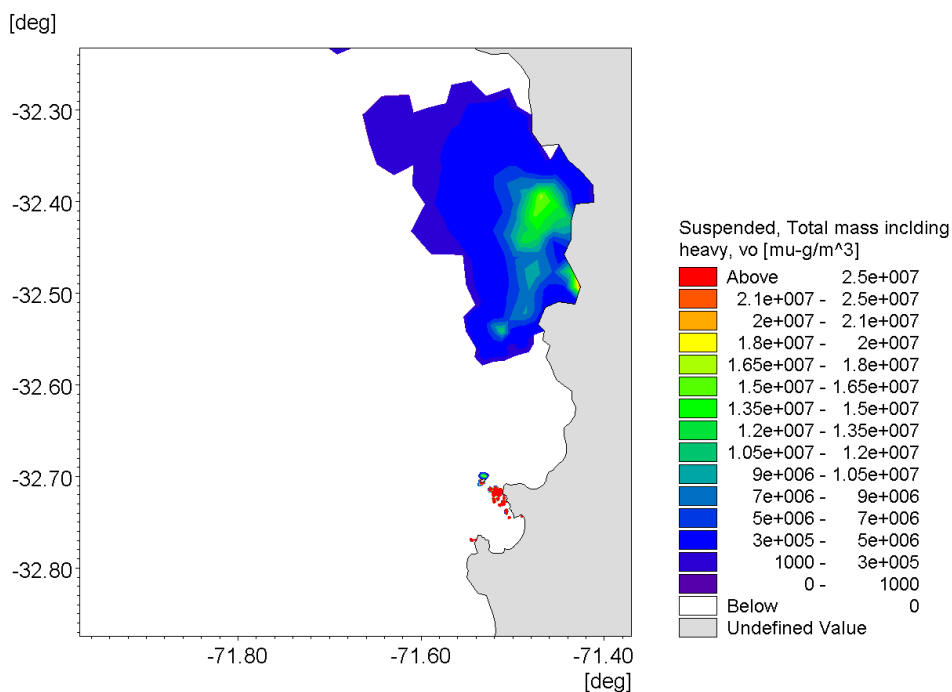


28/09/2014 19:00:00 Time Step 193 of 666. Sigma Layer No. 30 of 30.

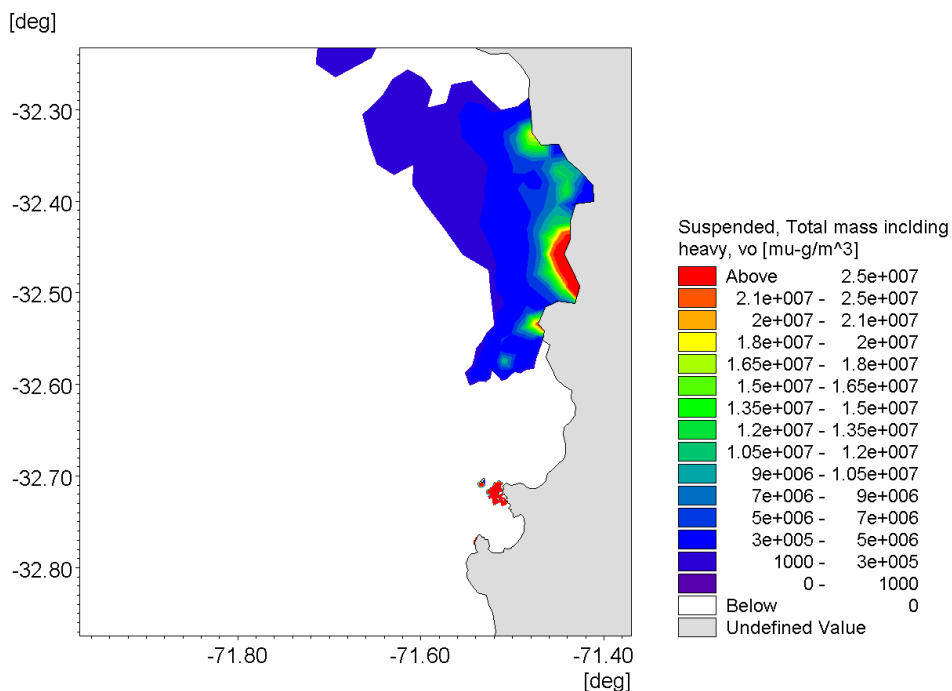


29/09/2014 7:00:00 Time Step 205 of 666. Sigma Layer No. 30 of 30.

Figura 29. a) a 108 horas del derrame de hidrocarburo en bahía Quintero y b) a 120 horas del derrame.

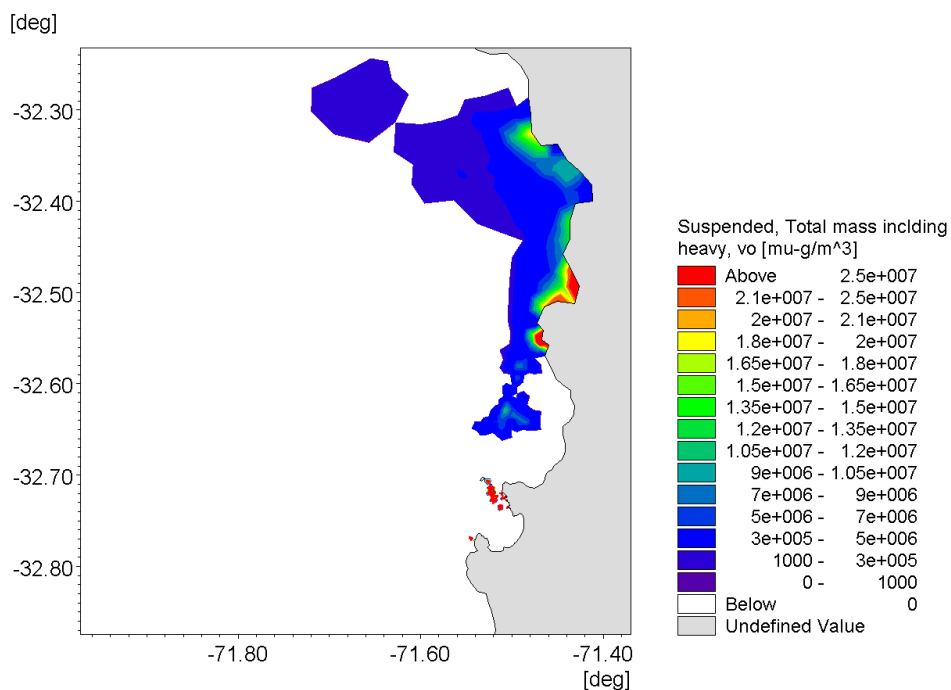


30/09/2014 7:00:00 Time Step 229 of 666. Sigma Layer No. 30 of 30.

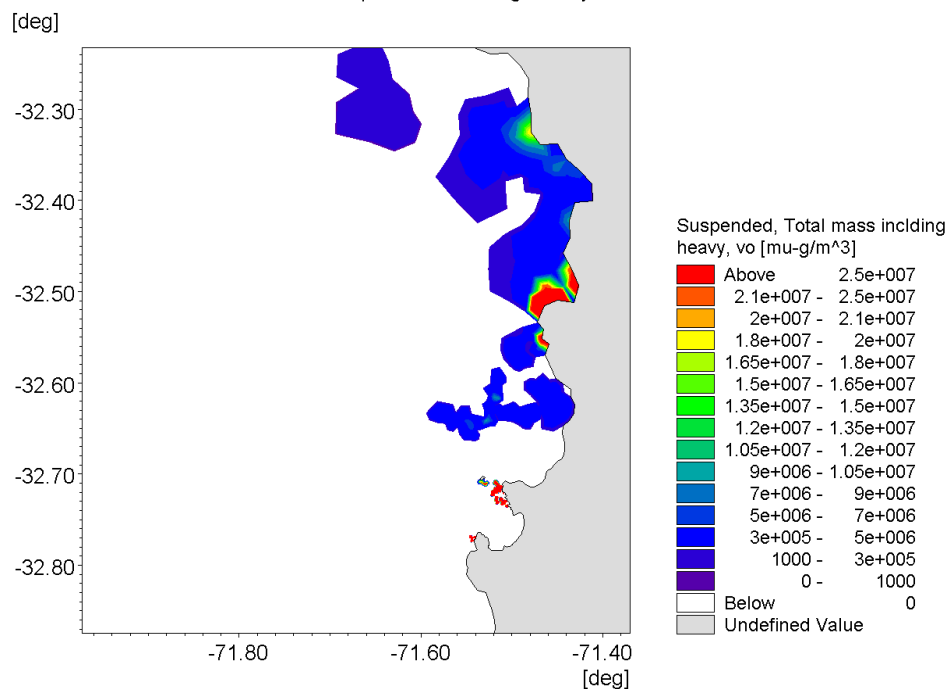


01/10/2014 7:00:00 Time Step 253 of 666. Sigma Layer No. 30 of 30.

Figura 30. a) a 144 horas del derrame de hidrocarburo en bahía Quintero y b) a 168 horas del derrame.



02/10/2014 7:00:00 Time Step 277 of 666. Sigma Layer No. 30 of 30.



03/10/2014 7:00:00 Time Step 301 of 666. Sigma Layer No. 30 of 30.

Figura 31. a) a 192 horas del derrame de hidrocarburo en bahía Quintero y b) a 216 horas del derrame.

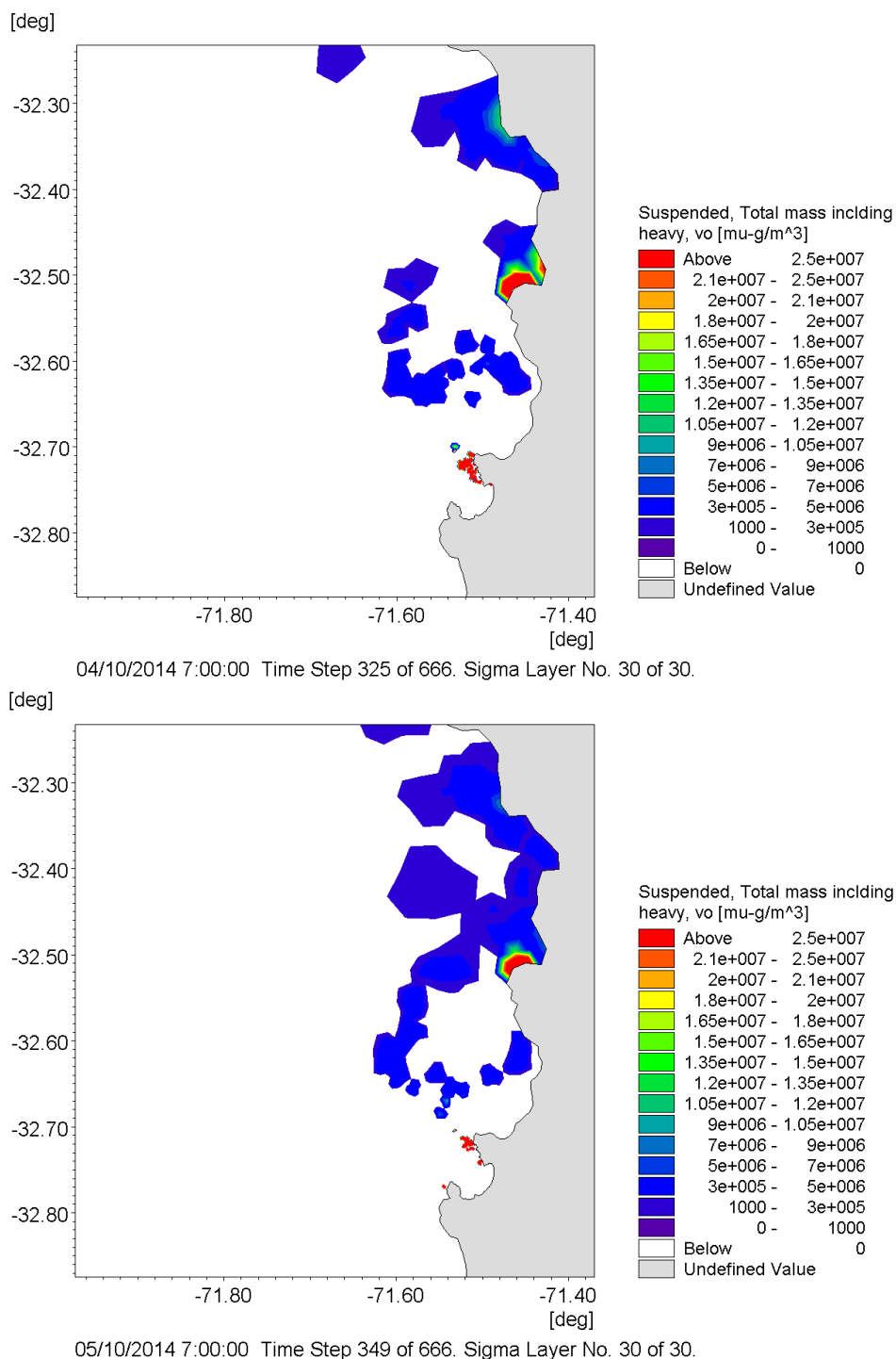
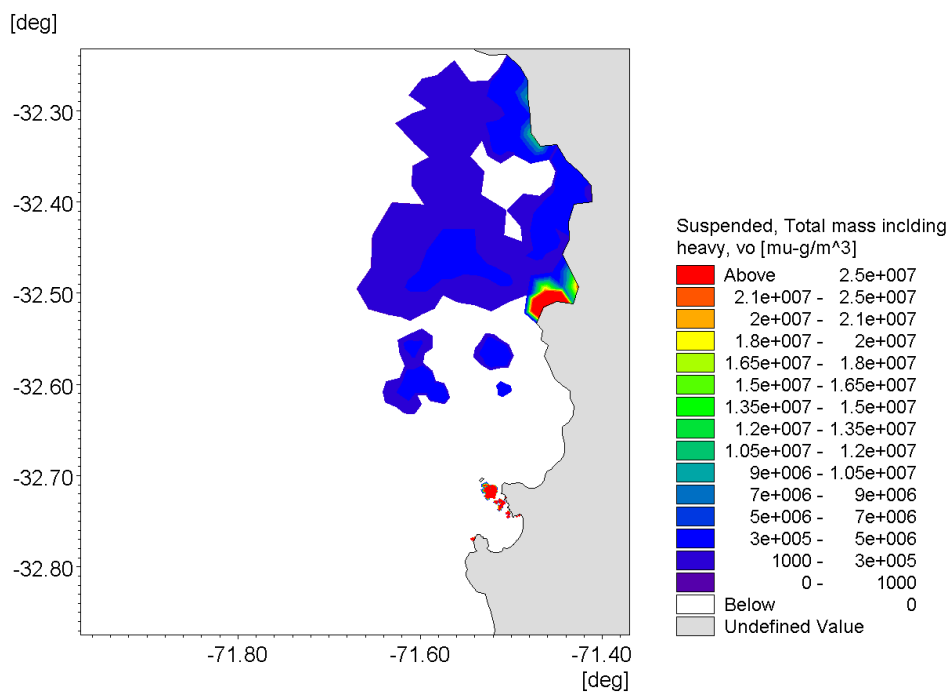
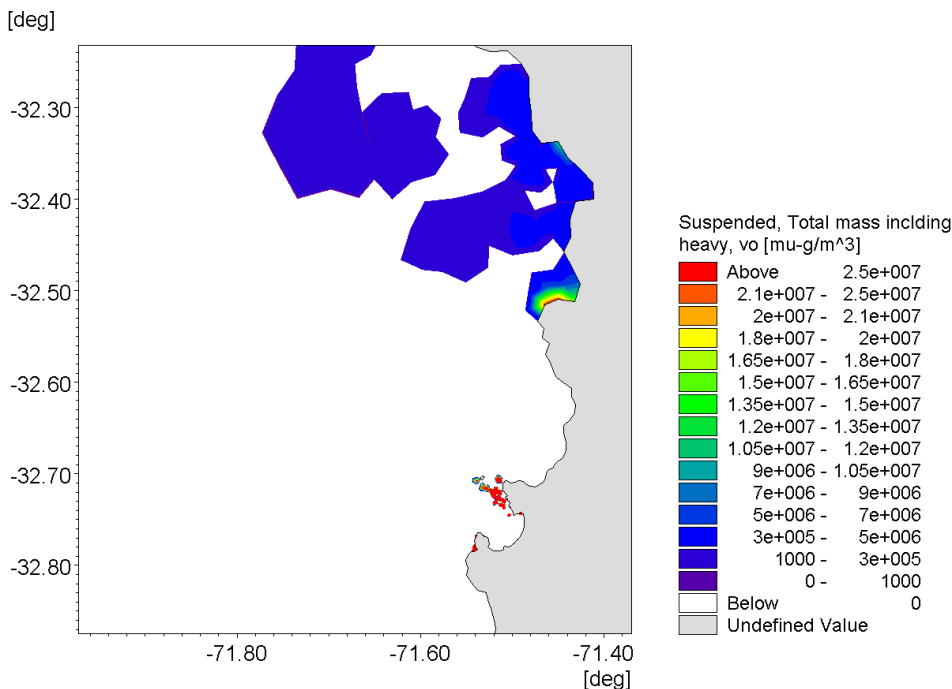


Figura 32. a) a 240 horas del derrame de hidrocarburo en bahía Quintero y b) a 274 horas del derrame.

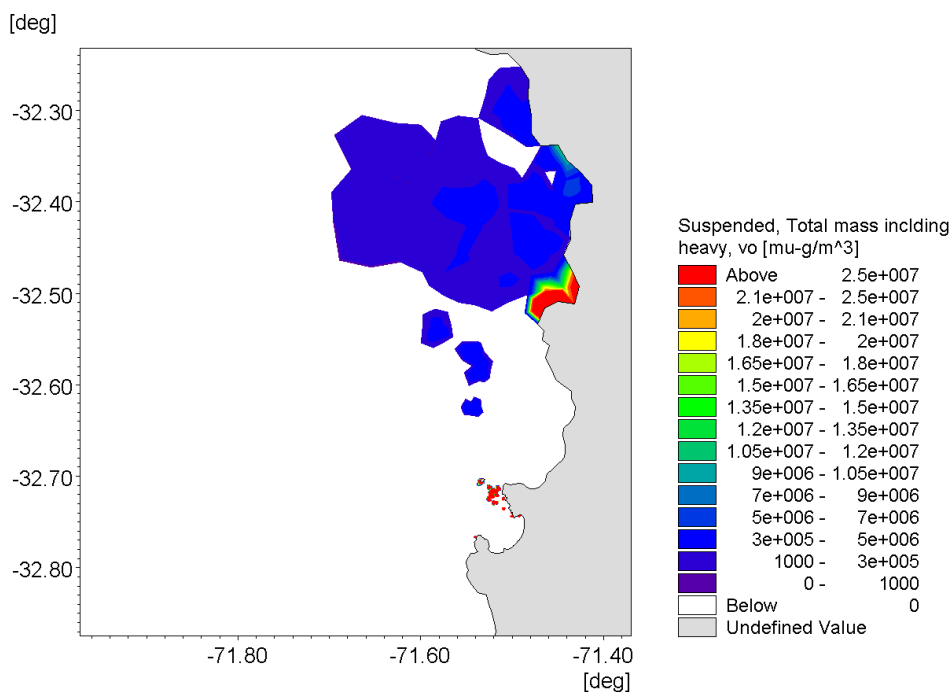


06/10/2014 7:00:00 Time Step 373 of 666. Sigma Layer No. 30 of 30.

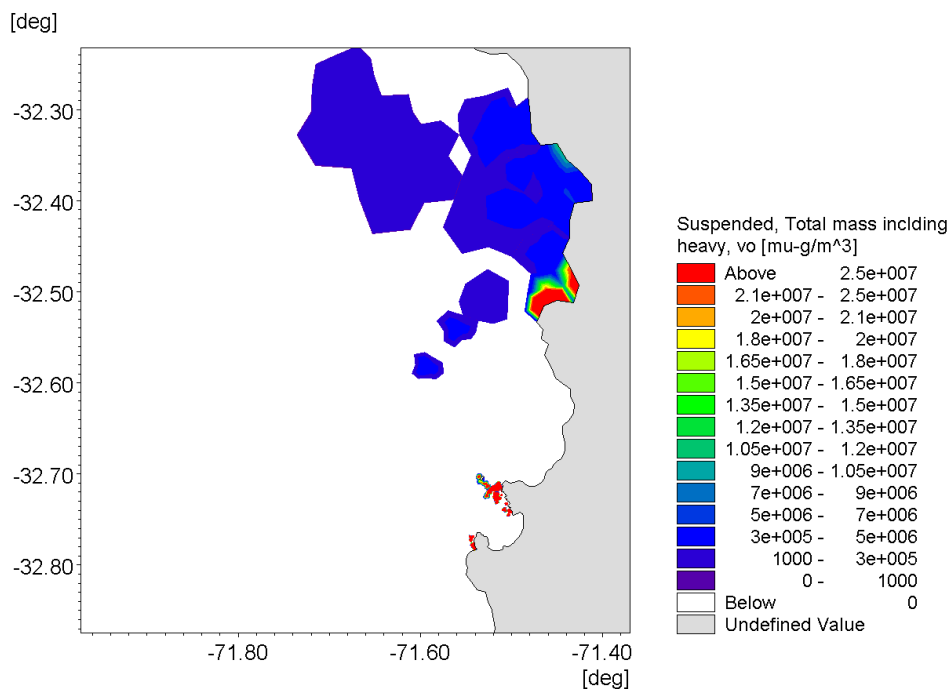


09/10/2014 7:00:00 Time Step 445 of 666. Sigma Layer No. 30 of 30.

Figura 33. a) a 298 horas del derrame de hidrocarburo en bahía Quintero y b) a 322 horas del derrame.



07/10/2014 7:00:00 Time Step 397 of 666. Sigma Layer No. 30 of 30.



08/10/2014 7:00:00 Time Step 421 of 666. Sigma Layer No. 30 of 30.

Figura 34. a) a 346 horas del derrame de hidrocarburo en bahía Quintero y b) a 370 horas del derrame.

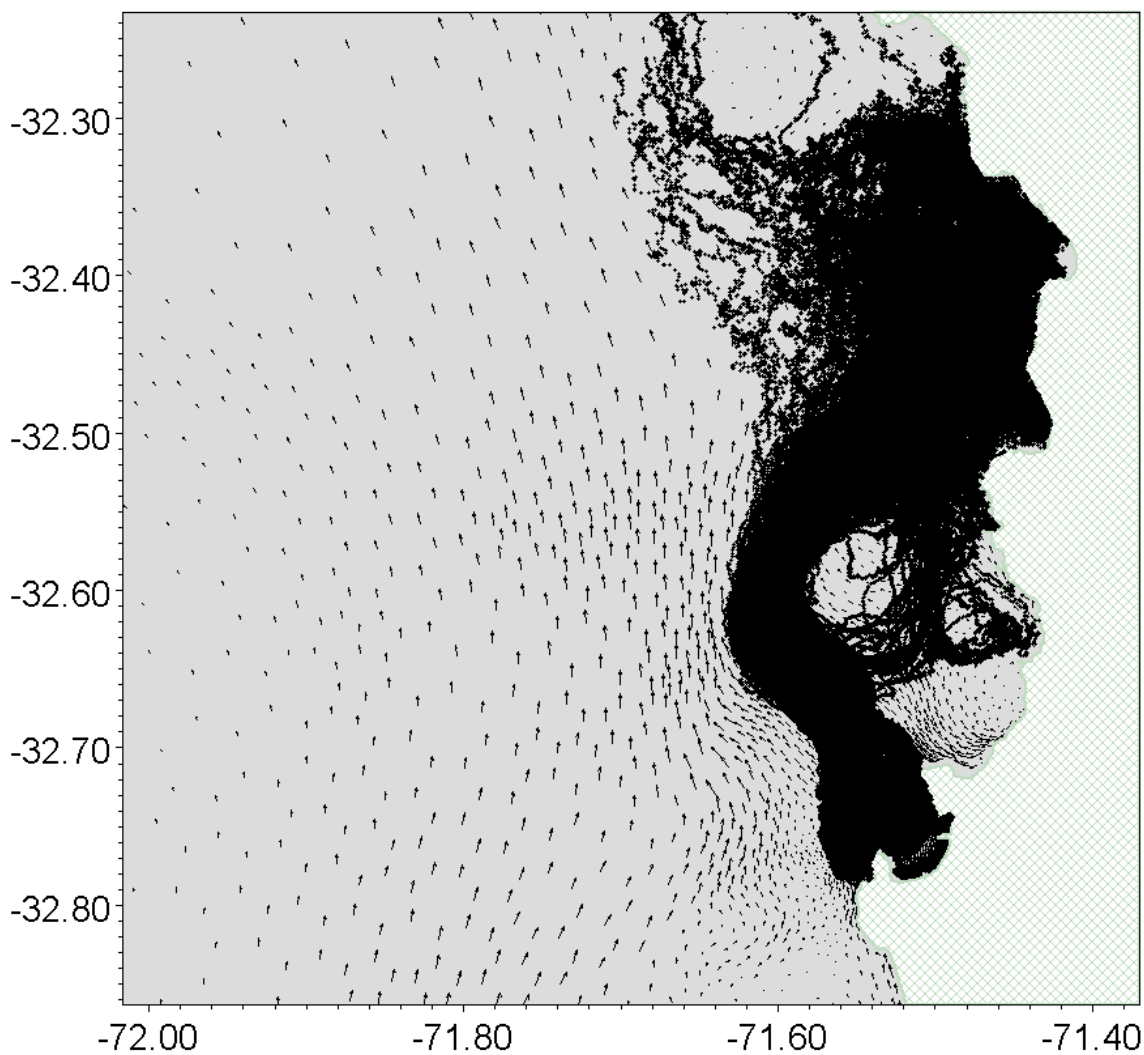


Figura 35. Trayectoria de las partículas durante todo el periodo de simulaci3n.

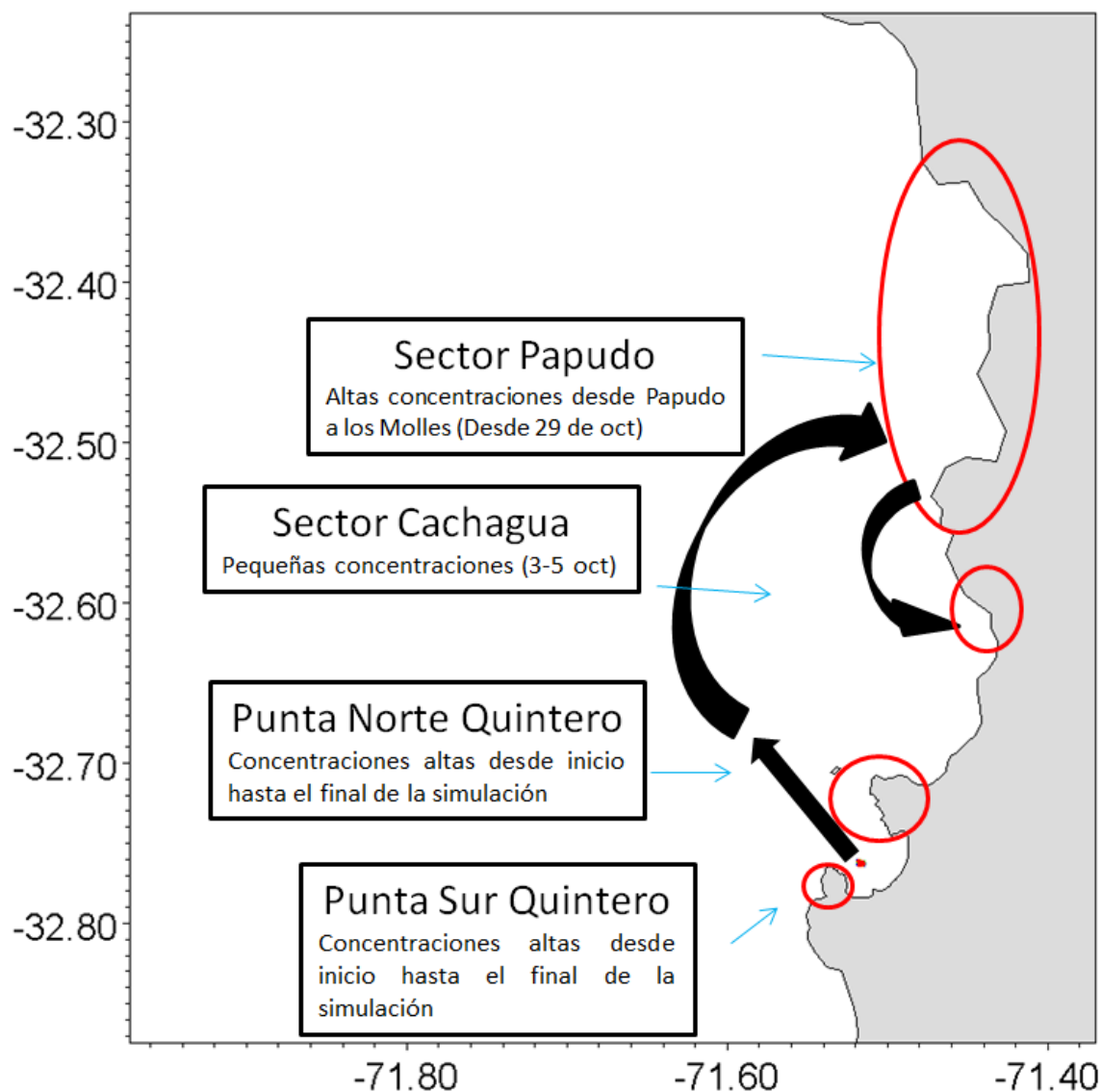


Figura 36. Esquema con información principal de simulación de derrame en septiembre de 2014.



2.3.7 Simulación de escenarios

Con el fin de verificar un eventual transporte hacia el sur, se simuló un escenario para un evento, en el cual, el viento está sometido al paso de un sistema frontal, para esto se supuso el paso continuo de dos sistemas frontales con vientos dominantes desde el noroeste. La **Figura 37** muestra que efectivamente, luego de 10 días, el desplazamiento neto es hacia el sur cubriendo las bahías de Concón y Valparaíso, con ningún movimiento hacia el norte.

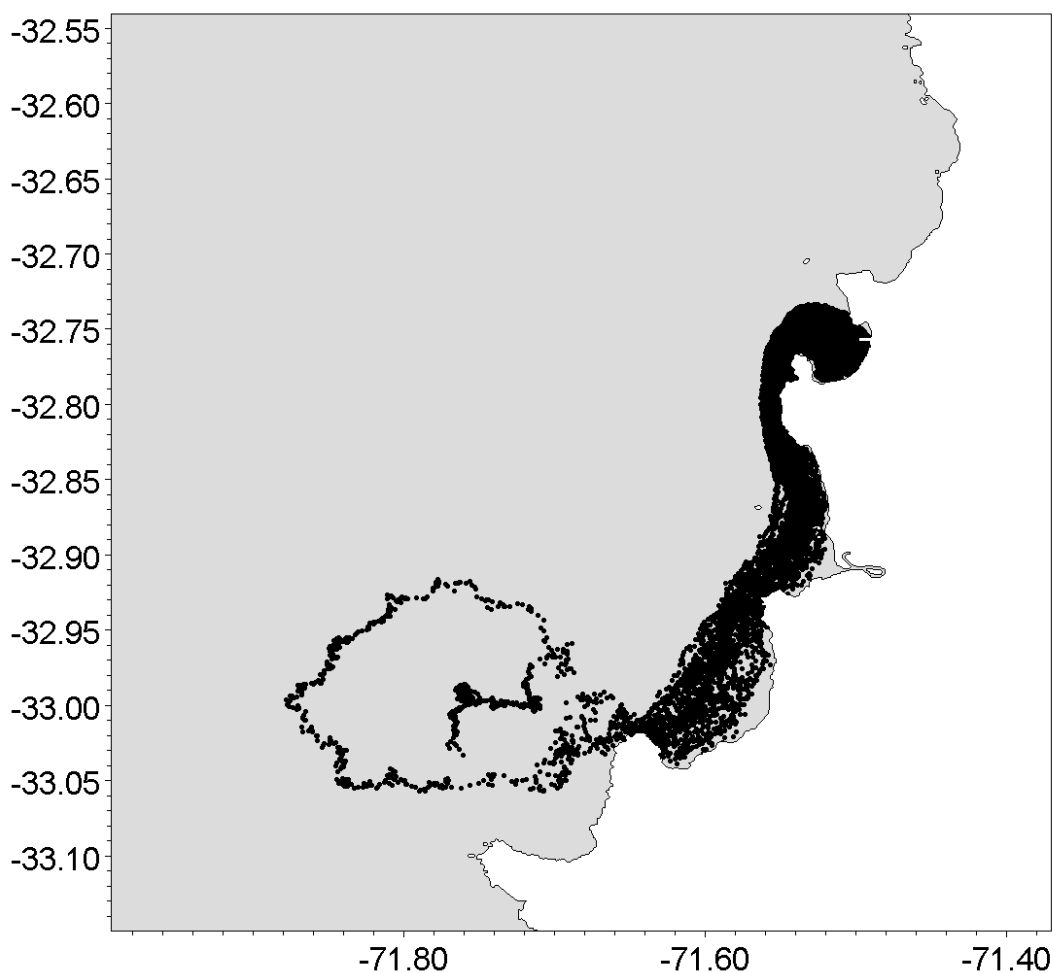


Figura 37. Trayectoria de las partículas en un escenario de tormenta, viento Noroeste.



2.4 Discusión

Se implementó un modelo de circulación 3D que fue evaluado contra mediciones de campo y posteriormente se acopló un modelo de derrame de hidrocarburo con el fin de reproducir el evento del 24 de septiembre de 2014.

Las evaluaciones del modelo hidrodinámico mostraron en general mejores diagnósticos en la escala residual que en la mareal, esto probablemente asociado a efectos de fricción con la costa, que generan fluctuaciones de alta frecuencia que el modelo no resuelve adecuadamente. Sin embargo, en la escala submareal, el modelo captura de manera general los forzantes que influyen en su dinámica, generando un mejor desempeño, esto es importante ya que para efectos de transporte de escala de días (~1000 horas), como el caso de derrames de hidrocarburos, es la escala submareal la que cobra mayor importancia, por tanto, este modelo carece de exactitud, pero es altamente consistente, lo que permite ser utilizado, bajo los resguardos de análisis adecuados, al menos dentro de la bahía Quintero.

La evaluación del nivel del mar presentó buenos ajustes, no siendo una limitante dentro del proceso de modelación. En general, la modelación de la propagación de la onda de marea no debiese presentar demasiados inconvenientes, sobre todo en zonas que están semi-expuestas al océano.

Se utilizó el modelo WRF para generar el forzamiento atmosférico, las evaluaciones de este modelo presentaron en general altas correlaciones, aunque su principal limitación es la sobrestimación de las magnitudes, esto se asocia a que es un modelo con una resolución de 3 Km., lo cual hace complejo resolver el efecto de topográfico de una bahía como Quintero. Sin embargo, el forzamiento con este modelo entregó resultados apropiados sobre todo en la parte sur de la bahía, lo cual permitió obtener un buen patrón de corrientes asociado al efecto del viento.

La circulación, tanto dentro de la bahía, como en zona costera externa a ésta, se presentó variable en todos los periodos simulados, no existiendo un patrón de circulación definido dentro de la bahía, al menos en la escala de 30 días, que fueron los periodos de cada simulación, siendo el efecto y variabilidad del viento el principal forzante de la circulación superficial. Los resultados mostraron la existencia de una corriente fuera de la bahía, que para dos de los periodos simulados (invierno de 2015 y verano de 2016) resultó en una dirección hacia el sur, mientras que para el periodo de primavera de 2014 (periodo del derrame) esta corriente costera se dirigió hacia el sur. La probable variabilidad de esta corriente costera es muy importante en términos de transporte y conectividad entre bahías y sobre la cual no fue posible de evaluar con el modelo ya que no existen datos disponibles ni referencias al respecto. Esta incógnita es una de las limitaciones más importantes dentro del análisis de los resultados.

La implementación de un modelo de derrame de hidrocarburo fue acoplado a los resultados hidrodinámicos. Este modelo resuelve, los procesos que son propios de un hidrocarburo en el ambiente marino, tales como evaporación, emulsificación, biodegradación, fotoxidación, etc. Los resultados mostraron que para el derrame de septiembre de 2014, la mayor parte de la mancha de



hidrocarburo derivaba hacia el noroeste y posteriormente hacia noreste, generando una conexión principal con la zona dispuesta entre Papudo y los Molles, mientras que otro porcentaje permaneció en una área más restringida en las puntas sur y norte de bahía Quintero con altas concentraciones. En esta simulación no se observó un transporte hacia el sur de la bahía Quintero.

Los resultados parecen corresponderse tanto con antecedentes de prensa, como informes técnicos elaborados por la autoridad y además con el estudio realizado de imágenes satelitales realizado como línea de investigación N°1 del presente proyecto.

El modelo de derrame de hidrocarburo conlleva una gran cantidad de información de la cual hay que proveerle, específicamente en la caracterización del tipo de hidrocarburo. En este estudio se asumieron valores por defectos incluidos en el modelo y que están basados en estudios anteriores, sin embargo, es necesario mejorar la caracterización del hidrocarburo para una mejor resolución de los procesos.

Sin bien es cierto que el derrame ocurrido en septiembre de 2014 tuvo un movimiento neto hacia el norte, es posible, que ante eventos de vientos intensos desde el noroeste, como el caso de sistemas frontales, que ocurren en la temporada invernal, el transporte pueda dirigirse hacia el sur, cubriendo las bahías de Concón y Valparaíso.

2.5 Recomendaciones

La exactitud de las forzantes atmosféricas y pronósticos de corrientes oceánicas se considera el principal factor para predecir confiablemente las trayectorias de contaminación y destino final de un derrame de hidrocarburo (González et al., 2008; Hackett et al., 2009; Broström et al., 2011). La dinámica de los sistemas costeros, como el caso de los sistemas de bahías de Chile central, presentan fluctuaciones en diversas escalas de tiempo, algunas tienden a ser más energéticas o dominantes dependiendo de los procesos que las afectan. Actualmente, la información en relación a esta variabilidad ambiental y su impacto en los ecosistemas costeros es dispersa, careciendo a nivel nacional de un estudio que logre integrar y sintetizar la información ambiental disponible y su variabilidad en un marco que haga posible incorporarlo operativamente en un modelo de manejo.

Desde la perspectiva de un monitoreo integrado, que permita conocer tanto las forzantes atmosféricas como oceánicas, se hace necesario implementar un sistema que permita tener información en tiempo real sobre variables críticas, por una parte, así como disponer de información que permita predecir el destino de elementos contaminantes en caso de ocurrir eventos como los ocurridos en la bahía de Quintero en septiembre de 2014.

El conjunto de estos elementos, ya sea un sistema de observación marina (boyas oceanográficas, radares, información satelital) con capacidad para difundir la información lo más rápido posible, junto a herramientas de modelación, como las utilizadas en el presente estudio, son la base para lo que se conoce en el ámbito internacional como oceanografía operacional. Esto permite proporcionar



predicciones continuas del estado del mar, describir el estado presente con la mayor presión posible y analizar información de largo plazo con el fin de evidenciar las tendencias y cambios en el sistema marino.

Algunos sistemas oceanográficos operacionales ya están en funcionamiento en el mundo, tales como EuroGOOS (Woods et al., 1996), en el mar Egeo (Nittis et al., 2001), en Noruega (OD3D, Wettre et al., 2011; Broström et al., 2011); Francia (MOTHY, Daniel et al., 2004; Daniel et al., 2005); Japón (JMA, 2007); Estados Unidos (GNOME, Beegle-Krause, 2001; Beegle-Krause y O'Connor, 2005) entre otros. Se recomienda, por tanto, la implementación de un sistema operacional para la bahía de Quintero y bahías adyacentes. Que esté compuesto de:

1. Observaciones en tiempo real: El sistema de observaciones debiese contar, al menos, con 1 plataforma de observación o boya oceanográfica con mediciones de parámetros oceanográficos (corrientes, temperatura, salinidad) y condiciones atmosféricas, especialmente referidas a viento, acopladas a un sistema de transmisión de la información en tiempo real a un centro de operaciones a través de enlace telefónico y satelital. Un ejemplo puede verse en <http://dgf.uchile.cl/rene/POSAR/> denominada "Plataforma de Observación del Sistema Acoplado Océano Atmósfera" ubicada a la altura de la desembocadura del río Itata.

El uso de radares HF, también puede ser una buena alternativa, estos son capaces de medir corrientes superficiales con gran resolución espacial en tiempo real (Abascal et al., 2009). En Chile, existe una experiencia denominada "Chilean Integrated Ocean Observing System - CHIOOS" <http://www.chioos.cl>, ubicada en la zona costera de Concepción.

Toda este tipo de información tiene una funcionalidad en sí misma, permitiendo entregar datos sobre el estado presente del mar, pero son también una fuente invaluable de información para la inicialización y/o evaluación de los modelos numéricos permitiendo mejoras en la exactitud de sus predicciones.

2. Modelo de pronóstico: Herramienta numérica capaz de predecir la trayectoria y destino de un eventual derrame de hidrocarburo. Debe ser capaz de entregar predicciones del estado presente y futuro del mar, con una resolución espacial suficiente que permita resolver los rasgos topográficos más significativos de las bahías de Quintero y adyacentes. En el presente estudio se utilizó un modelo con un dominio de resolución espacial variable, dentro de la bahía de Quintero la resolución alcanzaba aproximadamente 100 a 200 m. y la zona costera 500 a 1000 m. Este modelo, para reproducir la hidrodinámica, debe contener información de forzantes atmosféricos, especialmente referente al viento, ya que esta variable juega un rol fundamental en la circulación superficial. Los resultados de la evaluación del modelo WRF utilizado en este estudio son un buen punto de partida para mejorar este tipo de información. Este modelo tiene la habilidad de reproducir los rasgos más significativos del viento, sin embargo, es necesario mejorar su exactitud. También debe poseer información en sus bordes oceánicos de parámetros como temperatura, salinidad, corrientes y nivel del mar. Esta información puede derivarse de fuentes basadas en modelos oceánicos globales como HYCOM y MERCATOR, este último, utilizado en este estudio.



Acoplado al modelo hidrodinámico de debe acoplar un simple modelo de transporte de partículas pasivas o bien un modelo más complejo como un modelo de transporte de hidrocarburo, que sea capaz de resolver los procesos de meteorización (Weathering).

3. Centro de análisis: Es el espacio físico y virtual en donde la información es recopilada, analizada y diseminada a distintos usuarios. Debe contar con la capacidad de recursos humanos y tecnológicos (Servidores de cómputo científico, servidores de datos, etc.) suficiente para dar respuesta en forma rápida a eventuales emergencias.

2.6 Conclusiones

Se estudió la dinámica oceanográfica junto a la propagación del vertido de hidrocarburo en la bahía Quintero mediante modelación numérica. El modelo de circulación constó de una resolución de 100 a 200 m en la bahía Quintero y 500 a 1000 m. en la zona costera adyacente. Fue forzado con datos del modelo global Mercator y modelo atmosférico WRF. Posteriormente, calibrado y evaluado contra mediciones de campañas oceanográficas.

La evaluación del modelo hidrodinámico indicó que es consistente respecto de las forzantes que están implicados en su dinámica, pero tiene menor habilidad en replicar con exactitud los resultados. Las correlaciones en la banda marea en la capa superficial alcanzan en promedio valores cercanos a 0.4, mientras que el error medio absoluto valores alrededor de 5 cm/s. En la escala submareal, las correlaciones en la capa superficial alcanzan valores medios de 0.6 y un error medio absoluto de 3 cm/s.

Se simularon 3 periodos de aproximadamente 30 días cada uno, para invierno de 2015, verano de 2016 y para el evento de derrame (primavera de 2014). Los resultados mostraron una alta variabilidad de los patrones de circulación medios superficiales dentro de la bahía Quintero, explicados en su mayor parte por la variabilidad del viento. Durante el invierno de 2015 la circulación media indica en la capa superficial una entrada por la parte central y salida por la punta sur de la bahía con un giro anticiclónico en borde norte. Durante el verano de 2016 se registró una mayor complejidad de los patrones de circulación con la generación de al menos, 3 grandes giros anticiclónicos dentro de la bahía, mientras que para el periodo del derrame de hidrocarburo, en primavera de 2014, se observó un flujo dominante de salida hacia el noroeste.

La circulación media superficial en la zona costera externa de bahía Quintero y adyacentes, o sea, desde Papudo hasta Valparaíso, mostró para el periodo de invierno de 2015 un flujo dominante hacia el sur, situación que se repite para el periodo de verano de 2016, mientras que para el periodo del derrame, en primavera de 2014, el flujo neto fue hacia el norte.

La simulación de derrame de hidrocarburo para el evento de derrame primavera de 2014, mostró un transporte dominante hacia el norte, generando la mayor conectividad con la zona costera de los



sectores de Papudo y los Molles con una proporción menor al sector de Maitencillo. Los resultados concuerdan con reportes de seguimiento visual por parte de la autoridad y por procesamiento de imágenes satelitales reportados en Línea 1 de este proyecto. En un escenario hipotético de un sistema frontal intenso, con vientos dominantes desde el noroeste, es posible que el transporte pueda dirigirse hacia el sur, cubriendo las bahías de Concón y Valparaíso.

Se recomienda la implementación de un sistema de oceanografía operacional centrado en predicción de derrame de hidrocarburo, que cuente con información in situ en tiempo real (boyas oceanográficas, radares HF) y junto a esto, modelos numéricos hidrodinámicos y de propagación de hidrocarburos para pronosticar el transporte y destino de los contaminantes.



2.7 Referencias bibliogr3ficas

- Abascal AJ, Castanedo S, Medina R, Losada IJ, Alvarez-Fanjul E. 2009. Application of HF radar currents to oil spill modelling. *Mar Pollut Bull* 58:238–248.
- Anon, 2003. Oil in the Sea III: Inputs, fates, and effects. National Research Council, Division on Earth and Life Studies, Transportation Research Board, Marine Board, Ocean Studies Board, Prepared for National Research Council, Washington D.C, 2003.
- Beegle-Krause, C.J., 2001. General NOAA oil modeling environment (GNOME): a new spill trajectory model. In: IOSC Proceedings. Mira Digital Publishing Inc., Tampa FL, pp. 865–871
- Beegle-Krause, C.J., O'Connor, C., 2005. GNOME Data Formats and Associated Example Data Files. Tech. Rep., NOAA Office of Response and Restoration, Emergency Response Division, Seattle, 49p
- Brostr3m, G., Carrasco, A., Hole, L.R., Dick, S., Janssen, F., Mattsson, J., Berger, S., 2011. Usefulness of high-resolution coastal models for operational oil spillforecast: the “Full City” accident. *Ocean Sci.* 7, 805–820
- Daniel, P., Dandin, P., Lefevre, J.-M., Lery, G., Cabioch, F., Gouriou, V., 2004. Forecasting the prestige oil spills. In: Proceedings of the Interspill 2004 Conference. Trondheim, Norway.
- Daniel, P., Josse, P., Dandin, P., 2005. Further improvement of drift forecast at sea based on operational oceanography systems. In: Coastal Engineering VII: Modelling, Measurements, Engineering and Management of Seas and Coastal Regions. WIT Press, pp. 13–22.
- DHI, 2016. Mike 3, User guide and reference manual. Danish Hydraulic Institute, Denmark.
- DHI, 2016. Oil Spill Model, Scientific Description. Danish Hydraulic Institute, Denmark.
- Drevillon M., Bourdalle-Badie R., Derval C., Drillet Y., Lelouche J.M., Remy E., Tranchant B., Benkiran M., Greiner E., Guinehut S., Verbrugge N., Garric G., Testut C.E., Laborie M., Nouel L., Bahurel P., Bricaud C., Crosnier L., Dombrosky E., Durand E., Ferry N., Hernandez F., Le Galloudec O., Messal 51 F. and Parent L., (2008). The GODAE/MercatorOcean global ocean forecasting system: results, applications and prospects. *J. Operational Oceanogr.*, 1(1), 51–57, 2008.
- Faghihifard, M., MA Badri , 2016. Simulation of oil pollution in the Persian Gulf near Assaluyeh oil terminal. *Marine pollution bulletin* 105 (1), 143-149



- Fingas, M. (Ed.), 2015. Handbook of oil Spill Science and Technology. John Wiley and Sons, New Jersey, ISBN 978-0-470-45551-7.
- Fingas, M., 2011. Evaporation Modeling, Chapter 9, in Oil Spill Science and Technology. Elsevier, New York
- González, M., Ferrer, L., Uriarte, A., Portualdea, A., Caballero, A., 2008. Operational oceanography system applied to the prestige oil-spillage event. J. Mar. Syst. 72, 178–188.
- Hackett, B., Comerma, E., Daniel, P., Ichikawa, H., 2009. Marine oil pollution prediction. Oceanography 22, 168–175.
- JMA, 2007. Outline of the Operational Numerical Weather Prediction at the Japan Meteorological Agency. Appendix to the WMO Technical Progress Report on the Global Data-Processing and Forecasting System and Numerical Weather Prediction, Japan Meteorological Agency, Tokyo, Japan.
- IMO 2005. Manual for Oil Pollution, Section IV: Combating Oil Spills.
- Korotenko, K.A., Mamedov, R.M., Mooers C.N.K. 2000. "Prediction of the dispersal of oil transport in the Caspian Sea resulting from a continuous release," Spill Science and Technology Bulletin, vol. 6, no. 5-6, pp. 323–339.
- Korotenko, K.A., Bowman, M.J., Dietrich, D.E. 2010. "High-resolution numerical model for predicting the transport and dispersal of oil spilled in the black sea," Terrestrial, Atmospheric and Oceanic Sciences, vol. 21, no. 1, pp. 123–136.
- Mackay, D., McAuliffe, C.D., 1988. Fate of hydrocarbons discharged at Sea. Oil Chem. Pollut. 5, 1 -20.
- Mackay, D., Buist, I., Mascarenhas, R., Paterson, S., 1980. Oil spill processes and models. Environmental Protection Service Environment Canada. Arctic 28 (1), 9–22
- Murphy A.H., 1993. What is a good forecast? An essay on the nature of goodness in weather forecasting. Weather and Forecasting, vol. 8, pp. 281-293.
- Nittis, K., Zervakis, V., Perivoliotis, L., Papadopoulos, A., Chronis, G. 2001. Operational monitoring and forecasting in the Aegean Sea: system limitations and forecasting skill evaluation. Marine Pollution Bulletin, Vol. 43, No. 7-12, pp. 154-163.
- Reed, M., 1989. The physical fates component of the natural resource damage assessment model system. Oil Chem. Pollut 5 (2-3), 99–123



- Thompson, R. 1983. Low-pass filters to suppress inertial and tidal frequencies. *J. Phys. Oceanogr.*, 13: 1077-1083.
- Walters, R.A. y C. Heston, 1982. Removing tidal period variations for time series data using low-pass digital filters. *J. Phys. Oceanogr.*, 12: 112-115.
- Wettre, C., Johansen, O., Skognes, K., 2011. Development of a 3-Dimensional Oil Drift Model at DNMI. Tech. Rep. 50, Norwegian Meteorological Institute, Oslo, Norway
- Wheeler, R.B. The Fate of Petroleum in the Marine Environment, Exxon Production Research, Houston, Tex, USA, 1978.
- Willmott, C. J. 1984. On the evaluation of model performance in physical geography. In *Spatial Statistics and Models*, 443-460. G. L. Gaile and C. J. Willmott, eds. Norwell, Mass.: D. Reidel.
- Woods, J.D., H. Dahlin, L. Droppert, M. Glass, S. Vallergera and N.C. Flemming, 1996. The Strategy for EuroGOOS. EuroGOOS Publications No. 1. Southampton Oceanography Centre. 132 pp. + Annexes. ISBN 0-904175-22-7





Línea de Investigación N° 3

Evaluación de Recursos Bentónicos en AMERB





1. OBJETIVOS

Con el propósito constatar un eventual impacto del derrame de hidrocarburo sobre las poblaciones locales de recursos bentónicos y sus comunidades asociadas al interior de las AMERB de la zona de estudio, el presente proyecto planteó los siguientes objetivos:

- **Objetivo general**

Evaluar los bancos naturales de recursos bentónicos asociados a las AMERB presentes entre el sector El Papagallo y el área de manejo Cachagua Sector A.

- **Objetivos específicos**

- a) Estimar la densidad, abundancia y la biomasa de las especies principales sometidas a evaluación en los 8 sectores de AMERB localizados entre el sector El Papagallo y el área de manejo llamada Cachagua Sector A.
- b) Evaluar los cambios en las densidades, abundancias y biomasa de las especies principales en comparación a los seguimientos y evaluaciones realizadas antes del derrame.

Como actividad complementaria adicional se requirió realizar dos campañas de muestreo de comunidades bentónicas en las AMERB seleccionadas, una al inicio del estudio y otra al final.

2. ENFOQUE METODOLÓGICO

2.1. Revisión de antecedentes y fuentes de información

La revisión de la información histórica de las áreas y la participación directa de las organizaciones de pescadores fue importante para orientar las diferentes evaluaciones y muestreos realizados tanto de las especies principales como de las comunidades bentónicas de las AMERB. Lo anterior, facilitó la comparación de variables biológicas y pesqueras estimadas pre y post derrame, así como la verificación del uso efectivo que cada organización de pescadores hacía del espacio en función de las coordenadas geográficas de las áreas decretadas. Las revisiones incluyeron:

Revisión de informes y data AMERB disponible: En este punto se revisaron dos fuentes, los ESBA y Estudios de Seguimiento de cada AMERB y sus respectivas bases de datos que se obtuvieron desde la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, y la información que el propio IFOP genera año a año en el marco del programa de Investigación del asociado al régimen AMERB, financiado por el la subsecretaría de economía realizando, cuando fue necesario, una estandarización y validación de la data de acuerdo al protocolo desarrollado por el Instituto para este tipo de información (Techeira et. al. 2010).



Información de campo. Se refiere a la información que se obtuvo durante el desarrollo de actividades de campo, la que incluye los resultados de la aplicación de encuestas a dirigentes de pescadores artesanales y particularmente aporte del conocimiento local de los pescadores, que es fue relevante para mejorar y complementar la información obtenida de cada área y recurso.

2.2. Estudios de Seguimiento AMERB.

Como un apoyo al sector de la pesca artesanal el requirente solicitó que esta línea de investigación se hiciera cargo, además de los objetivos planteados, de la asesoría técnica a las organizaciones de pescadores artesanales en los ámbitos relacionados con los contenidos incluidos en los Informes de Seguimiento de cada una de las AMERB (capacitación, evaluación de sus planes de manejo, recomendaciones de manejo, entre otras). En este contexto, las evaluaciones de los recursos y la elaboración de dichos informes fueron realizadas según lo establecido y de acuerdo con las especificaciones técnicas dispuestas por la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura para este tipo de estudios (Subpesca 1997; Subpesca 1999; Subpesca 2001; Subpesca 2004).

Para lo anterior, se siguió el siguiente plan de trabajo:

- 1.- Comunicación con los dirigentes de la organización de pescadores titular del AMERB.
- 2.- Realización de reuniones de coordinación, levantamiento de encuestas y capacitación a los pescadores participantes.
- 3.- Aviso de las actividades programadas a la Armada y al Servicio Nacional de Pesca local.
- 4.- Realización de las evaluaciones directas y muestreos planificados.
- 5.- Análisis de datos y confección del Informe de Seguimiento o Informe de estado del AMERB.
- 6.- Reunión de presentación de resultados a la organización de pescadores (en los casos pertinentes)
- 7.- Confección y envío de los informes de Seguimiento de las AMERB a la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (en los casos pertinentes).

En los párrafos siguientes, se describe de forma general la metodología utilizada el desarrollo de los estudios AMERB realizados. El detalle de cada caso particular, se encuentra disponible en los Informes confeccionados para cada uno de ellos.

2.2.1 Confección de la cartografía

a) Fuentes, método de observación y tratamiento de los datos.

La principal fuente de información fue la obtenida de los ESBAS y/o de los Informes de Seguimiento de cada área.

Tanto los datos de conteo de recursos, información litológica, de comunidades fueron obtenidas de transectas y/o cuadrantes que fueron realizadas y georreferenciadas utilizando un GPS Garmin y su



azimut obtenido mediante un compás estacionario, por buzos técnicos de IFOP y buzos de la OPA, durante las evaluaciones directas.

La categorización de los tipos de fondo corresponde a la estandarización utilizada por IFOP para este tipo de estudios (Techeira *et. al.*, 2012), con los cuales se obtuvo una estimación de la superficie de cada uno de los tipos de fondo y área apta de los recursos objetivo que fue estimada mediante la interpolación de polígonos de Thiessen, dado el tipo de variable a interpolar (discreta y nominal), representando un atributo de tipo cualitativo. Cuando estuvo la base de datos correspondiente, se generaron además las isolíneas de profundidad.

La estimación de la distribución espacial de densidades recursos, en general, fue representada a través de un mapa de predicción del error estándar de densidad interpolada generado mediante el método Kriging Ordinary.

2.2.2 Evaluación directa de las especies principales

a) Unidad y tipo de muestreo empleados

Las unidades de muestreo utilizadas, en general, fueron transectas lineales de 50 metros de largo por 2 metros de ancho, constituyendo una unidad de 100 m² (UM), la cual fue subdividida en cuadrantes regulares de 20 m² para facilitar el conteo de los individuos por parte del buzo que recorre el área establecida. Para las AMERB donde se evaluó el recurso erizo, la unidad de muestreo correspondió a un cuadrante de 0,25 m².

El método empleado de transectas corresponde a una adaptación del método Strip Line Transec Sampling descrito en Burnham *et al.*, 1980 y Thompson, 1992. Las transectas, fueron ubicadas, preferentemente de forma regular y perpendicularmente a la costa, sobre el sustrato rocoso y mixto de las áreas, hasta una profundidad máxima de 20 metros. En cada transecta, los buzos realizaron un conteo máximo de dos recursos a la vez y completó entre 6 a 8 transectas en total por jornada de evaluación. Lo anterior con el propósito de resguardar tanto la calidad de los datos como los tiempos límites de seguridad establecidos para este tipo de actividad.

Para el recurso erizo, se identificaron y dimensionaron los sectores, y los parches del recurso al interior de estos sectores (estimación *in situ*) donde los buzos realizaron un número proporcional de cuadrantes dispuestos de forma aleatoria.

El tamaño de la muestra fue determinado para cada área dependiendo del AMERB o sectores evaluados, resguardando un adecuado nivel de representatividad requerida para este tipo de evaluaciones.

**b) Estimación de la densidad y abundancia de las especies principales.**

La densidad promedio (individuos/m²), correspondió al promedio ponderado de las densidades registradas en cada uno de los diferentes tipos de fondo que pueden considerarse como hábitat de las especies.

Los algoritmos que definen la densidad promedio, corresponden a:

$$\hat{D}_p = \frac{\sum_{h=1}^H A_h \hat{D}_h}{\sum_{h=1}^H A_h}$$

$$A = \sum_{i=1}^m A_{hi}$$

Donde:

A : Superficie apropiada total

\hat{D}_p : Estimador de la densidad promedio en el total de la superficie apropiada

A_h : Superficie apropiada para el sustrato h

\hat{D}_h : Estimador de la densidad promedio en el sustrato h

D_{hi} : Densidad promedio de la transecta "i" del sustrato h

k_h : Número de cuadrantes examinados en el sustrato "h"

La varianza de la densidad promedio es:

$$\hat{V}[\hat{D}_p] = \sum_{h=1}^H \frac{A_h^2}{A^2} \hat{V}[\hat{D}_h]$$

y la varianza de la densidad promedio al interior de un sustrato h , es:

$$(\hat{V}[\hat{D}_h]):$$

$$\hat{V}[\hat{D}_h] = \frac{1}{K-1} \sum_{i=1}^{n_h} \left[\frac{A_{hi}}{A_h} \hat{D}_{hi} - \hat{D}_h \right]^2$$

La abundancia resulta de la expansión de la densidad promedio, al área total calculada a partir de las estimaciones de las superficies que cubren los diferentes tipos de fondo que pueden considerarse como hábitat de las especies principales evaluadas.



La estimación de la abundancia en número, se calculó mediante el estimador dado por la siguiente estructura:

$$\hat{X} = A\hat{D}_p$$

La varianza del estimador de abundancia es:

Para el recurso erizo la estimación de la abundancia total de X estuvo dada por;

$$\hat{V}[\hat{X}] = A^2 \hat{V}[\hat{D}_p]$$

$$\hat{X}_b = \sum_{h=1}^{h=n} A_h D_{st}$$

A : Superficie del o los sectores evaluados h
h : Sector de evaluación.

c) Estructura de tallas y relación talla peso de los individuos

La representación de la estructura de talla se obtuvo de muestras recolectadas por los buzos técnicos y de la OPA de sectores representativos del AMERB mediante el método de área barrida, recogiendo todos individuos encontrados hasta completar un número predeterminado de ejemplares.

En el caso del recurso erizo las muestras fueron obtenidas por un buzo técnico de IFOP en los sectores determinados, durante la evaluación directa de este recurso.

La relación talla-peso de invertebrados se estimó realizando un muestreo dirigido hacia el rango de tamaño que representa a cada recurso evaluado y considerando las limitaciones del método de muestreo. Todos los individuos fueron medidos y pesados en tierra con instrumentos adecuados para cada tipo de medición (balanzas, pie de metro). Las unidades utilizadas, fueron en milímetros para la medición de la talla (mm) y gramos (gr) para el registro del peso. Para el recurso huiro, las unidades fueron centímetros (cm) para la medición de la talla y kilos (k) para el registro del peso.

Se graficaron los datos de tallas como histogramas de frecuencia y se estimó la proporción del número de ejemplares por sobre la talla mínima legal (TML), correspondiente a la fracción explotable de la población (stock).

La estimación de la estructura de talla poblacional fue obtenida mediante la siguiente expresión:

$$\hat{P}_k = \frac{n_k}{n}$$



Donde:

n : Número de ejemplares medidos

n_k : Número de ejemplares de talla "k" presentes en la muestra

Siendo la varianza la siguiente:

$$V_{(\hat{P}_k)} = \frac{\hat{P}_k(1 - \hat{P}_k)}{n}$$

Los datos de talla (longitud total) y peso (peso total), registrados en los muestreos biológicos de las especies principales, se utilizaron para la estimación de los parámetros de la relación teórica linealizada, a través del método de mínimos cuadrados, correspondiente a una función multiplicativa del tipo:

$$W_k = \alpha l_k^\beta$$

Donde W_k representa el peso del ejemplar, l_k es la talla del ejemplar, alfa y beta son parámetros estimados.

d) Estimación de cuotas de captura

Se utilizan los datos de abundancia de las especies objetivos en el área de manejo, donde se requiere el agrupamiento de los individuos en longitudes desiguales $N(L)$, que describan la unidad anual en el crecimiento entre uno y otro rango de tallas.

Se utilizó la curva de selectividad de filo de cuchillo, donde en general se utilizó como límite inferior la talla mínima de extracción de cada especie, aunque también, dependió en algunos casos, de la decisión tomada por la OPA en función del real interés de comercialización de los recursos.

En general, la estimación de las cuotas propuestas se realizó por medio del modelo de rendimiento por recluta de Thompson & Bell (1934). La proyección de la abundancia (N) por intervalos de tallas (L) y años (t), se desarrolló mediante la siguiente expresión:

$$N(L + \Delta L, t + 1) = N(L, t) * e^{-F(L, t) - M}$$

Donde F es la mortalidad por pesca y M la mortalidad natural.

Las estimaciones de las Capturas Totales Permisibles se obtuvieron a partir de las proyecciones de abundancia a la talla del stock, a través de la siguiente expresión:

$$C(L, t + 1) = \frac{F_r(t + 1) * S(L)}{F_r(t + 1) * S(L) + M} * N(L, t + 1) * (1 - e^{-F_r(t + 1) * S(L) - M})$$



Donde F_r corresponde a niveles variables de mortalidad por pesca y $S(L)$ al vector de selectividad talla-específico de la forma:

$$S(L) = \frac{1}{1 + e^{a-bL}}$$

El patrón de selectividad talla-específico se consideró constante a través de los años, en consideración a que existe una talla mínima, que condiciona una selectividad constante cercana al 100%. El nivel de F_r determina una tasa de explotación (μ) de acuerdo a:

$$\mu = \frac{F_r}{F_r + M} * (1 - e^{-F_r - M})$$

Finalmente, la CTP anual queda expresada en número por:

$$CTP(t+1) = \sum_L^{L_2} C(L, t+1)$$

y su rendimiento anual en peso de la forma:

$$Y(t+1) = \sum_L^{L_2} C(L, t+1) * \bar{W}(L)$$

2.2.3 Evaluación de las comunidades bentónicas.

2.2.3.1 Levantamiento de datos, procesamiento y análisis de la información

Las evaluaciones de comunidades bentónicas se realizaron de acuerdo a un protocolo estandarizado que se ha elaborado como producto de la experiencia acumulada por el equipo técnico, de los requerimientos de la SSPA plasmados en el documento Técnico AMERB N° 3 del año 2001, y de una revisión crítica de literatura especializada disponible (Wilson, 2002; Stotz *et al.*, 2005; Stotz *et al.*, 2008; González *et al.*, 2006, IFOP, 2007; IFOP, 2009, IFOP, 2010a, IFOP, 2010 b, Pomeroy, *et al.*, 2007).

a) Identificación y estimación de cobertura espacial de las comunidades

La identificación de las comunidades bentónicas se realizó a través de la exploración visual, efectuada por buzos pescadores y buzos técnicos de IFOP, de cada cuadrante de evaluación directa de las especies principales (de 20 m²), lo que permitió contar con una estimación cualitativa de los tipos de comunidades presentes en el área total de muestreo de cada AMERB.

Obtenida esta información, la cobertura y distribución espacial de las comunidades en el área total, fue estimada mediante un proceso de reconstrucción estándar bajo la plataforma del Sistema de Información



Geográfica ArcGis 10.1, a través de la cual se asigna un valor numérico (identificador) de cada tipo de comunidad el que asocia a la posición georreferenciada media de cada cuadrante registrado, para posteriormente utilizar un método de interpolación adecuado. El resultado de este análisis fue representado a través una carta temática de las comunidades bentónicas, presentes en cada área incluida en el estudio.

b) Evaluación cuantitativa de las comunidades

i) Área mínima de muestreo

El área mínima para la evaluación cuantitativa de taxa biológicos será de 0.25 m², dividida en subcuadrantes que forman 100 puntos de intersección.

ii) Número de cuadrantes de observación y conteo

Se evaluaron 40 cuadrantes al interior de la principal comunidad identificada en cada AMERB. El tipo de dato obtenido fue la identificación y conteo de invertebrados móviles o semi-sésiles y a la cobertura de los invertebrados sésiles y algas conspicuas registradas al interior de cada cuadrante de evaluación.

Se define como organismo conspicuo a un organismo de talla igual o superior a 2 cm o que cubre un área igual o superior a los 0.0025 m², es decir, la 1/100 parte del área del cuadrante a utilizar en los muestreos.

iii) Definición de los taxa de interés primario y secundario de las AMERB

Una vez levantada la información de los taxa de estas comunidades, se definieron los taxa o grupos de interés primario y secundario AMERB bajo los siguientes criterios:

Grupo de Interés primario

- Que tenga una relación directa (e.g.: predador-presa) con las especies principales del AMERB.
- Que presente una particularidad ecológica especial (ej. que sea una especie invasora, vulnerable, en peligro, rara u otra categoría similar).
- Que sea un recurso real o potencial de la AMERB en estudio (especie comercial).

De esta manera, los taxa o grupos biológicos que al menos cumplan con uno de estos criterios, se les mantuvo el nombre del taxa con el cual fueron identificados.

Grupos de interés secundario

Por su parte, aquellos taxa que no cumplan con los criterios mencionados se les categorizaron como taxa o grupos de interés secundario, elevando su rango taxonómico, siendo luego agrupadas dependiendo de su hábito alimentario, en el caso de los invertebrados, y según su disposición sobre



el sustrato en el caso de las algas. Así, a los taxa animales identificados en este grupo se les agrega un sufijo según el siguiente cuadro:

| Habito alimentario | Sufijo empleado |
|--------------------------|-----------------|
| Cazador o Carroñero | .spp.1 |
| Filtrador o Suspensívoro | .spp.2 |
| Ramoneador o pastoreador | .spp.3 |

De manera similar, a las algas se les agregará el siguiente sufijo según el siguiente cuadro:

| Disposición sobre el sustrato y/o Composición del esqueleto. | Sufijo empleado |
|--|-----------------|
| Laminar ó Talofita | .spp.1 |
| Incrustante | .spp.2 |
| Con esqueleto calcáreo (no incrustante) | .spp.3 |

La aplicación de estos criterios y la categorización descrita ayudó a distinguir y acotar el nivel de profundidad con el cual se identificaron los de taxa o grupos biológicos en las AMERB.

iv) Representatividad de los muestreos al interior de las comunidades

La representatividad de los muestreos se realizará través del método de Área Mínima (Brower, & Zar., 1998) cuyo procedimiento habitual corresponde al muestreo inicial de un área de tamaño estándar (0,25 m²), para luego duplicar el área total muestral y realizar otra evaluación en un área del mismo tamaño e ir adicionando de esta manera áreas evaluadas, hasta alcanzar un número de cuadrantes donde el evaluador detecte que ya no aparecen nuevos taxa.

Lo anterior se corroboró *in situ*, el profesional que realizó esta actividad, así como también posteriormente durante el proceso de análisis de información, utilizando para ello la rutina específica del programa Biodiversity Pro V2 (McAleece, 1997), lo que se muestra gráficamente en los resultados.

v) Estimación de la riqueza de Taxa (S)

La riqueza de taxa corresponde al número total de grupos taxonómicos diferentes que se registraron en las evaluaciones realizadas para cada tipo comunidad. Lo anterior, dio origen a una nómina o lista de chequeo que servirá como referencia para futuros estudios.



vi) Estimación de la riqueza de Taxa (D')

La riqueza de taxa para estimar los índices de diversidad (D') corresponde al número total de taxa identificados, que es factible contar numéricamente en términos de frecuencia, según la categorización estandarizada.

vii) Estimación de valores de densidad y coberturas de los taxa.

Dado el tipo dato cuantitativo obtenido, los valores de densidad de los taxa es representado a partir de la mediana y el rango intercuartílico. Por su parte, la cobertura es representada a través de una gráfica de torta, directamente a través de la proporción de puntos de intersección (p_i) que presentó cada taxa en el total de los cuadrantes evaluados, los que pueden ser obtenidos dividiendo por 100 el n total de los p_i . Para la construcción de estas gráficas se utilizó como herramienta el paquete estadístico SPSS v15.

Por su parte, la cobertura se representó mediante una gráfica de torta, directamente a través de la proporción de puntos de intersección (p_i) que presenta cada taxa en el total de los cuadrantes evaluados para cada tipo comunidad.

viii) Estimación de la diversidad de invertebrados conspicuos de interés

Los índices ecológicos estimados corresponden a la Diversidad de Shannon-Wiener (H'), y a la Uniformidad (J'). Los algoritmos son:

- Índice de diversidad de Shannon-Wiener:

$$H' = -\sum p_i \log p_i$$

- Uniformidad:

$$J' = H' / \log n$$

- Diversidad de Simpson:

$$D_s = 1 - \frac{\sum n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)}$$

Donde:

- p_i : Abundancia relativa de cada especie (invertebrados) registrada en la comunidad.
- n : Número total de especies (invertebrados) registrados en la comunidad.
- Log : Logaritmo (en base 10).



n_i : Abundancia de cada especie registrada en la comunidad.
 N : N3mero total de individuos registrada en la comunidad.

La comparaci3n de los 3ndices de diversidad de Shannon se realizar3 seg3n la metodolog3a propuesta por Hutcheson, en 1970 (Zar, 1996). Donde los algoritmos corresponden a:

$$t = \frac{H'1 - H'2}{\sqrt{s^2 H'1 + s^2 H'2}}$$

Siendo:

t : test Student.
 $H'1$: 3ndice de diversidad estimado para el tiempo o comunidad 1.
 $H'2$: 3ndice de diversidad estimado para el tiempo o comunidad 2.

y la varianza de cada H' corresponde a:

$$s^2 H' = \frac{\sum p_i \log^2 p_i - (\sum p_i \log p_i)^2 / n}{n^2}$$

Por su parte, los 3ndices de Diversidad de Simpson fueron evaluados a trav3s de los siguientes algoritmos: (Brower & Zar, 1998)

t = test Student

$$t = \frac{(D_s)_1 - (D_s)_2}{\sqrt{s^2_1 + s^2_2}}$$

Varianza:

$$s^2 D_s = \frac{4[\sum p_i^3 - (\sum p_i^2)^2]}{N}$$

Donde:

$(D_s)_1$ = 3ndice de diversidad estimado para el tiempo o comunidad 1.
 $(D_s)_2$ = 3ndice de diversidad estimado para el tiempo o comunidad 2.



2.2.4. Desempeño general del AMERB (Biopesquero, rentabilidad y gestión organizacional)

Los principales aspectos que se utilizaron para evaluar la condición actual y el desempeño histórico de cada área de manejo fueron los indicadores poblacionales de las especies principales: densidad (ejemplares/m²), estructura de talla y Fracción explotable (Fs%); y los Indicadores ecológicos correspondientes a: 1.- Cobertura relativa de las comunidades bentónicas dentro de los cuadrantes de evaluación directa. 2.- Riqueza de taxa biológicos. 3.- Índice de diversidad de Shannon-Wiener y 4.- Dominancia específica de invertebrados móviles. 5.- Uniformidad de Shannon. 6.- Densidad y cobertura de invertebrados y algas conspicuas.

La comparación de los estimadores fue realizada cuantitativa o cualitativamente según el tipo y disponibilidad de datos e información que fue recopilada para área.



3. REVISIÓN DEL DESEMPEÑO HISTÓRICO DE LAS AMERB

Este punto está referido a la evaluación en los cambios de parámetros de interés (densidades, abundancias y biomاسas, índices comunitarios) de las especies principales, pre y post derrame de hidrocarburo.

El Instituto de Fomento Pesquero, a través del programa de Seguimiento AMERB, en su función de asesor de la SSPA en materia AMERB, ha detectado problemas que dificultan la evaluación, en términos temporales, de la población de la especie principal y de la actividad pesquera asociada. Una síntesis de los problemas o puntos críticos identificados, corresponden a los siguientes:

- Falta de estándares tanto de la entrega de información como en el procesamiento de esta.
- Falta de detalle y uniformidad en la información de cosecha.
- Heterogeneidad de metodologías de muestreo y de parámetros poblacionales utilizados en la evaluación de áreas de manejo.
- Ausencia de control del estado sobre estudios de los recursos.
- Áreas de manejo abandonadas

Lo señalado es un factor crítico en cuanto a la posibilidad de satisfacer el propósito de evaluación temporal, en función de los cambios de parámetros biológico-pesqueros de interés. De acuerdo esto, los esfuerzos se estuvieron dirigidos a rescatar datos e información histórica, los que, en lo posible, estandarizados para los propósitos de comparación.



4. ANÁLISIS COMPARATIVO DE LAS CAMPAÑAS DE EVALUACI3N DE COMUNIDADES BENT3NICAS

En los estudios realizados en cada AMERB se identificaron las principales comunidades bent3nicas existentes y se caracteriz3, mediante un muestreo cuantitativo la principal de ellas. En este informe, se incorpora la segunda campaña realizada en abril del presente aña y se presenta un análisis comparativo entre ambas, incluye adem3s informaci3n y disponible de evaluaciones ecol3gicas realizadas previamente a la ocurrencia del derrame de hidrocarburos obtenidas en el marco del programa de Seguimiento AMERB.

a) Grado de perturbaci3n comunitaria

El grado de perturbaci3n de cada comunidad bent3nica, se evalúa a trav3s de la recomendaci3n metodol3gica realizadas por Stotz *et al.*, (2005). Se utilizan como indicadores la riqueza y dominancia específica, lo cual es fundamentado en que de existir perturbaciones en las comunidades éstas generarían cambios en estos valores.

El método está basado en la frecuencia de aparici3n de las distinto taxa de interés que pertenecen a ella. Estas se analizaron a trav3s de curvas de k- dominancia y la estimaci3n de un índice (Índice C), que representa una medida de variabilidad temporal de la dominancia en la comunidad (Stotz *et al.*, *Op. cit.*), lo cual está dado por:

$$\text{Índice C} = \sum \frac{(A_i - I_i)}{[50 * (S - 1)]}$$

Donde:

A_i : Porcentaje acumulado de la frecuencia de aparici3n del taxa de interés i

I_i : Frecuencia idealizada para el taxa de interés i .

S : Número de taxa de interés registrados

Este índice toma valores entre +1, lo que implica que la comunidad dominada por una sola especie o taxa, es decir máxima perturbaci3n, y 0 que implica una comunidad donde todas los taxa tienen la misma frecuencia de aparici3n (comunidad idealizada)

La diferencia en el espacio y la evoluci3n en el tiempo del Índice C y de S muestral nos entrega informaci3n de los cambios de la estructura de la comunidad, independiente del tipo que ésta sea. De este modo, un aumento sostenido de la dominancia, implica que en la comunidad pocas especies inciden fuertemente en la abundancia total registrada. Paralelamente, si la dominancia de una o pocas especies es acompañada por una disminuci3n de la riqueza específica esto se puede interpretar como una situaci3n típica de una comunidad que está sometida a un fuerte estrés (Stotz *et al.*, *Op. cit.*).



Especial importancia tiene, en este sentido, la verificación del deterioro poblacional o desaparecimiento de especies estructuradoras de hábitat o comunidades.

Para efectos comparativos prácticos, se ha utilizado el siguiente criterio de categorización según el valor del Índice C:

- 0,0 a 0,33: La comunidad presenta un bajo grado de perturbación.
- 0,34 a 0,66: La comunidad presenta un grado intermedio de perturbación.
- 0,67 a 1,0: La comunidad presenta un alto grado de perturbación.



5. RESULTADOS

5.1 Evaluaci3n de recursos y actividades asociadas

Se ha completado la totalidad del trabajo en las 8 AMERB incluidas en el estudio, lo que signific3 el realizaci3n de 38 evaluaciones directas de recursos, 3 prospecciones y 16 evaluaciones de comunidades bent3nicas, lo que representa un avance del 100 % de lo comprometido (**Figura 1**).

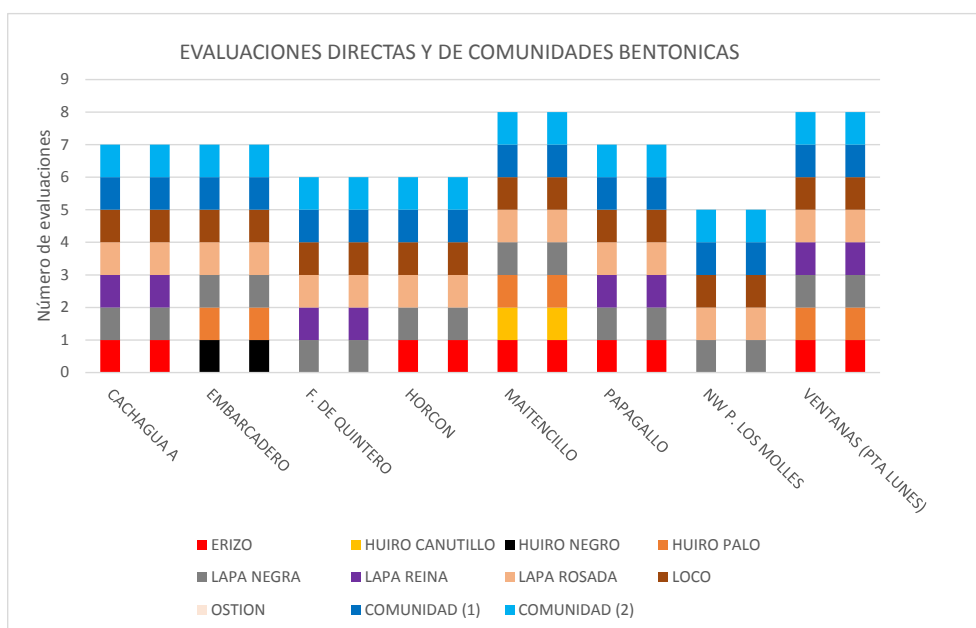


Figura 1. Evaluaciones y actividades planificadas (columna izquierda) versus las efectivamente realizadas (columna derecha), en cada una de las AMERB incluidas en el estudio.

Las evaluaciones fueron realizadas entre abril del 2015 y mayo del 2016 cumpliendo todos los requerimientos solicitados por el mandante, incluyendo la necesaria coordinaci3n inter-institucional entre IFOP, la Armada y el Servicio Nacional de Pesca para el adecuado desarrollo de estas actividades.

Cabe se1alar que si bien con los recursos disponibles, una campaa de estas caracteristicas toma entre 6 a 8 meses, esta se vio extendida por la frecuencia anormal de eventos de marejadas que afectaron la zona de estudio donde s3lo el a1o 2015, se registraron oficialmente 45 eventos, lo que supera ampliamente a un a1o normal donde el n3mero de eventos de este tipo bordea los 30 (Meteoarmada.directemar.cl, 2016).



En la **Tabla 1** se resumen las fechas de capacitación, evaluación y presentación de los resultados a la organización de pescadores realizados en el marco de este estudio:

Tabla 1.
Fechas de las capacitaciones, evaluaciones directas y presentación de resultados.

| AMERB | Fecha Capacitación | Fecha de las Evaluaciones directas en las Amerb en estudio | | | | | Presentación resultados a las OPA |
|-------------------------|--------------------|--|------------|------------|------------|------------|-----------------------------------|
| CACHAGUA SECTOR A | 21-10-2015 | 22-10-2015 | 23-10-2015 | 04-05-2016 | | | 21-04-2016 |
| EMBARCADERO | 17-06-2015 | 18-06-2015 | 02-07-2015 | 09-07-2015 | 23-07-2015 | | 12-01-2016 |
| FARELLONES DE QUINTERO | No Aplica | 06-11-2015 | 07-11-2015 | 06-04-2016 | | | No Aplica |
| HORCON | 23-06-2015 | 24-06-2015 | 25-06-2015 | 22-09-2015 | | | 28-04-2016 |
| MAITENCILLO V | 07-05-2015 | 26-05-2015 | 27-05-2015 | 20-08-2015 | 21-08-2015 | 23-09-2015 | 02-12-2015 |
| EI PAPAGALLO | 22-09-2015 | 23-09-2015 | 03-10-2015 | 24-10-2015 | | | 28-01-2016 |
| NW PENINSULA LOS MOLLES | 08-06-2015 | 23-07-2015 | 30-09-2015 | | | | 28-01-2016 |
| VENTANAS (PUNTA LUNES) | 22-04-2015 | 23-04-2015 | 24-04-2015 | 08-05-2015 | 28-05-2015 | | 14-08-2015 |

A principios del mes de octubre del 2015 se entregó a la Subsecretaría de Pesca, el primer estudio AMERB Ventanas (Punta Lunes); en el mes de febrero del presente año, fueron entregados los estudios de Maitencillo V, Embarcadero, NW- Península Los Molles y El Papagallo; en el mes de abril se incorporaron los estudios de Horcón y Farellones de Quintero y finalmente en el mes de julio el informe de Cachagua Sector A, con lo cual se completó el número de documentos comprometidos (**Anexos 5 y 6A**).

Cabe señalar que los estudios de las AMERB Cachagua Sector A y Horcón no corresponden en rigor a Informes de Seguimiento en el marco de administrativo regulatorio del régimen AMERB, pues las organizaciones de pescadores titulares de estas áreas, hicieron los estudios correspondientes con sus respectivos consultores. Por su parte, el caso del AMERB de Farellones de Quintero, tampoco corresponde a un Informe de Seguimiento dado que esta área no se encuentra con convenio de uso vigente con alguna organización de pescadores. En estos tres casos, el informe correspondiente se denominó “Informe de estado de las especies principales “.

5.2 Análisis de los indicadores de estado de los principales recursos de las AMERB

En general, no se encuentra evidencia que las poblaciones locales de las especies principales de las AMERB hayan sido afectadas de manera directa por algún evento de perturbación ambiental específico como el derrame de petróleo u otro evento producido el año 2014. En la mayor parte de las AMERB, los indicadores poblacionales de densidad y abundancia en número de individuos o biomasa estimados post-evento se encuentran dentro del rango de valores históricos con alzas o bajas que, en general, siguen la tendencia de los últimos años previo al evento del derrame y podrían ser explicadas



por el grado de refugio y alimentación que encuentran los recursos en las comunidades bentónicas al interior de cada AMERB y por la menor presión de explotación a la que se vieron sometidas debido a la ocurrencia del derrame.

En los siguientes párrafos se resume el desempeño de histórico del indicador de abundancia de los principales recursos de cada una de las AMERB involucradas en el estudio.

- **AMERB Ventanas (Punta Lunes)**

Al comparar evaluaciones realizadas pre y post evento de perturbación, se puede señalar que los recursos loco, lapa y erizo aumentaron sus estimaciones de abundancia pasando de 64.217 a 229.000 individuos, de 195.000 a 321.000 individuos y de 36.000 a 505.000 individuos, respectivamente. En tanto para el recurso huiro palo, éstas disminuyeron de 1.522.804 a 259.161 individuos (**Figura 2**).

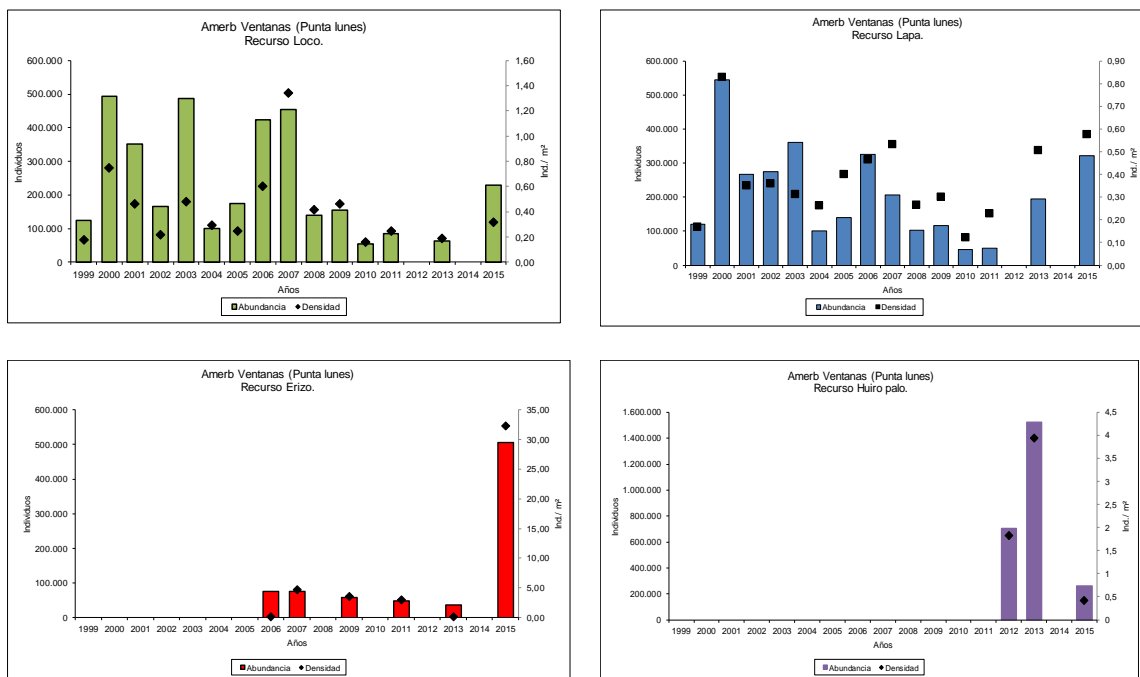


Figura 2. Densidad y abundancia de los principales recursos bentónicos estimadas en el AMERB Ventanas (Punta Lunes). Periodo 1999-2015.

Particularmente en esta área la abundancia disponible del recurso huiro palo podría estar asociada a una menor densidad observada producto de la extracción de este recurso y una disminución, por criterios de manejo, de parte de la superficie rocosa considerada apta en estudio anterior, u otro factor desconocido que pudiera o no estar relacionado con el evento del derrame.



- **AMERB Maitencillo**

Para esta AMERB, la evaluación realizada en 2015 muestra una fuerte disminución en la abundancia de los recursos loco y lapa con valores que pasaron de 728.000 a 174.000 individuos y de 1.304.035 a 207.729 individuos, respectivamente, situación opuesta a lo registrado para los recursos erizo y huiro palo que aumentaron su abundancia, respecto a su última evaluación pasando de 37. 572 a 478.603 en el caso del recurso erizo y de 131.082 a 692.133 individuos para el huiro palo (**Figura 3**).

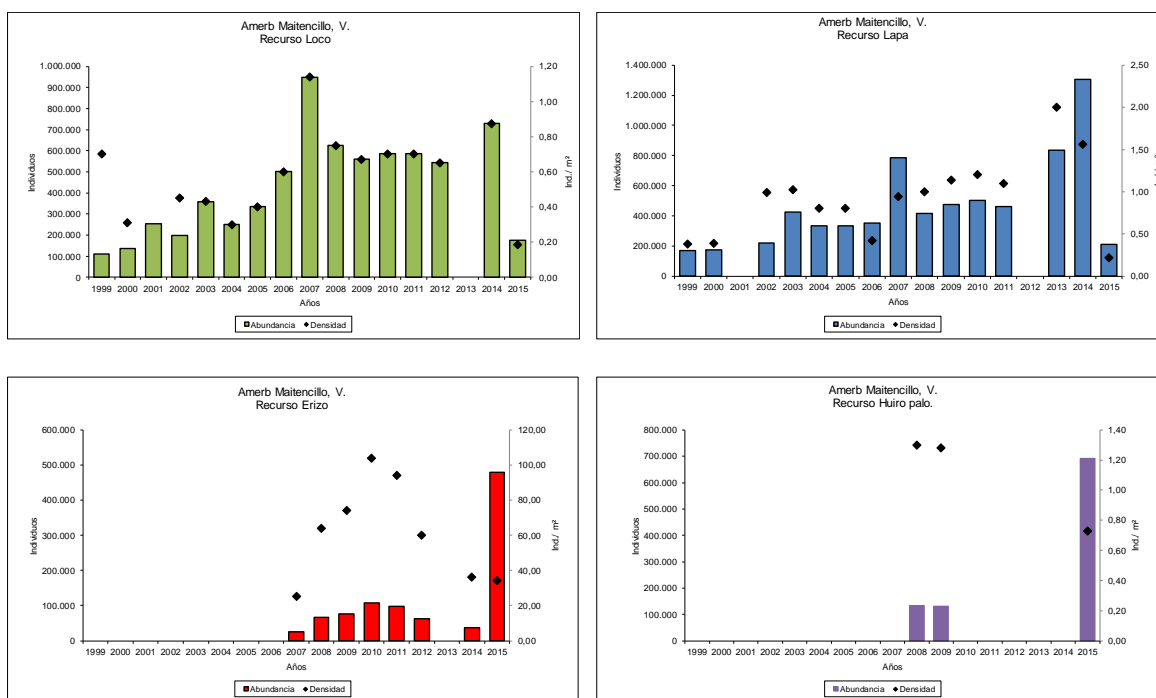


Figura 3. Densidad y abundancia de los principales recursos bentónicos estimados en el AMERB Maitencillo. Periodo 1999-2015.

- **AMERB Embarcadero**

En comparación con la evaluación realizada el 2014, los recursos loco y lapa disminuyeron su abundancia pasando de 34.768 a 2.076 individuos y de 57. 876 a 7.080 individuos, respectivamente. Mientras que el recurso huiro palo aumentó de 3. 953 a 9.197 individuos. Las bajas densidades y abundancias de estos recursos se encontrarían principalmente asociadas a la escasa presencia de refugio y alimentación que otorga esta AMERB a sus especies principales condición que, según antecedentes disponibles, el área presentaría hace al menos una década (**Figura 4**).

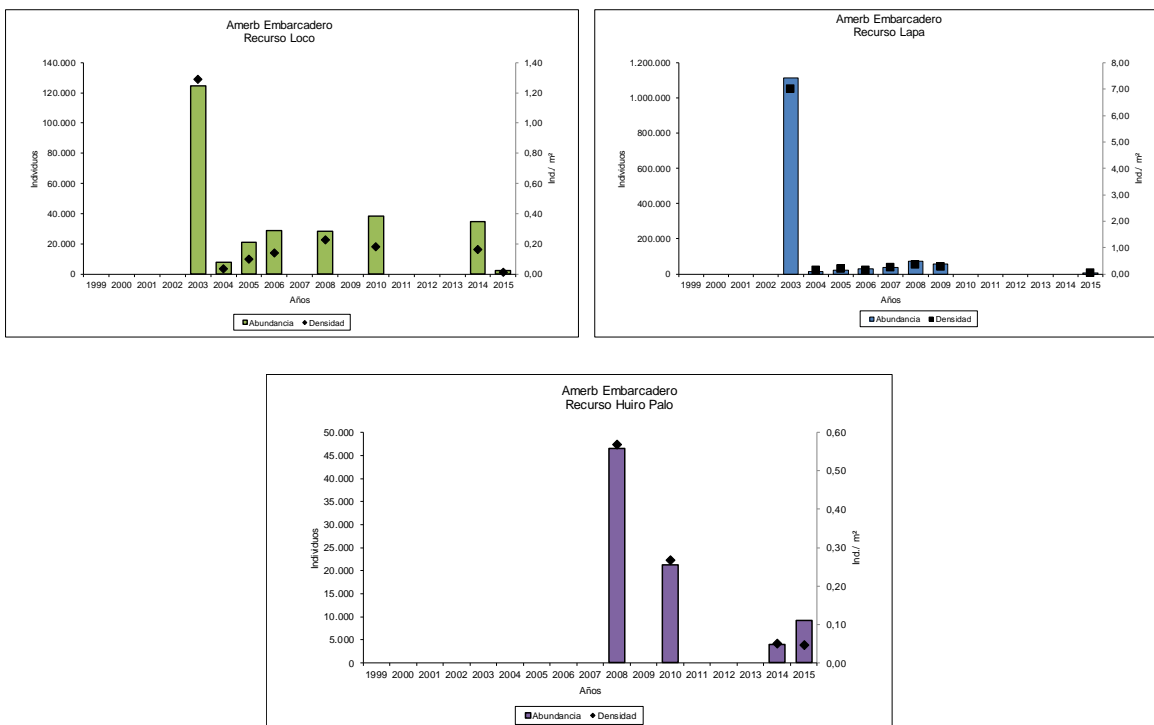


Figura 4. Densidad y abundancia de los principales recursos bentónicos estimados en el AMERB Embarcadero. Periodo 2003-2015.

- **AMERB Horcón**

Para el AMERB de Horcón, la evaluación del año 2015 mostró un incremento en los indicadores de densidad y abundancia en los recursos loco y erizo, con valores que fluctuaron desde 199.950 a 359.021 individuos para el recurso loco y de 55.800 a 349.655 para el erizo. Por su parte, para el recurso lapa se registró una disminución que fue de 59.913 a 37.458 individuos (**Figura 5**).

En el caso del recurso erizo se puede notar un aumento importante del valor de densidad que fluctuó de 0,8 a 10,82 ind./m², lo que está dado por un cambio o ajuste metodológico realizado con el propósito de obtener valores de abundancia representativos.

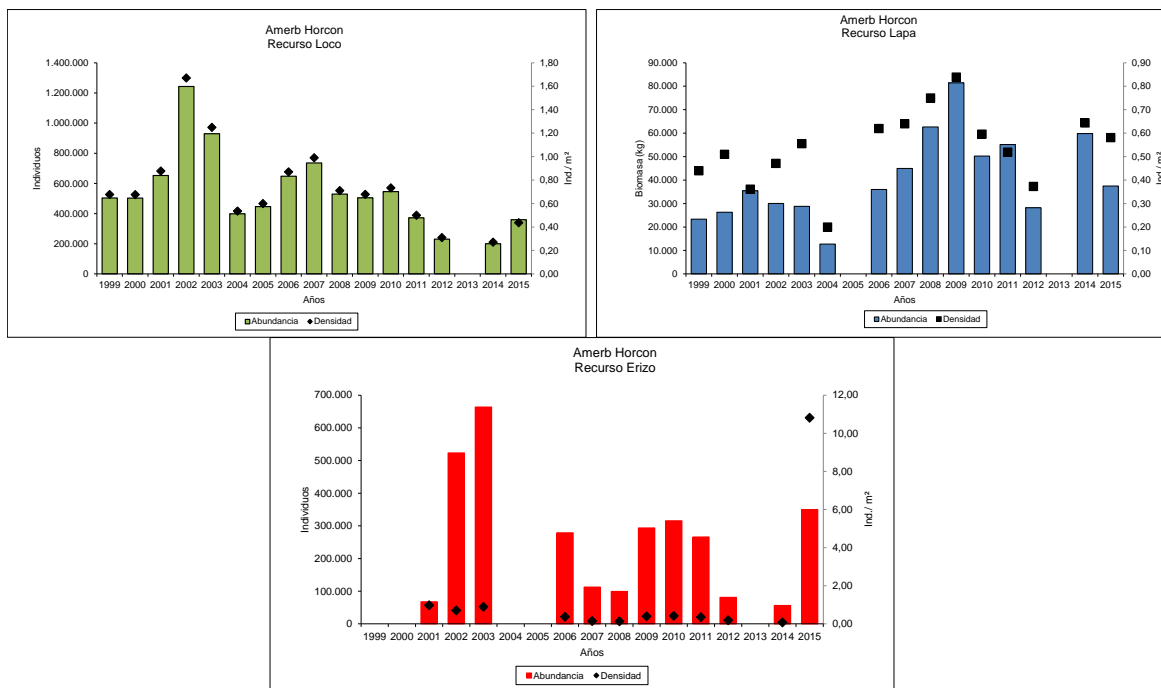


Figura 5. Densidad y abundancia de los principales recursos bentónicos estimados en el AMERB Horcón. Periodo 1999-2015.

• AMERB Norweste Península Los Molles

Las especies principales de esta área, mostraron en la evaluación 2015 un aumento poblacional que fue desde 16.935 a 48.525 individuos para el caso del recurso loco y desde 17.931 a 46.162 individuos para el recurso lapa (Figura 6).

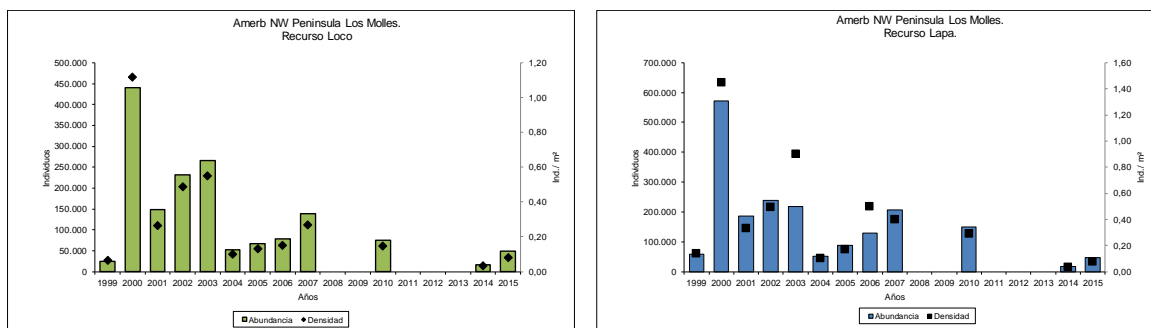


Figura 6. Densidad y abundancia de los principales recursos bentónicos estimadas en el AMERB NW-Península Los Molles. Periodo 1999-2015.



- **AMERB El Papagallo.**

Esta AMERB ha tenido dos periodos de operaci3n; El primer periodo comprendido entre 2001 y 2003 y un nuevo periodo desde 2014 donde se realiz3 un nuevo estudio de situaci3n base del 3rea. En comparaci3n con la evaluaci3n realizada el 2014, la abundancia estimada el a3o 2015 para los recursos loco y erizo muestra un aumento, con valores que van desde 85.261 a los 160.791 individuos para el recurso loco y desde los 18.978 a 55. 615 individuos para el erizo. No obstante, para el recurso lapa, este indicador muestra una disminuci3n con valores de 200.0156 a 113.837 individuos (**Figura 7**).

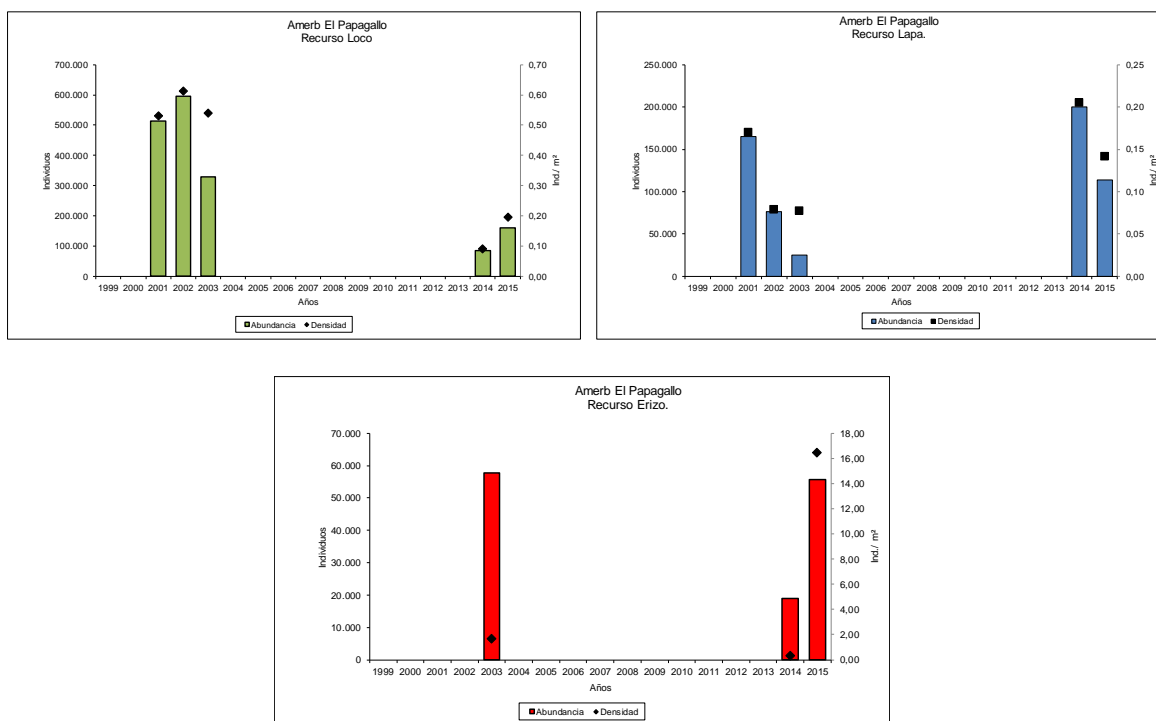


Figura 7. Estimaciones de densidad y abundancia de los principales recursos bent3nicos presentados en los estudios del AMERB El Papagallo. Periodo 2001-2015.

En el caso del recurso erizo se puede notar un aumento importante del valor de densidad que fluctu3 de 0,33 a 16,44 ind./m², lo que est3 dado por un cambio o ajuste metodol3gico realizado con el prop3sito de obtener valores de abundancia representativos.



- **AMERB Farellones de Quintero**

Luego de una primera etapa de operación entre los años 1999 y 2005 en donde se realizaron los estudios correspondientes, la abundancia del recurso loco fluctuó entre 328.292 individuos estimados el 2001 y 1.087.500 individuos en el año 2005. Por su parte el recurso lapa fluctuó entre 221.386 individuos en el año 2003 y 1.017.858 individuos el año 2004. Sin embargo, en años posteriores esta AMERB fue abandonada por la organización de pescadores titular pasando a ser un sector disponible, desde el año 2010, para la implementación de un Plan de Manejo bajo este mismo régimen de administración, situación que a la fecha no se ha concretado.

Durante la evaluación realizada el año 2015 la abundancia del recurso loco se estimó en 31.060 individuos con una densidad asociada de 0.10 ind./ m² y para el recurso lapa esta alcanzó los 4.010 individuos con una densidad de 0.0035 ind./ m², los cuales constituyen mínimos históricos para este sector (**Figura 8**).

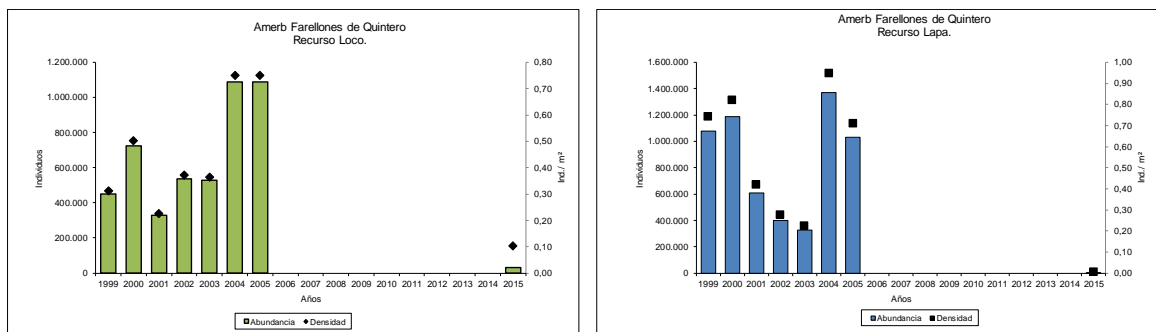


Figura 8. Densidad y abundancia de los principales recursos bentónicos estimados para el AMERB Farellones de Quintero. Periodo 2001-2015.

- **AMERB Cachagua Sector A**

Para el AMERB Chachagua Sector A, los valores de abundancia estimados para el recurso loco aumentaron desde 48.370 a 93.091 individuos, mientras que para el recurso lapa este tuvo una disminución desde 27.487 a 10.610 individuos (**Figura 9**).

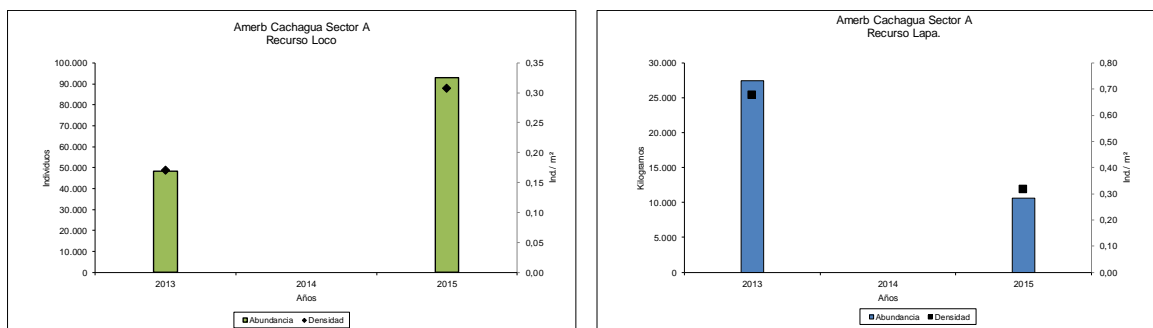


Figura 9. Densidad y abundancia de los principales recursos bentónicos estimados para el AMERB Cachagua Sector A, Periodo 2013-2015.

Cabe señalar, que los estudios AMERB suponen que cada muestreo es representativo de la zona de estudio y se realiza con metodologías comparables, por tanto, sus indicadores de desempeño en una serie histórica también lo son. Si bien, este supuesto no siempre se cumple, se debe considerar que estos valores representan el mejor dato disponible y nos entregan tendencias que debieran ser atendidas en el manejo de estos recursos.

5.3. Análisis comparativo de las campañas de evaluación de comunidades bentónicas

En este punto se presenta un análisis comparativo de las principales comunidades bentónicas registradas en las AMERB en estudio, que incluye la información obtenida de muestreos que fueron realizados por IFOP, antes de la ocurrencia del derrame. La **Tabla 2**, muestra las fechas en las que se realizaron los muestreos en las comunidades bentónicas de las AMERB en estudio.

Tabla 2.
Fechas de los muestreos realizados a las comunidades de las AMERB en estudio.

| AMERB | Tipo de comunidad | Muestreos previos al derrame | Muestreos campaña 1 | Muestreos campaña 2 |
|-------------------------|-----------------------------------|------------------------------|---------------------|---------------------|
| VENTANAS (PUNTA LUNES) | Tipo 1 (Huiro Palo-Costra Rosada) | 19-07-2014 | 24-04-2015 | 12-04-2016 |
| MAITENCILLO V | Tipo 1 (Huiro Palo-Costra Rosada) | - | 27-05-2015 | 13-04-2016 |
| EMBARCADERO | Tipo 4 (Fondos Blanqueados) | - | 19-06-2015 | 20-04-2016 |
| HORCON | Tipo 20 (Algas de pequeña talla) | - | 25-06-2015 | 12-04-2016 |
| NW PENINSULA LOS MOLLES | Tipo 1 (Huiro Palo-Costra Rosada) | 28-08-2014 | 30-09-2015 | 21-04-2016 |
| EI PAPAGALLO | Tipo 1 (Huiro Palo-Costra Rosada) | - | 03-10-2015 | 13-04-2016 |
| FARELLONES DE QUINTERO | Tipo 1 (Huiro Palo-Costra Rosada) | - | 09-03-2016 | 06-04-2016 |
| CACHAGUA SECTOR A | Tipo 1 (Huiro Palo-Costra Rosada) | - | 23-10-2015 | 21-04-2016 |



a) **AMERB Ventanas (Punta Lunes)**

- **Representatividad de los muestreos e identificación de los taxa registrados.**

Los muestreos realizados durante los años 2014, 2015 y 2016, en la principal comunidad bentónica de esta AMERB (tipo 1), presentan una curva de saturación de riqueza que alcanza una relativa estabilización a los 27, 30 y 35 taxa respectivamente, lo que indicaría una adecuada representatividad del muestreo en función del número de cuadrantes evaluados (**Figura 1; Anexo 6B**).

El registro de taxa durante estos tres años de monitoreo alcanza un total de 52 los que, según el hábito o conducta alimentaria, se pueden categorizar en 12 autótrofos; 13 cazadores o carroñeros; 13 filtradores o suspensívoros, 13 organismos ramoneadores o pastoreadores y 1 Indeterminado (**Tabla 1; Anexo 6B**).

- **Estimación de valores de densidad y coberturas de los taxa de interés.**

Durante julio del 2014, antes del derrame, todos los taxa de invertebrados móviles de esta comunidad presentaron medianas de valor 0 ind. / 0,25 m², destacando los taxa *T. atra* y *Mitrella spp* con valores de Q3 (75% de los datos) de 8,53 y 7,5 ind./ 0,25 m², respectivamente, mientras que la cobertura del taxon predominante *Corallinales spp.* alcanzó el 55% de los puntos de intersección (p.i.), seguido de Otras taxa y/o grupos con un 22% (**Figuras 2a y 3a; Anexo 6B**).

Durante la campaña del 2015, todos los taxa registraron una mediana de 0 ind. /0,25 m², destacando los valores de Q3 de los taxa *Mitrella spp.* y, *P. edwardsii* que alcanzaron ambos 2 ind. /0,25 m². Por su parte, la cobertura del grupo predominante, las algas *Corallinales spp.* (Crustosas calcáreas), alcanzó el 50% de los puntos de intersección (pi) totales, seguido del grupo otros taxa con un 30% (**Figuras 2b y 3b; Anexo 6B**).

Recientemente en abril del 2016, la mediana para todos los taxa fue de 0 ind. / 0,25 m² y el único valor de Q3 destacable fue del taxón *S. plana*, el que alcanzó los 0,25 ind. / 0,25 m². La mayor cobertura correspondió a *Corallinales spp.* con un 77%, seguido de otros taxa con un 12% (**Figuras 2c y 3c; Anexo 6B**).

- **Estimación de indicadores e índice ecológicos**

La riqueza total (S') alcanzó los 27, 30 y 35 taxa, respectivamente, mientras que la riqueza asociada a la estimación a los índices de diversidad (D') alcanzó los 13, 14 y 20 taxa. Para el año 2014 el taxa dominante correspondió a *Mitrella spp.* con un 30% de dominancia específica, el que fue reemplazado los años 2015 y 2016 por *P. edwardsii* y *Tegula tridentata* con un 17% y 20%, respectivamente. Por su parte, los valores de diversidad de Shannon-Wiener fueron, para estos mismos años, de 0,87decit, 0,99 decit y 1,10 decit. (**Tabla 2; Anexo 6B**).



Al comparar numéricamente este índice entre los años respectivos, se constata que esta alza en el registro de diversidad, fue estadísticamente significativa ($t = -4,7$ y $-2,84$; $p < 0,05$)

- **Grado de perturbaci3n comunitaria.**

No obstante, lo anterior, las curvas de k-dominancia, evidencian progresivamente un mayor valor del Índice C de 0.36, 0.41 y de 0.57 unidades para los años 2014, 2015 y 2016, respectivamente, lo que podría indicar una tendencia hacia el rango alto de perturbaci3n (**Figura 4; Anexo 6B**).

b) AMERB Maitencillo V

- **Representatividad de los muestreos e identificaci3n de los taxa registrados.**

Los muestreos realizados durante los años 2015 y 2016, en la principal comunidad bentónica de esta AMERB (tipo 1), presentan una curva de saturaci3n de riqueza que alcanza una relativa estabilizaci3n a los 25 y 38 taxa respectivamente, lo que indicaría una adecuada representatividad del muestreo en funci3n del número de cuadrantes evaluados (**Figura 5; Anexo 6B**).

El registro de taxa durante estos años de monitoreo alcanza un total de 47 los que, según el hábito o conducta alimentaria, se pueden categorizar en 12 autótrofos; 12 cazadores o carroñeros; 9 filtradores o suspensívoros y 13 organismos ramoneadores o pastoreadores (**Tabla 3; Anexo 6B**).

- **Estimaci3n de valores de densidad y coberturas de los taxa de interés.**

Durante la campaa del 2015, todos los taxa registraron una mediana de 0 ind. / 0,25 m², destacando el valor de Q3 del taxon *T. euryomphala* que alcanz3 los 4 ind. / 0,25 m². Por su parte, la cobertura del grupo predominante, las algas *Corallinales spp.*, alcanz3 el 45% de los puntos de intersecci3n (pi) totales, seguido del grupo otros taxa con un 34% (**Figuras 6a y 7a; Anexo 6B**).

Por su parte en la campaa del 2016, la mediana para todos los taxa fue de 0 ind. / 0,25 m², destacando los valores Q3 de los taxa *T. tridentata* y *Fissurella spp.*, con valores que alcanzaron 4,25 ind. / 0,25 m² y 1 ind. / 0,25 m². La mayor cobertura correspondió a *Corallinales spp.* con un 34%, seguido de otros taxa con un 24% (**Figuras 6b y 7b; Anexo 6B**).

- **Estimaci3n de indicadores e índice ecol3gicos**

La riqueza total (S') alcanz3 los 25 y 35 taxa, respectivamente, mientras que la riqueza asociada a la estimaci3n a los índices de diversidad (D') lleg3 a los 13 y 23 taxa. Para el año 2015, el taxa dominante correspondió a *T. euryomphala* con un 40% de dominancia específica, el que fue reemplazado el año



2016 por *T. tridentata* con un 33. Por su parte, los valores de diversidad de Shannon-Wiener fueron, para estos mismos años, de 0.84 decit y 1.03 decit (**Tabla 4; Anexo 6B**).

Al comparar numéricamente este índice entre los años respectivos, se constata que esta alza en el registro de diversidad, fue estadísticamente significativa ($t = -4,16$; $p < 0,05$).

- **Grado de perturbación comunitaria.**

Al comparar las curvas de k-dominancia de los años 2015 y 2016, se evidencia un aumento en el índice C desde un 0.45 a un 0.56, aún en el rango intermedio de perturbación (**Figura 8; Anexo 6B**).

c) AMERB Horcón

- **Representatividad de los muestreos e identificación de los taxa registrados.**

Los muestreos realizados durante los años 2015 y 2016, en la principal comunidad bentónica de esta AMERB (tipo 20), presentan una curva de saturación de riqueza que alcanza una relativa estabilización a los 25 y 29 taxa respectivamente, lo que indicaría una adecuada representatividad del muestreo en función del número de cuadrantes evaluados (**Figura 9; Anexo 6B**).

El registro de taxa durante estos años de monitoreo alcanza un total de 35 los que, según el hábito o conducta alimentaria, se pueden categorizar en 10 autótrofos; 11 cazadores o carroñeros; 8 filtradores o suspensívoros y 8 organismos ramoneadores o pastoreadores (**Tabla 5; Anexo 6B**).

- **Estimación de valores de densidad y coberturas de los taxa de interés.**

Durante la campaña del 2015, todos los taxa registraron una mediana de 0 ind. / 0,25 m², destacando el valor Q3 de los taxa *T. euryomphala* y *Mitrella spp* con valores de 3 ind. / 0,25 m², y 0,5 ind. / 0,25 m², respectivamente. Por su parte, la cobertura del grupo predominante, las algas *Corallinales spp.*, alcanzó el 49% de los puntos de intersección (pi) totales, seguido del grupo otros taxa con un 28% (**Figuras 10a y 11a; Anexo 6B**).

En la campaña del 2016, la mediana para todos los taxa fue de 0 ind. / 0,25 m², destacando los valores Q3 de los taxa *T. tridentata*, *Mitrella spp* y *T. euryomphala*, con valores que alcanzaron 3,5 ind. / 0,25 m², 3 ind. / 0,25 m² y 0.5 ind. / 0,25 m², respectivamente. La mayor cobertura correspondió a del grupo otros taxa con un 58%, *Corallinales spp.* con un 18% (**Figuras 10b y 11b; Anexo 6B**).

- **Estimación de indicadores e índice ecológicos**

La riqueza total (S') alcanzó los 25 y 29 taxa, respectivamente, mientras que la riqueza asociada a la estimación a los índices de diversidad (D') llegó a los 12 y 16 taxa. Para el año 2015, el taxa dominante



correspondió a *T. euryomphala* con un 36% de dominancia específica, el que fue reemplazado el año 2016 por *T. tridentata* con un 28%. Por su parte, los valores de diversidad de Shannon-Wiener fueron, para estos mismos años, de 0.82 decit y 0.89 decit (**Tabla 6; Anexo 6B**).

Al comparar numéricamente este índice entre los años respectivos, se constata que esta alza en el registro de diversidad, no fue estadísticamente significativa ($t = -1,55$; $p < 0,05$)

- **Grado de perturbación comunitaria.**

Al comparar las curvas de k-dominancia de los años 2015 y 2016, se evidencia una leve disminución en el índice C desde un 0.48 a un 0.47, encontrándose en un rango intermedio de perturbación. (**Figura 12; Anexo 6B**).

d) **AMERB Embarcadero**

- **Representatividad de los muestreos e identificación de los taxa registrados.**

Los muestreos realizados durante los años 2015 y 2016, en la principal comunidad bentónica de esta AMERB (tipo 4), presentan una curva de saturación de riqueza que alcanza una relativa estabilización a los 17 y 18 taxa respectivamente, lo que indicaría una adecuada representatividad del muestreo en función del número de cuadrantes evaluados (**Figura 13; Anexo 6B**).

El registro de taxa durante estos años de monitoreo alcanza un total de 29 los que, según el hábito o conducta alimentaria, se pueden categorizar en 7 autótrofos; 9 cazadores o carroñeros; 1 filtradores o suspensívoros, 11 organismos ramoneadores o pastoreadores y 1 Indeterminado (**Tabla 7; Anexo 6B**).

- **Estimación de valores de densidad y coberturas de los taxa de interés.**

Durante la campaña del 2015, la mayoría de los invertebrados registro una mediana de 0 ind. /0,25 m², a excepción de *T. niger* cuya mediana fue estimada en 2 ind. /0,25 m². Destacan además los valores de Q3 de *T. euryomphala* y del propio *T. niger* que alcanzaron los 3 y 2 ind./ 0,25 m², respectivamente. Por su parte, la cobertura del taxón predominante *Mesophyllum spp.*, estructurante del Fondo Blanqueado, alcanzó el 67% de los puntos de intersección (pi) totales, seguido del Sustrato duro desnudo con un 20% (**Figuras 14a y 15a; Anexo 6B**).

Durante la campaña del 2016, la mayoría de los invertebrados registraron una mediana de 0 ind. /0,25 m², a excepción de *T. tridentata* cuya mediana fue estimada en 45,5 ind. /0,25 m². Destacan además los valores de Q3 del propio *T. tridentata*, de *Tonicia spp.* y de *T. niger* que alcanzaron los 54 ind./ 0,25 m², 2 ind./ 0,25 m² y 1 ind./ 0,25 m², respectivamente. Por su parte, la cobertura del taxón predominante *Mesophyllum spp.*, alcanzó el 89% de los puntos de intersección (pi) totales, seguido del Sustrato duro desnudo con un 6% (**Figuras 14a y 15a; Anexo 6B**).



- **Estimaci3n de indicadores e 3ndice ecol3gicos**

La riqueza total (S') alcanz3 para los a3os 2015 y 2016 los 17 y 18 taxa, respectivamente, mientras que la riqueza asociada a la estimaci3n a los 3ndices de diversidad (D') lleg3 a los 12 y 13 taxa. Para el a3o 2015, el taxa dominante correspondi3 a *T. euryomphala* con un 34% de dominancia espec3fica, el que fue reemplazado el a3o 2016 por *T. tridentata* con un 93%. Por su parte, los valores de diversidad de Shannon-Wiener fueron, para estos mismos a3os, de 0.72 decit y 0.16 decit (**Tabla 8; Anexo 6B**).

Al comparar num3ricamente este 3ndice entre los a3os respectivos, se constata que la disminuci3n del registro de diversidad, fue estad3sticamente significativa (" $t = 19,75$ "; $p < 0,05$)

- **Grado de perturbaci3n comunitaria.**

Al comparar las curvas de k-dominancia de los a3os 2015 y 2016, se evidencia un aumento en el 3ndice C desde un 0.42 a un 0.56, encontr3ndose en un rango intermedio de perturbaci3n. (**Figura 16; Anexo 6B**).

e) **AMERB Norweste Pen3nsula Los Molles.**

- **Representatividad de los muestreos e identificaci3n de los taxa registrados.**

Los muestreos realizados durante los a3os 2014, 2015 y 2016, en la principal comunidad bent3nica de esta AMERB (tipo 1), presentan una curva de saturaci3n de riqueza que alcanza una relativa estabilizaci3n a los 27, 24 y 26 taxa respectivamente, lo que indicaría una adecuada representatividad del muestreo en funci3n del n3mero de cuadrantes evaluados (**Figura 17; Anexo 6B**).

El registro de taxa durante estos tres a3os de monitoreo alcanza un total de 39 los que, seg3n el h3bito o conducta alimentaria, se pueden categorizar en 18 aut3trofos; 9 cazadores o carro3eros; 11 filtradores o suspens3voros y 11 organismos ramoneadores o pastoreadores (**Tabla 9; Anexo 6B**).

- **Estimaci3n de valores de densidad y coberturas de los taxa de inter3s.**

Durante agosto del 2014, antes del derrame, la mayor3a de los taxa de invertebrados m3viles de esta comunidad presentaron medianas de valor 0 ind. / 0,25 m², a excepci3n de *T. atra* que registr3 un valor de 2 ind./ 0,25 m². Destacaron por su valor de Q3 el propio *T. atra* y *T. euryomphala* que alcanzaron valores de 5,25 y 3 ind./ 0,25 m², respectivamente. Por su parte, la cobertura del taxon predominante *Corallinales spp.* alcanz3 el 64% de los puntos de intersecci3n (p.i.), seguido de Sustrato duro desnudo y Otras taxa y/o grupos con un 14% (**Figuras 18a y 19a; Anexo 6B**).



Durante la campaña del 2015, todos los taxa registraron una mediana de 0 ind. / 0,25 m². Por su parte, la cobertura del grupo predominante, las algas *Corallinales spp.* alcanzó el 48% de los puntos de intersección (pi) totales, seguido del taxón *N. flosculus* con un 22% (**Figuras 18b y 19b; Anexo 6B**). Recientemente en abril del 2016, la mayoría de los taxa de invertebrados móviles de esta comunidad presentaron medianas de valor 0 ind. / 0,25 m², a excepción de *T. atra* que registró un valor de 2 ind. / 0,25 m². Destacaron por su valor de Q3 el propio *T. atra* y *T. euryomphala* que alcanzaron valores de 5,25 y 3 ind. / 0,25 m², respectivamente. Por su parte, la cobertura del taxon predominante *Corallinales spp.* alcanzó el 64% de los puntos de intersección (p.i.), seguido de Sustrato duro desnudo y Otras taxa y/o grupos con un 14% (**Figuras 18c y 19c; Anexo 6B**).

- **Estimación de indicadores e índice ecológicos**

La riqueza total (S') alcanzó los 27, 24 y 26 taxa, respectivamente, mientras que la riqueza asociada a la estimación a los índices de diversidad (D') alcanzó los 14, 13 y 13 taxa. Para el año 2014 el taxa dominante correspondió a *T. atra* con un 48% de dominancia específica, el que fue reemplazado el año siguiente por *Mitrella spp.* con un 23 % y por *T. atra* con un 50% el año 2016. Por su parte, los valores de diversidad de Shannon-Wiener fueron, para estos mismos años, de 0.66 decit, 0, 91 decit y 0,61 decit. (**Tabla 2; Anexo 6B**).

Al comparar, numéricamente, este índice entre los años respectivos se constata que los cambios en el registro de diversidad, fueron estadísticamente significativos ("t = -5,66 y 6,84"; p < 0,05).

- **Grado de perturbación comunitaria.**

Por su parte, las curvas de k-dominancia, presentan valores del Índice C de 0.55, 0.47 y de 0.52 para los años 2014, 2015 y 2016, respectivamente, todos valores dentro del rango de perturbación media (**Figura 20; Anexo 6B**).

f) **AMERB El Papagallo.**

- **Representatividad de los muestreos e identificación de los taxa registrados.**

Los muestreos realizados durante los años 2015 y 2016, en la principal comunidad bentónica de esta AMERB (tipo 1), presentan una curva de saturación de riqueza que alcanza una relativa estabilización a los 25 y 29 taxa respectivamente, lo que indicaría una adecuada representatividad del muestreo en función del número de cuadrantes evaluados (**Figura 21; Anexo 6B**).

El registro de taxa durante estos años de monitoreo alcanza un total de 33 los que, según el hábito o conducta alimentaria, se pueden categorizar en 8 autótrofos; 10 cazadores o carroñeros; 7 filtradores o suspensívoros y 8 organismos ramoneadores o pastoreadores (**Tabla 11; Anexo 6B**).



- **Estimación de valores de densidad y coberturas de los taxa de interés.**

Durante la campaña del 2015, todos los taxa registraron una mediana de 0 ind. / 0,25 m², destacando el valor Q3 de los taxa *T. euryomphala* y *Mitrella spp* con valores de 3 ind. / 0,25 m², y de 0,5 ind. / 0,25 m², respectivamente. Por su parte, la cobertura del grupo predominante, las algas *Corallinales spp.*, alcanzó el 49% de los puntos de intersección (pi) totales, seguido del taxon *N. flosculus* con un 19% (**Figuras 22a y 23a; Anexo 6B**).

En la campaña del 2016, la mayoría de los taxa de invertebrados móviles de esta comunidad presentaron medianas de valor 0 ind. / 0,25 m², a excepción de *T. atra* que registró un valor de 3,5 ind. / 0,25 m². Dentro de los valores de Q3 destacan los taxa *T. atra*, *Mitrella spp* y *P. edwardsii* con valores de 9 ind. / 0,25 m², 1 ind. / 0,25 m² y 0,25 ind. / 0,25 m², respectivamente. La mayor cobertura correspondió a *Corallina officinalis* con un 50 % y a *Corallinales spp.* con un 21% (**Figuras 22b y 23b; Anexo 6B**).

- **Estimación de indicadores e índice ecológicos**

La riqueza total (S') alcanzó para los años 2015 y 2016 los 20 y 29 taxa, respectivamente, mientras que la riqueza asociada a la estimación a los índices de diversidad (D') llegó a los 9 y 17 taxa. Para el año 2015, el taxa dominante correspondió a *Mitrella spp.* con un 59% de dominancia específica, el que fue reemplazado el año 2016 por *T. atra* con un 43%. Por su parte, los valores de diversidad de Shannon-Wiener fueron, para estos mismos años, de 0.63 decit y 0.79 decit (**Tabla 12; Anexo 6B**). Al comparar numéricamente este índice entre los años respectivos, se constata que esta alza en el registro de diversidad, fue estadísticamente significativa ($t = -2,48$; $p < 0,05$).

- **Grado de perturbación comunitaria.**

Al comparar las curvas de k-dominancia de los años 2015 y 2016, se evidencia una disminución en el índice C desde un 0.58 a un 0.51, encontrándose en un rango intermedio de perturbación. (**Figura 24; Anexo 6B**).

g) **AMERB Farellones de Quintero**

- **Representatividad de los muestreos e identificación de los taxa registrados.**

Los muestreos realizados durante los meses de marzo y abril del 2016, en la principal comunidad bentónica de esta AMERB (tipo 1), presentan una curva de saturación de riqueza que alcanza una relativa estabilización a los 24 y 25 taxa respectivamente, lo que indicaría una adecuada representatividad del muestreo en función del número de cuadrantes evaluados (**Figura 25; Anexo 6B**).



El registro de taxa durante estos a3os de monitoreo alcanza un total de 29 los que, seg3n el h3bito o conducta alimentaria, se pueden categorizar en 8 aut3trofos; 8 cazadores o carro3eros; 8 filtradores o suspens3voros y 5 organismos ramoneadores o pastoreadores (**Tabla 13; Anexo 6B**).

- **Estimaci3n de valores de densidad y coberturas de los taxa de inter3s.**

Durante marzo del 2016, la mayor3a de los taxa registraron una mediana de 0 ind. / 0,25 m², a excepci3n de *Mitrella spp* que alcanz3 un valor de 1 ind. / 0,25 m². Destacan tambi3n los valores Q3 de los taxa *Mitrella spp*, *T. euryomphala* y *P. edwardsii* con 4 ind. / 0,25 m², 2 ind. / 0,25 m² y de 1 ind. / 0,25 m², respectivamente. Por su parte, la cobertura del grupo predominante, las algas *Corallinales spp.*, alcanzaron el 53% de los puntos de intersecci3n (pi) totales, seguido del grupo otros taxa con un 30% (**Figuras 26a y 27a; Anexo 6B**).

Durante abril del 2016, todos los invertebrados m3viles de esta comunidad presentaron medianas de valor 0 ind. / 0,25 m². Dentro de los valores de Q3 destacan los taxa *T. tridentata*, *Mitrella spp* y *T. euryomphala* con valores de 5 ind. / 0,25 m², 4,25 ind. / 0,25 m² y 2 ind. / 0,25 m², respectivamente. La mayor cobertura correspondi3 a *Corallinales spp.*, alcanzando un 50% de los puntos de intersecci3n (pi) totales, seguido del grupo otros taxa con un 36% (**Figuras 26b y 27b; Anexo 6B**).

- **Estimaci3n de indicadores e 3ndice ecol3gicos**

En cada muestreo la Riqueza total (S') alcanz3 los 24 y 25 taxa, mientras que la riqueza asociada a la estimaci3n a los 3ndices de diversidad (D') lleg3 a los 13 taxa. Para ambos, muestreos el taxa dominante correspondi3 a *Mitrella spp.* con un 39% y 32 % de dominancia espec3fica, respectivamente. Por su parte, los valores de diversidad de Shannon-Wiener fueron, de 0.85 decit y 0.83 decit (**Tabla 14; Anexo 6B**).

Al comparar num3ricamente este 3ndice se constata que esta alza en el registro de diversidad, no fue estad3sticamente significativa ("t =0,55"; p<0,05).

- **Grado de perturbaci3n comunitaria.**

Las curvas de k-dominancia evidencian una disminuci3n en el 3ndice C desde un 0.48 a un 0.40, encontr3ndose en un rango intermedio de perturbaci3n. (**Figura 28; Anexo 6B**).

h) AMERB Cachagua Sector A

- **Representatividad de los muestreos e identificaci3n de los taxa registrados.**

Los muestreos realizados durante los a3os 2015 y 2016, en la principal comunidad bent3nica de esta AMERB (tipo 1), presentan una curva de saturaci3n de riqueza que alcanza una relativa estabilizaci3n



a los 21 y 34 taxa respectivamente, lo que indicaría una adecuada representatividad del muestreo en función del número de cuadrantes evaluados (**Figura 29; Anexo 6B**).

El registro de taxa durante estos años de monitoreo alcanza un total de 41 los que, según el hábito o conducta alimentaria, se pueden categorizar en 9 autótrofos; 11 cazadores o carroñeros; 10 filtradores o suspensívoros, 11 organismos ramoneadores o pastoreadores y 1 Indeterminado (**Tabla 15; Anexo 6B**).

- **Estimación de valores de densidad y coberturas de los taxa de interés.**

Durante la campaña del 2015, todos los taxa registraron una mediana de 0 ind. / 0,25 m². Por su parte, la cobertura del grupo predominante, las algas *Corallinales spp.*, alcanzó el 59% de los puntos de intersección (pi) totales, seguido del grupo Otras taxa con un 25% (**Figuras 30a y 31a; Anexo 6B**).

En la campaña del 2016, la mayoría de los taxa de invertebrados móviles de esta comunidad presentaron medianas de valor 0 ind. / 0,25 m², a excepción de *T. tridentata* que registró un valor de 3,5 ind. / 0,25 m². Dentro de los valores de Q3 destacan los taxa *T. tridentata*, *P. edwardsii* y *S. plana* con valores de 5,25 ind. / 0,25 m², 1,25 ind. / 0,25 m² y 1 ind. / 0,25 m², respectivamente. La mayor cobertura correspondió a *Corallinales spp.* con un 51% y a *Rhodophyta spp.* con un 23% (**Figuras 30b y 31b; Anexo 6B**).

- **Estimación de indicadores e índice ecológicos**

La riqueza total (S') alcanzó para los años 2015 y 2016 los 21 y 34 taxa, respectivamente, mientras que la riqueza asociada a la estimación a los índices de diversidad (D') llegó a los 11 y 18 taxa. Para el año 2015, el taxa dominante correspondió a *T. euryomphala* con un 31% de dominancia específica, el que fue reemplazado el año 2016 por *T. tridentata* con un 57%. Por su parte, los valores de diversidad de Shannon-Wiener fueron, para estos mismos años, de 0.86 decit y 0.73 decit (**Tabla 16; Anexo 6B**).

Al comparar numéricamente este índice entre los años respectivos, se constata que esta disminución del registro de diversidad, fue estadísticamente significativa ("t = 2,87"; p < 0,05).

- **Grado de perturbación comunitaria.**

Al comparar las curvas de k-dominancia de los años 2015 y 2016, se evidencia un alza en el índice C desde un 0.43 a un 0.58, encontrándose en un rango intermedio de perturbación. (**Figura 32; Anexo 6B**).



5.4. Generación de capas de información (SIG)

Finalmente, derivado de cada estudio AMERB se ha generado data e información georreferenciada de carácter tecnológica y biofísica relacionada con las especies principales de estas áreas, como por ejemplo; la distribución espacial de las unidades de muestreo y su profundidad, la distribución de densidad de los recursos, los tipos de fondo y comunidades bentónicas asociadas, entre otras capas de interés. Toda esta información ha sido transferida a línea de Investigación N° 1 para su integración general.



6. CONCLUSIONES Y SUGERENCIAS

- 1.- En las AMERB incluidas en el estudio, los indicadores poblacionales de densidad y abundancia en n3mero de individuos o biomasa estimados post-evento se encuentran dentro del rango de valores hist3ricos con alzas o bajas que, en la mayor3a de los casos, siguen la tendencia general de los 3ltimos a3os previo al evento del derrame y podr3an ser explicadas por factores como la oferta de refugio y alimentaci3n que encuentran los recursos en las comunidades bent3nicas.
- 2.- Los 3ndices e indicadores ecol3gicos estimados al interior de la principal comunidad bent3nica de cada AMERB, presentan valores dentro de los rangos esperados para los tipos de comunidad caracterizadas.
- 3.- No se encuentra indicios, ni evidencia que las poblaciones locales de las especies principales de las AMERB hayan sido afectadas de manera directa por alg3n evento de perturbaci3n ambiental espec3fico como el derrame de petr3leo u otro evento producido el a3o 2014.
- 4.- Dado el gran n3mero de actividades industriales realizadas en la zona de estudio, se sugiere implementar un programa de monitoreo permanente, tanto al interior de las AMERB como fuera de ellas, que sea metodol3gicamente estandarizado, y que incluya a lo menos variables biol3gicas, ecol3gicas, pesqueras, ambientales, sociales y econ3micas.



7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Brower, J. & J. Zar. 1998. Field and laboratory methods for general ecology. WCB/McGraw-hill Companies. 273 pp.
- Burnham, K., Anderson, A. & J. Laak., 1980. Estimation of density from line transect sampling of biological populations. Wild Life Monographs. 72: 10-202.
- González J., W. Stotz, J. Garrido, J. M (Lobo) Orenzáns, A. Parma, C. Tapia & A. Zuleta., 2006. The Chilean turf system: How is it performing in the case of the loco fisheries. Bulletin of Marine Science, 78 (3) – 499- 527.
- IFOP, 2007. Investigación Situación Pesquerías Bajo Régimen de Áreas de Manejo 2006. Informe Final. Proyecto BIP – Subpesca.
- IFOP, 2009. Investigación Situación Pesquerías Bajo Régimen de Áreas de Manejo 2007-2008 Etapa I. Informe Final. Proyecto BIP – Subpesca.
- IFOP, 2010a. Investigación Situación Pesquerías Bajo Régimen de Áreas de Manejo 2008-2009 Informe Final. Proyecto BIP – Subpesca.
- IFOP, 2010b. Investigación Situación Pesquerías Bajo Régimen de Áreas de Manejo 2009-2010 Etapa I. Informe Final. Proyecto BIP – Subpesca
- McAleece, N., 1997. Biodiversity Professional. Version 2. The National History Museum & Scottish association for Marine Science.
- Meteoarmada.directemar.cl., 2016. Servicio Meteorológico de la Armada de Chile. [online] Available at: http://meteoarmada.directemar.cl/prontus_meteo/site/edic/base/port/inicio.html# (Accessed 14 Apr. 2016).
- Pomeroy, R. S. Parks, J.E. Y Watson, L.M. 2007. Cómo evaluar una AMP. Manual de indicadores Naturales y Sociales para evaluar la Efectividad de la Gestión de áreas marinas Protegidas. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido. xvi + 216 pp
- Stotz, W., L. Caillaux, D. Lancellotti, J. Aburto, M. Valdevenito, C. Cerda, R. Varela, P. Araya & L. Rodríguez. 2005. Formulación de metodologías para evaluar el desempeño de áreas de manejo. Universidad Católica del Norte. Fondo de Investigación Pesquera. Proyecto FIP N° 2003-18. Informe Final: 131 pp. + Anexos, tablas y figuras.



- Stotz, W., L. Caillaux, F. Cecchi, M. Escobar, R. Garay, D. Lancellotti, M. Valdevenito & S. Zuñiga., 2008. Evaluación del proceso de implementación de la medida de administración Áreas de Manejo y Explotación de Recursos Bentónicos (AMERB) en las regiones III y IV y elaboración de una propuesta de mejoramiento de la medida. Universidad Católica del Norte. Fondo de Investigación Pesquera. Proyecto FIP N° 2005-34. Informe Final: 197 pp. + Anexos, tablas y figuras.
- Subpesca, 1997. Consideraciones Técnicas para la Elaboración del Estudio de La Situación Base y el Plan de Manejo y Explotación del Área. Que contiene los criterios técnicos a emplear en la elaboración de las proposiciones del Estudio de la Situación Base del Área (ESBA) y del Plan de Manejo y Explotación del Área (PMEA) Informe Técnico N° 1.
- Subpesca, 1999. Consideraciones Técnicas para la Elaboración del Estudio de la Situación Base y el Plan de Manejo y Explotación del Área. Al igual que el anterior documento, contiene consideraciones técnicas para la elaboración de las proposiciones del ESBA y PMEA. Informe Técnico N° 2
- Subpesca, 2001. Áreas de Manejo y Explotación de Recursos Bentónicos. Consideraciones Técnicas ESBA, PMEA e Informe anual. Informe Técnico N° 3
- Subpesca, 2004. Manual Instructivo facsímil de Seguimiento AMERB. 11 pp
- Techeira C., A. Valdenegro, A. Wilson, L. Álvarez, C. Cortes y C. Barría, 2010. Investigación Situación Pesquerías Bajo Régimen de Áreas de Manejo, 2007-2008. Etapa II. Instituto de fomento Pesquero. 596 pp.
- Techeira C., Ariz L., Aguilera A., Araya A., Canales C., Cavieres J., Cortes. C., Díaz L., Grego E., Palta E., Romero P., Valdenegro A., y Wilson A. 2012. Seguimiento Pesquerías bentónicas. Indicador áreas de manejo recursos bentónicos 2011. Instituto de fomento Pesquero.
- Thompson, W & F. Bell, 1934. Biological statistic of the Pacific halibut fishery. 2 Effect of changes in intensity upon total yield and yield per unit of gear. Rep. Int. Halibut. Comm. 8: 49 pp.
- Thompson, G.G. 1992 Management advice from a simple dynamic pool model. Fishery Bulletin, U.S. 90: 552-560.
- Underwood, A. J. & M. G. Chapman, 1995. Introduction. In, Coastal marine ecology of temperate Australia, edited by A.J. Underwood & M.G. Chapman, New South Wales University Press, Sydney, pp. 1-15.



- Wilson A., 2002. Estudios de Situación Base y Seguimientos en áreas de manejo: Marco conceptual e importancia de los estudios realizados en comunidades bentónicas. Tesis para optar al título de Biólogo Marino. U.C.N. 44 pp + tablas y figuras.
- Zar, JH. 1996. Bioestatistical analysis. Third edition Prentice-Hall International, Englewood Cliffs, New Jersey, USA. 662 pp.



Línea de Investigación N° 4

Monitoreo de Mamíferos y Aves Marinas





1. INTRODUCCI3N

Uno de los procesos de degradaci3n de h3bitats m3s extremos que se han registrado en los ecosistemas marinos son los derrames accidentales o deliberadas de hidrocarburos (Piñeira *et al.* 2008). Estos derrames han provocado una serie de consecuencias biol3gicas y ecol3gicas que pueden durar por d3cadas (Suchanek 1993, Kingston 2002, Lecklin *et al.* 2011) afectando incluso el componente gen3tico de las especies (Piñeira *et al.* 2008).

Aves y mam3feros marinos son considerados uno de los componentes m3s vulnerables de los ecosistemas marinos (Patin 2004, 2013) debido a que estas especies pasan gran parte de su tiempo en la superficie del oc3ano o se alimentan en gran medida de organismos que han estado expuestos a la presencia de hidrocarburos tanto en la columna de agua como en el sedimento (Ober 2013).

Los principales efectos originados por derrames de hidrocarburos en las aves marinas, son la reducci3n del aislamiento t3rmico y la perdida de la impermeabilizaci3n que les confiere su plumaje (Ober 2013) as3 como la ingesta no solo de alimento potencialmente contaminado, sino que tambi3n al momento de acicalarse (Alsop 2004, Giese *et al.* 2000, Gu3guen *et al.* 2006 y Tricart 1987). Entre los efectos fisiol3gicos originados por la ingesta de petr3leo tenemos estr3s oxidativo en el h3gado y riñ3n, alteraciones neurol3gicas, alteraciones endocrinas, inmunosupresi3n y disminuci3n en el 3xito reproductivo (Alonso-3lvarez *et al.* 2007, Balseiro *et al.* 2005, Chastel *et al.* 2005, Golet *et al.* 2002, Neilson 1963, Troisi & Borjesson 2005, Castege *et al.* 2007 y Heubeck *et al.* 2003).

Para el caso de los mam3feros marinos, la presencia de hidrocarburos puede originar intoxicaci3n por ingesta, provocando insuficiencia renal, destrucci3n del revestimiento intestinal, trastornos neuronales y bioacumulaci3n (Overton *et al.* 1994, Michel *et al.* 2000). Tambi3n se han registrado efectos adversos en la capacidad de aislar t3rmicamente al organismo llegando a provocar la muerte por hipotermia (ver Ober 2013, Geraci & St. Aubin 1990, Overton *et al.* 1994; Michel *et al.* 2000), infecciones en las cavidades oculares (Hoover -Miller *et al.* 2001) e incluso daños en el esqueleto y en los sistemas reproductivos (Jenssen 1996).

Por este motivo y en consideraci3n al Art3culo 1° B de la Ley General de Pesca y Acuicultura (LGPA) que señaala que el objetivo de la Ley es la conservaci3n y el uso sustentable de los recursos hidrobiol3gicos, por medio de la aplicaci3n del enfoque precautorio y del enfoque ecosist3mico, y en vista de la necesidad de resguardar la sustentabilidad de los recursos pesqueros, proteger la fauna acu3tica con medidas de conservaci3n amparadas en la Ley y las actividades econ3micas que se desarrollan en torno a los recursos hidrobiol3gicos, tomando en consideraci3n la necesidad de determinar los posibles impactos en la biota acu3tica presentes en el 3rea de dispersi3n del derrame, la Subsecretar3a de Pesca y Acuicultura (SUBPESCA) impuls3 la realizaci3n del estudio "Determinaci3n de los Impactos en los Recursos Hidrobiol3gicos y en los Ecosistemas Marinos Presentes en el 3rea de Influencia del Derrame de Hidrocarburo de Bah3a Quintero, V Regi3n", en el



cual se han planteado diferentes líneas de investigación, siendo la línea de investigación n°4 aquella que guarda relación con el “Monitoreo de Aves y Mamíferos Marinos” y que busca determinar el impacto del derrame de hidrocarburos en Bahía Quintero y su área de influencia, sobre especies de aves y mamíferos marinos, con énfasis directo en cetáceos menores, lobos de mar, chungungos y pingüinos que habitan el área.



2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo general

Determinar el impacto del derrame de hidrocarburos en Bahía Quintero y su área de influencia sobre especies de aves y mamíferos marinos (i.e. pingüinos, cetáceos menores, lobos de mar y chungungos).

2.2. Objetivos Específicos

2.2.1. Cetáceos Menores.

-Determinar la existencia de especies de cetáceos menores de hábitos costeros en el área de influencia del derrame de hidrocarburos en la Bahía de Quintero, generando un indicador de presencia y abundancia relativa.

2.2.2. Lobos marinos comunes.

-Determinar la presencia georreferenciada de agrupaciones de lobos marinos comunes (loberas paraderos y loberas reproductivas) en el área de influencia del derrame de hidrocarburos en la Bahía de Quintero.

-Estimar la conformación de grupos etarios y sexo, en las agrupaciones de lobos marinos comunes.

-Estimar la condición corporal de los individuos en el tiempo.

-Determinar, cuantificar y registrar fotográficamente la presencia de lobos marinos comunes manchados con petróleo en el área de influencia del derrame de hidrocarburos en la Bahía de Quintero, con la finalidad de diseñar un indicador cuantitativo de su prevalencia en el tiempo.

2.2.3. Chungungos

-Determinar la presencia de madrigueras (activas y abandonadas) de chungungo (*Lontra felina*) a lo largo del litoral rocoso en el área de influencia del derrame de hidrocarburos en la Bahía de Quintero.



-Determinar la presencia de ejemplares de chungungo en el área de influencia del derrame de hidrocarburos en la Bahía de Quintero, estableciendo un plan de monitoreo para la estimación de su abundancia relativa.

2.2.4. Pingüinos y Aves Marinas.

-Evaluar las colonias de pingüinos de Humboldt ubicadas en el área de influencia del derrame (islote Cachagua).

-Estimar la cantidad de parejas reproductivas y/o nidos activos y existo de posturas de pingüino de Humboldt en sus colonias de anidamiento.

-Conocer el impacto del derrame en la población y grado de amenaza para la conservación en cada sitio prospectado.



3. METODOLOGÍA

Para el desarrollo del presente objetivo se realizó la licitación denominada “Monitoreo de Mamíferos y Aves Marinas” mediante Res. Ex. N° 0018 el 28 de Abril 2015, en el portal mercado público, adjudicándose la licitación el grupo de investigadores del CIREN de la Universidad de Valparaíso. Por otra parte, y debido a que en las bases se señala se generó revisión bibliográfica sobre los efectos que originan estos compuestos y otros observados en la bahía de Quintero (i.e. metales pesados).

3.1. Revisión bibliográfica

Con la finalidad de conocer el nivel de información científica sobre el impacto originado por derrames de petróleo en mamíferos marinos, se analizó el número de citas bibliográficas registradas en el Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts (ASFA), la cual es una base de datos que ofrece una amplia cobertura de investigaciones sobre organismos acuáticos alrededor del mundo. La recuperación de la información se realizó utilizando el buscador “ProQuest”, abarcando un periodo que comprendió entre 1955 y el 2014. (<http://search.proquest.com/?accountid=27529>).

La búsqueda se realizó utilizando las frases descriptoras “Oil spill and Marine Mammals” y otra por separado para “Oil Spill and penguins”. La información se sistematizó en distintos campos los cuales fueron año, especie, familia y el tipo de información. Luego, se realizó una búsqueda parcial para las frases “Arsenic and Marine mammals” y “Arsenic and marine birds”, y así sucesivamente para cada uno de los metales analizados en la línea 5-6 del presente proyecto.

3.2. Metodología empleada según grupo de estudio

3.2.1. Cetáceos menores

3.2.1.1. Actividades de terreno.

Las actividades realizadas para determinar la presencia de cetáceos menores en la zona de estudio fueron desarrolladas en base a la licitación denominada “Monitoreo de Mamíferos y Aves Marinas” mediante Res. Ex. N° 0018 el 28 de Abril 2015, presentada en el portal mercado público, adjudicándose la licitación el grupo de investigadores del CIREN de la Universidad de Valparaíso. Las campañas de terreno de seguimiento de cetáceos se llevaron a cabo durante octubre y noviembre del 2015 y durante enero, febrero, marzo y mayo del 2016 (ver Tabla 1). Para llevar a cabo el monitoreo se definió como área de estudio el espacio comprendido entre las localidades de Quintero por el sur y Cachagua por el norte, estas últimas ubicadas en las comunas de Quintero y Puchuncaví, Región de Valparaíso.



Dos tipos de observaciones se realizaron para llevar a cabo el presente estudio. La primera fue un monitoreo de observaci3n terrestre, el cual estuvo en funci3n de las observaciones directas en tres puntos que abarcaron la zona de estudio. De hecho, seg3n consta en el informe final de dicho estudio (Anexo 7), el 7 de octubre del 2015 se realiz3 el reconocimiento en terreno de 3 puntos de observaci3n, los cuales fueron seleccionados en funci3n de la buena visi3n panor3mica del 3rea de estudio. El PO1 (32°46'10"S, 71°31'44"W) se encontraba orientado hacia el norte, cuya zona de observaci3n abarc3 desde la bahía de Quintero hasta Punta Fraile. En el caso del PO2 (32°41'59"S, 71°27'36"W), orientado hacia el oeste, se ubicaba en los farellones de Quirilluca y su 3rea de observaci3n correspondi3 desde punta Fraile hasta Maitencillo. Finalmente en el caso del PO3 (32°36'23"S, 71°25'57"W), estaba orientado hacia el oeste, y se encontraba ubicado en las cercanías del sector de la Laguna, donde el 3rea de observaci3n abarc3 desde Maitencillo hasta el islote de Cachagua.

Tabla 1.

Detalle de las fechas de las campañas y tipo de actividad desarrollada.

| Número de Campaņa | Fecha | Tipo de Observaci3n |
|-------------------|--------------|---------------------|
| 1° | 17 octubre | Terrestre |
| | 18 octubre | Marina |
| 2° | 21 noviembre | Terrestre |
| | 22 noviembre | Marina |
| 3° | 7 enero | Terrestre |
| | 8 enero | Marina |
| 4° | 26 febrero | Terrestre |
| | 27 febrero | Marina |
| 5° | 30 marzo | Marina |
| | 31 marzo | Terrestre |
| 6° | 5 mayo | Terrestre |
| | 6 mayo | Marina |

Las observaciones terrestres se realizaron desde PO1, PO2 y PO3 durante octubre y noviembre del 2015, enero y febrero del 2016. Para los meses de marzo y mayo del 2016, el punto PO1 (playa Los enamorados de Quintero) fue reemplazado por el PO4 (Punta Fraile) debido a la peligrosidad que present3 el sector PO1 durante las campaņas anteriores.

Las observaciones se llevaron a cabo desde las 9:00 horas en adelante, con un tiempo de 2 horas por punto de observaci3n. Las observaciones s3lo se llevaron a cabo cuando la visi3bilidad es mayor a un 70% y con un estado de mar en escala de Beaufort menor o igual a 3.

Durante las 6 campaņas de terreno se complet3 un total de 31 h de observaci3n. Al iniciar cada observaci3n se registr3 la siguiente informaci3n: fecha y hora del inicio de la observaci3n, estado del mar en escala Beaufort (< 3), cobertura de nubes (%), direcci3n del viento, y porcentaje de visi3bilidad.



El área de estudio fue escaneada cada 10 minutos a simple vista y utilizando binoculares 8x42 (marca Hawke Nature Treck) y 10x42 (marca Bushnell) por dos observadores independientes con experiencia en avistamiento y seguimiento de cetáceos. Al identificar uno o más individuos de delfines, se da comienzo al avistamiento.

Al inicio de cada avistamiento, se registra la hora, tamaño grupal (número de individuos en el grupo), comportamiento (definidos en la **Tabla 2**) y ubicación estimada del grupo. Cada 10 minutos se registra el comportamiento o alguna observación del avistamiento hasta finalizarlo. Al identificar la presencia de cetáceos menores, se realizará un seguimiento al grupo siguiendo el método de muestreo de barrido visual “scan sampling” (Mann 1999). Se define como “grupo” a todos los delfines vistos en aparente asociación, desplazándose en la misma dirección y usualmente desarrollando la misma actividad (Shane 1990), y como “avistamiento” cada vez que un grupo fue observado (Karczmarski et al. 2000). Al inicio de cada avistamiento se registra la hora, la ubicación estimada de grupo y el tamaño grupal estimando (Barco et al. 1999). Adicionalmente se realiza una caracterización conductual del grupo siguiendo el protocolo de “muestreo de actividad grupal predominante”, mediante el cual el observador define la actividad grupal basada en el comportamiento de más del 50% de los individuos del grupo en un intervalo de tiempo definido (Mann 1999). El intervalo de tiempo utilizado para este estudio es de 10 min; es decir cada 10 min se registró el comportamiento predominante del grupo siguiendo el protocolo de muestreo “ad libitum” (Altmann 1974). Las categorías conductuales están descritas en la Tabla 2.

Tabla 2.

Descripción de comportamientos utilizados para la categorización conductual (modificado de Shane *et al* 1986, Karczmarski et al 2000, Constantine *et al* 2004).

| Comportamiento | Descripción |
|----------------|--|
| Desplazamiento | Los individuos del grupo realizan movimientos persistentes y direccionales de manera sincrónica. |
| Alimentación | Los individuos realizan inmersiones frecuentes y asincrónicas en varias direcciones, sin presentar un patrón claro en la respiración y despliegue en superficie. A menudo se ven en cercanía de un cardumen de peces y/o con aves a su alrededor |
| Descanso | Consistente en un bajo nivel de actividad, donde los delfines están flotando aparentemente estacionarios e inmóviles en la superficie, donde están unidos estrechamente |
| Social | Se observan delfines saltando, persecución y en permanente contacto entre ellos. Incluye aspectos de juego y apareamiento. De menor energía que juego y distribuidos en una menor área |



El segundo tipo de observaciones fue en base a un recorrido marítimo en zig-zag entre la playa Papagayo y el Islote Cachagua. En caso de que las condiciones de mar y viento lo permitieran, el retorno se realizó mediante una transecta lineal de norte a sur desde el Islote Cachagua hasta la altura de playa Papagayo. Estas transectas se llevaron a cabo a una velocidad promedio de 15 km/h. Las observaciones marinas se realizaron en embarcaciones del Sindicato de Pescadores de la Caleta de Ventanas de 8 m de eslora. Se realizaron 6 campañas, completando un esfuerzo total de observaci3n de 20.5 h (promedio = 3.4 h).

El área recorrida fue escaneada de manera continua por dos observadores utilizando binoculares 8x42 (marca Hawke Nature Treck) y 10x42 (marca Bushnell) y a simple vista.

Cada 10 min se registró la hora, la velocidad media y la ubicaci3n geográfica utilizando un GPS (Garmin modelo GPSmap 72 y GPS Garmin modelo Etrex).

Para las transectas zig-zag el ángulo de giro varió entre 75° y 120° (Faustino et al 2010). El virado se realizó cada 10 min. Dado que esta transecta tiene direcci3n de sur a norte, el rumbo varía entre 300° y 60° según GPS.

Ante la presencia de cetáceos menores, se realizó una aproximaci3n a los animales a velocidad baja y constante, con la precauci3n de desplazarse en forma paralela al grupo sin interceptarlo, tal como lo señala el protocolo de aproximaci3n para pequeños y grandes cetáceos (Würsig & Jefferson 1990). Al inicio de cada avistamiento se registra la hora, posici3n geográfica, tamaño grupal estimando (Barco et al. 1999). Adicionalmente se realizó una caracterizaci3n conductual del grupo siguiendo el protocolo de “muestreo de actividad grupal predominante”, mediante el cual el observador define la actividad grupal basada en el comportamiento de más del 50% de los individuos del grupo en un intervalo de tiempo definido (Mann 1999).

El intervalo de tiempo utilizado para este estudio fue de 10 min; es decir cada 10 min se registró el comportamiento predominante del grupo siguiendo el protocolo de muestreo “*ad libitum*” (Altmann 1974). Las categorías conductuales están descritas en la **Tabla 2**.

Adicionalmente y con la finalidad de constatar la presencia de cetáceos menores mientras se desarrollaban otras actividades relacionadas con el proyecto, se instruyó registrar cualquier tipo de avistamiento en las bitácoras de muestreo.

3.2.1.2. Estimaci3n de la abundancia relativa

Las estimaciones de abundancia relativa sólo se calcularon para las observaciones terrestres y se utilizó el Índice de Abundancia Relativa (IAR) por unidad de esfuerzo (hr, IAR_e). El IAR_e considera el número total de individuos avistados en relaci3n al esfuerzo (hrs) de observaci3n diario (IAR_{ed}) y en relaci3n al esfuerzo total (hr) desplegado en toda la campaña (IAR_{et}) (Wall et al. 2006). Cabe señalar que el número de individuos avistados corresponde al conteo estimado en terreno.



$$IARed = N^{\circ} ind. Efz. diario \quad (1)$$

$$IARet = \sum N^{\circ} ind. Efz. total \quad (2)$$

3.2.2. Lobos marinos

3.2.2.1. Actividades de terreno

Las actividades realizadas para determinar la presencia de Lobos Marinos en la zona de estudio fueron desarrolladas en base a la licitación denominada "Monitoreo de Mamíferos y Aves Marinas" mediante Res. Ex. N° 0018 el 28 de Abril 2015, presentada en el portal mercado público, adjudicándose la licitación el grupo de investigadores del CIREN de la Universidad de Valparaíso. De hecho y según consta en el informe final de dicho estudio (Anexo 7), el día 17 de octubre se realizó un vuelo que cubrió el área entre 32°34' y 32°48'LS con un avión Cesna R172 para prospectar las loberas de lobo marino común en la zona de estudio.

En este recorrido se tomaron fotografías aéreas de toda la costa con cámara fotográfica digitales CANON 7D con GPS CANON GP-E2 que georeferencia cada fotografía. Las fotografías se tomaron a una altura entre 70 y 250 m de altura y a una velocidad de 60 a 90 millas/h (Aguayo & Maturana 1973). En el laboratorio se analizaron las fotos para contabilizar los animales usando Programa PhotoShop CS2 (versión 9.0).

En total, durante el periodo de estudio se realizaron 6 censos para seguir la lobera de Farellones de Quintero; 2 censos aéreos (8 de julio y 17 de octubre) tres censos desde el mar los días 09 de enero de 2016, 27 de febrero y 30 de marzo y un censo con drone el 22 de mayo.

La lobera de Farellones por su distancia desde tierra no fue posible realizar el censo con el drone, por lo tanto los censos se realizaron desde avionetas y desde el mar, sin embargo en mayo se realizó upgrade de los equipos permitiendo ampliar el radio de acción y acceder a Los Farellones de Quintero desde El Fraile. La estructura de las agrupaciones se determinó de acuerdo a la **Tabla 3** y la Figura 1a. Las agrupaciones se caracterizaron desde las fotografías digitales (**Figura 1b**) utilizando el Programa Photoshop.

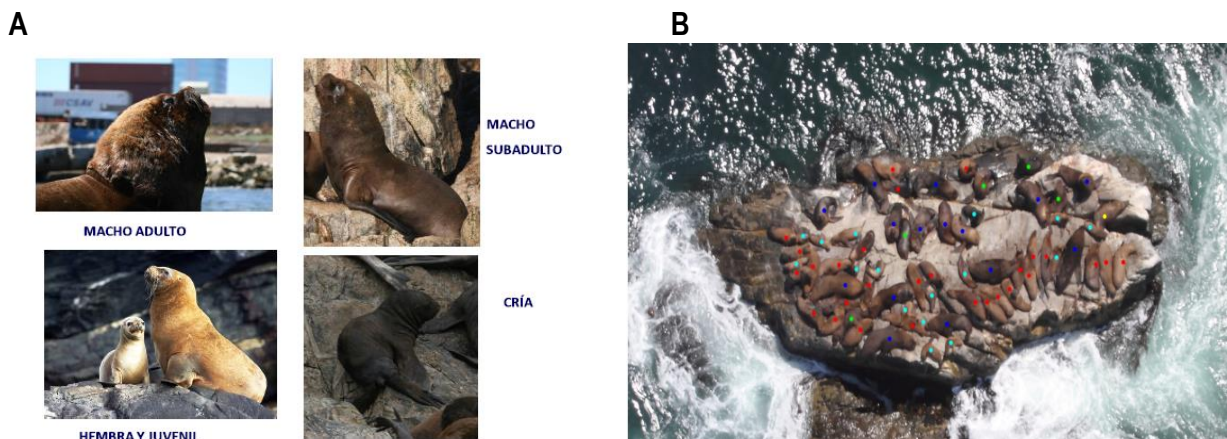


Figura 1. A). Clases de edad funcionales del lobo marino común. B) Categorización de agrupación de LMC en una fotografía digital usando programa Photoshop. (Fotografías: René Durán).

Tabla 3.

Caracteres secundarios para diferenciar sexo y clases de edad de edades funcionales en el lobo marino común (Oliva 1983).

| Individuos | Caracteres Secundarios |
|--------------------------|---|
| Machos adultos | Longitud superior a 2 metros, melena larga amarillenta evidente alrededor del cuello, hocico romo, cuello macizo. Cintura pélvica estrecha en relación a la cintura escapular. |
| Machos subadultos | Longitud inferior a 2 metros, cuello grueso, hocico romo y cintura pélvica estrecha. Sólo indicios de melena. |
| Hembras | Raramente más de 1.8 metros. Cuello esbelto, perfil aguzado, sin indicio de melena. Cintura pélvica ancha, zona de la cintura escapular redondeada. Variedad de color en el pelaje (pardo o amarillento). |
| Juveniles | Comprende a machos y hembras de entre 1 y 3 años de edad, variando su longitud entre 120 y 150 cms. para los machos; y 112 a 125 cms. para las hembras. |
| Crias | Animales nacidos durante la temporada reproductiva (diciembre a marzo). Presentan pelaje oscuro lustroso durante su primera etapa. |
| Indeterminados | Individuos que por su ubicación no pueden ser asignados a ninguna de las categorías anteriores. |

3.2.2.2. Determinación de la condición corporal

Para evaluar la condición corporal de los lobos marinos se utilizó una escala cualitativa de factores a considerar que se muestran en la **Tabla 4**.



Para cada una de las variables consideradas se ponderó y se estableció la proporción en las agrupaciones observadas de animales que se encuentran en condiciones corporales buenas, intermedias o malas.

Tabla 4.
Indicadores visuales de condición corporal en el lobo marino común

| Condición corporal | Masa Corporal | Presencia de manchas de petróleo | Presencia de daños en las mucosas |
|--------------------|---|--|--|
| Buena | Animal robusto y no se aprecia externamente el esqueleto | Sin manchas de petróleo | Sin daño en la piel y en los ojos |
| Intermedia | Animal que ha perdido peso y se observan las costillas externamente | Con manchas de petróleo en menos del 5% del cuerpo | Daños moderados en la piel y en los ojos |
| Mala | Animal de bajo peso y las costillas destacan en forma notoria | Con manchas de petróleo en > 5% del cuerpo | Daño evidente en la piel y en los ojos |

3.2.2.3. Determinación de la presencia de PAHs a partir de la toma de muestras de biopsias de tejido animal

Para el estudio de los niveles de PAHs en biopsia (piel y grasas) de lobo marino se realizó un muestreo el día 9 de enero de 2016. Las biopsias (n=9) se tomaron con un rifle con dardos para biopsia remota en la Lobera de Farellones de Quintero.

El posterior análisis de las muestras se realizó siguiendo la metodología de Marsili et al. (1997). Debido a que la masa de cada biopsia obtenida en el muestreo no fue suficiente para los análisis, se decidió integrar las muestras en función del sexo de los especímenes.

Por otra parte, y con el objeto de tener muestras controles se extrajeron biopsias con la misma metodología en la zona de Chiloé, Región de Los Lagos.

Las muestras integradas (pool), fueron extraídas por ultrasonido, utilizando 30 mL de diclorometano, en tres extracciones sucesivas (20 minutos cada una). Posteriormente, el extracto obtenido, fue concentrado en un rotavapor hasta lograr un volumen de aproximadamente 2 mL.

Para la purificación del extracto, se utilizó una columna de 30 cm de longitud y 1cm de diámetro, a la cual se agregó 3g de sílice y 0,5 g de Sodio sulfato en su extremo superior. El extracto se traspasó con una pipeta Pasteur y se diluyó con 30 mL de diclorometano, posteriormente fue concentrado en un rotavapor y llevado a 1 mL en una corriente de nitrógeno. El extracto reducido fue almacenado a -20°C hasta su análisis.



La cuantificación se realizó mediante cromatografía de gases acoplada a un detector de espectrometría de masa con ionización electrónica (CG-MS) el detalle de las muestras y el resumen de los PAH analizados se pueden ver en las **tablas 7 y 8 del Anexo 7**.

3.2.3. Nutrias Marinas

3.2.3.1. Actividades de terreno

Las actividades realizadas para determinar la presencia de nutrias marinas en la zona de estudio fueron desarrolladas en base a la licitación denominada “Monitoreo de Mamíferos y Aves Marinas” mediante Res. Ex. N° 0018 el 28 de Abril 2015, presentada en el portal mercado público, adjudicándose la licitación el grupo de investigadores del CIREN de la Universidad de Valparaíso. Según consta en el informe final de dicho estudio (**Anexo 7**), el día miércoles 07 de octubre se realizó la 1ª Campaña de terreno (comprometida para el 1er mes de iniciado el proyecto) que tuvo como finalidad recorrer la totalidad del área de estudio, con el fin de determinar la presencia de madrigueras activas o abandonadas, así como de defecaderos.

Los recorridos fueron realizados a pie por tres investigadores. Tal como fue descrito en la propuesta, esta búsqueda se centró principalmente en áreas rocosas, escarpadas y expuestas, con presencia de galerías naturales, que corresponden a áreas características donde se ha descrito la presencia de esta especie (Medina-Vogel *et al.* 2006). Por lo anterior, las zonas con playa fueron descartadas en este recorrido.

La metodología antes descrita fue complementada con entrevistas a habitantes de las zonas (especialmente pescadores artesanales) a quienes se les consultó sobre los sitios en que se encuentran los chungungos comúnmente. Adicionalmente, se tuvo especial énfasis en aquellos sectores que habían sido reportados tradicionalmente como sitios de presencia de chungungos.

En este sentido nos reunimos con el Sr. Javier Trivelli, Director de la Agrupación Chinchimén, quien nos informó sobre la ubicación de las madrigueras de chungungos en el área de estudio reconocidas por esta asociación.

Con estas tres metodologías complementarias, se definieron los sitios de observación, los que en terreno fueron georreferenciados mediante el uso de un GPS marca Garmin Map 10. Una vez definidos los sitios de muestreo y los puntos de observación en cada uno de ellos, se dio inicio a la actividad, que es la determinación de la presencia y abundancia relativa de chungungos en cada sitio de muestreo.

Esto fue realizado en cuatro campañas de terreno. La primera campaña de terreno se realizó desde el 15 hasta el 31 de octubre de 2015. Se consideraron nueve sitios de observación, de acuerdo a la información levantada en el objetivo anterior: Puerto de Quintero, Playa Papagallo, Playa Los Enamorados, Las Ventanas, Horcón, Punta de Fraile, Quirilluca, Maitencillo y el Islote de Cachagua.



La descripción de cada uno de estos sitios se entrega en la sección Resultados. La segunda campaña se realizó desde el 15 hasta el 30 de diciembre de 2015. Se visitaron los mismos sitios mencionados anteriormente, con la excepción de playa Los Enamorados y Horcón, que fueron descartados como zonas de estudio puesto que no se registró la presencia de animales durante la primera campaña. La tercera campaña se realizó desde el 26 de febrero y hasta el 03 de marzo de 2016, mientras que la cuarta y última campaña se realizó desde el 03 y hasta el 29 de abril de 2016.

En ambas se visitaron los mismos sitios que en la segunda campaña. De acuerdo a lo comprometido en la propuesta técnica, cada uno de los sitios de estudio fue dividido en tres puntos de observación. En cada uno de ellos se ubicó un investigador cuya función fue monitorear un área que no superará los 100 m hacia el mar, con el fin de lograr una buena visibilidad de los ejemplares. En cada campaña cada sitio fue monitoreado por un día, desde las 11:00 a las 16:00, a excepción del Islote de Cachagua en que el sitio se dividió en dos días, de modo de cubrir el perímetro total de la isla. Durante este período se realizó una observación directa y simultánea por los tres investigadores. Se observaron a los animales durante 2 min continuos y con un intervalo de 8 min.

En el tiempo de observación se llevó un registro del número de avistamientos de chungungos y sus actividades, utilizando binoculares 10 x 50.

Adicionalmente, y en función de que en la zona de Cachagua presenta el mayor número de individuos de la especie, pero además presenta un incremento de la actividad antrópica durante los meses estivales, se realizó un monitoreo para contabilizar el número de personas y animales domésticos que pasan por la zona donde se ha identificado la presencia de chungungos.

Para realizar esta actividad se registró y contabilizó la totalidad de personas que pasaron por los puntos de observación, como también la cantidad de animales domésticos presentes en la zona. Este conteo se realizó cada 15 minutos al igual que con la presencia de *L. felina*, para esto se confeccionó una tabla de terreno que permitió colocar las observaciones pertinentes. Se estableció un monitoreo de puntos fijos de observación a lo largo de la costa de acuerdo al protocolo descrito en Medina-Vogel et al (2006). Para estimar la abundancia de la especie se realizó un conteo directo en cada sitio de estudio, trabajando para esto un mínimo de uno o dos observadores por cada punto de observación. Con el fin de obtener datos que nos permitan dilucidar el efecto del tránsito de veraneantes con la presencia y/o ausencia de *L. felina*. Los materiales utilizados fueron binoculares, GPS, cámaras fotográficas y una tabla para anotar la abundancia cada 15 min de *L. felina* en el sector.

A partir del avistamiento, se ocupó una tabla de categoría conductual, registrando el comportamiento cada 15 minutos. Dentro de las actividades que se observaron estuvieron: alimentación, tránsito, buceo, descanso, acicalamiento y sociabilización. La sesión tuvo una duración de 7 horas, donde se registró fotográficamente los principales comportamientos en las zonas de estudio seleccionadas, luego se estableció una comparación entre los puntos de observación de cada sitio.



3.2.4. Pingüinos y aves marinas

3.2.3.1. Actividades de terreno

Las actividades realizadas para determinar la presencia de nutrias marinas en la zona de estudio fueron desarrolladas en base a la licitación denominada “Monitoreo de Mamíferos y Aves Marinas” mediante Res. Ex. N° 0018 el 28 de Abril 2015, presentada en el portal mercado público, adjudicándose la licitación el grupo de investigadores del CIREN de la Universidad de Valparaíso. Según consta en el informe final de dicho estudio (**Anexo 7**), para dar cumplimiento a los objetivos del estudio, se utilizó como referencia el Informe Técnico N°66 de CONAF (Meza et al 1998) que caracteriza la colonia reproductiva de Pingüino de Humboldt en la Isla Cachagua. Para poder evaluar esta colonia se realizaron ocho campañas de terreno (**Tabla 5**).

Tabla 5.

Fecha de realización de las campañas de terreno y principales actividades realizadas en cada una de ellas.

| Campaña | Fecha | Actividades |
|---------|-----------------|---|
| 1 | 24- 26/09/15 | - Caracterización de la isla - Disponibilidad de hábitat para nidificación de PdH |
| 2 | 19- 22/10/15 | - Monitoreo de nidos seleccionados para éxito reproductivo |
| 3 | 23- 26/11/15 | - Monitoreo de nidos seleccionados para éxito reproductivo |
| 4 | 26- 29/12/15 | - Monitoreo de nidos seleccionados para éxito reproductivo - Uso de cámaras-trampa para EEI - Estimación de población de otras aves marinas |
| 5 | 29- 30/01/16 | - Monitoreo de nidos seleccionados para éxito reproductivo - Uso de cámaras-trampa para EEI - Estimación de población de otras aves marinas |
| 6 | 12/02/16 | - Conteo de muda |
| 7 | 26/02/16 | - Conteo de muda |
| 8 | 21/04/16 | - Monitoreo de nidos seleccionados para éxito reproductivo |

En estas campañas de terreno se realizó:

- Caracterización de la isla y la disponibilidad de hábitat para la nidificación del pingüino de Humboldt.
- Estimación de la cantidad de parejas reproductivas y/o nidos activos y éxito de posturas de pingüinos de Humboldt.
- Conocer el impacto del derrame en la población y grado de amenaza para la conservación de Isla Cachagua.

- iv. Evaluación preliminar de la presencia de Especies Exóticas Invasoras (EEI) y otros posibles depredadores naturales en la colonia de pingüino de Humboldt.
- v. Registro y conteo de otras especies de aves marinas presentes y/o nidificantes en la isla.

Para sistematizar y uniformar la información registrada, la isla se dividió en 8 sectores que abarcan las laderas de la isla (sectores A-G) y la terraza superior (sector H) (**Figura 2**).

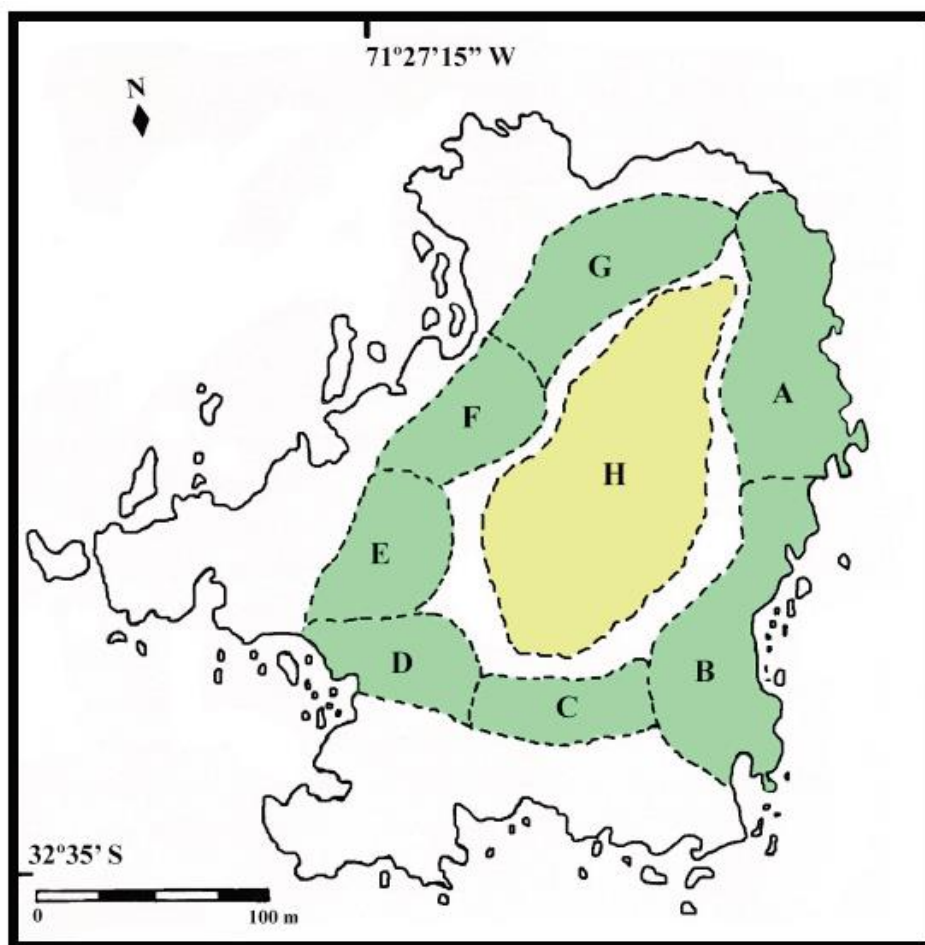


Figura 2. Esquema de isla Cachagua con la división en sectores. Modificado de Meza *et al.* (1998).



3.2.3.2. Caracterización de la isla y la disponibilidad de hábitat para la nidificación del pingüino de Humboldt

Para cada uno de los sectores, se utilizó la metodología propuesta por Simeone & Schlatter (1998) donde se revisó visualmente cada nido en forma individual, se georreferenciaron y se caracterizó el tipo de nido según las siguientes categorías:

- a. Expuesto: Nido que no presenta cobertura o protección de ningún tipo.
- b. Cueva de tierra: Cueva excavada por el mismo animal en sustrato de tierra.
- c. Cueva de roca: Cueva de formación natural por acción eólica y abrasiva del mar.
- d. Depresión cubierta por roca: Nido con cobertura desde arriba provista por rocas.
- e. Depresión cubierta por vegetación: Nido con cobertura desde arriba provista por plantas.
- f. Depresión protegida por roca: Nido con protección desde los costados proporcionada por rocas.
- g. Depresión protegida por vegetación: Nido con protección desde los costados proporcionada por vegetación.

3.2.3.3. Estimación de la cantidad de parejas reproductivas y/o nidos activos y éxito de posturas de pingüinos de Humboldt

Para dar cumplimiento a este objetivo, cuando se realizó la caracterización de los nidos, se registró la actividad de éste y el contenido de acuerdo a las siguientes categorías de actividad:

- a. Nido ocupado: Nido apto para ser utilizado con presencia de animales al momento de la revisión. Se especifica el contenido según el número de adultos (A), Huevos (H) y Pollos (P).
- b. Nido vacío: Nido apto para ser utilizado, pero sin animales al momento de la revisión
- c. Nidos destruidos: Nidos derrumbados, inundados y/o rellenados por acción natural (lluvias) o acción antrópica, que no son aptos para el proceso de nidificación.

Para la estimación del éxito reproductivo, se utilizaron los datos recopilados durante los muestreos de primavera de 2015, considerando el porcentaje de ocupación, cantidad de nidos vacíos y la pérdida de nidos por presencia de pelícanos. Para estimar el valor de éxito reproductivo en el paso de huevo a pollo, se utilizó el valor de 33% de reclutamiento, valor estimado para el pingüino de Galápagos, perteneciente al género *Spheniscus* (Vargas *et al.* 2007).

Se contabilizó el total de pingüinos en proceso de muda y se catalogó a cada individuo observado según el estado de desarrollo de ésta. En el caso de no poder caracterizar el estado de muda, se contabilizaron los individuos bajo la categoría “no categorizado”.



La **Tabla 6** muestra los estados de muda segun (Wallace & Araya, 2015). Se realizaron 2 conteos independientes el 12 y 26 de febrero de 2016 y en ambas visitas se realiz3 un conteo in situ y que fue contrastado por el conteo de individuos mediante fotografas, tomadas a los mismos grupos mientras se realizaba el conteo directo.

Tabla 6.
Estados de muda del pingüino de Humboldt segun Wallace & Araya (2015).

| Estado de Muda | Descripci3n |
|----------------|---|
| 0 | Individuo aün no comienza la muda, se encuentra con el plumaje completo de color caf3 oscuro. Se observa una considerable ganancia de peso. |
| 1 | Individuo ha comenzado el proceso de muda con pequeños parches de plumas antiguas faltantes |
| 2 | La muda est3 pr3cticamente concluida con s3lo unas pocas plumas antiguas sobre la cabeza |
| 3 | Individuo presenta plumaje nuevo de color negro y blanco brillante y se observa una notoria p3rdida de peso |

Las fotografas fueron analizadas utilizando el software Adobe Photoshop CC ©, versi3n 2015.0.1 y la herramienta de recuento. Para estimar el total de individuos, se utiliz3 el mismo m3todo utilizado por Wallace & Araya (2015) donde se utiliza el valor m3s alto del primer o segundo conteo. Si se usa el total del primer conteo, se agrega el n3mero de pingüinos en estado 0 y 1 del segundo conteo a este total, ya que estas aves, probablemente no han llegado a tierra y no han comenzado la muda al momento de realizar el primer conteo.

Si se utiliza el total del segundo muestreo, se agrega el n3mero de pingüinos en etapas 2 y 3 del primer conteo porque estas aves, probablemente, han terminado la muda y han regresado al mar para la 3poca en que se realiz3 el segundo muestreo. Se incluyeron todas las categoras de aves: adultos, juveniles mudando a adultos y polluelos. Se asume que los n3meros de aves juveniles registradas no son representativas del total de la poblaci3n de juveniles debido a que el m3ximo de muda para esta categora ocurre m3s temprano (i.e. enero) (Simeone *et al* 2002, Paredes *et al.* 2003).

3.2.3.4. Conocer el impacto del derrame en la poblaci3n y grado de amenaza para la conservaci3n de Isla Cachagua

Durante la primera prospecci3n (septiembre de 2015), se revis3 la isla en busca de indicios del derrame como, por ejemplo, animales con manchas y cad3veres con signos de hidrocarburos.



3.2.3.5. *Evaluación preliminar de la presencia de Especies Exóticas Invasoras (EEI) y otros posibles depredadores naturales en la colonia de pingüino de Humboldt*

Durante cada visita a la isla, se registró en libretas de terreno, la riqueza de aves observadas y aquellas especies que existe certeza que nidifican en el islote. Se realizó un listado de las especies registradas, con su respectivo estatus y categoría de conservación. En el caso de especies con colonias de nidificación, se procedió a contabilizar los nidos mediante conteos directos *in situ*.

En el caso del pelícano, por poseer una colonia muy abundante, se utilizaron fotografías obtenidas mediante el uso de un Drone DJI modelo Inspire One que sobrevoló la isla a una altura de 30 metros para evitar la perturbación de la colonia. El análisis de las fotografías, se realizó utilizando el software Adobe Photoshop CC ©, versión 2015.0.1 y la herramienta de recuento.



4. RESULTADOS

4.1 Análisis bibliométrico de hidrocarburos en mamíferos y aves marinas

La búsqueda arrojó un total de 188 títulos con la frase descriptora “Oil spill and Marine Mammals” y 433 con la frase “Oil Spill and Marine Bird” de los cuales solo 26 están relacionados a Pingüinos.

En la **Figura 3** se observa como el conocimiento sobre los efectos de los derrames de petróleo en mamíferos marinos ha ido aumentando desde la década de 1970, llegando en estos últimos 6 años a publicarse 66 artículos asociados a la temática.

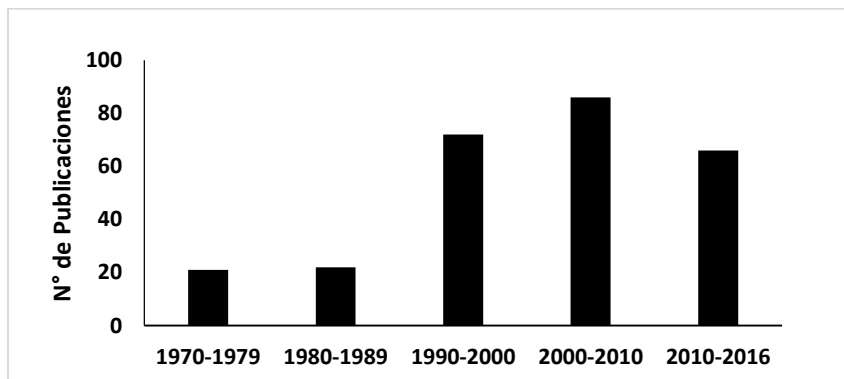


Figura 3. Número de publicaciones asociadas al efecto de derrames de petróleo sobre mamíferos marinos entre 1970 y el 2016 según el Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts (ASFA).

En la **Figura 4** se observa el número de publicaciones asociadas a conocimiento sobre los efectos de los derrames de petróleo en pingüinos.

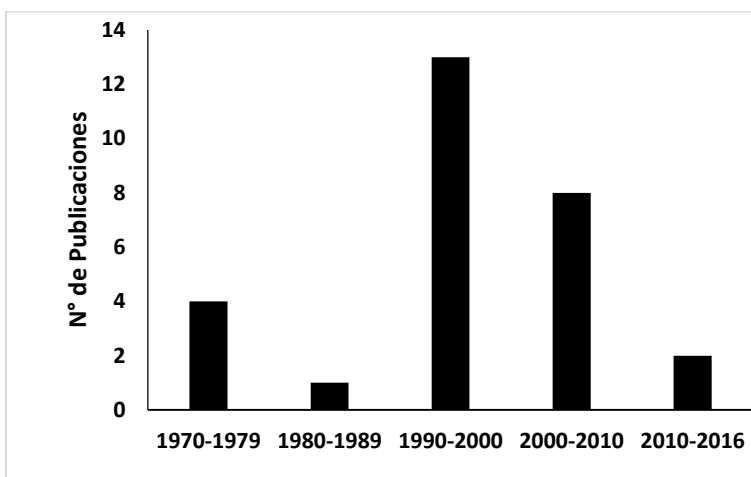


Figura 4. Número de publicaciones asociadas al efecto de derrames de petróleo sobre pingüinos marinos entre 1970 y el 2016 según el Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts (ASFA).

4.2. Revisión bibliográfica

Los cetáceos, pinnípedos y aves marinas conforman los principales consumidores de la producción en la mayoría de los niveles tróficos marinos, jugando así un rol en la estructura y función de comunidades. En general, ante eventos de derrames de hidrocarburos en el mar, estos grupos de especies son considerados uno de los componentes más susceptibles de los ecosistemas (Patin 2004, 2013) debido a que pasan gran parte de su tiempo en la superficie del océano o se alimentan en gran medida de organismos que han estado expuestos a la presencia de hidrocarburos tanto en la columna de agua como en el sedimento (Ober 2013).

Por tal motivo se sugirió que el registro y seguimiento de la diversidad de aves y mamíferos marinos es importante desde un punto de vista ecosistémico como también económico, lo cual no solo permite evidenciar el efecto directo de la presencia de estos compuestos en el mar, sino que además, sino que además permiten evidenciar los efectos originados a nivel trófico.

A continuación se detallan algunas características de los hidrocarburos en el mar, el comportamiento de estos compuestos y sus principales efectos en cetáceos, pinnípedos y aves marinas.

4.2.1. Comportamiento de hidrocarburos en el mar

Por lo general, los hidrocarburos derivados del petróleo son fluidos altamente complejos que están compuestos por partículas coloidales, tales como asfaltenos y resinas agregadas, dispersas en una solución de naturaleza aromática/alifática mixta (Aske et al 2002), que al entrar en contacto con el ambiente marino, sufren cambios importantes en sus características físicas y químicas por la acción



de una serie de procesos como la dispersión, disolución, evaporación, el secuestro en los sedimentos (Payne & McNabb 1984, Garret *et al* 2003), llegando incluso a desaparecer del ambiente mediante la acción de la combustión, foto oxidación y biodegradación (Payne & McNabb 1984, National Research Council 2002, Prince 2002, Garret *et al* 2003). Todos estos procesos se conocen colectivamente como meteorización del petróleo (Mearns & Simecek-Beatty 2003).

Se sabe en la actualidad que la presencia de estos compuestos en aguas templadas tiene una historia de vida que finaliza en un estado final o clímax (Mearns & Simecek-Beatty 2003). Cada estado interactúa con la biota de diferentes maneras, donde al inicio del evento el petróleo es tan tóxico que la biota, desde microbios hasta mamíferos, tratan de evitarlo.

A medida que el aceite se combina con el agua, los organismos comienzan a interactuar con él, en un proceso conocido como biodegradación (Garret *et al* 2003), en el cual los alcanos de cadena lineal, así como pequeños compuestos aromáticos, se degradan primero, seguido posteriormente de alcanos ramificados, alquilados y aromáticos más grandes (Mearns & Simecek-Beatty 2003).

Este proceso llega a su fin debido a que los compuestos aromáticos exhiben un patrón particular de degradación, donde los más pequeños desaparecen antes que los compuestos aromáticos de mayor tamaño, lo que reduce el proceso de biodegradación llegando entonces al estado final (Prince 1993, Bragg *et al* 1994, Lee *et al* 1995, Swannell *et al* 1996, Venosa *et al* 1996, Prince & Bragg 1997, Lee *et al* 1997, Swannell *et al* 1999, Lee & Merlin 1999, Garret *et al* 2003).

Tres formas de estados finales se han detectado hasta el momento: el primero denominado bolas de alquitrán, el segundo sedimentos unidos con aceite, y el tercero lo conforman aquellos hidrocarburos de petróleo que residen o pasan a través de las redes alimentarias marinas (Lee *et al* 2003, Mearns & Simecek-Beatty 2003, Payne *et al* 2003).

Desde el punto de vista químico, estas sustancias son una mezcla compleja de 3 hidrocarburos, moléculas que contienen mayoritariamente carbono e hidrógeno, con pequeñas cantidades de azufre (hasta un 10%), oxígeno (hasta 5%) y nitrógeno (hasta un 1%), además de elementos como Vanadio, Níquel, Hierro, Aluminio entre otros, los cuales se encuentran a niveles de Traza (Spiro & Stigliani 2000). La mayoría de los hidrocarburos son saturados (sin enlaces múltiples), aunque existe una fracción apreciable, de hasta un 10%, de hidrocarburos aromáticos (i.e. con anillos bencénicos) (Spiro & Stigliani 2000).

Bajo la denominación genérica de hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs) se engloba una familia de compuestos contaminantes que contienen dos o más anillos aromáticos fusionados (**Figura 5**). Debido a su toxicidad y capacidad de bioacumularse en los organismos son una preocupación a nivel global (Meador *et al*. 1995). En este contexto la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA por sus siglas en inglés) ha definido a 16 PAHs como prioritario, debido a su toxicidad y abundancia en el ambiente, estos compuestos son resumidos en la **Figura 1**. Es importante destacar

que el benzo-a-antraceno, benzo-b-fluoranteno, criseno, benzo-a-pireno, y el dibenzo-ah-antraceno son considerados como compuestos cancerígenos.

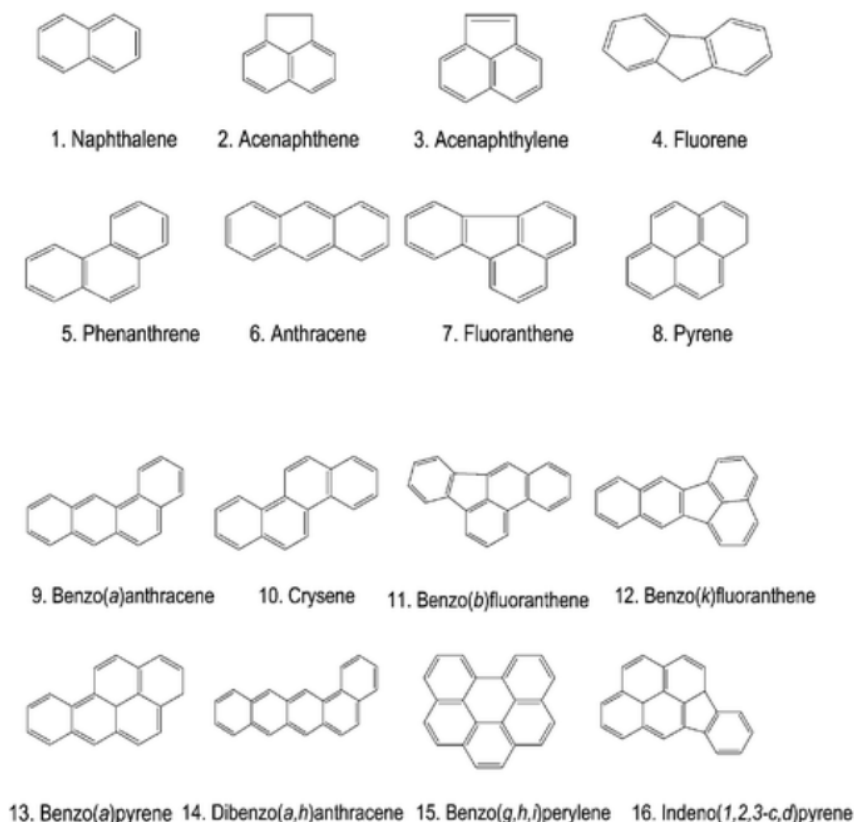


Figura 5. Hidrocarburos definidos como prioritarios de observación según Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA por sus siglas en inglés).

4.2.2 PAHs y su efecto en los organismos marinos

En el ambiente marino, la principal fuente de PAHs son los derrames de petróleo asociado a todos los procesos de transporte, descarga y almacenamiento que involucra la explotación y producción de combustibles (Wells 2001). Estos accidentes han reportado la muerte de organismos marinos directamente expuestos al petróleo (Da Silva *et al* 1997, Paine *et al* 1996), pero además los organismos marinos pueden quedar expuestos en el largo plazo debido a la persistencia de los PAHs y su bioacumulación (Broman *et al* 1990, Meador *et al* 1995) con efectos sub-letales cuantificables (Alonso-Alvarez *et al* 2007, Esler *et al* 2002).



Por ejemplo se ha visto que la presencia de hidrocarburos en el mar puede causar diversos grados de daño en tejidos, los cuales pueden llegar a ser reversibles como la hiperplasia lamelar de las branquias, edemas e hiperplasia de la epidermis (Bentivegna *et al* 2015). Además, se ha descrito la presencia de daños semi-permanentes como la necrosis hepática y mineralización del tejido renal, los cuales pueden tener un proceso de recuperación más largo (Bentivegna *et al* 2015).

Pero a su vez se ha reportado también daños permanentes a los nefrones del riñón y las regiones hepáticas biliares (Bentivegna *et al* 2015), causado por la fracción C2/C3 fenantreno (1,28-6,52 ng mg⁻¹) y por PHAs como el hidroxipireno (0,06-0,34 ng mg⁻¹), detectándose incluso daño a nivel genético y efectos de citotoxicidad (Rybakovas *et al.* 2009).

Lamentablemente, la realización de este tipo de estudios, son difíciles de llevar a cabo, debido a la necesidad de evaluar los efectos a largo plazo y a los múltiples mecanismos involucrados que podrían generar impactos en los organismos afectados por la presencia de estas sustancias en el ambiente. De hecho esta es una de las conclusiones principales del estudio del impacto en los organismos marinos originados a partir del Derrame del Exxon Valdez en Alaska (Peterson *et al* 2003).

4.2.3. Cetáceos menores

4.2.3.1. Conocimiento actual de cetáceos menores en Chile

Los cetáceos corresponden a un grupo dentro de los mamíferos marinos que se caracteriza por tener una reproducción extremadamente lenta, principal característica biológica que sitúa a este grupo dentro de los principales focos de atención en la elaboración de planes de conservación en vertebrados marinos.

Su período de gestación fluctúa entre 10 a 12 meses en el caso de los mysticetos (ballenas) y entre 10 a 17 meses en el caso de los odontocetos (donde encontramos a los delfines). El período de lactancia para los odontocetos fluctúa entre 1 a 3 años, dependiendo del grado de lazos sociales que presente la especie. Es importante considerar además, que los cetáceos deben alcanzar su madurez sexual y social para el éxito reproductivo.

En la actualidad existen aproximadamente 87 especies de cetáceos (ballenas, delfines y marsopas) reconocidas en el mundo (Prideaux 2003, Ballance 2009), con diferencias desde tamaños corporales hasta lugares que habitan. Básicamente, los cetáceos se dividen en dos grandes grupos:

- 1) Los odontocetos o cetáceos con dientes
- 2) Los mysticetos o cetáceos con barbas

La gran mayoría de los cetáceos son odontocetos donde se incluyen básicamente los delfines oceánicos, delfines de río, zifios, cachalotes, belugas, narvales etc. La alimentación general de



odontocetos está basada en peces y cefalópodos, aunque algunos se alimentan de mamíferos marinos como el caso de algunas poblaciones de orcas.

Los mysticetos incluyen las especies de mayor tamaño, las cuales en lugar de dientes tienen barbas anexadas a la mandíbula con la finalidad de filtrar el alimento. Se alimentan preferentemente en bancos de peces pequeños o crustáceos como el krill (Carwardine *et al.* 1999).

Las especies de cetáceos presentes en Chile corresponden al 50% (40 especies) de la diversidad mundial (Aguayo *et al.* 1998) dentro de las cuales una gran variedad de grandes y pequeños cetáceos se avistan frecuentemente en la región de Valparaíso. Dentro de los cetáceos menores se destaca la presencia costera de especies como el delfín oscuro *Lagenorhynchus obscurus*, delfín nariz de botella *Tursiops truncatus*, marsopa espinosa *Phocoena spinipinnis* (Aguayo *et al.* 1998) y el delfín común de rostro largo *Delphinus capensis* (Bernal *et al.* 2003). Además es común el registro de especies como orca, *Orcinus orca* y delfín de risso, *Grampus griseus* (Aguayo *et al.* 1998).

La región de Valparaíso se caracteriza por presentar frecuentes avistamientos de cetáceos (menores y mayores) principalmente durante la época primavera-verano. Estos avistamientos se han dado principalmente de manera oportunista, por acercamiento de individuos a la costa y también mediante algunos estudios, lamentablemente, no sistemáticos realizados en la región. Una de las principales especies de odontocetos menores registradas en el área, corresponde a la marsopa espinosa, *P. spinipinnis* (Aguayo *et al.* 1998). Su presencia es avalada por relatos y registros de pescadores en base a avistamientos costeros y enmalles accidentales en faenas de pesca. Cabe mencionar que esta especie se reconoce principalmente por su rápido desplazamiento, erráticas e impredecibles salidas a superficie y su característico movimiento al desplazarse “marsopeo”, dando avances cortos y activos en superficie. También es frecuente avistar ejemplares de delfín oscuro, *L. obscurus* (Aguayo *et al.* 1998) especie que se caracteriza por sus acrobáticos saltos. El avistamiento de esta especie de delfín ha sido frecuente al menos, en la zona de Caleta Portales, Montemar y Caleta Higuierillas. Adicionalmente se ha registrado a presencia costera de ejemplares de la especie *T. truncatus* (Aguayo *et al.* 1998) delfín de fácil identificación por su coloración gris, rostro medianamente prominente y porque los grupos que se avistan mayoritariamente son grupos grandes, en desplazamiento. Esta especie se registró frecuentemente en la zona de Quintay (Díaz com pers.) y se ven oportunísticamente de paso en los sectores de Playa Ancha, Caleta el Membrillo, Caleta Portales, Montemar, Farellones de Quintero. El delfín común de rostro largo (*D. capensis*) es una especie principalmente oceánica que ha sido avistada y registrada en la región desde al menos 1991 (Bernal *et al.* 2003).

Estos autores reportan la presencia de la especie en los sectores de Zapallar y Papudo entre los años 1991 y 2001, registrando dos individuos residentes al área durante al menos 10 años, los cuales muestran una fuerte asociación conductual. La presencia de estos dos individuos se mantuvo al menos hasta el año 2005, sin embargo, durante los años 2006 y 2007 sólo un individuo fue avistado en la zona (Pérez-Alvarez com. pers.). Otros odontocetos menores que han sido registrados en la zona son



la orca, *O. orca*, delfin de risso, *G. griseus* (Aguayo *et al.* 1998) y la pseudorca, *Pseudorca crassidens* (Flores *et al.* 2003).

Dentro de los misticetos registrados para la regi3n, destaca la frecuente presencia de ballena franca, *Eubalaena australis*, especie que se aproxima a la costa principalmente en 3poca estival (entre agosto y octubre), 3poca que se registra tambi3n la presencia de cr3as (Aguayo *et al.* 2008).

4.2.3.2. Efectos de los hidrocarburos en los cet3ceos menores

La exposici3n directa de los mam3feros marinos hacia los componentes del petr3leo, puede ser por ingesti3n, inhalaci3n y/o contacto d3rmico. Es importante se3alar que la exposici3n normalmente es combinada en cuanto a las v3as y los componentes del petr3leo; y su impacto de estas mezclas depender3 de la toxicidad de los componentes, los cuales pueden ser de efecto agudo o cr3nico.

El vertimiento accidental de sustancias t3xicas (hidrocarburos, aceites, aguas u otros) constituye un potencial riesgo de contaminaci3n local de ambientes costeros. A nivel mundial existen registros de da3o producido por vertimientos de sustancias t3xicas a cet3ceos, ya sean cet3ceos mayores o menores. En ballenas, se ha registrado contaminaci3n en individuos en los cuales las sustancias t3xicas ingresan por medio del orificio respiratorio, o se adhiere a las barbas, siendo completamente nocivo para la salud. En delfines, junto al registro de inhalaci3n de hidrocarburos, se ha reportado da3o en membranas mucosas y pulmones. Individuos afectados pueden moverse m3s r3pido, respirar y emerger a superficie m3s seguido, incrementando su exposici3n al contaminante. Adicionalmente se ha registrado da3o por sustancias t3xicas en ojos, ingesta de presa contaminada y muerte por inanici3n debido a la inhabilidad de encontrar alimento (Australian Government, <http://www.amsa.gov.au>).

Geraci (1990) menciona que el primer incidente que llamo la atenci3n sobre los efectos de la contaminaci3n por petr3leo en cet3ceos fue el que ocurri3 en Enero de 1969 en Santa B3rbara, California. En este se vertieron aproximadamente 3 millones de galones hasta abril de 1969 (Straughan 1972). Este petr3leo se liber3 en medio de las rutas de viaje y alimentaci3n del pacifico norte oriental. De hecho, al momento del derrame ballenas grises estaban comenzando su migraci3n anual hacia el norte (Brownell, 1971).

Durante este evento diversas observaciones fueron hechas y fue uno de los primeros eventos con gran cobertura de los medios de comunicaci3n (Easton, 1972, Brownell, 1971, Rice y Wolman, 1971, Battelle Memorial Institute, 1969). El recuento final fue de 6 ballenas grises muertas, un cachalote, una ballena piloto una ballena piloto, cinco delfines comunes, un delfin de costados blancos del Pac3fico, y dos delfines no identificados, reconoci3ndose que estas mortalidades eran mayores a los recuentos realizados normales en la costa de California, pero que este aumento pod3a ser el resultado del aumento del esfuerzo de muestreo y no por efectos directos del petr3leo (Brownell, 1971). El Centro de Fen3menos de Corta Duraci3n, del Smithsonian Institute (1970) mencion3 que "unos pocos mam3feros marinos fueron encontrados muertos, sin embargo, en su mayor parte, parec3an evitar el contacto directo con el aceite." Estas ideas se mantuvieron, hasta que ocurri3 el desastre del Exxon



Valdez en Alaska (marzo de 1989), donde se liberaron 11 millones de galones de petróleo crudo. Para octubre de 1989 se habían contabilizado la muerte de 25 Ballenas Gris, 2 Ballenas Minke, 1 Ballena de aleta 1, 3 Ballenas no identificados y 6 marsopas, aunque cabe señalar que la población de Ballenas Grises en la zona para dicho año fue de aproximadamente una 21.000 ballenas individuos, por lo que en conclusión de las observaciones de ambos eventos se concluyó que los cetáceos son capaces de evitar la presencia de petróleo y aceites en el agua (Geraci 1990).

Para el caso de los delfines se han registrado observaciones similares, Shane & Schmidly (1978) estudiaron a un grupo de Delfines expuestos a un derrame de petróleo de menor escala y se comprobó que los delfines iniciaron sus comportamientos de alimentación y apareamiento, una vez que llegaron a aguas más limpia, lo cual también ha sido registrado por otros investigadores (ver Gruber 1981, Goodale *et al* 1981, Owen 1984, Bergey 1979, Evans, 1982).

Tres estudios ayudan a comprender la reacción de cetáceos ante la presencia de películas de aceite en su entorno (Geraci *et al* 1983, Smith *et al* 1983, Aubin *et al* 1985) donde se ha comprobado la capacidad de detectar visualmente la presencia de aceites en el agua, llegando a la conclusión de que cuanto más oscura es la sustancia, más fácil la detectan hasta llegar a películas de 1 mm de espesor. También de estos estudios se sugirió la posibilidad de que los delfines fuesen capaces de detectar la presencia de sustancias de petróleo por ecolocación, pero solo cuando era crudo pesado. En estos trabajos también se observó que la percepción táctil puede jugar un papel importante en la reacción de los delfines al petróleo, lo que explicaría los registros asociados a la presencia de estas especies en lugares altamente impactados por derrames de petróleo (Shane & Schmidly 1978), ya que después del contacto inicial, los delfines nunca más aparecieron en aceite.

Con estos estudios ha quedado claro que los delfines son capaces de detectar y evitar una variedad de aceites, tanto durante el día como por la noche y por analogía puede ser propuesto como un comportamiento general para ballenas, siendo el elemento clave si un animal tiene o no la capacidad sensorial para detectar petróleo como es el caso de los delfines.

4.2.4. Lobos Marinos

4.2.4.1. Conocimiento actual de lobos marinos en Chile

La población del lobo marino común (LMC), *Otaria byronia* (ver Oliva 1998 para denominación específica) alcanza una población cercana a los 500.000 ejemplares en su área de distribución, siendo la población del Pacífico suroriental (Perú y Chile) la más abundante y se estima en 300.000 si se consideran los últimos censos realizados tanto en la zona norte y en la zona sur financiados por el Fondo de Investigación Pesquera y Acuicultura (FIPA).

Crespo *et al* (2012) muestra que las poblaciones del LMC en las diferentes macrozonas en el Pacífico suroriental presentan tendencias poblacionales específicas. En la zona norte, esto es en el Perú y el norte de Chile las poblaciones son fluctuantes y se relacionan con la dinámica del ENSO.

En la zona de Chile Central la tendencia poblacional es estable o ligeramente negativa (Sepúlveda *et al* 2011) y en la zona sur la población del LMC está creciendo en forma moderada ($\lambda = 1.07$) (Oliva *et al* 2012).

En la zona central de Chile, esto es en la IV, V, VI y VII Regiones, las abundancias son muy menores en relación a la zona norte y sur del país (Durán *et al*, 2011) (Figura 6). En la V Región de Valparaíso se han descrito 12 loberas del LMC y una sola de ellas es reproductiva. En el área de estudio se ubica la Lobera de Farellones de Quintero que presentó una población de 102 ± 3.1 animales en el censo de 2007 (Sepúlveda *et al.* 2011). En el censo del verano de 2015 se contabilizaron un total de 10 individuos en la lobera principal (Oliva *et al.* 2016).

El LMC se encuentra clasificado por la UICN como **“least concern”**, sin embargo, esta clasificación debe ser revisada considerando el estado de las poblaciones locales.

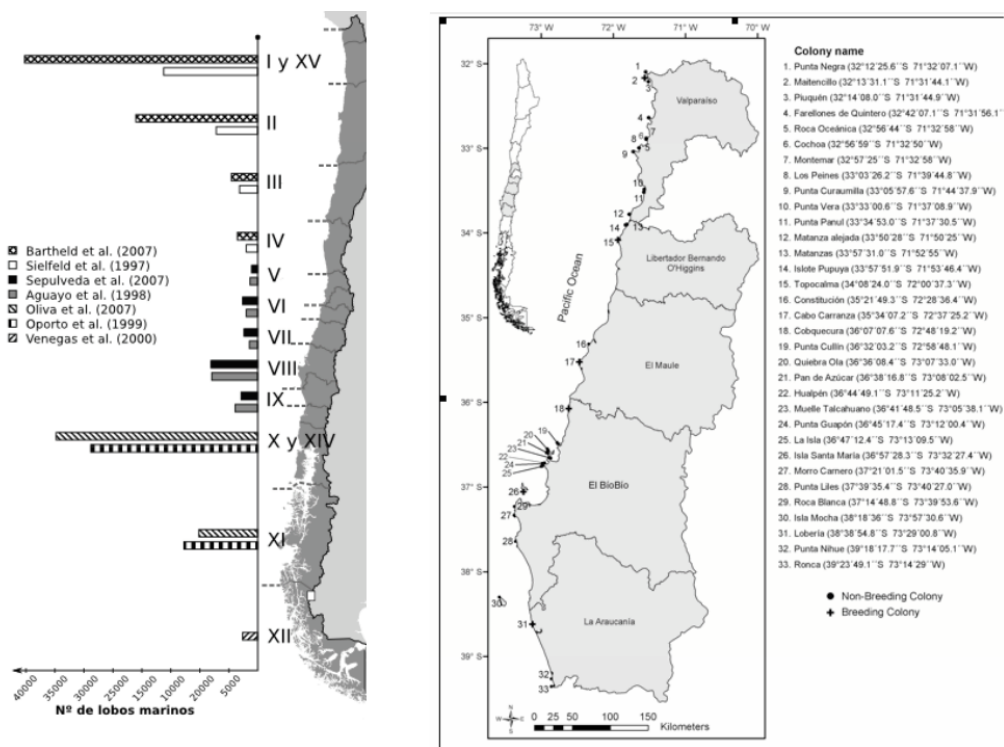


Figura 6. Distribución de la población de lobos marinos entre la I y XII Regiones según Durán *et al* (2011) (izquierda), y la ubicación geográfica de 33 loberas de *Otaria flavescens* en la costa central de Chile de acuerdo a Sepúlveda *et al* (2011), (derecha).



4.2.4.2. Efectos de los hidrocarburos en lobos marinos

El conocimiento del efecto de los derrames de petr3leo sobre focas y lobos marinos es “sorprendentemente limitado” y poco concluyente en comparaci3n a lo existente para otros organismos marinos (Helm *et al.* 2015c). Este hecho se explica a que los estudios disponibles se caracterizan por tener un peque1o n1mero de muestras y las dif3ciles condiciones en las cuales se han realizados (gran esfuerzo log3stico) han impedido de poder extraer conclusiones definitivas sobre la exposici3n del petr3leo y su efecto. Por ejemplo, estudios del efecto en diferentes especies (focas grises y elefantes marinos) afectada por derrames (costa de Gales y Los 1ngeles), no lograron relacionar el efecto de la mortandad en las poblaciones con los derrames (Davis & Anderson 1976, Le Boeuf 1971). Posteriormente en el estudio del impacto del derrame del Exxon Vald3s en focas se evidencio que los organismos afectados migraron hacia zonas no contaminadas no pudiendo evaluar el impacto en esta poblaci3n (Hoover-Miller, 2001). Otro estudio en colonias de leones marinos (*Eumetopias jubatus*) en una zona impactada no pudo evidenciar el efecto del derrame (Calkins 1994).

Aunque existen m1s de veinte ejemplos de contacto de los derrames de petr3leo con pinn3pedos, la dificultad en la obtenci3n de datos de los ejemplares expuestos a estos derrames lleva a tener tama1os de muestra peque1os.

No obstante lo anterior, el contacto con membranas mucosas en ojos, 3idos y genitales producir3a irritaci3n y eventualmente abscesos y la ingest3n por v3a a3rea o digestiva (directa o indirectamente a trav3s de las presas puede afectar los 3rganos internos (Helm *et al.* in Fingas 2015). El efecto de los derrames de petr3leo puede tener efectos de corto (ej. congesti3n pulmonar, da1o a las v3as a3reas) mediano (ej. ulceras gastrointestinales, disminuci3n de peso por restricci3n de dieta) y largo plazo, (efectos carcinog3nicos de algunos compuestos t3xicos del petr3leo) (Neff & Anderson 1981, St. Aubin 1990).

El per3odo del a1o en que se produzca el derrame y la cercan3a a centros reproductivos de los lobos marinos son factores clave para la determinaci3n de los efectos. Debido a la alta concentraci3n espacio-temporal durante el periodo reproductivo, un evento en cercan3a a un paridero importante podr3a tener efectos catastr3ficos sobre la poblaci3n local. Por otra parte, el tipo de sustrato cercano al derrame puede tener efectos sobre la intensidad del impacto; los fondos de arena ayudan a adsorber y enterrar el petr3leo con lo cual se disminuye la intensidad, pero se extiende el per3odo de impacto. Las rocas normalmente reciben una capa delgada de petr3leo, pero la existencia de pozas intermareales puede concentrar el petr3leo formando un alquitr1n de muy dif3cil abrasi3n desde la piel (McLaren 1990).

Una alternativa para abordar la evaluaci3n del impacto de los derrames de petr3leo en los mam3feros marinos es el estudio de los niveles de PAHs en piel y tejido grasos obtenidos por biopsias remotas. Un ejemplo de esta estrategia lo podemos encontrar en el estudio poblaciones de lobos marinos (*O. flavescens*) que habitaban en zonas con diferentes niveles de contaminaci3n de petr3leo en Argentina (Marsili *et al.* 1997), donde se pudo evidenciar que se encontraron mayores niveles de PAHs en la



población asociada a una zona contaminada con petróleo (cercana a un puerto) en relación a una población control ubicada en la Patagonia (zona remota).

Similares estudios se han realizados con otros mamíferos marinos, donde se ha evidenciado que la carga de los PAHs y otros contaminantes orgánicos reflejan los niveles de las zonas que habitan (Cagnazzi *et al* 2013, Jimenez *et al* 1999, Leung *et al* 2005, Marsili *et al* 2001, Zitko *et al* 1998).

Aubin (1990) realiza una extensa recopilación sobre los efectos asociados a distintos tipos de contaminación derivada de aceites y petróleos y concluye que si bien los efectos de los derrame han implicado la muerte de algunos individuos, nunca se han observado mortalidades a gran escala, incluso después de los derrames más catastróficos. La evidencia nos sugiere que los mayores efectos de este tipo de vertidos en el mar afectarían con mayor fuerza sobre individuos jóvenes en aguas frías o congeladas y que los principales problemas han sido descritos nivel conductual y fisiológico (Aubin 1990).

Existe consenso en que los mayores impactos sobre estas especies ocurrirían por tres vías principales, una asociada a la ingesta incidental durante la alimentación, la otra a exposición de elevadas concentraciones de vapores y gases en el ambiente, los cuales se liberan en los procesos de degradación del petróleo en el mar y una tercera asociada a daños en la piel. En este sentido se ha sugerido que estas especies podrían estar fisiológica y anatómicamente bien equipados para detectar la presencia de aceites y derivados del petróleo presentes en el ambiente, ya que por un lado tienen una visión razonablemente aguda que les permite detectar incongruencias en la superficie, y un olfato lo suficientemente desarrollado, que les ayudaría a detectar la presencia de hidrocarburos en el área (Sandegren 1970, Fogden 1971, Renouf *et al* 1983). Anderson (1981) indica que una prueba de estas facultades explicaría la migración masiva de la colonia de focas de las Islas Shetland, Escocia ante la presencia de aceites en el ambiente.

A pesar de esto la capacidad de detectar la presencia de hidrocarburos en el agua no ha podido ser comprobada a ciencia cierta, y existe información contradictoria en este sentido, pues en 1969 el Departamento de Pesca y Caza de California informó que Focas y Leones Marinos no abandonaron las colonias después de la explosión de un pozo de petróleo en el canal de Santa Bárbara, y no mostraron reticencia a entrar en aguas contaminadas (Battelle Memorial Institute 1969). Shaughnessy & Chapman (1984) demuestran que otros factores pueden originar la permanencia de individuos en un área contaminada, ya que al observar a un grupo de Leones Marinos durante 5 años en Sudáfrica, no detectaron diferencias en las abundancias cuando el agua del puerto estaba más o menos limpia, e incluso los Leones Marinos no se hicieron problema de ingresar a zonas con aceites en la superficie cuando había disponibilidad de alimentos.

Otro factor a tomar en cuenta se relaciona con la magnitud del derrame y la cercanía de las colonias a la fuente del derrame, ya que los individuos pueden quedar atrapados cerca, o pueden verse forzados a emerger en grandes acumulaciones de petróleo. Esto origina que la piel se impregne con el contaminante disminuyendo su capacidad aislante, y pudiendo provocar un estrés térmico y



energético de los individuos afectados. Esto debiese aumentarse en aquellos individuos que presentan condiciones fisiológicas o anatómicas alteradas, y que por consiguiente sean vulnerables a los efectos de la exposición al petróleo, ya que merma su capacidad de evitar el contacto con el contaminante. Además, se ha sugerido que los derrames de petróleo podrían tener un efecto perjudicial a nivel poblacional, al interferir con los patrones normales de comportamiento y particularmente en el comportamiento maternal, pues la vinculación madre-cría depende del principalmente del aroma (Sandegren 1970; Fogden 1971) y que explicaría la agresividad mostrada entre madres y crías observados por McMillan (1969). Si bien Davis y Anderson (1976) llegan a la conclusión de que la relación madre-cría fue normal, las crías con petróleo presentaban un menor peso al momento del destete.

Otros comportamientos anómalos han sido registrados ante la presencia de grandes cantidades de petróleos y aceites en el ambiente, los cuales parecen ser extremos debido a la magnitud del evento. Por ejemplo, Anon (1971) menciona que Focas en Alaska “tenían una mirada vidriosa en sus ojos” luego de un derrame de combustible ligero en el Golfo de San Lorenz. Otro caso extremo fue mencionado por Sargent (1987) donde Focas Arpas en el Golfo, las cuales no pudieron nadar debido a una espesa capa de crudo que se les pego en las aletas.

En resumen, la mortalidad de focas, lobos y leones marinos dependerá principalmente del grado de exposición que tienen los individuos al petróleo, siendo las principales lesiones aquellas que están asociadas a la piel, las que pueden llegar a generar un shock térmico en los individuos. Si bien tienen la capacidad de detectar la presencia de hidrocarburos, la necesidad de alimento los puede llevar a exponerse a este contaminante. En relación al comportamiento, la relación Madre-Cría parece ser la más afectada debido a pérdida de reconocimiento por olfato.

En resumen la información disponible sobre el efecto de los componentes del petróleo sobre los mamíferos pinnípedos es limitada a estudios a las observaciones en derrames de hace más de 20 años, donde no se han obtenido resultados concluyentes a nivel poblacionales, pero es probable que los efectos estén relacionados por la exposición crónica por el consumo de alimento contaminado y en la disminución de las presas asociado a un derrame de petróleo. En forma, específica se ha reportado las relaciones entre la exposición de petróleo y el efecto a nivel enzimático y alteraciones hepáticas y renales, esto concuerda con los efectos específicos de los HAP reportados en otros organismos. Es importante señalar que el efecto del derrame de petróleo en los organismos pinnípedos va a depender de los factores que determinan su dinámica y destino en el ambiente marino, lo cual determina el nivel de exposición y posteriormente su toxicidad.

4.2.5. Nutrias marinas

4.2.5.1. Conocimiento actual de nutrias marinas en Chile

El chungungo (*L. felina*) junto con la nutria marina de California (*Enhydra lutris*) son las únicas especies de nutrias exclusivamente marinas del mundo.



El chungungo en particular, habita el borde costero desde el norte de Perú y hasta las islas del Cabo de Hornos en el sur Chile (Sielfeld & Castilla 1999), siendo una de las especies menos conocidas de mamíferos marinos en el mundo. El chungungo es un animal pequeño, con un peso aproximado de 3-5 kg, y catalogada como la nutria más pequeña y diversa del género *Lontra*. Mide de cabeza a cola aproximadamente 1 m de longitud. El color de su cuerpo es café oscuro en la parte superior, degradándose en tonos más claros hacia el sector ventral.

El chungungo habita y se alimenta en el borde costero y tiene un desplazamiento altamente restringido a zonas cercanas a sus madrigueras (Riedman & Estes 1990, Rozzi & Torres-Murra 1990). Ebersperger & Castilla (1992) indican que en tierra *L. felina* utiliza el litoral rocoso con presencia de galerías naturales, los cuales facilitan el ingreso directo al mar.

La disponibilidad de galerías adecuadas para el establecimiento de madrigueras parece ser un factor clave en la selección del hábitat y en general de la presencia de esta especie (Castilla & Bahamondes 1979, Castilla 1982, Cabello 1983).

Por otro lado, el chungungo se alimenta de una gran diversidad de presas que se asocian a la zona inter y submareal rocosa, como es el caso de moluscos, crustáceos, equinodermos y en menor medida de peces asociados a estas zonas (Valqui 2004). Esta especie presenta serios problemas de conservación derivados de capturas ilegales, destrucción de hábitat, interferencias de hábitat y contaminación marina (Sielfeld & Castilla 1999).

Por ello se considera a nivel mundial como una especie en peligro de extinción (Álvarez & Medina 2008) y categorizado como “**En Peligro**” por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN 2011).

La Quinta Región es una de las principales zonas donde habita esta especie. Si bien es cierto que en el sur del país se ha registrado una mayor abundancia de chungungos, tanto en la Isla de Chiloé como en canal Beagle y Magallanes, sin embargo, son solo esas tres zonas del sur donde se encuentra. En la zona centro en cambio, se encuentra ampliamente distribuido.

Esto se debe a la presencia de zonas rocosa en el litoral costero, que es ocupado para crear madrigueras (Sielfeld & Castilla 1999). En particular, estudios realizados por Medina *et al.* (2008) evidencian a Cachagua y Maitencillo como una de las principales zonas donde es posible encontrar a esta especie.

Además, en la localidad de Puchuncaví en el sector de Quirilluca existen informes de Correa & Trivelli (2010) que afirman la presencia de ejemplares de esta especie. En particular, en este sector se encontraba un recinto conocido como “Grupo de Acción Ecológica Chinchimén” que se dedicaba a la protección de esta especie.



Tambi3n existe evidencia de la presencia de chungungos en el sector de Las Ventanas, donde se les ha visto aliment3ndose y se ha encontrado presencia de crías (Tala *et al.* 2009, Iriarte & Jaksic 2012). En Horc3n se evidencia la presencia de chungungos seg3n el informe de (Trivelli *et al.* 2014). Adem3s, de manera accidental se han detectado capturas en trampas de jaibas en Puchuncaví y Quintero (Olavarría *et al.* 2007), asi como ingreso a piscinas industriales en la zona de Quintero.

4.2.5.2. Efectos de los hidrocarburos en Nutrias Marinas

Dentro de las especies de mamíferos marinos, las nutrias marinas son las especies que muestran una mayor vulnerabilidad ante potenciales derrames de petr3leo. Esto se debe, en primer lugar, a que el 3mbito de hogar de esta especie (lo que se conoce como “home range”) es bastante restringido, lo que impide que puedan alejarse de la zona de impacto. En segundo lugar, el chungungo tiene un pelaje muy denso (aprox. 150.000 pelos/cm2) y carecen de capa de grasa.

Esto hace que el hidrocarburo se adhiera a la piel y pelo de estos animales, lo cual afecta a su aislaci3n t3rmica, sufriendo una baja de temperatura, lo que puede incluso ocasionar su muerte por hipotermia. Finalmente, los animales pueden ingerir accidentalmente los hidrocarburos mientras se alimentan o se asean, lo que puede provocar una inflamaci3n de las mucosas. Adem3s, pueden alimentarse de especies que hayan consumido hidrocarburos con anterioridad (OMI 2005).

En la **Tabla 7**, se detallan los efectos de un derrame en nutrias marinas, donde los diferentes efectos est3n determinados por la exposici3n hacia una mezcla de compuestos y el efecto de las condiciones ambientales.

Tabla 7.
Alteraciones en nutrias causado por derrame de petr3leo (Helm et al 2015c).

| Efecto agudo | Efecto cr3nico |
|--|-------------------------------|
| Alteraci3n en la termorregulaci3n (hipotermia) | Alteraciones gastrointestinal |
| Toxicosis de los componentes del petr3leo | Disfunci3n hep3tica |
| Heridas en sistema respiratorias | Disfunci3n renal |
| Hipoglicemia | Anemia |
| Shock/convulsiones | Stress |



4.2.6. Pingüinos y aves marinas

4.2.6.1. Conocimiento actual de pingüinos y aves marinas en Chile

En el Sistema de la Corriente de Humboldt se puede encontrar una variedad de aves endémicas, incluidas 14 especies que se distribuyen principalmente desde el norte de Perú (4°S) hasta la Isla de Chiloé (42°S). Debe destacarse que las especies numéricamente dominantes en este grupo son las conocidas como aves guaneras: *Phalacrocorax bougainvillii* (guanay), *Sula variegata* (piquero) y *Pelecanus thagus* (pelicano). Es interesante reconocer que esta área con alta tasa de endemismo es relativamente bien delimitada oceanográficamente y que las especies del ensamble se reproducen a lo largo de la costa, islas e islotes cercanos.

El pingüino de Humboldt, corresponde a la única especie de pingüino presente en el Sistema de la Corriente de Humboldt (Simeone et al. 2003, Thiel et al. 2007) y actualmente se distribuye en el borde oriental del Océano Pacífico desde Punta Aguja (5°41'S) en Perú, hasta Isla Metalqui (42°11'S; 74°8'W), en Chile. Reyes-Arriagada et al. (2009) reportaron su presencia en isla Guafo (43°61'S, 74°75'W) sin embargo su nidificación aún no ha sido comprobada.

Para llevar a cabo la reproducción, el pingüino puede hacer su nido excavando cuevas en sustratos blandos (tierra, guano), pero puede nidificar también en la superficie, bajo arbustos, cactus, rocas y en cuevas naturales de roca. La proporción de cada nido varía según la isla. La época de reproducción y muda varía según la latitud, sin embargo, tanto en Perú como en Chile, la postura de huevos se extiende entre marzo y diciembre, mostrando dos máximos bien definidos en abril y septiembre (en Perú); mayo y octubre (en Chile).

Entre enero y febrero, ocurre la muda. Normalmente los juveniles mudan antes que los adultos (Williams 1995, De la Puente et al. 2013) (**Figura 7**). Los pingüinos de Humboldt presentan una alta fidelidad por el sitio de nidificación y además por la pareja (Diebold et al. 1998).

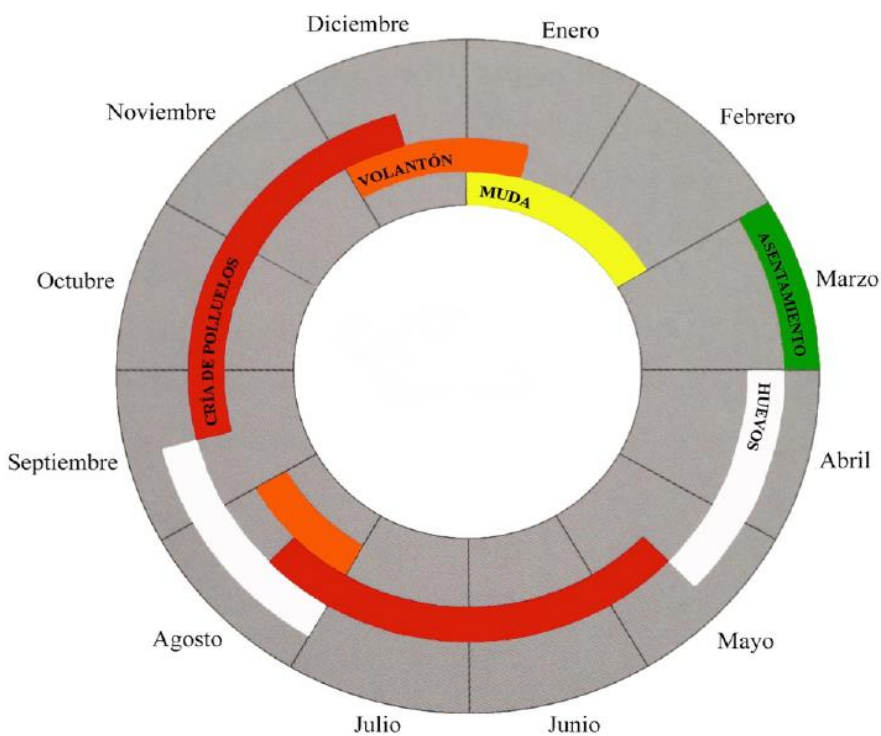


Figura 7. Ciclo anual del pingüino de Humboldt. Modificado de De La Puente *et al.* (2013)

La nidada más frecuente es de dos huevos, de color blanco, aunque hay posturas de un solo huevo. La incubación dura de 40 a 42 días y la incubación es realizada por ambos miembros de la pareja. Durante las primeras 4 a 5 semanas permanecen dentro del nido hasta alcanzar la independencia térmica (termorregulación), después de lo cual pueden alejarse del nido una cierta distancia y explorar los alrededores. Dependen de sus padres hasta aproximadamente los 70-80 días de edad, tras lo cual van al mar y aprenden a obtener su alimento (Williams 1995).

La muda es un período crítico en la historia de vida del pingüino ya que durante el cambio del plumaje no pueden ingresar al agua a obtener su alimento permaneciendo en la costa. Esto se traduce en que, además del ayuno que realizan, son susceptibles a sufrir altos niveles de stress por acción antrópica o presencia de depredadores (De la Puente *et al.* 2013).

Actualmente, el pingüino de Humboldt es considerado como una especie en estado Vulnerable y el pingüino de Magallanes con Amenaza cercana por la International Union for the Conservation of Nature (IUCN, 2009) y Birdlife International. En Chile, la caza y captura de especie está regulada por la ley N° 18.892, sobre Pesca y Acuicultura, de acuerdo al D.S. (MINAGRI) N° 5 del 7 de diciembre de



1998, por considerarse a los pingüinos un “recurso hidrobiológico”. El D.S. (MINECOM) N° 225 del 11 de noviembre de 1995, establece una veda extractiva de ambas especies por 30 años (Iriarte 1999). Para Chile, esta especie se encuentra en la categoría de Vulnerable (D.S. MINSEGPRES N° 50 del 24 de abril de 2008). No obstante lo anterior, hoy en día las colonias de nidificación de esta especie se encuentran cada vez más afectadas por disturbios de origen antropogénico.

Entre las principales amenazas se encuentra la destrucción de hábitat y particularmente la extracción de guano que es reportada ya por Coker (1920) para las costas peruanas en el siglo XIX y que redujo sustancialmente la disponibilidad de hábitat de nidificación para el pingüino. Este fue, probablemente, el factor que contribuyó significativamente a la reducción de la población de pingüino de Humboldt cuya abundancia estimada era de “cientos de miles” (Johnson 1965). En el norte de Chile, aún es posible observar extracción de guano de forma artesanal.

La interacción con pesquerías produce mortalidad directa de aves en las artes de pesca y probablemente este es el problema de conservación más severo que enfrenta el pingüino de Humboldt en Chile. Simeone *et al.* (1999) reporta pingüinos de Humboldt, adultos y juveniles, ahogados en redes agalleras en la región de Valparaíso. En los últimos años, han ocurrido numerosos eventos reportados en medios de comunicación afectando, principalmente, a las aves de la zona centro-norte de Chile (Simeone 2010). Además, existen reportes no publicados y comunicaciones personales de pescadores artesanales que dicen capturar pingüinos y recolectar huevos de éstos para consumo humano o utilizarlos como carnada en la pesquería de jaibas.

Otra amenaza importante corresponde a las especies exóticas invasoras (EEI) dado que varias colonias de nidificación presentan una o más especies invasoras que interactúan con el pingüino de Humboldt. Simeone & Bernal (2000), reporta perros matando pingüinos adultos en la isla Pájaro Niño, Algarrobo. Simeone & Schlatter (1998) informan que la introducción de cabras, asociado a un turismo no regulado, colapsó el 28% de las cuevas de tierra en los islotes de Puñihuil, Chiloé. Simeone & Luna-Jorquera (2012), reportan que las ratas (*Rattus norvegicus* y *R. Rattus*) pueden depredar hasta el 70% de los huevos desatendidos por los padres en isla Pájaro Niño y en isla Pájaros 1.

El turismo ecológico, en los últimos años, se ha transformado en un negocio muy popular y lucrativo en Chile, especialmente el turismo de observación de fauna alrededor de colonias de nidificación de aves marinas. Ellemberg *et al.* (2006), trabajando en isla Choros, demostró que los pingüinos en período de incubación son altamente susceptibles a la presencia humana y que esto repercute en el éxito reproductivo. Wallace & Araya (2015) en base a un conteo sistemático efectuado entre la región de Iquique y la región de Valparaíso entre 1999 y 2008, señalan que la población promedio actual de la especie en Chile es de aproximadamente 33.500 individuos, siendo las colonias más importantes aquellas localizadas en la región de Atacama (e.g. isla Pan de Azúcar, isla Chañaral de Aceituno) y en la región de Coquimbo (e.g. isla Pájaros 1, isla Choros). En la región de Valparaíso destaca la colonia de nidificación de isla Cachagua con aproximadamente 1300 individuos.

4.1.6.2. Efectos de los hidrocarburos en pingüinos y aves marinas



Las aves marinas y costeras son un grupo de aves acuáticas que parte de su alimentación se basa en los peces, invertebrados y/o plancton que lo obtienen (todo o parte del año) en el mar. En este grupo podemos encontrar especies que para obtener su alimento nadan en superficies, bucean en profundidad o pastorean la costa. Otras diferencian está en su ciclo de vida, hay especies que migran grandes distancias y otras que permanecen en una zona determinada.

Debido a su amplia distribución, las aves marinas son unos de los organismos que se ven más afectados por los derrames de petróleo, lo que se expresa en una alta tasa de mortalidad en cada evento de derrame, por ejemplo en el derrame del Exxon Valdez, se registraron entre cientos a miles de aves marinas muertas (Piatt 1996), sin embargo, no existe una relación directa entre la dimensión del derrame y la mortandad de aves, ya que pequeños derrames pueden provocar una gran mortandad y viceversa (Helm *et al.* 2014; Munilla *et al.* 2011).

Estos hechos se explican por la influencia de las características del derrame, la distribución de las poblaciones y su susceptibilidad frente a los compuestos químicos liberados durante un derrame. Esencialmente todas las especies de aves marinas pueden ser impactadas por los derrames de petróleo. Las aves marinas que bucean o nadan en la superficie del agua son las más susceptibles a tener un mayor impacto por contacto con el petróleo, a diferencia de las aves costeras u otras asociadas a ambientes marinos que pasan un menor tiempo en el agua.

Las características de forma de vida, tipo de alimentación y fisiología determinara la susceptibilidad de las diferentes especies de aves hacia los efectos tóxicos de un derrame (Helm *et al.* 2014).

En este sentido, en el hemisferio norte, se han definidos índices de vulnerabilidad al petróleo (OVI, siglas en inglés *Oil Vulnerability indexes*) de las diferentes especies que considera factores específicos como: distribución en el mar, ubicación de las crías y áreas de invernada, tamaño de la población, fenología reproductiva, demografía y el comportamiento de forrajeo (Begg *et al.* 1997).

Este índice es la suma de los scores de varios factores que afectan la sobrevivencia en relación a los impactos de los derrames, se han desarrollado OVI para especies y familias. En la Tabla 8 son resumidas OVI para aves marinas de los océanos Pacífico y Atlántico norte. En ambas regiones, las especies de la familia Alcidae, son las que tienen un mayor OVI (media de 78 de un máximo de 100), seguidos de los cormoranes, patos marinos, patos buceadores (OVI 50-66), gaviotas y skuas (OVI 41-48).

El OVI no fue diseñado específicamente para predecir el número de individuos de una especie que entrara en contacto con el derrame, sino que considera los aspectos que pueden afectar a la especie, por ejemplo, en las especies raras, sus OVIs son mayores debido a la posibilidad de tener un derrame implica mayores impactos en la población.

Es importante destacar que no se han estimados OVI para las especies de aves marinas del hemisferio sur ni para especies estuarinas. Aunque las especies que pasan más tiempo en el agua, son las propensas a ser afectadas físicamente por un derrame, no significa que tendrán los OVI más altos.

**Tabla 8.**

OVI para familias de aves de los océanos Pacífico y Atlántico Norte. Recopilado por (Helm et al. 2015a)

| | Océano Pacífico noreste | | | Océano Atlántico norte | | |
|-------------------------------------|-------------------------|-----|-----|------------------------|-----|-----|
| | media | min | max | media | min | max |
| Alcidae | 78 | 70 | 88 | 77 | 65 | 86 |
| Phalacrocoracidae | 59 | 52 | 63 | 66 | 59 | 73 |
| Gaviidae | 55 | 47 | 65 | 66 | 65 | 68 |
| Sulidae | — | — | — | 65 | 65 | 65 |
| Hydrobatidae | 65 | 63 | 67 | 50 | 49 | 54 |
| Anatidae (Pato de mar) | — | — | — | 64 | 45 | 75 |
| Procellariidae | 52 | 47 | 57 | 59 | 47 | 65 |
| Anatidae (Pato de buceador) | — | — | — | 58 | 58 | 58 |
| Anatidae (todas las aves acuáticas) | 53 | 32 | 78 | — | — | — |
| Podicipedidae | 49 | 44 | 56 | 53 | 46 | 58 |
| Diomedidae | 51 | 50 | 52 | — | — | — |
| Laridae (golondrina de mar) | — | — | — | 48 | 46 | 51 |
| Laridae (Gaviotas) | — | — | — | 45 | 36 | 66 |
| Laridae Skuas) | 41 | 39 | 43 | 43 | 36 | 58 |

Un dato importante a los organismos de gestión y control de los derrame es poder contar con los OVI para las diferentes especies de aves marinas. En un derrame de petróleo, los mayores efectos adversos que sufren las aves (marinas y costeras) son: la adhesión del petróleo a la las plumas, los daños a la piel, los efectos tóxicos de la ingestión e inhalación de los componentes del petróleo.

El petróleo se consume cuando las aves acicalan sus plumas, cuando se alimentan en zonas cubiertas por petróleo o por el consumo de alimentos contaminados. Además la inhalación de los compuestos volátiles del petróleo puede provocar serios problemas de toxicidad aguda (NRC, 2003). En general la mayoría de las aves impregnadas con petróleo morirán, a menos que sean limpiadas.

La mayoría de los petróleos crudos o refinados tienen el mismo efecto físico cuando impregnan las plumas de un ave. Los compuestos que forman al petróleo se unen a la parte hidrofóbica de la queratina que forman las plumas, lo que provoca una alteración en las propiedades de aislamiento e impermeabilidad. La penetración del petróleo depende de su viscosidad y las condiciones ambientales que determinan su movilidad, de esta forma petróleos de baja viscosidad penetran el plumaje



causando hipotermia en las aves; en cambio petróleos con una alta viscosidad impregnan la superficie del plumaje sin penetrar a la piel (Hartung & Hunt 1966). Otro efecto directo en la impregnación de las plumas es la pérdida de la capacidad de vuelo, lo que probablemente provocara una pérdida en la capacidad de búsqueda de alimento, aumento del metabolismo por pérdida de calor y consumo de la grasa corporal (Hartung 1967), pudiendo llegar a metabolizar (consumir) el músculo pectoral (Jauniaux *et al.*, 1997). Las mayores lesiones en la piel y ojos de las aves, se producen en derrame de petróleo que tiene una alta proporción de PAH volátiles y otros compuestos volátiles como benceno, tolueno, xileno y naftaleno.

Los efectos adversos de la ingesta del petróleo incluyen efectos agudos en la sangre, tracto digestivo, hígado, riñones y ocasionalmente en pulmones. Estos efectos están relacionados a la forma que los compuestos se distribuyen en las aves, de forma similar a lo que ocurre en los mamíferos. La fracción de poliaromáticos puede provocar efectos adversos en la captación de nutrientes, esto ha sido demostrado en experimentos de ingesta de bajas dosis de petróleo, donde se ha descrito retardo en crecimiento en polluelo de gaviota (Miller *et al.*, 1978) y petreles (Boersma *et al.* 1988). Por otro lado se ha descrito cuadros de gastroenteritis por efecto de la irritación química de la ingesta de petróleo (Balseiro *et al.* 2005).

Los componentes del petróleo causan disociación de las células parenquimáticas del hígado, lo que provoca una alteración de su funcionalidad, como disminución en la capacidad de desintoxicación de hidrocarburos (Balseiro *et al.* 2005; Fry & Lowenstine 1985). Por otro lado se han descrito cuadros de daño de las células de Kupffers, como resultado del daño en la hemoglobina causado por compuestos aromáticos presentes en la sangre (Alonso-Álvarez *et al.*, 2007b; Leighton *et al.* 1985) y anemia hemolítica por daño oxidativo causado por la exposición de metabolitos de los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) (Troisi *et al.*, 2007). En sangre se ha reportado alteración en las enzimas indicadores de daño hepático y renal como aspartato aminotransferasa, láctico deshidrogenasa y gama-glutamyl transferasas (Alonso-Álvarez *et al.*, 2007a; Alonso-Álvarez *et al.*, 2007b).

Daño en la función renal y deshidratación ha sido reportado en aves expuestas a diferentes compuestos del petróleo, lo que se ha asociado a la exposición de HAP. Alteraciones en el sistema inmunitario que pueden causar infecciones respiratorias u otros tipos de alteraciones provocadas por la inmunosupresión (Briggs *et al.* 1997).

Pequeñas cantidades de petróleo puede significar alteración en las hormonas esteroidales y un negativo impacto en el proceso reproductivo y crianza. Exposición de pingüino magallánico (*S. magellanicus*) a petróleo ha mostrado una reducción de los niveles de las hormonas sexuales como estradiol y testosterona y un aumento de las hormonas indicadores del stress como el cortisol (Fowler *et al.* 1995). Similares resultados se han descrito para un Alcido (*Ptychoramphus aleuticus*), sumado a una disminución del grosor de los huevos (Helm *et al.* 2015b). En general, los efectos a nivel reproductivo pueden a largo plazo alterar la viabilidad de las poblaciones de diferentes aves marinas.



4.3. Evaluación de la situación pre-evento

El Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura mantiene desde el año 2009 un registro de todos los pinnípedos observados en la costa fuera de sus lugares habituales de descanso. Estos registros comprenden, además de la localidad de observación, diferentes datos como el estado de nutrición, la existencia de heridas, probable causa de muerte, etc.

Desde el inicio del programa se han registrado 340 eventos en la V Región con un total de 367 ejemplares varados. De estos, la gran mayoría (304 eventos y 331 ejemplares) son lobos marinos comunes. Además se registraron lobos finos australes (1) lobos de Juan Fernández (28) foca leopardo y (4) elefantes marinos. Exceptuando al lobo marino común, todos los eventos comprendieron sólo un ejemplar.

Para efectos de este informe se analizaron los eventos de varamiento de lobo marino común entre el año 2012 hasta mayo de 2016 en las comunas de Quintero, Zapallar, Puchuncaví y Papudo los cuales se resumen en la **Tabla 9**. En la **Tabla 9** se observa un aumento de los eventos de varamiento y del número de ejemplares, tanto vivos como muertos, en relación a los años anteriores. Posterior al vertimiento de hidrocarburos de septiembre del 2014, no se registran animales varados hasta diciembre del mismo año. Estos resultados permiten descartar un efecto agudo producto de dicho derrame.

Tabla 9.

Ejemplares de lobo marino común varados en la zona de estudio entre los años 2012 y mayo de 2016.

| AÑO | EVENTOS REGISTRADOS | EJEMPLARES VIVOS | EJEMPLARES MUERTOS | CON HERIDAS |
|------|------------------------|---------------------|-----------------------|----------------|
| 2012 | 11 | 6 | 6 | 6 |
| 2013 | 11 | 3 | 8 | 1 |
| 2014 | 8 | 3 | 5 | 2 |
| 2015 | 17 | 4 | 19 | 1 |
| 2016 | 23 | 14 | 19 | 3 |

(hasta Mayo)

La información referente a la avifauna en Isla Cachagua, es escasa. La primera referencia la encontramos en el trabajo de Philippi (1937) donde hace mención a la presencia de pingüino de Humboldt (*S. humboldti*) y pingüino de Magallanes (*S. magellanicus*) nidificando en la isla, siendo la presencia del segundo ocasional.



Junto con hacer una breve descripción de la colonia, estima una población de aproximadamente 1.000 individuos. Bailey (1969 a, b) da cuenta de especies de aves en la zona de Zapallar, sin embargo, estos registros sólo poseen valor anecdótico.

Una vez que Isla Cachagua es incorporada dentro del Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Estado (SNASPE), la Corporación Nacional Forestal (CONAF) comenzó a realizar monitoreos de las aves marinas en la isla. Es así como en 1998 se publica el Boletín Técnico N°66 (Meza *et al.* 1998) donde se entregan los resultados de los censos de pingüino de Humboldt entre 1990 y 1997.

Wallace *et al.* (1999) reporta la presencia de un pingüino de Humboldt anillado en el islote Pájaro Niño, Algarrobo, en Isla Cachagua, demostrando la dispersión de esta especie. Simeone *et al.* (2003) realiza conteos de pingüino de Humboldt, pelicano (*P. thagus*), yeco (*P. brasiliensis*) y gaviota dominicana (*L. dominicanus*).

En este trabajo destaca la presencia de 600 parejas reproductivas de pingüino de Humboldt para la temporada 2001-2002 y tres mil parejas de pelicano en la temporada 2000-2001. Recientemente, Espejo (2013), mediante el análisis de fecas, señala que los pingüinos de Isla Cachagua tienen mayores niveles de metales pesados (Cobre, Arsénico y Plomo) y también mayores niveles de porfirinas, indicando que los pingüinos están más propensos a sufrir los efectos de contaminantes. Vianna *et al.* (2014) señala que la población de pingüino de Humboldt muestra una tendencia ligeramente a la baja.

Sallaberry-Pincheira (2015) incorpora muestras de pingüinos de Cachagua en su estudio para detectar Malaria Aviar, siendo los resultados negativos para los especímenes muestreados. Wallace & Araya (2015), en base a datos recolectados entre 1997 y 2011, indican para esta colonia un total de 1090 ± 450 individuos. En forma paralela a los estudios antes mencionados, CONAF, continúa realizando conteos de aves durante los máximos reproductivos, así como en el período de muda. Sin embargo, estos datos no se encuentran publicados.

La literatura científica mundial es extensa en la información referente a derrames de petróleo que afectan a las aves. Es así como eventos de gran magnitud como el derrame de petróleo del buque "Exxon Valdez" en Alaska, ha generado alta mortalidad de aves marinas, incluso llegando a devastar colonias de nidificación completas (Piatt *et al.* 1990, 1996). Piatt & Ford (1996) estiman en más de 41.000 las aves marinas muertas a causa del derrame ocurrido en 1989. En 2002, el derrame de hidrocarburos producido por el buque "Prestige" en las costas de España, afectando entre 115.000 y 230.000 aves, incluyendo aves rapaces (García *et al.* 2003; Balseiro *et al.* 2005; Zuberogoitia *et al.* 2006).

Entre los efectos que causan en los pingüinos se puede señalar que el petróleo, entre otros agentes, destruye la impermeabilización de las plumas, causando pérdida de flotabilidad y aislación térmica, siendo más nefasta en aves juveniles y volantones, ocasionando alteraciones en la regulación de



temperatura o bien por intoxicación directa (Perkins 1983) o bien provocando alteraciones en el crecimiento de las plumas durante la muda (Kerley *et al.* 1985). En el pingüino Adelia (*Pygoscelis adeliae*) se ha registrado cambios en las constantes fisiológicas (baja en frecuencia cardíaca, temperatura y velocidad de nado) en aves contaminadas versus aves no contaminadas, en la Península Antártica (Culik *et al.* 1991).

La reintroducción de animales rehabilitados por derrames de hidrocarburos ha sido exitosa. Para el pingüino azul (*Eudyptula minor*) se realizó un estudio para comparar la eficacia de la reintroducción de animales rehabilitados post-derrame de petróleo, evento que involucró a 383 individuos en Nueva Zelandia. Se utilizaron 10 individuos control (desde una población natural sin petróleo) y 10 individuos en reintroducción, no evidenciando cambios de comportamiento ni alteración en la profundidad y tiempo de buceo en los dos grupos de aves (Chilvers *et al.* 2015).

Chile no ha estado exento de este problema, es así como Blank *et al.* (2008) señalan una disminución de un 88% de aves adultos en una colonia de nidificación de cormorán de las rocas (*Phalacrocorax magellanicus*) en el Estrecho de Magallanes, producida por el derrame de petróleo del buque “*Berge Nice*”, los autores estimaron una recuperación de la colonia en un lapso de 16 años. Matus & Blank (2008) reportan la recepción de 76 pingüinos de Magallanes (*S. magellanicus*) en Punta Arenas a causa de un derrame de petróleo de origen desconocido. En 2003, el derrame de petróleo en la desembocadura del río Aconcagua provocado por la empresa RPC, afectó a varios pingüinos, los cuales fueron rehabilitados y posteriormente liberados (M Flores com. pers.). En la semana posterior al derrame ocurrido el 24 de septiembre de 2015, se recuperaron 14 pingüinos de Magallanes, de distintos puntos de la bahía de Quintero y zonas cercanas, cuatro de ellos muertos al momento de ser hallados, mientras que otro murió a las horas de ser rescatado. Los nueve restantes fueron sometidos a un cuidadoso tratamiento, asesorado por expertos de la International Fund for Animal Welfare (IFAW), invitados por Sernapesca los primeros días de octubre¹. Ocho pingüinos fueron liberados (**Figura 8**).



Figura 8. Liberación de 8 ejemplares de pingüino de Magallanes en la playa Cachagua afectados por el derrame de petróleo en Quintero. En el extremo superior derecho se observa parte de isla Cachagua. Fuente: Sernapesca.

4.4. Resultados de las prospecciones de cetáceos menores

En las campañas de observación con puntos fijos, solo se detectó la presencia de cetáceos menores en la campaña del día 21 de noviembre 2015, y que correspondió a la segunda campaña (ver **Tabla 1**). Este registro consistió en un avistamiento de delfines nariz de botella (*T. truncatus*) frente a Punta Fraile, y que tuvo una duración de 30 minutos, identificándose la presencia de al menos 5 individuos. Los comportamientos registrados fueron alimentación (buceos de mediana duración), saltos y finalmente desplazamiento en dirección este.

En los monitoreos vía marítima, no se registraron avistamientos de cetáceos menores. A pesar de esto, en cada campaña se realizaron se recorrió un total de 34 km durante 4 h de observación marina, realizando una transecta lineal y en zig-zag. La transecta lineal tuvo dirección de norte a sur desde el islote Cachagua hasta playa Papagallo y salvo la del 17 de octubre, donde la velocidad del viento provocó un estado del mar de 3 en escala Beaufort, el resto se pudo realizar sin complicaciones.

Adicionalmente, el día 21 de noviembre se avistó soplos de individuos correspondientes a cetáceos mayores. Dada la lejanía del avistamiento no se logró la determinación de especie (ver Bitácora de avistamiento, **Anexo 7**). Por otra parte el día 8 de enero se avistaron dos individuos correspondientes a la especie *Megaptera novaengliae* (Ballena jorobada). (**Figura 9**).



Figura 9. Avistamiento de ballena jorobada, *M. novaengliae*, registrada en el área de estudio durante la segunda campaña de terreno (8 de enero 2015). (Fotografía: Universidad de Valparaíso).

Si bien estos avistamientos no corresponden a la clasificación de cetáceos menores (objetivo de este proyecto) cabe la pena mencionar su presencia como registro en el área. Los individuos se avistaron saltando lo que permitió la rápida determinación taxonómica tanto por actividad conductual como por características morfológicas.

Finalmente en los muestreos de otras líneas de investigación, se detectó la presencia de al menos 10 delfines de nariz de botella (*T. truncatus*) frente a la playa de Cachagua el día 11 de Febrero a las 9:30 de la mañana, los cuales se desplazaban en dirección Este de manera lenta y con algunos saltos esporádicos.

4.5. Resultados de las prospecciones de lobos marinos

4.5.1. Abundancias y estado de los individuos prospectados

En el área de estudio solo se encontró una lobera ubicada en los Farellones de Quintero (32°42'18" S y 71°32'12" W), lo cual coincide con los antecedentes bibliográficos para la zona. Esta lobera está compuesta por un conjunto de roqueríos extra continentales y bajos rocosos ubicado aproximadamente 2,200 m al NW del balneario de Horcón.

Esta lobera está expuesto al oleaje, y lo conforman un conjunto de roqueríos y promontorios de diversos tamaños y de difícil acceso. Los farellones se extienden de NW a SE por 1.100m (Oliva *et al*, 2016). En la **Figura 10** se muestra una fotografía aérea general de los roqueríos y una vista parcial del roquerío que concentra la mayor parte de la población.

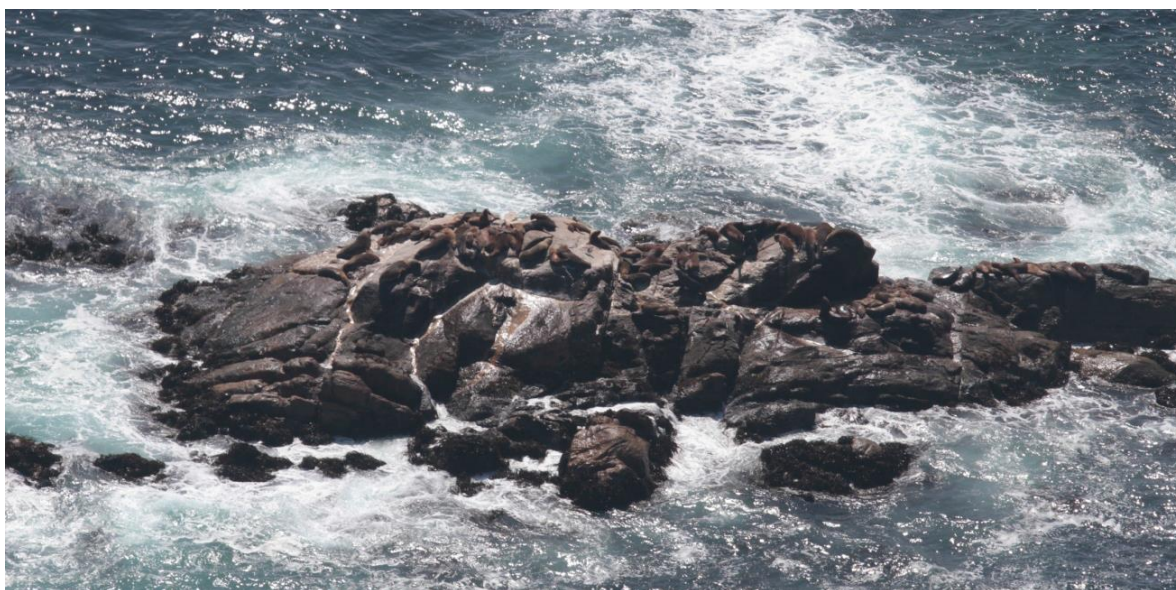


Figura 10. Lobera de Farellones de Quintero; zona superior vista aérea general e inferior detalle del roquerío con mayor concentración de lobos marinos. (Fotografía: Doris Oliva y René Durán).

En la **Tabla 10** se muestran los resultados de los censos realizados en Farellones de Quintero. Los animales contabilizados se clasificaron en machos (MA), Machos subadultos (MSA), Hembras (H), Juveniles (J) y Cachorros (C). Los censos de febrero y marzo de 2016 no pudieron efectuarse adecuadamente por las frecuentes y prolongadas marejadas que hacían peligroso el entorno de los Farellones por lo que se entrega resultados parciales.

**Tabla 10.**

Caracterizaci3n de los lobos marinos censados en Farellones de Quintero.

| Tipo de Censo/Fecha | MA | MSA | H | J | C | I | TOTAL |
|--------------------------------|----|-----|----|----|---|----|-------|
| Aéreo/ 8 de julio 2015 | 20 | 19 | 36 | 18 | 0 | 34 | 127 |
| Aéreo/ 17 de octubre 2015 | 31 | 42 | 81 | 9 | 0 | 35 | 198 |
| Marítimo/ 9 de enero 2016 | 54 | 44 | 76 | 7 | 0 | 50 | 231 |
| Marítimo/27 febrero 2016 | 5 | 4 | 6 | 1 | | 9 | 25* |
| Marítimo / 30 de marzo 2016 | 4 | 4 | 5 | | | 6 | 19* |
| Aéreo (drone)/ 22 de mayo 2016 | 25 | 20 | 42 | 15 | 0 | 20 | 122 |

En todos los censos realizados en condiciones apropiadas se encontraron todas las categorías, excepto cachorros, por lo que esto nos sugiere que esta lobera no es reproductiva en la actualidad. El número de animales aumentó desde el invierno hasta el verano, decayendo posteriormente en el muestreo de mayo a pesar de ser el muestreo realizado con drone lo que posibilita un recorrido completo de todo el roquerío de Farellones con una vista cenital (**Figura 11**). Al analizar la condici3n corporal de cada uno de los animales registrados en los seis censos es posible concluir que todos ellos se encuentran en buena condici3n, los animales est3n robustos, no se aprecia externamente el esqueleto, no presentan manchas de petr3leo y tampoco hay daños en la piel ni en los ojos.



Figura 11. Vista de censo aéreo con dron de la Lobera de Farellones de Quintero. (Fotografía: Doris Oliva y René Durán).

Por otra parte, se observa animales con manchas en la piel, los cuales se ubicaban en zonas muy cercanas al nivel del agua (**Figura 12A**). Para evaluar si estas condiciones son normales en otras loberas, el grupo de investigación de la Universidad de Valparaíso revisó material de otras loberas en el sur de Chile y se observó el mismo patrón de coloración en lobos marinos. Por lo que nos sugiere que estas manchas aparentes son producto del salpicado de la ola que moja el pelaje en zonas específicas produciendo este patrón moteado. De hecho, los individuos ubicados en posiciones más elevadas no presentan esta condición.

En cuanto a marcas observadas en la piel de los ejemplares (**Figura 12B**) se pudo concluir que estas solo correspondían a heridas producto de peleas entre ellos. Finalmente el único animal herido observado corresponde a un macho adulto que flotaba frente a la lobera con parte de sus intestinos expuesto y una condición de hinchazón aguda de su cuerpo. Las causas de esta lesión no pueden ser atribuidas a efectos de intoxicación de hidrocarburos sino más bien a una lesión traumática (**Figura 12C**).

12A



12B



12C



Figura 12. A) Presencia de individuos manchados en la zona hmeda, B) en la zona seca con marcas y C) con herida expuesta. Ninguna de estas manchas puede ser atribuida a efectos derivados de toxicidad. (Fotografía: Doris Oliva y Ren3 Dur3n).



4.5.2. Análisis de PAHs en las biopsias

En la Tabla 11, se resumen los resultados de los niveles de PAH analizados para las muestras de biopsias de lobo marino para la zona de Quintero, Chiloé (este estudio) y lo reportada por Marsili *et al.* (1997) en una zona impactada (Puerto del Mar del Plata) y referencia (Punta Bermeja).

Tabla 11.
Caracterización de los lobos marinos censados en Farellones de Quintero.

| COMPUESTOS | Quintero 1 | Quintero 2 | Quintero 3 | Chiloé 1 | Chiloé 2 | Mar del Plata ¹ | Punta Bermeja ¹ |
|--|---------------|---------------|---------------|-------------|-------------|-------------------------------|-------------------------------|
| Sexo | Hembras | Machos | Hembras | Hembras | Machos | - | - |
| Naftaleno | nq | 174 | Nq | nq | nq | 537 | 139 |
| Acenaftileno | 333 | 145 | 417 | 357 | 139 | - | - |
| Acenafteno | nq | nq | Nq | nq | nq | 589 | 102 |
| Fluoreno | nq | nq | Nq | nq | nq | 122 | 30 |
| Fenantreno | nq | nq | Nq | nq | nq | 600 | 162 |
| Antraceno | nq | nq | Nq | nq | nq | 174 | 39 |
| Fluoranteno | 333 | 145 | 417 | 357 | 139 | 176 | 25 |
| Pireno | 400 | 174 | 500 | 429 | 167 | 157 | 23 |
| Benzo(a) antraceno | 667 | 291 | 833 | 714 | 278 | 13 | 2 |
| Criseno | 400 | 174 | 500 | 429 | 167 | 9 | 3 |
| Benzo(b) Fluoranteno | 533 | 233 | 667 | 571 | 222 | 54 | 1 |
| Benzo (a) Pireno | 733 | 320 | 917 | 786 | 306 | 29 | 3 |
| Indeno(1,2,3-cd)Pireno | 867 | 378 | 1083 | 929 | 361 | - | - |
| Dibenzo(a,h)antraceno | 867 | 378 | 1083 | 929 | 361 | 28 | 1 |
| Benzo(g,h,i)perileno | 600 | 262 | 750 | 643 | 250 | - | - |
| Total PAH | 5733 | 2674 | 7167 | 6143 | 2389 | 2488 | 530 |
| Total PAH Cancerígeno² | 4067 | 1773 | 5083 | 4357 | 1694 | 133 | 10 |

nq: Menor al límite de cuantificación

(1) Marsili *et al.*, (1997) valores promedio, no se informa el sexo de las biopsias

(2) Cancerígeno según EPA <http://www.atsdr.cdc.gov/csem/csem.asp?csem=13&po=11>



Las concentraciones totales de PAH de las biopsias de Quinteros fueron de 5733, 2674 y 7167 ng/g para las muestras integradas de hembras (Quintero 1), machos (Quintero 2) y hembras (Quintero 3), respectivamente.

Para las muestras de Chiloé, zona de no impacto de la actividad portuaria, las concentraciones fueron de 6143 y 2389 ng/g para las hembras y machos respectivamente (**Tabla 11**). Además, fue observado en todas las muestras que los PAH de tres anillos mostraron niveles bajo el límite de cuantificación y las diferencias entre las concentraciones de machos y hembras fueron similares en las zonas de Quintero y Chiloé.

Incluyendo solo los PAH cancerígenos, la tendencia por sexo de las biopsias y por zona geográfica no cambia. Al comparar los promedios de las concentraciones totales (hembras y machos) de las zonas de Quintero (4562 ng/g) y Chiloé (4266 ng/g) (**Figura 13**), fue observado que no existen diferencias apreciables. Estos valores son mayores a lo reportado en el puerto de Mar del Plata (2488 ng/g) y Punta Bermeja (530 ng/g) (Marsili *et al.* 1997). Comparando los perfiles de los PAH analizado y agrupándolos por el número de anillos (**Figura 37**), se observó que las muestras de este estudio (Quintero y Chiloé) fueron similares, con un predominio de los PAH de 4, 5 y 6 anillos. A diferencia de lo descrito por Marsili *et al.* (1997) donde predominan los de 2 y 3 anillos.

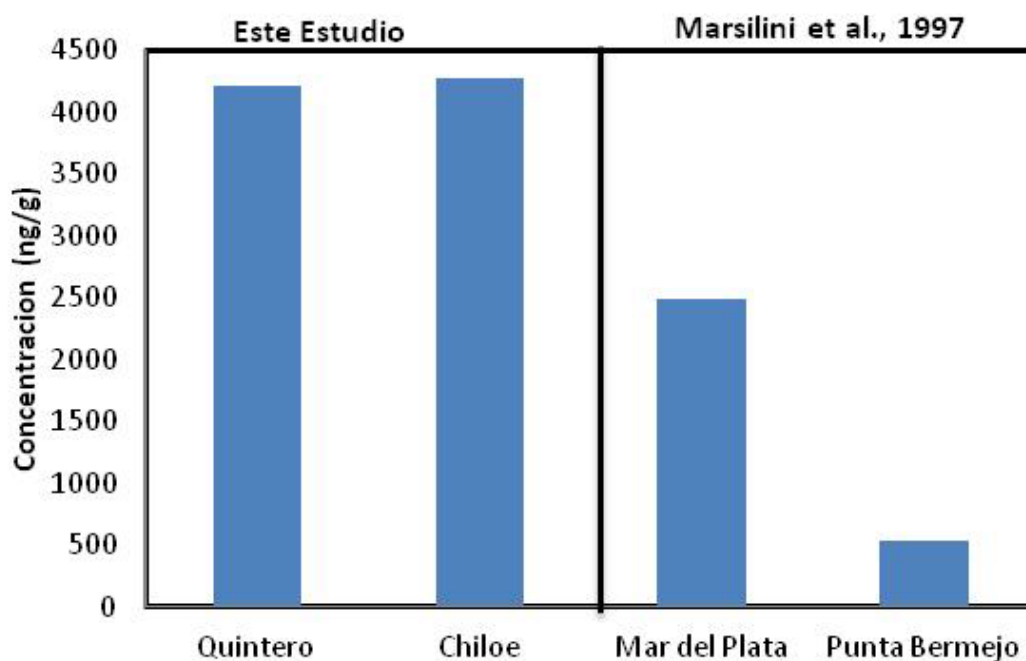


Figura 13. Concentración promedio de biopsia de machos y hembras para Quintero y Chiloé, y reporte de Marsili *et al.* (1997) en una zona impacto y referencia.



Considerando los niveles totales de las muestras, los agrupados por zona (Figura 13) y los perfiles (Figura 14), es posible afirmar que las biopsias de los lobos Marinos proveniente de Quintero, tienen el mismo nivel de contaminación que las biopsias de Chiloé. En primer lugar, hay que destacar que la mayoría de los valores están cercanos a los límites de cuantificación, lo cual apoya el hecho de utilizar muestras integradas en este estudio.

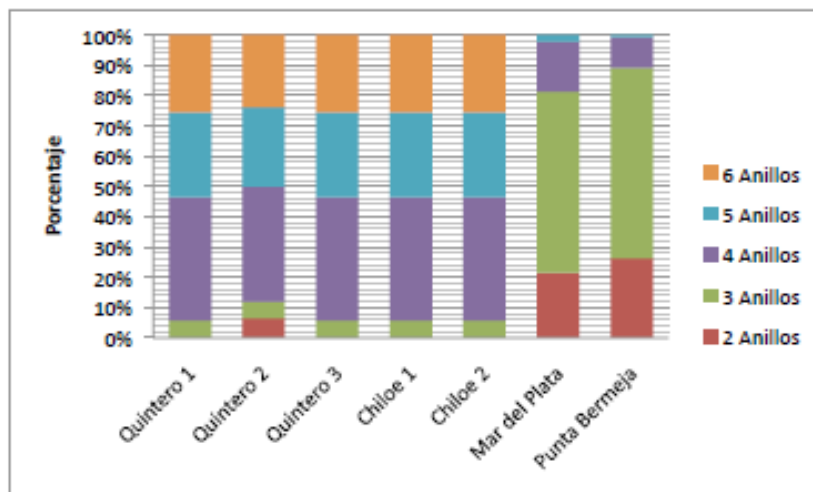


Figura 14. Perfiles de PAH agrupados por número de anillos en biopsias de este estudio y Marsili *et al.* (1997).

5.5.3. Análisis de la información histórica de lobos marinos

Aguayo (1973) censa primera vez la lobera de Farellones de Quintero, encontrando 35 animales. Posteriormente, Aguayo *et al* (1998) realizan dos censos aéreos en el verano de 1997 estimando una población de 365 animales y observan pariciones en el lugar. Farellones de Quintero en ese estudio fue la única lobera reproductiva encontrada en la V Región y la segunda en abundancia después de la lobera de Punta Curaumilla (lobera no-reproductiva).

En el año 2007, Sepúlveda *et al* (2008) contabilizan solo 107 animales y no se observan crías. En los censos realizados para este estudio en el verano de 2016 se contabilizaron 231 lobos marinos. La lobera de Farellones de Quintero no presenta pariciones en los censos de 2007 y 2016 y la población ha aumentado en relación al censo de 2007 (**Figura 15**).

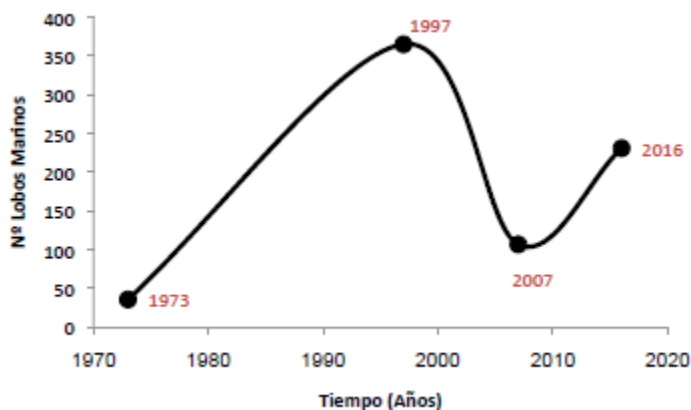


Figura 15. Estimaci3n de la abundancia del lobo marino com3n en la lopera de Farellones de Quintero seg3n Aguayo (1973), Aguayo et al (1998), Sep3lveda et al (2008).

4.6. Resultados de las prospecciones de chungungos

4.6.1. Abundancias y estado de los individuos prospectados

Durante la primera campaa se establecieron 11 sitios de muestreo. Sin embargo, tras los resultados obtenidos en esta campaa, se descartaron dos de ellos (Playa los Enamorados y Caleta de Horc3n) quedando finalmente nueve puntos de observaci3n. El detalle de cada una de las zonas se puede presentar detalladamente en el **Anexo 7**.

El n3mero de avistamientos registrados durante las cuatro campaas para los distintos sitios de muestreo se observan en la **Figura 16**. En las cuatro campaas de terreno, el mayor n3mero de avistamientos se registr3 en el Islote de Cachagua (Campaa 1: $H = 16,60$, $P = 0,011$; Campaa 2: $H = 22,99$, $P < 0,001$; Campaa 3: $H = 20,92$, $P = 0,002$; Campaa 4: $H = 19,84$, $P = 0,003$).

En cuanto a la comparaci3n entre el n3mero de avistamientos entre campaas para cada localidad, se encontr3 que la 3nica localidad que registr3 diferencias significativas en el n3mero de avistamientos entre campaas fue el islote de Cachagua, en donde el n3mero de avistamientos fue significativamente mayor en la cuarta campaa ($H = 8,73$, $P = 0,033$).

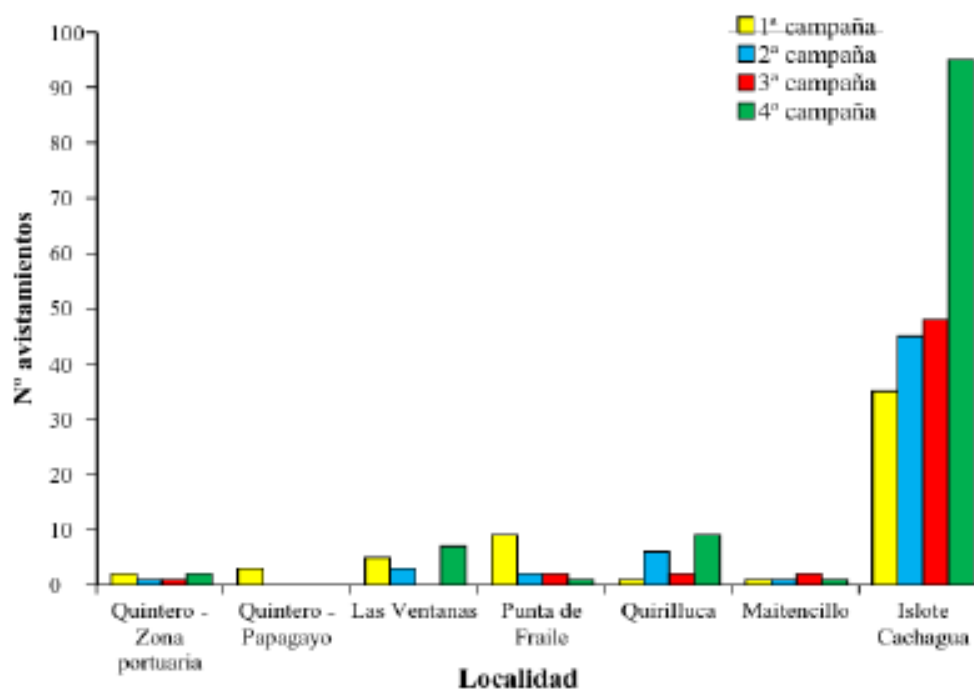


Figura 16. N3mero total de avistamientos de chungungos en los sitios de muestreo durante las cuatro campa3as.

Para las dem3as localidades no se registraron diferencias en el n3mero de avistamientos entre campa3as. En la **Figura 17** y **18** se muestra el horario de los avistamientos, para todos los sitios muestreados y para las cuatro campa3as de terreno.

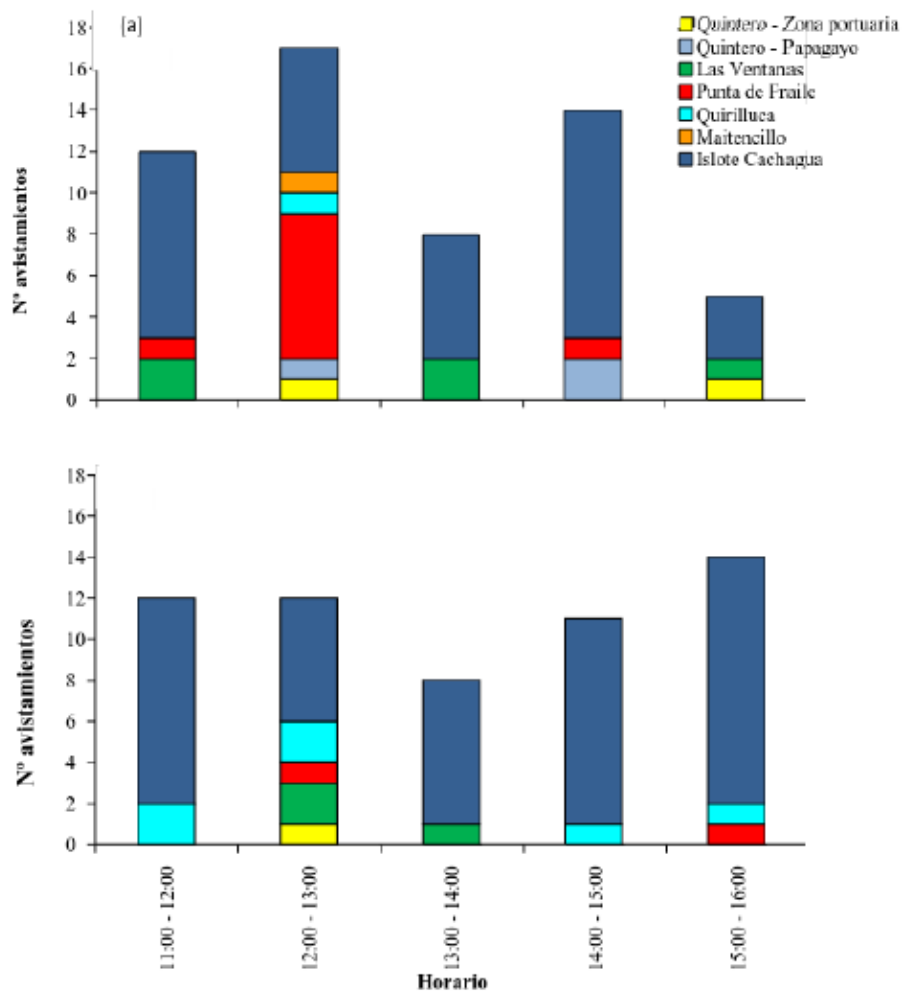


Figura 17. N3mero de avistamientos por horario del d3a registrados durante la (a) primera y (b) segunda campa3as de terreno en las localidades de estudio.

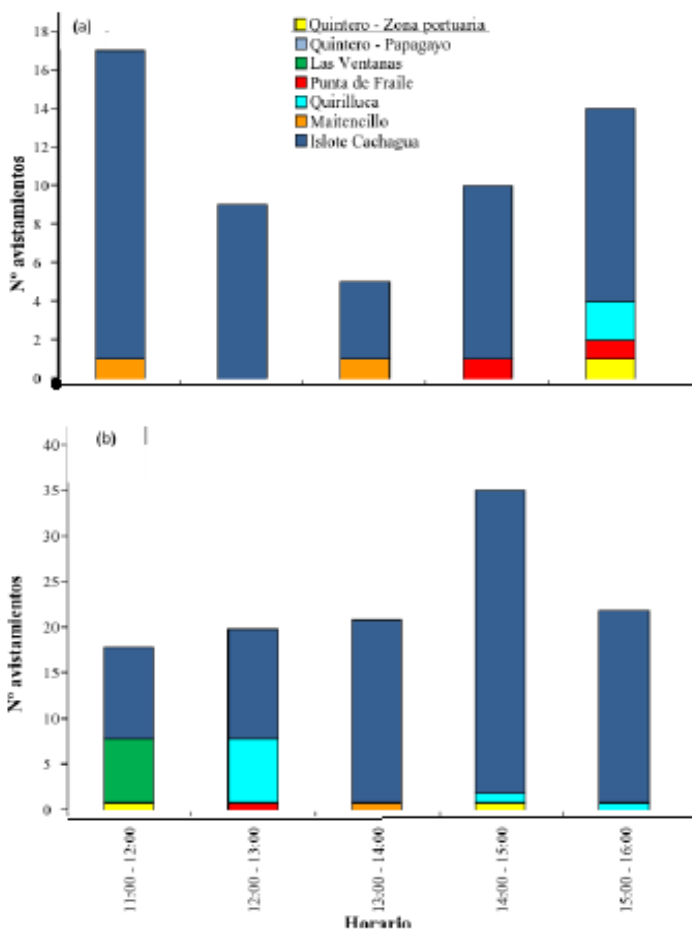


Figura 18. Número de avistamientos por horario del día registrados durante la (a) tercera y (b) cuarta campañas de terreno en las localidades de estudio.

De acuerdo a estas figuras, no existe un patrón consistente en el horario de registro de avistamientos entre campañas. Es así que para la primera campaña el período en que se registró la mayor cantidad de avistamientos fue entre las 12:00 y las 13:00 horas, seguido del horario desde las 14:00 a las 15:00 (**Figura 17A**). En la segunda campaña, el número de avistamientos fue relativamente constante a lo largo del día, con la excepción del período entre las 13:00 y 14:00 horas donde el número de chungungos avistados fue menor (**Figura 17B**).

En la tercera campaña el mayor número de avistamientos fue entre las 11:00 y las 12:00 (**Figura 18A**), mientras que en la última campaña destacó el horario de las 14:00 – 15:00 como el período con mayor número de avistamientos (**Figura 18B**).



4.6.2. Abundancias y relaci3n con veraneantes observados en la zona de Cachagua

En la **Figura 19**, se muestra el n3mero de veraneantes que visitaron las tres zonas de observaci3n de Cachagua en 3 periodos de tiempo distintos. En esta se observa que en el sitio 1, el cual corresponde a la zona del islote de Cachagua el n3mero de tr3nsito de veraneantes fue mayor en comparaci3n a los otros sitios de estudio, destac3ndose el rango de horario entre las 10 AM-13 PM y 13 PM- 16 PM donde m3s veraneantes se observaron.

En la **Figura 20**, se muestra el n3mero de avistamientos de *L. felina* seg3n 3 rangos de tiempo que corresponden a las sesiones de observaci3n, entre las (10 AM-13 PM) y (13 PM-16 PM) donde se registr3 el mayor avistamiento en el sitio 1, los otros sitios de observaci3n se registraron en menor cantidad.

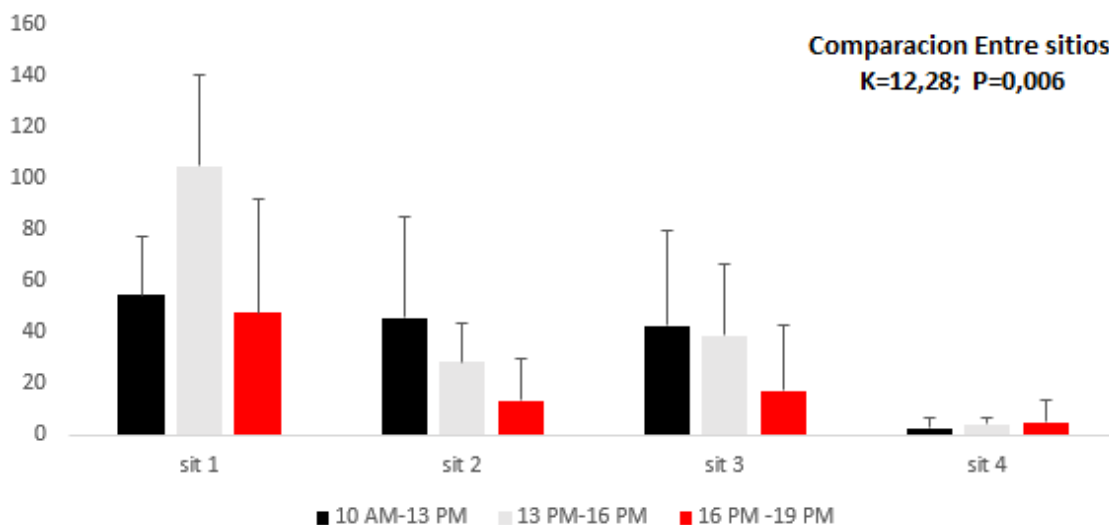


Figura 19. Promedio del n3mero de veraneantes y su desviaci3n est3ndar en 4 sitios de observaci3n en el islote de Cachagua, en tres horarios distintos.

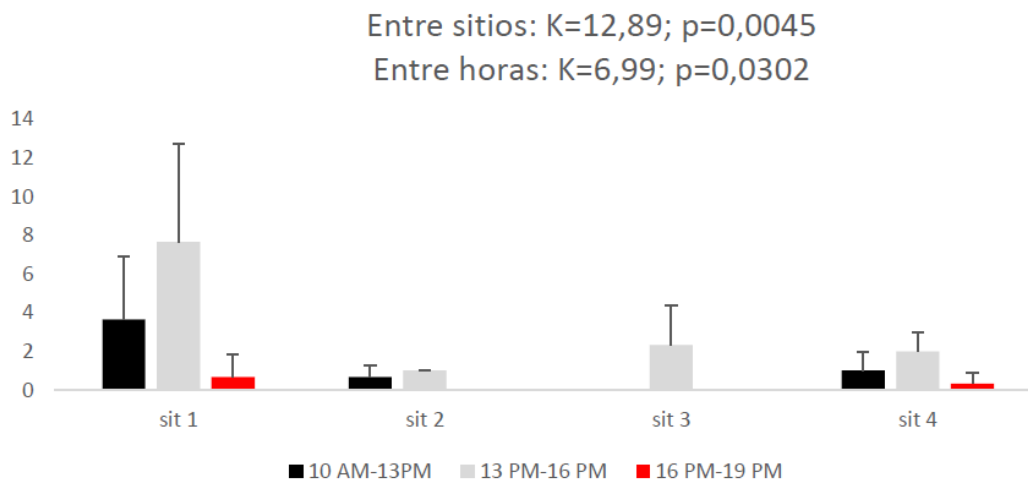


Figura 20. Promedio del n3mero de avistamientos de Chungungos y su desviaci3n est3ndar en 4 sitios de observaci3n en el islote de Cachagua, en tres horarios distintos.

4.7. Resultados de las prospecciones de ping3inos y aves marinas

4.7.1. Abundancias y estado de los individuos prospectados

Luego de la prospecci3n de la isla, se registr3 un total de 1.094 nidos, los que fueron categorizados seg3n actividad y seg3n tipo de construcci3n. Del total de nidos revisados, el 63% (693) se encontraban vac3os, el 34% (373) se encontraban ocupados y el 3% restante (28) no fueron revisados debido a la ubicaci3n de 3stos bajo 3rboles encima de la isla y a que el terreno se encontraba muy blando por las lluvias del mismo d3a (24.09.15) (Figura 21).

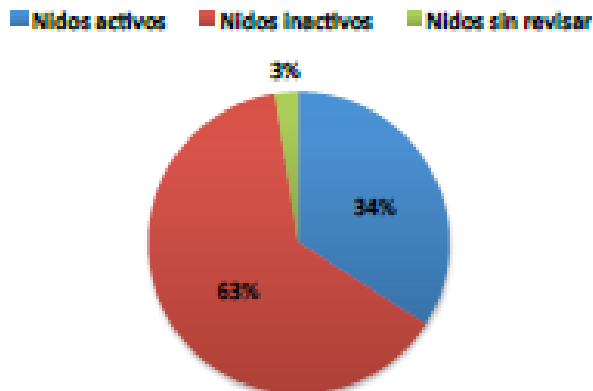


Figura 21. Proporci3n de nidos activos, inactivos y sin revisar en isla Cachagua. Septiembre de 2015.

No se registró presencia de ejemplares o cadáveres con hidrocarburos ni evidencia en los nidos. Al graficar la posición geográfica de los nidos prospectados ($n=1070$) se observan agregaciones en todos los sectores de la isla (sectores A-H), presentando mayor cantidad de nidos en los sectores A, B, C, F y H (**Figura 22**). El sector H cobra particular relevancia por cuanto corresponde a la zona donde se superpone el hábitat de nidificación con el pelicano.

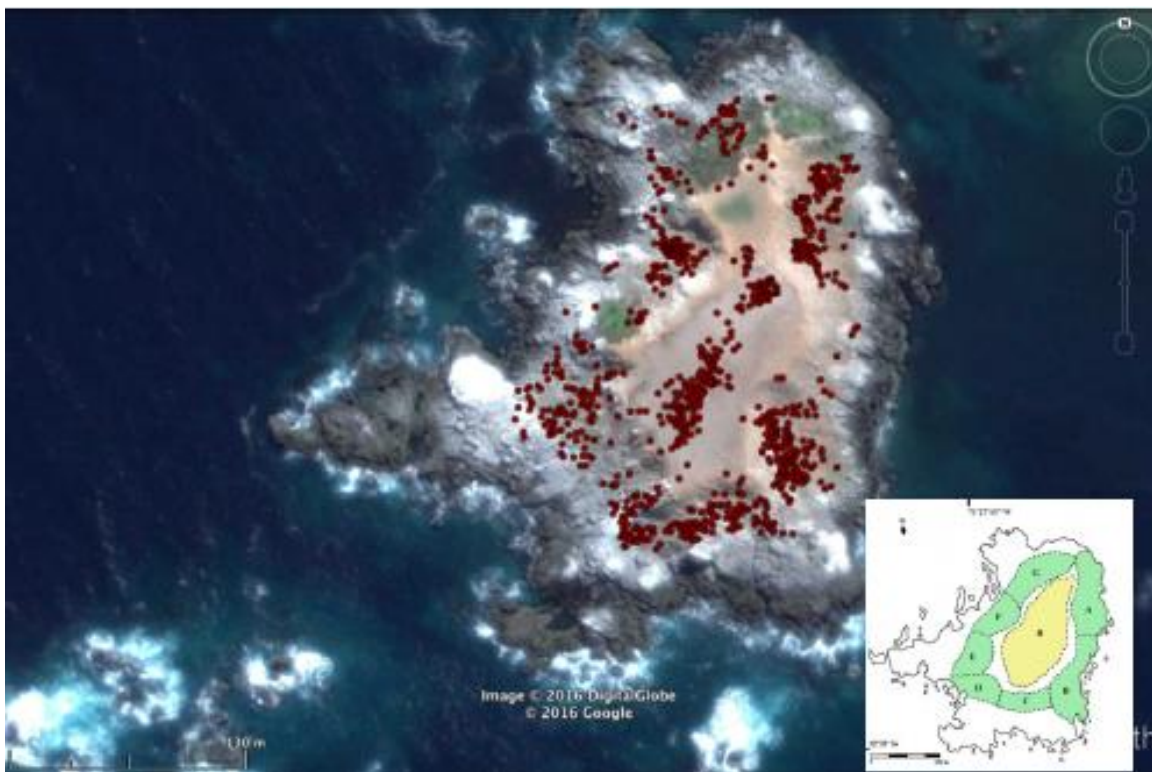


Figura 22. Ubicación de los nidos prospectados en Isla Cachagua. Se observan agregaciones de nidos (puntos rojos) en toda la isla con particular importancia en las zonas A, B, C, F y H. Modificado de Google Earth©.

De acuerdo al tipo de construcción del nido, predominan las cuevas de tierra con un 64%, en menor medida le siguen las depresiones cubiertas por roca y protegidas por roca con un 15% y 14%, respectivamente (**Figura 23**).

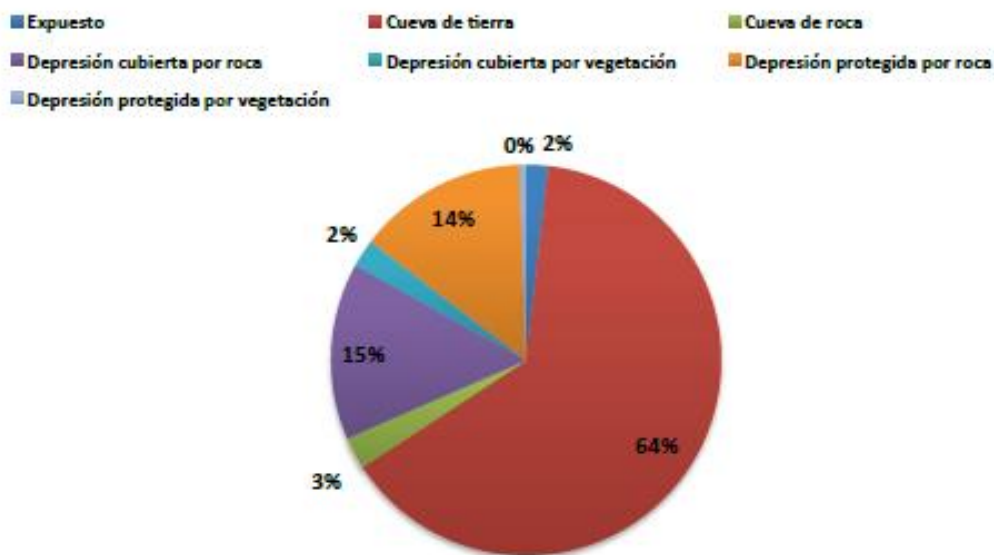


Figura 23. Proporci3n de nidos seg3n tipo de construcci3n en isla Cachagua. Septiembre de 2015.

Del total de nidos activos, el 44,23% se encontraba ocupado por adultos con huevos blancos, lo que se3ala que 3stos hab3an sido puestos recientemente. Del total de nidos inactivos, el 39,10% se encontraban vac3os y el 35,50% estaban colapsados y/o derrumbados, producto de las fuertes y frecuentes lluvias que afectaron la regi3n de Valpara3so en septiembre de 2015. La **Tabla 12**, muestra el detalle de la actividad y tipo de nidos registrados en la prospecci3n realizada en septiembre de 2015.



Tabla 12.

Tipos de nidos y ocupación por pingüino de Humboldt (*S. humboldti*) en Isla Cachagua. Septiembre de 2015.

| I. Nidos Activos | Expuesto (A) | Cueva de tierra (B) | Cueva de roca (C) | Depresión cubierta por roca (D) | Depresión cubierta por vegetación (E) | Depresión protegida por roca (F) | Depresión protegida por vegetación (G) | TOTAL |
|--------------------------------|---------------------|----------------------------|--------------------------|--|--|---|---|--------------|
| 1 Adulto | 2 | 38 | 4 | 4 | 0 | 2 | 1 | 51 |
| 2 Adultos | 1 | 24 | 1 | 1 | 0 | 2 | 0 | 29 |
| 3 Adultos | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| Adultos + huevos | 1 | 134 | 5 | 15 | 2 | 8 | 0 | 165 |
| Adultos + pollos | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Adultos + ?? | 0 | 94 | 5 | 14 | 2 | 8 | 0 | 123 |
| TOTAL NIDOS ACTIVOS | 4 | 295 | 15 | 34 | 4 | 20 | 1 | 373 |
| II. Nidos Inactivos | | | | | | | | |
| Huevos | 4 | 8 | 0 | 6 | 2 | 2 | 0 | 22 |
| Vacios | 5 | 105 | 13 | 68 | 12 | 66 | 2 | 271 |
| Derrumbado/colapsado | 0 | 243 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 246 |
| Inundado | 0 | 2 | 0 | 10 | 0 | 12 | 0 | 24 |
| Relleno por lluvia | 7 | 21 | 1 | 42 | 4 | 53 | 1 | 129 |
| Otro | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| TOTAL NIDOS INACTIVOS | 16 | 380 | 14 | 126 | 18 | 134 | 5 | 693 |
| III. Nidos Sin Revisar | 0 | 25 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 28 |
| TOTAL NIDOS SIN REVISAR | 0 | 25 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 28 |
| TOTAL DE NIDOS | 20 | 700 | 29 | 160 | 25 | 154 | 6 | 1094 |

Para estimar el éxito reproductivo de la temporada primavera-verano 2015, se estableció un tamaño mínimo muestral de 275, los que fueron monitoreados durante las campañas de terreno de octubre, noviembre y diciembre. Para evitar la excesiva perturbación a la nidificación, se eligieron aleatoriamente los 275 nidos evitando aquellos ubicados en la zona H, por tratarse mayoritariamente de nidos expuestos y por la presencia de nidificación de pelícano. La **Figura 24** muestra la ubicación de los nidos aleatoriamente escogidos para monitorear el éxito reproductivo.

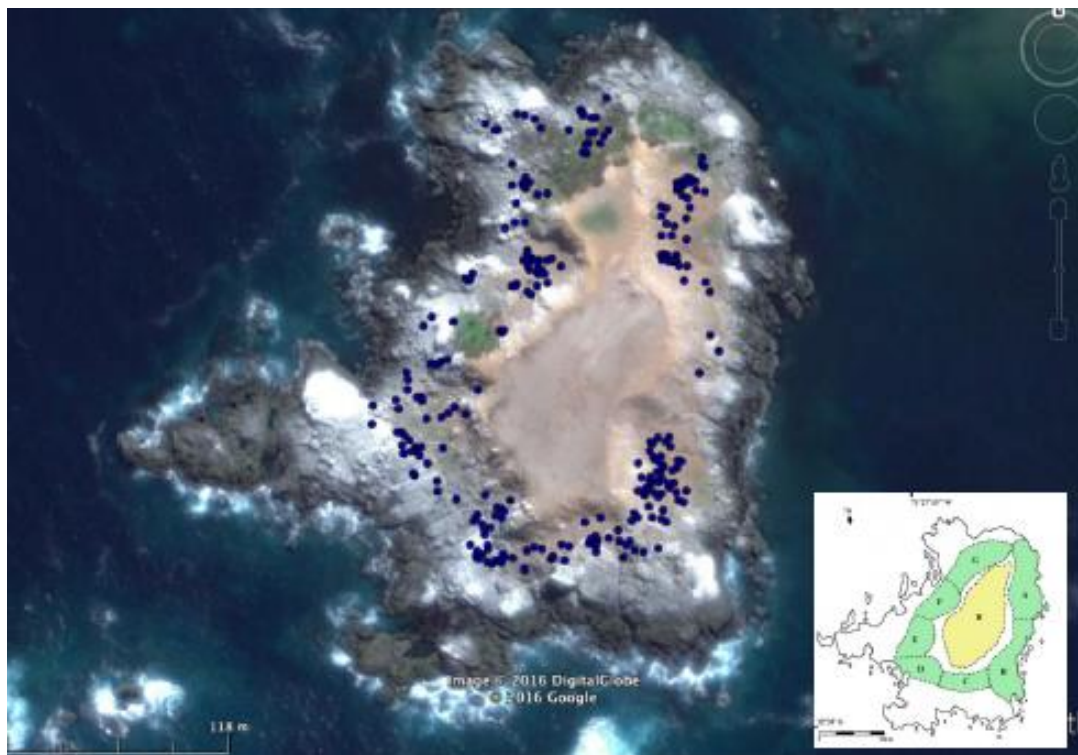


Figura 24. Ubicación de los nidos seleccionados (puntos azules) en Isla Cachagua. Se observa la ausencia de nidos en la zona H para evitar una perturbación mayor ante la presencia de nidificación de pelícano. Modificado de Google Earth®.

El análisis de los datos, muestra que de los nidos seleccionados ($n=275$), el 73% ($n=200$) fueron utilizados en la temporada reproductiva. Durante septiembre la mayor cantidad de nidos corresponde a aquellos que contienen 1 Adulto y 2 Huevos, evidenciando que se encontraban en pleno proceso de nidificación, donde el macho tenía el primer turno para incubar. Durante octubre, esta situación se mantiene, sin embargo, se observó cambio de parejas en los nidos, dando cuenta de que ambos padres estaban participando de la incubación y cuidado de los huevos. En noviembre, se observa una mayor proporción de nidos con 1 Adulto y 2 Pollos, situación que se mantiene en diciembre, pero en menor número, debido a que los polluelos ya han alcanzado la independencia térmica y formaron guarderías. La **Figura 25** muestra la cantidad de nidos con huevos y pollos en las cuatro campañas de terreno.

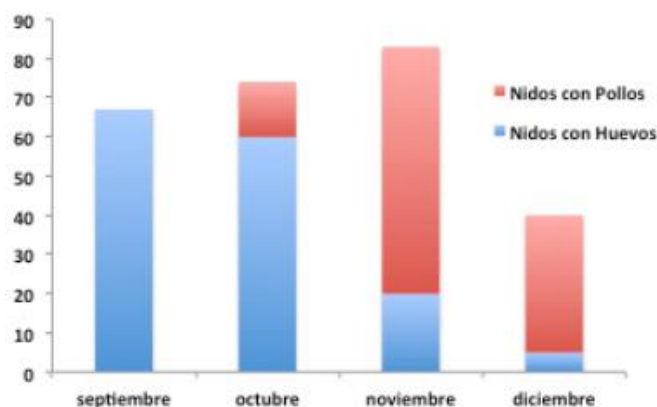


Figura 25. Nidos con presencia de huevos y pollos durante la temporada reproductiva de primavera-verano 2015.

Tabla 13.

Contenido de nidos de pingüino de Humboldt durante los meses de primavera-verano 2015. Se incluye el número de nidos vacíos, no revisados y ocupados por pelícano.

| Contenido | Septiembre | octubre | noviembre | diciembre |
|------------------------------|------------|------------|------------|------------|
| 1 Adulto | 21 | 7 | 7 | 1 |
| 1 Adulto +? | 31 | 34 | 10 | 8 |
| 1 Adulto + 1 Huevo | 11 | 1 | 0 | 0 |
| 1 Adulto + 2 Huevos | 37 | 52 | 15 | 1 |
| 1 Adulto + 3 Huevos | 1 | 0 | 0 | 0 |
| 1 Adulto + 1 Huevo + 1 Pollo | 0 | 1 | 1 | 1 |
| 1 Adulto + 1 Pollo | 0 | 2 | 13 | 6 |
| 1 Adulto + 2 Pollos | 0 | 12 | 43 | 15 |
| 1 Huevo | 4 | 0 | 2 | 1 |
| 1 Pollo | 0 | 0 | 2 | 4 |
| 2 Adultos | 11 | 2 | 4 | 0 |
| 2 Adultos + ? | 7 | 3 | 2 | 0 |
| 2 Adultos + 1 Huevo | 6 | 1 | 0 | 1 |
| 2 Adultos + 2 Huevos | 6 | 2 | 1 | 1 |
| 2 Adultos + 1 Pollo | 0 | 0 | 0 | 1 |
| 2 Adultos + 2 Pollos | 0 | 0 | 2 | 0 |
| 2 Huevos | 2 | 3 | 1 | 0 |
| 2 Pollos | 0 | 0 | 3 | 7 |
| 3 Pollos | 0 | 0 | 0 | 2 |
| 3 Adultos | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Vacio | 137 | 80 | 91 | 110 |
| No revisado | 0 | 75 | 44 | 96 |
| Ocupado por pelicano | 0 | 0 | 34 | 20 |
| Total | 275 | 275 | 275 | 275 |



Se observó competencia por interferencia entre el pingüino de Humboldt y el pelícano por los sitios de nidificación. Durante noviembre, comenzaron a asentarse pequeñas agregaciones de pelícanos que construyeron sus nidos sobre o cerca de nidos activos e inactivos de pingüino. Esto llevó a la pérdida de nidos de pingüino (abandonaron el nido al asentarse los pelícanos) y a la imposibilidad de los investigadores de revisar ciertos nidos debido a la gran perturbación que se ocasionaba a las aves. La **Tabla 13** muestra el detalle del contenido de los nidos durante cada campaña mensual.

Para evaluar la presencia de Especies Exóticas Invasoras (EEI) y otros posibles depredadores naturales en la colonia de pingüino de Humboldt, se eligieron aleatoriamente 3 nidos: un nido expuesto, un nido protegido por roca y una depresión protegida por roca. En cada una de ellas se puso un huevo blanco cocido de gallina y una cámara-trampa para registrar cualquier tipo de actividad e identificar a los depredadores. En el nido protegido por roca, se observó depredación por parte de la gaviota dominicana que depreda, además, sobre huevos de pelícano. En el nido expuesto, hubo depredación, sin embargo, la cámara no logró registrar al depredador. En el nido de depresión protegida por roca no se registró actividad.

Además de las cámaras-trampa, durante la campaña de diciembre, se instalaron 3 trampas tipo Tomahawk para determinar las especies de roedores. Las trampas fueron instaladas a escasos metros del lugar habitual de campamento ya que en todas las visitas se observaron ejemplares merodeando las carpas. Sólo un ejemplar fue capturado, marcado y liberado para estimar densidad mediante el método de marcaje y recaptura. Dada la gran cantidad de pelícanos anidando, estimamos la cantidad de nidos in situ, la que fue, posteriormente, corroborada por conteo mediante fotografía realizada con Drone. Se registró un total de 1.661 nidos distribuidos en 6 agregaciones de nidificación. Siendo las principales aquellas ubicadas en el sector H, B y C. La **Figura 26** muestra el efecto de la competencia por sitio de nidificación entre pingüinos y pelícanos.



Figura 26. Nido expuesto de pingüino de Humboldt, rodeado por nidos de pelícano. Se observan otros nidos de pingüino sin actividad.

4.8. Registro de otras especies relevantes

Durante el mes de enero se registró la presencia de un ejemplar de Elefante Marino (*Mirounga leonina*) en las inmediaciones de Horcón (playa Cau Cau). Este se encontraba en proceso de cambio de pelaje, pero debido al aumento de turistas en el borde costero, el animal se mantuvo solo por un periodo de tiempo corto, de no más de una semana.



5. DISCUSIÓN

5.1. Cetáceos menores

En general, tanto cetáceos menores como de gran tamaño son capaces de detectar y evitar la presencia de petróleo y aceites vertidos en el agua (Shane & Schmidly 1978, Geraci et al. 1983, Smith et al. 1983, Aubin et al. 1985, Geraci 1990), por lo que es poco probable que estos mamíferos sean afectados por el vertimiento directo de estas sustancias, a no ser de que queden atrapados dentro de éste o se alimenten de organismos contaminados.

Independiente del efecto, las abundancias de cetáceos menores son bajas en comparación a otras zonas de Chile central, siendo más bien una zona de paso para ciertos grupos de no más de 10 individuos que visitan la zona en periodos estivales.

Ambas situaciones pueden explicar la ausencia de individuos afectados tanto por el derrame de petróleo ocurrido durante el 2014, como los dos derrames ocurridos con posterioridad en la zona de Quintero. A pesar de esto, se deben considerar medidas para evitar el contacto de estos especímenes con hidrocarburos, principalmente si consideramos la baja abundancia que existen en esta zona.

Por consiguiente es importante considerar esta información pues existiría la posibilidad de un potencial efecto de este tipo de derrames en grupos de cetáceos en tránsito por la zona durante el periodo estival, lo cual debe ser incorporado en futuros planes de contingencia.

5.2. Lobos marinos

A partir de la información bibliográfica existente, podemos mencionar que el efecto de los derrames de petróleo puede tener efectos de corto (e.g. congestión pulmonar, daño a las vías aéreas) mediano (e.g. úlceras gastrointestinales, disminución de peso por restricción de dieta) y largo plazo, (efectos carcinogénicos de algunos compuestos tóxicos del petróleo) (Neff & Anderson 1981, St. Aubin 1990) sobre lobos marinos. Otro aspecto relevante, es el período del año en que se produzca el derrame y la cercanía a centros reproductivos de los lobos marinos, ya que la alta concentración espacio-temporal durante el periodo reproductivo y la cercanía a un paridero importante podrían tener efectos catastróficos sobre la población local.

De los muestreos realizados dos aspectos son relevantes, el primero es que la colonia ubicada en la zona de Farellones de Quintero no es reproductiva y solo funciona de paradero, disminuyendo los riesgos de impactos sobre estas especies. Las abundancias registradas son superiores a las observadas en el 2007, pero inferiores a las de 1997.



En cuanto a la estacionalidad el máximo se registró en enero del 2016 pero luego tuvo una fuerte caída en los meses de febrero y marzo del mismo año, recuperándose nuevamente en el mes de mayo del 2016, registrando valores similares a los reportados en invierno del 2015.

En cuanto a la evaluación del impacto de los derrames de petróleo en los mamíferos marinos, el estudio de los niveles de PAHs en piel y tejido grasos obtenidos por biopsias remotas, es considerado un buen método para determinar el impacto de estos eventos. En el caso de los lobos marinos de la bahía de Quintero, dos de los tres grupos analizados tuvieron valores de HAPs superiores a 3500 ng/g. Pero estos valores no variaron si se compara con datos provenientes de especímenes control provenientes de Chiloé. A pesar de esto, al compararse con valores de otros países estos son altos. El HAPs que mayor concentración registró en Quintero fue Benzo (a) Pireno (i.e. 917 ng/g máximo). Se han registrado otros comportamientos anómalos en especies similares, pero que no han sido registrados en la zona de estudio.

5.3. Nutrias marinas

En base a la información recopilada, queda claro que nutrias marinas como el chungungo, son altamente susceptibles ante la presencia de derrames de petróleo, principalmente debido a que su ámbito de hogar es bastante restringido, a la densidad del pelaje de esta especie y a la carencia de grasa corporal, lo que hace que el hidrocarburo se adhiera a la piel afectando su aislación térmica. En cuanto a la ingesta también existe un riesgo tanto por el consumo de especies contaminadas, así como el proceso de limpieza para extraer los hidrocarburos de su pelaje.

Cabe destacar que existe presencia de madrigueras de chungungos en la zona de estudio, aunque no se detectaron efectos en individuos derivados del evento del 24 de septiembre. El principal impacto sobre esta especie está relacionado con la pérdida de hábitat, debido a la modificación del borde costero (e.g. destrucción de madrigueras en el club de Yates de Quintero).

Todo lo anteriormente expuesto puede explicar qué en sitios fuertemente intervenidos por actividades industriales o turísticas, como el Puerto de Quintero, presenten un bajo número de avistamientos. Por el contrario, sitios más alejados de actividades antrópicas, como el Islote de Cachagua, fueron las localidades que registraron un mayor número de avistamientos.

En general la zona donde mayor cantidad de chungungos se registró fue en la zona de Cachagua, la cual es coincidente con una alta presencia de veraneantes en el borde costero, aunque podemos señalar que no se registró efectos negativos del tránsito de veraneantes sobre las abundancias y comportamiento de chungungos, debido a que los veraneantes no se acercaban a la zona de madrigueras. Esto nos sugiere la necesidad de contar con programas de educación que permitan proteger a esta población en la zona de Cachagua, considerando además, que esta especie está considerada en peligro para la costa de Chile Central.



5.4. Pingüinos y aves marinas

Debido a su amplia distribución, las aves marinas son consideradas como uno de los grupos que se ven más afectados por los derrames de petróleo, lo que se expresa en una alta tasa de mortalidad en cada evento de derrame. Sin embargo, no existe una relación directa entre la dimensión del derrame y la mortandad de aves, ya que pequeños derrames pueden provocar una gran mortandad y viceversa (Helm *et al.* 2014; Munilla *et al.* 2011). Por lo general las aves marinas que bucean o nadan en la superficie del agua son las más susceptibles a tener un mayor impacto por contacto con el petróleo, a diferencia de las aves costeras u otras asociadas a ambientes marinos que pasan un menor tiempo en el agua. En función de la información existente para las aves que habitan el litoral costero sería interesante tener un sistema similar al Oil Vulnerability Index que existe en el hemisferio norte, lo cual ayudaría al manejo de estos eventos en función de las características de la especie.

El petróleo se consume cuando las aves acicalan sus plumas, cuando se alimentan en zonas cubiertas por petróleo o por el consumo de alimentos contaminados. Además la inhalación de los compuestos volátiles del petróleo puede provocar serios problemas de toxicidad aguda. En general la mayoría de las aves impregnadas con petróleo morirán, a menos que sean limpiadas. Un ejemplo de ello, son las acciones llevadas a cabo durante el derrame del 24 de Septiembre del 2014, donde se recolectaron 14 pingüinos de Magallanes, de distintos puntos de la bahía de Quintero y zonas cercanas, de los cuales cuatro de ellos murieron al momento de ser hallados, mientras que otro murió a las horas de ser rescatado. Los nueve restantes fueron sometidos a un cuidadoso tratamiento, asesorado por expertos de la International Fund for Animal Welfare (IFAW), invitados por Sernapesca. De éstos, 8 pingüinos lograron ser liberados.

Por otra parte se ha reportado que pequeñas cantidades de petróleo pueden significar alteración en las hormonas esteroidales y un negativo impacto en el proceso reproductivo y crianza. De hecho la exposición de pingüino magallánico a petróleo ha mostrado una reducción de los niveles de las hormonas sexuales como estradiol y testosterona y un aumento de las hormonas indicadores del stress como el cortisol (Fowler *et al.* 1995).

En función a los resultados del presente informe podemos mencionar que los procesos reproductivos no fueron afectados por el derrame del 24 de septiembre del 2014 en la colonia de pingüinos del Islote de Cachagua, y si bien se reportó la presencia de al menos 14 individuos con petróleo, 9 lograron ser recuperados.

Cabe señalar que otros efectos relevantes para la conservación del pingüino son de importancia, como por ejemplo el aumento de una colonia de pelicanos en la zona de nidificación, lo que origina competencia por el espacio y la presencia de roedores y de otras aves como *L. dominicanus*, las cuales pueden preñar sobre huevos que quedan desprotegidos.



6. CONCLUSIONES

- En relaci3n a los cet3ceos menores podemos concluir que se registr3 la presencia de la especie *T. truncatus* en la zona de estudio, pero en bajas abundancias, lo que nos sugiere que la zona de estudio es m3s bien una zona de tr3nsito, al igual que para otras especies de cet3ceos mayores.
- En cuanto a los lobos marinos, se detect3 la presencia de una lopera no reproductiva en la zona ubicada en la zona de Farellones de Quintero. En esta se detect3 la presencia de distintos grupos etarios y sexuales, con una condici3n corporal definida como buena. Por otra parte, no se detect3 la presencia de individuos con petr3leo en su pelaje, aunque si se detect3 la presencia de HAPs en las muestras de biopsias, las cuales no fueron superiores en comparaci3n con informaci3n de control provenientes de individuos de Chilo3. A pesar de esto, los valores nacionales son altos en comparaci3n con registros para la misma especie en la zona costera de Argentina.
- Para el caso de los chungungos se detect3 la presencia de madrigueras en la zona de estudio, siendo el grupo m3s relevante el detectado en la zona de Cachagua. Por otra parte en dicha zona se detect3 una alta afluencia de veraneantes, los cuales debido a que no se acercan al borde costero, no afectan en el comportamiento de los espec3menes distribuidos en la zona. En cuanto a peligros para la conservaci3n, la perdida de h3bitat por la intervenci3n del borde costero parece ser la principal amenaza para esta especie, as3 como la interacci3n con la actividad industrial, report3ndose incluso la presencia de individuos en industrias de la zona.
- Finalmente, en relaci3n a los ping3inos y aves marinas, podemos concluir que la colonia de ping3inos de la Isla de Cachagua, no sufri3 efectos negativos visibles debido al evento del 24 de septiembre del 2014, ni en ninguno de los dos eventos de derrames ocurridos posteriormente. Por otra parte se comprob3 el 3xito reproductivo de la colonia, siendo las principales amenazas para la conservaci3n la competencia por espacio con otras especies como pel3canos, as3 como los efectos de especies predadores como roedores o gaviotas de la especie *L. dominicanus*.



7. AGRADECIMIENTOS

Se agradece la colaboración siempre activa del grupo de investigadores del CIREN de la Universidad de Valparaíso, quienes aportaron continuamente en el desarrollo de esta línea de investigación y de manera particular a Doris Oliva y René Durán.

El autor de este capítulo agradece a las Ingenieras Ambientales de la Universidad de Viña del Mar Myriam Hormazábal, Marie Grawe, Josefa Concha, Alexandra Scarella y a las alumnas de la carrera de Biología Marina de la Universidad Andrés Bello, señoritas Gabriela Torreti y Fernanda Aburto, por los aportes en labores de terreno y gabinete.



8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aguayo A & R Maturana. 1973. Presencia del lobo marino común *Otaria flavescens* en el litoral chileno. *Biología Pesquera* 6: 49-75.
- Aguayo A, Sepúlveda M, Palma F, Díaz H & J Yañez. 1998. Censo poblacional de lobos marinos comunes en el litoral de la V a la IX Región, 218 p. Informe final proyecto Fondo de Investigación Pesquera 96-51, Subsecretaría de Pesca, Valparaíso.
- Aguayo-Lobo A., Acevedo, J., Brito, J.L., Olavarria, C., Moraga, R., & Olave, C., 2008. La ballena franca del sur, *Eubalaena australis*, en aguas chilenas: análisis de sus registros desde 1976 a 2008. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 43(3): 653-668.
- Aguayo-Lobo, A., Torres, D., & Acevedo, J., 1998. Los Mamíferos Marinos de Chile: 1. Cetacea. Ser. Cient. INACH 48:19-159.
- Alonso-Alvarez, C., C. Perez, and A. Velando. 2007. Effects of acute exposure to heavy fuel oil from the Prestige spill on a seabird. *Aquatic Toxicology* 84: 103–110.
- Alonso-Alvarez, C., Munilla, I., López-Alonso, M. and Velando, A., 2007a. Sublethal toxicity of the Prestige oil spill on yellow-legged gulls. *Environ. Int.* , 33: 773-781.
- Alonso-Alvarez, C., Perez, C. and Velando, A., 2007b. Effects of acute exposure to heavy fuel oil from the Prestige spill on a seabird. *Aquatic Toxicology*, 84(1): 103-110.
- Alsop III FJ. 2004. Les oiseaux du Québec et de l'est du Canada. Saint-Laurent, Canada: Édition ERPI; 2004 [480 pp.].
- Álvarez, R., & Medina-Vogel, G., 2008. Lontra felina. IUCN 2011: Red list of threatened species. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. [on line] <www.iucnredlist.org>
- Anderson, S. S. 1981. Seals in Shetland waters. *Proc. R. Soc. Edinburgh. Sect. B.Biol. Sei.* 80, 181-188.
- Anonymous (1971). Alaska Peninsula oil spill. *Smithson. Inst., Cent. Short-Lived Phenom., Annu. Rep.*, 1970 Event No. 36-70. pp. 154-157.
- Arellano Nicolás E, E Sánchez Núñez MA Mosqueda Cabrera. 2012. Distribución y abundancia de la nutria neotropical (*Lontra longicaudis annectens*) en Tlacotalpan, Veracruz, México. *Acta zoológica mexicana* 28(2): 270-279.
- Badilla, M., & George-Nascimento M., 2009. Conducta diurna del chungungo Lontra felina (Molina, 1782) en dos localidades de la costa de Talcahuano, Chile: ¿efectos de la exposición al oleaje y de las actividades humanas?. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 44(2): 409-415.



- Balseiro A, Espi A, Marquez I, Ferreras MC, Garcia Marin JF, Prieto JM. 2005. Pathological features in marine birds affected by the Prestige's oil spill in the north of Spain. *J Wildl Dis* 2005;41:371–8.
- Balseiro, A., Espi, A., Marquez, I., Perez, V., Ferreras, MC., Marín, JG., & Prieto, JM., 2005. Pathological features in marine birds affected by the Prestige's oil spill in the north of Spain. *Journal of Wildlife Diseases* 41(2): 371-378.
- Battelle Memorial Institute. 1969. "Review of Santa Barbara Channel Oil Pollution Incident," Rep., Contract No. 14-12-530. Dept. of the Interior and Dept. of Transportation. Richland, Washington.
- Bayley, B.M., 1969a. Bird recorded near Zapallar. *Boletín Ornitológico* 1(1): 6. Bayley, B.M., 1969b. Estuary near Zapallar revisited. *Boletín Ornitológico* 1(2): 4.
- Bergey, M. 1979. "The Ixtoc Oil Spill—Effects on Marine Mammals and Turtles." Report by author aboard Res. Vessel Oregon II on 22-day shrimp tagging expedition.
- Bernal, R., Olavarria, C., & Moraga, R., 2003. Occurrence and long-term residency of two longbeaked common dolphins, *Delphinus capensis* (Gray 1828), in adjacent small bays on the Chilean central coast. *Aquatic Mammals* 29, 396-399.
- Brownell, R. L., Jr., and Le Boeuf, B. J. 1971. California sea lion mortality: natural or artifact? *Biol. and Bacteriol.* 1, 287-306
- Castege I, Lalanne Y, Gouriou V, Hemery G, Girin M, D'Amico F, et al. 2007. Estimating actual seabirds mortality at sea and relationship with oil spills: lesson from the Prestige oil spill in Aquitaine (France). *Ardeola* 2007;54:289–307.
- Chastel O, Lacroix A, Weimerskirch H, Gabrielsen GH. 2005. Modulation of prolactin but not corticosterone responses to stress in relation to parental effort in a long-lived bird. *Horm Behav* 2005;47:459–66.
- Crespo, E.A., D. Oliva, S. Dans & M. Sepúlveda. 2012. Current situation of the southern sea lion in its area of distribution. Editorial Universidad de Valparaíso, Valparaíso, Chile. ISBN 978956214106-2, 142 pp.
- Culik, B. M., Wilson, R.P., Woakes, A.T., & Sanudo, F.W., 1991. Oil pollution of Antarctic penguins: Effects on energy metabolism and physiology. *Marine Pollution Bulletin* 22(8): 388-391.
- Da Silva, E.M., PesoAguiar, M.C., Navarro, M.D.T., Chastinet, C., 1997. Impact of petroleum pollution on aquatic coastal ecosystems in Brazil. *Environ. Toxicol. Chem.* , 16: 112-118.
- Davies, J.L., 1949. Observations on the gray seal (*Halichoerus grypus*) at Ramsey Island, Pembrokeshire. *Proc. Zoo. Soc. Lon.*, 119: 673-692.
- Davis, J. E., and Anderson, S.S. 1976. Effects of oil pollution on breeding gray seals. *Mar. Pollut. Bull.* 7, 115-118.



- Diebold, E.N., Teare, J.A., Grzybowski, K., Michaels, M.G., Wallace, R.S., & Willis, M.J., 1998. Preliminary findings on pair fidelity in Humboldt penguins (*Spheniscus humboldti*). *Penguin Conservation* 11:21.
- Durán, R., D.Oliva, M. Sepúlveda & A. Urra. 2011. Interacción entre el lobo marino común y la salmonicultura en Chile: buenas prácticas para su mitigación. Sello Editorial Universidad Valparaíso, 58 pp.
- Easton, R. 1972. "Black Tide: The Santa Barbara Oil Spill and its Consequences." Delcorte Press, New York.
- Ebensperger, L., & Castilla, J., 1992. Selección de hábitat en tierra por la nutria marina, *Lutra felina*, en Isla Pan de Azúcar, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 65:429-434.
- Ellenberg, U., Mattern, T., Seddon, P.J., & Luna-Jorquera, G., 2006. Physiological and reproductive consequences of human disturbance in Humboldt penguins: The need for species-specific visitor management *Biological Conservation* 133 95-106.
- Engelhardt, F.R., J.R. Geraci, and T.G. Smith, 1977. Uptake and clearance of Petroleum hydrocarbons in the ringed seal, *Phoca hispida*, *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 34: 1143.
- Engelhardt, R., 1982. Hydrocarbon metabolism and cortisol balance in oil-exposed ringed seals, *Phoca hispida*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Comparative Pharmacology*, 72(1): 133-136.
- Esler, D. et al., 2002. Harlequin duck population recovery following the "Exxon Valdez" oil spill: Progress, process and constraints. *Mar. Ecol.: Prog. Ser.*, 241: 271-286.
- Espejo, W., 2013. Niveles de metales pesados y porfirinas en excretas de colonias de pingüinos de Humboldt (*Spheniscus humboldti*) en el litoral del norte chileno. Memoria de título. Facultad de Ciencias Veterinarias. Universidad de Concepción. 44 pp.
- Evans, W. E. (1982). A study to determine if gray whales detect oil. In "Study of the Effects
- Faustino, C.E.S., Silva, M.A., Marques, T.A., & Thomas, L., 2010. Designing a shipboard line transect survey to estimate cetacean abundance off the Azores archipelago. *Arquipélago. Life and Marine Sciences* 27: 49-58.
- Flores, M., Moraga, R., Pérez, M.J., Hanshing, E., & Olavarria, C., 2003. New sightings of false killer whales, *Pseudorca crassidens* in Chile. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 38(2): 81-85.
- Fogden, S. C. L. (1971). Mother-young behavior at gray seal breeding beaches. *J. Zool.* 164, 61-92.
- Fowler, G.S., Wingfield, J.C. and Boersma, P.D., 1995. Hormonal and Reproductive Effects of Low Levels of Petroleum Fouling in Magellanic Penguins (*Spheniscus magellanicus*). *The Auk*, 112(2): 382-389.
- Fry, D.M. and Lowenstine, L.J., 1985. Pathology of Common Murres and Cassin's Auklets exposed to oil. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 14(6): 725-737.



- Galtier, O. et al., 2011. Comparison of PLS1-DA, PLS2-DA and SIMCA for classification by origin of crude petroleum oils by MIR and virgin olive oils by NIR for different spectral regions. *Vibrational Spectroscopy*, 55(1): 132-140.
- García Borboroglu, P., & Dee Boersma, P., (Eds.). 2013. *Penguins: Natural History and Conservation*. University of Washington Press. 260 pp.
- García, L., Viada, C., Moreno, R., Carboneras, C., Alcalde, A., & González, F., 2003. Impacto de la marea negra del Prestige sobre las aves marinas. SEO/BirdLife, Madrid.
- Geraci, J. R., and St. Aubin, D. J. (1980). Offshore petroleum resource development and marine mammals: A review and research recommendations. *Mar. Fish. Rev.* 42: 1-12.
- Geraci, J. R., and St. Aubin, D. J. (1982). "Study of the Effects of Oil on Cetaceans," Final Rep. U.S. Dept. of the Interior, Bur. Land Manage., Washington, D. C.
- Geraci, J. R., St. Aubin, D. J., and Reisman, R. J. (1983). Bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, can detect oil. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40(9), 1515-1522.
- Geraci, J.C., St. Aubin, D.J., 1990. *Sea Mammals & Oil: confronting the risk*. Academic Press, Inc, California, USA.
- Geraci, J.R., and St. Aubin, D. J. (1985). "Expanded Studies of the Effects of Oil on Cetaceans," Final Rep., Part I. U.S. Dept. of the Interior, Minerals Manage. Serv., Washington, D. C.
- Geraci, J.R.a.T.G.S., 1976. Direct and indirect effects of oil in ringed seals (*Phoca hispida*) of the Beaufort Sea. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 33: 1976-1984.
- Giese M, Goldsworthy SD, Gales R, Brothers N, Hamill J. 2000. Effects of the Iron Baron oil spill on little penguins (*Eudyptula minor*). III. Breeding success of the rehabilitated oiled birds. *Wildl Res* 2000;27: 585–91.
- Golet HG, Seiser PE, MacGuire AD, Roby DD, Fischer JB, Kuletz KJ, et al. 2002. Long-term direct and indirect effects of the Exxon Valdez oil spill on pigeon guillemots in the Prince William Sound, Alaska. *Mar Ecol Prog Ser* 2002;241: 287–304.
- Goodale, D. R., Hyman, M. A., and Winn, H. E. (1981). "Cetacean Responses in Association with the Regal Sword Oil Spill," Cetacean and Turtle Assess. Program, University of Rhode Island, Annu. Rep. 1979, pp. XI-I-XI-6. U.S. Dept. of the Interior, Washington, D.C.
- Gruber, J. A., (1981). Ecology of the Atlantic bottle-nosed dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Pass Cavallo area of Matagorda Bay, Texas. M.Sc. Thesis, Texas A&M Univ., College Station.
- Guéguen Y, Mouzat K, Ferrari L, Tissandie E, Lobaccaro JMA, Batt A-M, et al. 2006. Revue générale: Les cytochromes P450: métabolisme des xénobiotiques, régulation et rôle en clinique. *Ann Biol Clin* 2006; 64:535–48.
- Hartung, R. and Hunt, G.S., 1966. Toxicity of Some Oils to Waterfowl. *The Journal of Wildlife Management*, 30(3): 564-570.



- Hartung, R., 1967. Energy Metabolism in Oil-Covered Ducks. *The Journal of Wildlife Management*, 31(4): 798-804.
- Helm, R.C. et al., 2014. Overview of Efforts to Document and Reduce Impacts of Oil Spills on Seabirds, *Handbook of Oil Spill Science and Technology*. John Wiley & Sons, Inc, pp. 429- 453.
- Helm, R.C. et al., 2015a. Overview of Efforts to Document and Reduce Impacts of Oil Spills on Seabirds. In: F. M. (Editor), *Handbook of oil spill science and technology*. John Wiley & Sons, Inc., New Jersey, pp. 431.
- Helm, R.C. et al., 2015b. Overview of Efforts to Document and Reduce Impacts of Oil Spills on Seabirds, *Handbook of Oil Spill Science and Technology*. John Wiley & Sons, Inc, pp. 429- 453.
- Helm, R.C. et al., 2015c. Overview of effect of oil spill in marine mammals. In: F. M. (Editor), *Handbook of oil spill science and technology*. John Wiley & Sons, Inc., New Jersey, pp. 455.
- Heubeck M, Camphuysen KCJ, Bao R, Humple D, Rey AS, Cadiou B, et al. 2003. Assessing the impact of major oil spills on seabird populations. *Mar Pollut Bull* 2003;46:900–2.
- Hollebone, B., 2015. Oil Physical properties: measurement and correlation. In: F. M. (Editor), *Handbook of oil spill science and technology*. John Wiley & Sons, Inc., New Jersey, pp. 39.
- Hoover-Miller, A., Parker, K.R., Burns, J.J., 2001. A reassessment of the impact of the, Alaska Exxon Valdez oil spill on harbor seals (*Phoca vitulina richardsi*) in Prince William Sound. *Marine Mammal Science* 17, 111–135.
- Iriarte A & Jaksic F. 2012. Los carnívoros de Chile. Ediciones Flora & Fauna Chile y CASEB P. U. Católica de Chile. Santiago, Chile. 260 pp.
- ITOPS. 2011. Efectos de la contaminación por hidrocarburos en el medio marino. Documento de información técnica. The International Tanker Owners pollution Federation Limited 12 pp.
- Jauniaux, T., Brosens, L. and Coignoul, F., 1997. Lesions observed on stranded seabirds along the Belgian coast from 1992 to 1995. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 54(4): 714-717.
- Jenssen, 1996. An overview of exposure to, and effects of, petroleum oil and organochlorine pollution in Grey seals (*Halichoerus grypus*). *The Science of the Total Environment* 186 (1996) 109-118.
- Kerley, G.I.H., Erasmus, T., Mason, R.P., 1985. Effect of moult on crude oil load in a jackass penguin *Spheniscus demersus*. *Marine Pollution Bulletin* 16(12): 474-476.
- Kingston, P.F., 2002. Long-term environmental impact of oil spills. *Spill Sci. Technol. Bull.* 7, 53–61.
- Kooyman, G.L., R.W. Davis, and M.A. Castellini, 1976. Thermal conductance of immersed pinniped and sea otter pelts before and after oiling with Prudhoe Bay crude, Fate and Effects of Petroleum Hydrocarbons in Marine Ecosystems and Organisms. In: D.A. Wolfe (Editor),



Fate and Effects of Petroleum Hydrocarbons in Marine Ecosystems and Organisms, Olympic Hotel, Seattle, Washington.

- Le Boeuf, B.J., 1971. Oil contamination and elephant seal mortality a negative finding, . In: D.S. (Editor), Biological and Oceanographical Survey of the Santa Barbara Channel Oil Spill 1969-1970. Allan Hancock Foundation, Los Angeles., pp. 277
- Lecklin T, Ryömä R, S Kuikka 2011. A Bayesian network for analyzing biological acute and long-term impacts of an oil spill in the Gulf of Finland. *Marine Pollution Bulletin* 62 (2011) 2822–2835
- Lee, R.F. and Anderson, J.W., 2005. Significance of cytochrome P450 system responses and levels of bile fluorescent aromatic compounds in marine wildlife following oil spills. *Marine Pollution Bulletin*, 50(7): 705-723.
- Leighton, F.A., Lee, Y.Z., Rahimtula, A.D., O'Brien, P.J. and Peakall, D.B., 1985. Biochemical and functional disturbances in red blood cells of herring gulls ingesting Prudhoe Bay crude oil. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 81(1): 25-31.
- Lemiere, S. et al., 2005. DNA damage measured by the single-cell gel electrophoresis (Comet) assay in mammals fed with mussels contaminated by the 'Erika' oil-spill. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, 581(1–2): 11-21.
- Lowry, L.F., Frost, K.J., Pitcher, K.W. and Loughlin, T.R., 1994. Chapter 12 - Observations of Oiling of Harbor Seals in Prince William Sound, *Marine Mammals and the Exxon Valdez*. Academic Press, San Diego, pp. 209-225.
- Mangel, J., Whitty, T., Medina-Vogel, G., Alfaro-Shigueto, J., Caceres, C., & Godley, B., 2011. Latitudinal variation in diet and patterns of human interaction in the marine otter. *Marine Mammal Science* 27 (2): 14-25.
- Marsili, L. et al., 1997. Fingerprint of polycyclic aromatic hydrocarbons in two populations of southern sea lions (*Otaria flavescens*). *Chemosphere*, 34(4): 759-770.
- Marsili, L. et al., 2001. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in subcutaneous biopsies of Mediterranean cetaceans. *Chemosphere*, 44(2): 147-154.
- McMillan (1969)
- Meador, J.P., Stein, J.E., Reichert, W.L., & Varanasi, U., 1995. Bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons by marine organisms. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 1, 995(143): 79-155.
- Medina-Vogel G, Barthel J., Pacheco J & R Delgado 2006. Population assesent and hábitat use by marine otter Lontra felina in Southern Chile. *Wildl. Biol.* 12: 191-199.
- Medina-Vogel G, CR Delgado, RE Álvarez & JLV Bartheld. 2004. feeding ecology of the marine otter (*Lutra felina*) in a rocky seashore of the south of Chile. *Marine Mammal Science* 20: 134-144.
- Medina-Vogel, G., Bartheld, J., Pacheco, R., & Delgado, R., 2006. Population assessment and habitat use by marine otter Lontra felina in southern Chile. *Wildlife Biology* 12(2): 191-199.



- Medina-Vogel, G., Boher, F., Flores, G., Santibáñez, A., & Soto-Azat, C., 2007. Spacing behavior of marine otters (*Lontra felina*) in relation to land refuges and fishery waste in central Chile. *Journal of Mammalogy* 88: 487-494.
- Medina-Vogel, G., Merino, L., Monsalve, R., & Vianna, J., 2008. Coastal-marine discontinuities, critical patch size and isolation: implications for marine otter conservation. *Animal Conservation* 11: 57-64.
- Meza, J., Simeone, A., García, M., & Monsalve, B., 1998. Censos de pingüino de Humboldt (*Spheniscus humboldti*) en el Monumento Natural Isla Cachagua y Santuario de la Naturaleza Islote Pájaro Niño, 1990-1997. *Boletín Técnico N°66*. Corporación Nacional Forestal. 58 pp+ anexos.
- Michel, J., Shigenaka, G., Hoff, R., 2000. Oil Spill Response and Cleanup Techniques. <http://response.restoration.noaa.gov/oilands/monterey/Chapter5.pdf>.
- Miller, A., K.R. Parker, and J.J. Burns., 2001. A reassessment of the impact of the Exxon Valdez oil spill on harbor seals (*Phoca vitulina richardsi*) in Prince William Sound, Alaska, . *Mar. Mam. Sci*, 17.
- Miller, D.S., Peakall, D.B. and Kinter, W.B., 1978. Ingestion of crude oil: sublethal effects in herring gull chicks. *Science*, 199(4326): 315-317.
- Munilla, I. et al., 2011. Mass mortality of seabirds in the aftermath of the Prestige oil spill. *Ecosphere*, 2(7): 1-14. Neff, J., 1990. Composition and fate of petroleum and spill-treating agents in the marine environment In: J. Geraci and D. Aubin (Editors), *Sea Mammals and oil confronting the risk*. Academic Press, Ontario, Canada, pp. 10.
- Neilson JB. 1963. Factors influencing clutch-size and chick growth in the North Atlantic Gannet (*Sula bassana*). *Ibis* 1963;106:63-77.
- NRC, N.R.C., 2003. *Oil in the Sea III: Inputs, Fates, and Effects*, . National Academies Press, Washington, DC.
- Ober H. 2013 *Effects of Oil Spills on Marine and Coastal Wildlife*. WEC285, one of a series of the Wildlife Ecology and Conservation Department, Florida Cooperative Extension Service, Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida. Original publication date May 2010. Revised March 2013. Visit the EDIS website at <http://edis.ifas.ufl.edu>.
- Olavarria, C., & Sepúlveda, M., 1995. Ecología del chungungo *Lutra felina* (Molina, 1782) en el Monumento Natural isla Cachagua. *Boletín Técnico* 61, CONAF, V Región, Chile. 19 pp.
- Olavarria, C., Álvarez, R., Correa, R., Badilla, M., & Carrasco, H., 2007. Impactos reales y potenciales de las actividades antropogénicas sobre mamíferos marinos en Chile: Nutrias. *Memorias del Taller de Trabajo sobre el impacto de las Actividades Antropogénicas en Mamíferos Marinos en el Pacífico Sudeste*, Bogota, Colombia 1 pp.



- Oliva D. 1983. Trofodinámica y circarritmos de actividad en el lobo marino común, *Otaria byronia*, en Chile central, 115 p. Tesis para optar al grado de Licenciado en Biología. Universidad de Chile, Valparaíso.
- Oliva, D., L.R. Durán, P. Couve, M. Sepúlveda, P. Carrasco, A. Urrea, L. Muñoz, G. Pavés & M. Pizarro. 2016. Estimación poblacional de lobos marinos en la V, VI, VII y VIII Regiones. Informe Final Proyecto FIP 2014-29, 169 pp + Anexos, 112 pp. Organización Marítima Internacional. 2004. Efectos de los hidrocarburos sobre los recursos costeros y marinos. En: Organización Marítima Internacional (ed). Manual sobre contaminación por hidrocarburos Parte IV, pp 24-39, Londres.
- Oliva, D., M. Sepúlveda, L. R. Durán, A. Urrea, W. Sielfeld, R. Moraga, G. Pavés & L. Muñoz. 2012. Cuantificación poblacional de lobos marinos en las Regiones X –XI y propuesta de escenarios de manejo. Informe Final Proyecto FAP ID 4728-46-LP11, 100 pp. + Anexos
- Ovalle, L., 2006. Efecto del tamaño y aislamiento del litoral rocoso en la distribución del chungungo *Lontra felina* (Molina, 1782) en el litoral expuesto al Océano Pacífico en Chile. Tesis de Grado para optar al Título de Biólogo Marino. Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile, Chile, Valdivia. Paine, R.T. et al., 1996. Trouble on oiled waters: Lessons from the Exxon Valdez Oil Spill. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* , 27: 197-235.
- Overton, E.B., W.D. Sharp and P. Roberts, 1994. Toxicity of petroleum. In: L.G. Cockerham and B.S. Shane (Eds), *Basic Environmental Toxicology*. CRC Press, Boca Raton, Florida, pp. 133-156.
- Owen, R. E. (1984). "Oil Spill from the British Tanker Alvenas." Natl. Mar. Fish. Serv., Southeast Fish. Cent., Miami, Florida (unpublished report).
- Parsons, J., J. Spry and T. Patin, Stanislav, 2004. Crude Oil Spills, Environmental Impact of, In: Cutler J. Cleveland (Editor), *The Encyclopedia of Energy*. Elsevier Science, Oxford, pp. 737-748.
- Peterson, C.H. et al., 2003. Long-term ecosystem response to the Exxon Valdez oil spill. *Science*. *Science*, 302: 2082-2086. Perkins, Judith S., 1983. Oiled Magellanic penguins in Golfo San Jose, Argentina. *Marine Pollution Bulletin* 14(10): 383–387.
- Philippi, R., 1937. Aves de la región de Zapallar. *RHNN* 41(1):28-38.
- Piatt, J.F., & Anderson, P., 1996. Response of common murrelets to the Exxon Valdez oil spill and long-term changes in the Gulf of Alaska marine ecosystem. In *American fisheries society symposium* 18: 720-737.
- Piatt, J.F., & Ford, R.G., 1996. How many seabirds were killed by the Exxon Valdez oil spill. In *American Fisheries Society Symposium* 18(1993): 2-5.
- Piatt, J.F., Lensink, C.J., Butler, W., Kendziorek, M., & Nysewander, D.R., 1990. Immediate impact of the Exxon Valdez oil spill on marine birds. *The Auk*, 387-397.



- Piñeira J, H Quesada, E Rolan-Alvarez & A Caballero. 2008. Genetic impact of the Prestige oil spill in wild populations of a poor dispersal marine snail from intertidal rocky shores. *Marine Pollution Bulletin* 56 (2008) 270–281
- Renouf, D., Lawson, J., and Gaborko, L. (1983). Attachment between harbor seal (*P. vitulina*) mothers and pups. *J. Zool.* 199, 179-187.
- Reyes-Arriagada, R., Campos-Ellwanger, P., & Schlatter, R.P., 2009. Avifauna de Isla Guafo. *Boletín Chileno de Ornitología* 15 (1): 35-43.
- Rice, D. W., and Wolman, A. A. (1971). The life history and ecology of the gray whale, *Eschrichtius robustus*. *Am. Soc. Mammal., Spec. Publ.* No. 3.
- Riedman, M., & Estes, J., 1990. The sea otter behavior, ecology, and natural history. *Biological Report* 90(14): 1-126.
- Rochelle C. 1999. Effects of tourism on marine mammals in New Zealand Department of Conservation, Wellington, New Zealand. *Science for Conservation* 106: 1173-2946.
- Rozzi, R., & Torres-Murra, J., 1990. Observaciones del chungungo (*Lutra felina*) al sur de la Isla Grande de Chiloé: antecedentes para su conservación. *Medio Ambiente* 11: 24-28.
- Sandegren, F. E. (1970). Breeding and maternal behavior of the Steller sea lion (*Eumetopias jubata*) in Alaska. M.Sc. Thesis, University of Alaska, Anchorage, AK.
- Santos, M., M. J. Pérez-Alvarez, V. Munian, R. Moraga, D. Oliva & M. Sepúlveda. 2014. Trophic niche overlap between sympatric resident and transient populations of bottlenose dolphins. *Marine Mammal Science*. doi: 10.1111/mms.12185
- Sepúlveda, M., D. Oliva & F. Palma. 2001. Daily and annual circarhythms in the South American sea lion, *Otaria flavescens* (Carnivora: Otariidae) in the Central Zone of Chile. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 36(2): 181-187.
- Sepúlveda, M., D. Oliva, A. Urra, M.J. Pérez, R. Moraga, D. Schrader, P. Inostroza, A. Melo, H. Díaz & W. Sielfeld. 2011. Abundance and status of South American sea lions (*Otaria flavescens*) off Central Chilean coast. *Revista Chilena de Historia Natural* 84: 97-106.
- Sergeant, D. E. (1987). "Harp Seals, Man and Ice." Canadian Department of Fisheries and Oceans, Arctic Biological Station, (unpublished manuscript).
- Shane, S. H., and Schmidly, D. J. (1978). "The Population Biology of the Atlantic Bottlenose Dolphin, *Tursiops truncatus*, in the Aransas Pass Area of Texas," Rep. No. MMC-76/11. U.S. Mar. Mammal Comm., Washington, D.C.
- Shaughnessy, P. D., and Chapman, P. (1984). Commensal Cape fur seals in Cape Town docks. *S. Afr. J. Mar. Sei.* 2, 81-91.
- Sielfeld, W., & Castilla, J., 1999. Estado de conservación y conocimiento de las nutrias en Chile. *Estudios Oceanológicos* 18: 69-79.



- Simeone, A., & Luna-Jorquera, G., 2012. Estimating rat predation on Humboldt Penguin colonies in north-central Chile. *Journal für Ornithologie* 153: 1079-1085.
- Simeone, A., & Schlatter, R.P., 1998. Threats to a Mixed-Species Colony of Spheniscus Penguins in Southern Chile *Waterbirds* 21(3): 418-421.
- Simeone, A., Luna-Jorquera, G., Bernal, M., Garthe, S., Sepúlveda, F., Villablanca, R., Ellenberg, U., Contreras, M., Muñoz J., & Ponce, T., 2003. Breeding distribution and abundance of seabirds on islands of north-central Chile *Revista Chilena de Historia Natural* 76: 323-333.
- Smith, T. G., Geraci, J. R., and St. Aubin, D. J. (1983). The reaction of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, to a controlled oil spill. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40(9), 1522-1527
- Smithsonian Institute (1971). Alaska Peninsula oil spill. *Smithson. Inst., Cent. Short-Lived Phenom., Annu. Rep.*, 1970 Event No. 36-70. pp. 154-157
- St. Aubin, D.J., Geraci, J.R. and Aubin, D.J.S., 1990. 4 - Physiologic and Toxic Effects on Pinnipeds, Sea Mammals and Oil: Confronting the Risks. Academic Press, pp. 103-127.
- Straughan, D. 1972. Biological effects of oil pollution in the Santa Barbara Channel. In "Marine Pollution and Sea Life." (M. Ruivo, ed.), pp. 355-359. Fishing News Ltd., London.
- Suchanek, T.H., 1993. Oil impacts on marine invertebrate populations and communities. *American Zoologist* 33, 510-523.
- Tricart, 1987
- Tala, Ch., Guerrero, S., Avilés, R., & Stutzin, M., 2009. *Especies Amenazadas de Chile: Protejámoslas y Evitemos su Extinción*. Departamento de Protección de los Recursos Naturales. Comisión Nacional del Medio Ambiente. CONAMA. Gobierno de Chile. Santiago, Chile.
- Thiel, M, Macaya, E.C., Acuña, E., Arntz, W.E., Bastías, H., Brokordt, K., Camus, P.A., Castilla, J.C., Castro, L.R., Cortés, M., Dumont, C.P., Escribano, R., Fernández, M., Gajardo, J.A., Gaymer, C.F., Gómez, I., González, A.E., González, H.E., Haye, P., Illanes, J.E., Iriarte, J.L., Lancellotti, D.A., Luna-Jorquera, G., Luxoro, C., Manríquez, P.H., Marín, V., Muñoz, P., Navarrete, S.A., Pérez, E., Poulin, E., Sellanes, J., Sepúlveda, H., Stotz, W., Tala, F., Thomas, A., Vargas, C.A., Vásquez, J., & Vega, JMA., 2007. The Humboldt Current System of Northern and Central Chile: Oceanographic processes, ecological interactions and socioeconomic feedback. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 45: 195- 344
- Trivelli, J., Coorea, M., Trivelli, P., Espinoza, M., Suazo, C., Ortiz, P., & Iturrieta, M., 2014. Plan de medidas para proteger el sitio Acantilados de la Quirilluca como un Área de Nidificación para el Piquero (*Sula variegata*). 100p.
- Troisi GM, Borjesson L. 2005. Development of an immunoassay for the detection of polyaromatic hydrocarbons in plasma samples from oiled seabirds. *Environ Sci Technol* 2005;39:3748-55.



- Troisi, G., Borjesson, L., Bexton, S. and Robinson, I., 2007. Biomarkers of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH)-associated hemolytic anemia in oiled wildlife. *Environmental Research*, 105(3): 324-329.
- Valqui, J., 2011. The marine otter *Lontra felina* (Molina, 1782): A review of its present status and implications for future conservation. *Mammalian Biology* 77 (2): 75-83.
- Vianna, J., Ayerdi, P., Medina-Vogel, G., Mangel, J., Zeballos, H., Apaza, M., & Faugeron, S., 2010. Phylogeography of the marine otter (*Lontra felina*): Historical and contemporary factors determining its distribution. *Journal of Heredity* 101 (6): 676-689.
- Vianna, J.A, Cortes, M., Ramos, B., Sallaberry-Pincheira, N., González-Acuña, D., Dantas, G.P.M., Morgante, J., Simeone, A., & Luna-Jorquera, G., 2014. Changes in abundance and distribution of Humboldt Penguins *Spheniscus humboldti*. *Marine Ornithology* 42: 153-159.
- Vieira, L.V. et al., 2016. Exploratory data analysis using API gravity and V and Ni contents to determine the origins of crude oil samples from petroleum fields in the Espírito Santo Basin (Brazil). *Microchemical Journal*, 124: 26-30.
- Wallace RS & B Araya. 2015. Humboldt Penguin *Spheniscus humboldti* population in Chile: Counts of moulting birds, February 1999-2008. *Marine Ornithology* 43: 107-112.
- Wallace, R.S., Grzybowski, K., Diebold, E., Michaels, M., Teare, J.A., & Willis, M.J., 1999. Movements of Humboldt Penguins from a breeding colony in Chile. *Waterbirds* 22 (3): 441- 444.
- Wells, P.G., 2001. Oil and seabirds: The imperative for preventing and reducing the continued illegal oiling of the sea by ships. . *Mar. Pollut. Bull.* 2001, 42, 251–252., 42: 251-252.
- Williams, T.D., 1995. The Penguins: Spheniscidae. *Bird Families of the World*. Vol II. Oxford University Press, Oxford. 295 pp
- Zuberogoitia, I., Martínez, J.A., Iraeta, A., Azkona, A., Zabala, J., Jiménez, B., Merino, R., & Gómez, G., 2006. Short-term effects of the prestige oil spill on the peregrine falcon (*Falco peregrinus*). *Marine Pollution Bulletin*, 52(10): 1176-1181.





Línea de Investigación N° 5 y 6

Caracterización Química en Recursos Hidrobiológicos,
Columna de agua y Sedimentos y Registro Audiovisual de los
Recursos Hidrobiológicos Submareales





1. ANTECEDENTES

Una de las alteraciones ambientales más extremas que se han registrado en los ecosistemas marinos son, sin lugar a dudas, los derrames accidentales o deliberados de hidrocarburos (Piñeira *et al.* 2008). Éstos han provocado diversos daños tanto a nivel biológico como ecológico, los cuales son capaces de perdurar en el tiempo, llegando a provocar incluso alteraciones en los componentes genéticos de las especies afectadas (Suchanek 1993, Kingston 2002, Piñeira *et al.* 2008, Lecklin *et al.* 2011).

Los hidrocarburos derivados del petróleo son fluidos altamente complejos que están compuestos por partículas coloidales, tales como asfaltenos y resinas agregadas, dispersas en una solución de naturaleza aromática/alifática mixta (Aske *et al.* 2002), que al entrar en contacto con el ambiente marino, sufren cambios importantes en sus características físicas y químicas por la acción de una serie de procesos como la dispersión, disolución, evaporación, el secuestro en los sedimentos (Payne & McNabb 1984, Garret *et al.* 2003), llegando incluso a desaparecer del ambiente mediante la acción de la combustión, foto oxidación y biodegradación (Payne & McNabb 1984, National Research Council 2002, Prince 2002, Garret *et al.* 2003). Todos estos procesos se conocen colectivamente como meteorización del petróleo (Mearns & Simecek-Beatty 2003).

Actualmente se reconoce que la presencia de estos compuestos en aguas marinas templadas tiene una historia de vida, la cual comienza en un estado inicial, y finaliza en un estado final o clímax (Mearns & Simecek-Beatty 2003). Cada estado interactúa con la biota de diferentes maneras, donde al inicio del evento el petróleo es tan tóxico que la biota, desde microbios hasta mamíferos, tratan de evitarlo. A medida que el aceite se combina con el agua, los organismos comienzan a interactuar con él, en un proceso conocido como biodegradación (Garret *et al.* 2003), en el cual los alcanos de cadena lineal, así como pequeños compuestos aromáticos, se degradan primero, seguido posteriormente de alcanos ramificados, alquilados y aromáticos más grandes (Mearns & Simecek-Beatty 2003). Este proceso llega a su fin debido a que los compuestos aromáticos exhiben un patrón particular de degradación, donde los más pequeños desaparecen antes que los compuestos aromáticos de mayor tamaño, lo que reduce el proceso de biodegradación llegando entonces al estado final (Prince 1993, Bragg *et al.* 1994, Lee *et al.* 1995, Swannell *et al.* 1996, Venosa *et al.* 1996, Prince & Bragg 1997, Lee *et al.* 1997, Swannell *et al.* 1999, Lee & Merlin 1999, Garret *et al.* 2003).

Tres formas de estados finales se han detectado hasta el momento: el primero denominado bolas de alquitrán, el segundo sedimentos unidos con aceite, y el tercero lo conforman aquellos hidrocarburos de petróleo que residen o pasan a través de las redes alimentarias marinas (Lee *et al.* 2003, Mearns & Simecek-Beatty 2003, Payne *et al.* 2003).

Aunque la contaminación accidental causada por barcos ha decrecido, la contaminación por rutina operacional se ha incrementado a través de los años (Pavlakis *et al.* 2001, Tarchi *et al.* 2006, Ferraro *et al.* 2007, Kirby & Law 2010). Un derrame de petróleo puede causar diversos grados de daño en tejidos de peces, como se ha visto en arenque y anchoveta, daños que pueden ser reversibles como



la hiperplasia lamelar de las branquias, edemas e hiperplasia de la epidermis (Bentivegna et al. 2015). Daños semi-permanentes como la necrosis hepática y mineralización del tejido renal pueden tener un proceso de recuperación más largo (Bentivegna et al. 2015). También se puede producir daño permanente a los nefrones del riñón y las regiones hepáticas biliares (Bentivegna et al. 2015), posiblemente causado por la fracción C2/C3 fenantreno ($1,28-6,52 \text{ ng mg}^{-1}$) y por PHAs como el hidroxipireno ($0,06-0,34 \text{ ng mg}^{-1}$). En este sentido Rybakovas y colaboradores (2009) describen daño a nivel genético y citotoxicidad en peces planos (*Platichthys flesus*) que viven en aguas contaminadas por petróleo en comparación a los que viven en zonas alejadas. Derrames de petróleo también afectan la sobrevivencia de las zoeas de cangrejos azules (*Callinectes sapidus*) (Pie et al. 2015).

El tamaño del derrame parece no influir en el tiempo de recuperación de un ecosistema (Finlayson et al. 2015) y puede demorar más de los 3 o 4 años (ver Sell et al. 1995), dependiendo si se trata de la parte superior rocosa (más rápido) o inferior arenosa del intermareal (más lento). La recuperación no está completa hasta que la biota ha sido restablecida dentro de un rango de variación natural esperado para ese hábitat, y un mosaico de varias estructuras de edad ha retornado, y esto puede variar con el volumen, magnitud y tipo de derrame, exposición, tasa de remoción del petróleo, latitud, sensibilidad de la biota impactada y extensión y tipo de limpieza post-derrame (Newey & Seed 1995, Kingston 2002, Bustamante et al. 2010).

En la madrugada del miércoles 24 de septiembre del 2014, en las cercanías del Terminal Marítimo de ENAP Refinerías S.A. ubicado en la bahía de Quintero, Región de Valparaíso, se produjo un derrame de hidrocarburos, el cual se provocó cuando el buque con bandera de las Islas Marshall realizaba la descarga del combustible. De acuerdo a estimaciones iniciales de la Empresa Nacional de Petróleos (ENAP), la cantidad vertida del crudo durante la faena de descarga alcanzaría los 3 metros cúbicos (3 mil litros). Sin embargo, días después, mediante declaración de la misma empresa se corrige este valor, indicándose que el vertido ascendería a la cantidad de 22 metros cúbicos (22 mil litros). Aún no está claro a ciencia cierta la cantidad del crudo derramado, pero estimaciones fijan en valor por sobre los 30 mil litros.

Por este motivo y en consideración al Artículo 1° B de la Ley General de Pesca y Acuicultura (LGPA) que señala claramente que el objetivo de la Ley es la conservación y el uso sustentable de los recursos hidrobiológicos, mediante la aplicación del enfoque precautorio, de un enfoque ecosistémico en la regulación pesquera y la salvaguarda de los ecosistemas marinos en que existan estos recursos, y a la necesidad de resguardar la sustentabilidad de los recursos pesqueros, proteger la fauna acuática con medidas de conservación amparadas en la LGPA y las actividades económicas que se desarrollan en torno a las recursos hidrobiológicos asociados a la Bahía de Quintero, y, en vista de la necesidad de determinar los posibles impactos en la biota acuática presentes en el área de dispersión del derrame, la SSPA está impulsando la realización del estudio "Determinación de los Impactos en los Recursos Hidrobiológicos y en los Ecosistemas Marinos Presentes en el Área de Influencia del Derrame de Hidrocarburo de Bahía Quintero, V Región".



2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo general

Determinar las variables químicas en agua, sedimentos y recursos hidrobiológicos, junto con caracterizar los recursos hidrobiológicos de las zonas que han sido afectadas por la descarga de hidrocarburos al mar, en el área de estudio.

2.2. Objetivo específicos

- 2.2.1. Realizar una recopilación de los antecedentes disponibles, referidos a las características físico-químicas de la columna de agua y sedimentos y, los registros de los recursos hidrobiológicos en el área de estudio.
- 2.2.2. Desarrollar el plan de monitoreo propuesto para la determinación de las variables químicas en agua y sedimentos y la caracterización de los recursos hidrobiológicos presentes en el área de estudio, siguiendo las metodologías establecidas en las presentes bases técnicas.
- 2.2.3. Realizar un análisis químico que permita determinar la presencia de hidrocarburos y metales pesados en los recursos hidrobiológicos del área de estudio, junto con registrar la presencia audiovisual de hidrocarburos en estos recursos.



3. METODOLOGÍA

Para dar respuesta al presente objetivo, se ha trabajado mediante dos enfoques de investigación: la primera está asociada a la información histórica que existe de la bahía de Quintero, intentando recopilar, estandarizar y analizar la información de diversas fuentes de origen, con la finalidad de comprender los procesos temporales y espaciales que pueden estar ocurriendo en la dispersión y almacenamiento de contaminantes al interior de la Bahía.

El segundo enfoque está asociado a la actualización y recopilación de información actual, para así determinar la presencia de químicos actuales dentro de la Bahía y como esto se acopla a la información histórica del lugar.

3.1. Recopilación de la información histórica

La recopilación de la información histórica se realizó de forma primaria mediante una búsqueda en los principales gestores bibliográficos nacionales (i.e. Scielo u otros) como internacionales (ASFA-Proquest), así como los repositorios de organismos del estado, como los ministerios de Medio Ambiente, Salud, Agricultura, Economía, servicios públicos, municipalidades, etc., u ONGS que den cuenta de las acciones ambientales realizadas en dichos lugares.

Esta información se sistematizó en un repositorio bibliográfico de uso libre (i.e. MENDELEY), siguiendo los formatos preestablecidos en dicha programa.

Con esta información se realizó una descripción pormenorizada de:

- Las características ambientales de la zona.
- Estudios ambientales realizados en la zona.
- Listado de los principales contaminantes, con énfasis en metales e hidrocarburos detectados en los estudios ambientales identificados y sus concentraciones.
- Descripción del comportamiento fisicoquímico de los contaminantes anteriormente identificados y sus efectos en la biota marina, según estudios realizados a nivel internacional y en relación a las normas existentes en otros países de la OCDE. La base de esta actividad provino de una asesoría realizada por un grupo de investigadores de la Facultad de Ecología y Recursos Naturales de la Universidad Andrés Bello (**Anexo 8**).

Los elementos y sustancias incluidas en el presente análisis histórico en las tres matrices, guardan directa relación con los elementos y sustancias analizadas en el presente informe.

3.2. Recopilaci3n de la informaci3n actual

3.2.1. 1rea de estudio.

El 1rea de estudio fue definida entre el 1rea de Manejo de Cachagua por el norte ($32,580034^{\circ}$ S; $71,460350^{\circ}$ W), hasta el 1rea de Manejo El Papagayo ($32,792759^{\circ}$; 71.546413° W) (**Figura 1 y 2; Tabla 1 y 2**) ubicada al sur de la Ciudad de Quintero. Durante el desarrollo del estudio se realizaron dos campa1as de muestreo siendo la primera campa1a realizada en los meses de agosto/septiembre del 2015 y que correspondi3 a la condici3n invierno, y la otra durante los meses de enero y febrero del 2016 y que correspondi3 a la condici3n de Verano.



Figura 1. Estaciones de muestreo en el intermareal arenoso entre Cachagua (estaci3n 1) y Papagayo (estaci3n 10) en las campa1as de Invierno 2015 y Verano 2016.



Tabla 1.

Ubicación geográfica de las estaciones de muestreo en el intermareal arenoso entre Cachagua (estación 1) y Papagayo (estación 10) en las campañas de Invierno 2015 y Verano 2016.

| <i>Transecta</i> | <i>Localidad</i> | <i>long</i> | <i>lat</i> |
|-------------------------|-------------------------|--------------------|-------------------|
| 1 | Cachagua | -32.586788° | -71.447957° |
| 2 | Laguna | -32.631237° | -71.430081° |
| 3 | Maitencillo | -32.668723° | -71.442145° |
| 4 | Quirilluca | -32.698555° | -71.458756° |
| 5 | Cau Cau | -32.710283° | -71.495813° |
| 6 | Ventanas | -32.749687° | -71.486431° |
| 7 | ENAP | -32.769656° | -71.490947° |
| 8 | Loncura | -32.782667° | -71.509257° |
| 9 | Durazno | -32.781493° | -71.525957° |
| 10 | Papagayo | -32.783200° | -71.540543° |

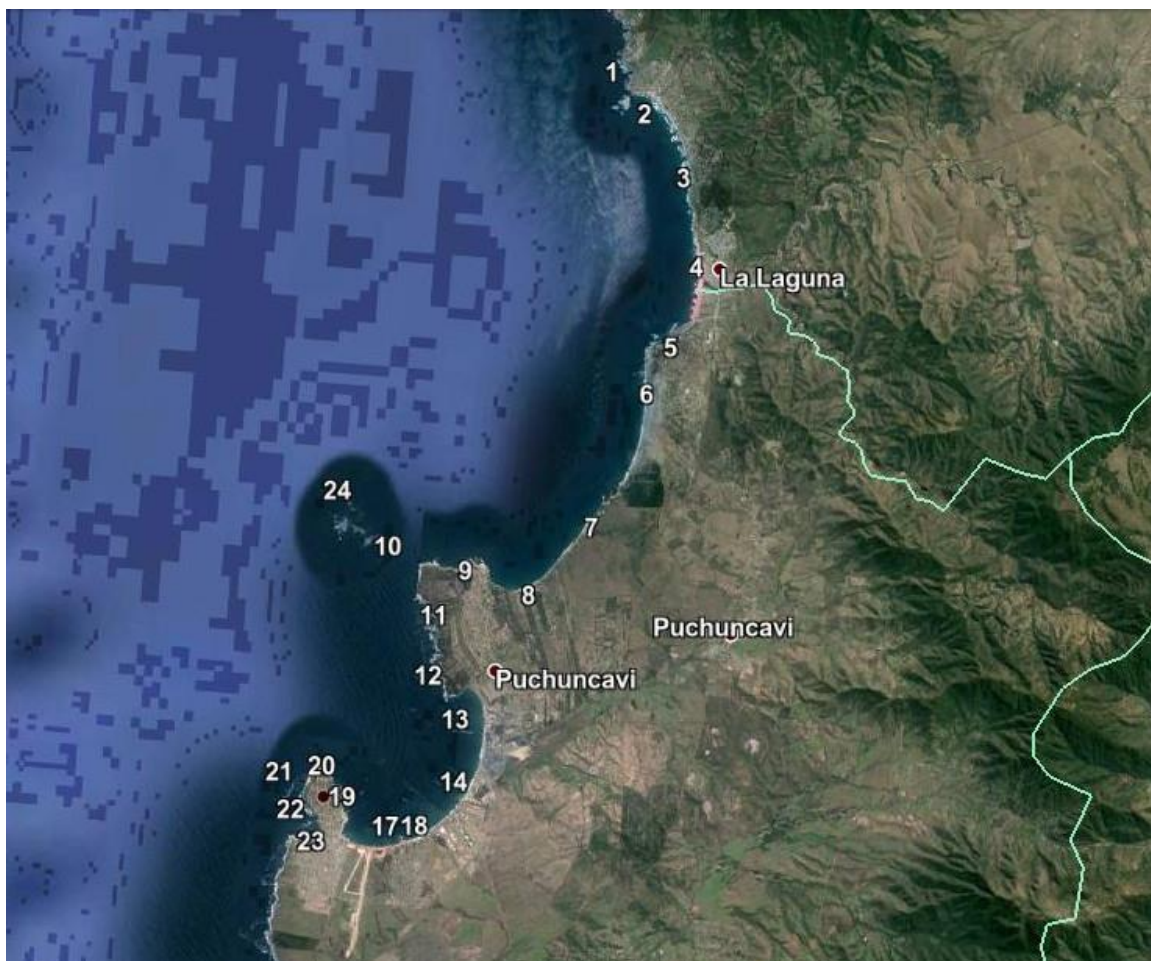


Figura 2. Estaciones de muestreo en el submareal entre Cachagua (estación 1) y Papagayo (estación 23) en las campañas de Invierno 2015 y Verano 2016.

Para esto se obtuvieron muestras en tres matrices: Sedimentos Marinos Intermareales; Sedimentos Marinos Submareales y Muestras de Agua de Mar. En total durante el estudio se recolectaron 975 muestras (488 muestras por cada campaña), de las cuales 433 muestras fueron derivadas para análisis de hidrocarburos (i.e. 48 muestras para análisis de agua, 204 muestras para sedimentos y 180 muestras corresponden a biota marina). Por otro lado, para las determinaciones de metales se obtuvieron un total de 543 muestras de las cuales 144 estuvieron asociadas a muestras de sedimentos y 399 muestras fueron consideradas para biota marina.



Tabla 2.
Ubicación geográfica de las estaciones de muestreo en el submareal en las campañas de invierno 2015 y verano 2016.

| Transecta | Localidad | Lat | Long |
|-----------|---|----------------|----------------|
| 1 | AMERB Cachagua Norte | -32,580734957 | -71,4586220775 |
| 2 | AMERB Cachagua Sur | -32,5871483423 | -71,453488078 |
| 3 | Sur Playa Cachagua | -32,6029643789 | -71,4399359375 |
| 4 | Laguna de Zapallar | -32,6257234253 | -71,4338911884 |
| 5 | AMERB Maitencillo Norte | -32,6470336039 | -71,4398873504 |
| 6 | AMERB Maitencillo Sur | -32,6595634036 | -71,4461154956 |
| 7 | Playa Quirilluca | -32,6951148827 | -71,4596411493 |
| 8 | El Claron-Horcon | -32,7139542438 | -71,4772899728 |
| 9 | Playa Cau Cua-Horcon | -32,7088836953 | -71,4973723702 |
| 10 | AMERB Farellones Sur | -32,7042579185 | -71,5241045505 |
| 11 | El Tebo AMERB Ventanas | -32,72123239 | -71,5082638711 |
| 12 | Pta Lunes AMERB Ventanas | -32,7404814307 | -71,5004339162 |
| 13 | Ventanas Adentro | -32,7476761211 | -71,499154279 |
| 14 | El Bato Orilla-Quintero (ENAP) | -32,7638258133 | -71,4981012046 |
| 15 | El Bato Adentro-Quintero | -32,7711332124 | -71,5312898252 |
| 16 | Ventanas Orilla | -32,7438889258 | -71,4917438105 |
| 17 | Cristo Sumergido-Quintero | -32,7767591178 | -71,5181700513 |
| 18 | El Bato - Quintero (COPEC) | -32,7743910905 | -71,5093746129 |
| 19 | Playa Caleuche y Las Conchitas (Quintero) | -32,7736078855 | -71,5241054166 |
| 20 | Playa Los Enamorados (Quintero) | -32,766011674 | -71,5310439281 |
| 21 | AMERB NW Peninsula Los Molles (Norte) | -32,7637093328 | -71,5366454422 |
| 22 | AMERB Papagallo (Tortuga) | -32,777858125 | -71,53960892 |
| 23 | AMERB Papagallo (Caleta) | -32,7821186211 | -71,5406214614 |
| 24 | AMERB Farellones Norte | -32,6944317576 | -71,5329034254 |



3.2.2. Toma de muestras

3.2.2.1. Caracterización Físico Química de los Sedimentos de la Zona Intermareal

El muestreo de sedimentos en la zona intermareal se realizó durante el periodo de baja marea, considerando para esto, 10 sitios de muestreos o transectas siguiendo las recomendaciones propuestas por Schlacher y colaboradores (2008). En cada una de ellas se midió la extensión de la zona intermareal y se fijaron 3 estaciones de muestreo, las cuales consideraron las tres zonas características de estos ecosistemas (i.e. supramareal, zona intermareal superior y zona intermareal inferior (**Figura 1**). En cada estación se obtuvieron datos *in situ* de temperatura, redox y pH en sedimentos utilizando equipos multiparamétricos marca Orion 3 y 4, previamente calibrados.

Posteriormente se obtuvieron muestras para análisis de Hidrocarburos Totales Fracción 2 (C10-C16) y Fracción 3 (C16-C34). Estas muestras se obtuvieron utilizando un core de fibra de vidrio de aproximadamente 100 cm³ de sección transversal, con capacidad para obtención de muestras de sedimentos de 1 kg. Una técnica similar fue utilizada para obtener muestras de sedimentos para los análisis de granulometría. Las muestras obtenidas fueron almacenadas en contenedores plásticos provenientes del laboratorio analítico, debidamente etiquetadas e identificadas y entregadas en playa a la empresa AGRIQUEM para su posterior análisis (ver Instructivo de Toma de muestras de Agriquem, Anexo 11).

La toma de muestra, así como el registro visual de la presencia de hidrocarburos en la zona intermareal se realizó utilizando una cámara GOPRO Hero 4. Además, tanto en la toma de muestras como la entrega de muestras al laboratorio, fueron realizados con la presencia de un ministro de fe proporcionado por el Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (SERNAPESCA).

3.2.2.2 Caracterización química y registro visual de los sedimentos en la zona submareal

Para el muestreo de sedimentos en la zona submareal se consideraron 24 sitios, los cuales estuvieron distribuidos de norte a sur exceptuando la estación 24 que por estar ubicada al oeste de la línea norte sur, se denominó última. En cada sitio de muestreo se identificó el punto central y a partir de éste se fijó una transecta de 50 m de largo con tres estaciones (0, 25 y 50 m). En cada estación se obtuvieron muestras mediante buceo SCUBA, los cuales fueron utilizadas para granulometría y medición de parámetros *in situ* y otra para hidrocarburos y metales pesados.

La información *in situ* de temperatura, redox y pH de los sedimentos fueron obtenidos utilizando equipos multiparamétricos marca Orion 3 y 4, previamente calibrados. Luego de realizadas las mediciones, las muestras fueron almacenadas y rotuladas en contenedores provenientes del laboratorio analítico, debidamente etiquetados.



En cuanto al segundo core obtenido, éstos fueron almacenados para determinar Hidrocarburos Totales Fracción 2 (C10-C16) y Fracción 3 (C16-C34) y el contenido de los siguientes metales pesados: Arsénico, Cadmio, Cobre, Níquel, Plomo, Vanadio y Zinc.

En cada uno de los sitios de muestreo se realizó un registro visual de los recursos hidrobiológicos submareales, utilizando una cámara GOPRO Hero 4, considerando un recorrido por el transecto de 50 m y siguiendo los aspectos metodológicos indicados en la Resolución SUBPESCA N° 3612/2009. Al igual que en la zona intermareal, la toma de muestras, como en la entrega de las muestras al laboratorio, fueron realizados con la presencia de un ministro de fe proporcionado por SERNAPESCA (ver Instructivo de Toma de muestras de Agriquem, Anexo 11).

3.2.2.3. Caracterización química de la columna de agua en la zona submareal

Para la caracterización química de la columna de agua se realizó un perfil vertical de temperatura, conductividad y oxígeno en cada uno de los sitios muestreados. Para ello, se utilizó un CTDO Sea & Sun debidamente calibrado. Para comparar el buen funcionamiento de los sensores de oxígeno del CTDO, se tomaron muestras de agua de fondo utilizando una botella Niskin en cada una de las estaciones, para luego determinar la concentración de oxígeno siguiendo el Método de Winkler. La toma de muestra para determinar presencia de Hidrocarburos Totales, Hidrocarburos Fijos e Hidrocarburos Volátiles (TPH C6-C10), se realizó obteniendo muestras de fondo mediante una botella Niskin en cada una de las estaciones anteriormente mencionadas.

Tanto la toma de muestras como la entrega de éstas al laboratorio, fueron realizadas con presencia de un ministro de fe proporcionado por SERNAPESCA (ver Instructivo de Toma de muestras de Agriquem, Anexo 11).

3.2.2.4. Caracterización química de la biota marina de la zona de estudio

Para realizar la caracterización química de la biota marina se obtuvieron muestras de distintos organismos de interés comercial provenientes de la zona de estudio. Los análisis de Hidrocarburos Totales en la biota consideraron la determinación de concentraciones de la DRO (C10-C28) y de HAP, mientras que los metales analizados fueron Arsénico total, Cadmio total, Cobre total, Níquel total, Plomo total, Vanadio total y Zinc total. En cada campaña de muestreo (invierno y verano) se consideró un total de 90 muestras para el análisis de hidrocarburos y 200 muestras para metales pesados.

El instrumental utilizado para obtención de muestras, correspondió a vidrio en el caso de hidrocarburos y cerámica y polietileno en el caso de metales. Para las muestras de biota se usaron bolsa de plástico con un sello plástico con un número, el cual era anotado en la cadena de custodia (ver Instructivo de Toma de muestras de Agriquem, Anexo 11).



3.2.3. Análisis de muestras

Para la determinaci3n de las concentraciones de hidrocarburos en sedimentos, agua marina y biota marina, así como para el análisis de metales pesados en sedimentos y biota marina, se realizó un concurso público mediante el portal mercado público. El laboratorio que se adjudicó la licitaci3n y quien llevó a cabo los análisis fue AGRIQUEM S.A. El detalle de la propuesta, así como las técnicas empleadas se adjunta en el Anexo 9. Se hace notar que los análisis mediante la técnica de ICP-OES y que en esta ocasi3n reemplazaron a algunos por ICP-MS se realizaron debido a su mejor nivel de precisi3n de acuerdo a las características de la matriz muestral.

3.2.4. Análisis de la informaci3n

3.2.4.1 Análisis de la informaci3n histórica

El análisis de la informaci3n histórica se abordó de dos maneras diferentes: 1) Tendencias históricas en las concentraciones químicas en las distintas matrices y 2) Patrones de distribuci3n espacial en las concentraciones de químicos en las distintas matrices.

Para esto y debido a que la informaci3n provenía de distintas fuentes, se procedió a identificar los puntos de monitoreo utilizados y se determinó un centroide para agrupar las estaciones de los distintos monitoreo realizado en distintas periodos de tiempo. Por tal motivo en la Figura 3 se presenta la ubicaci3n y el área de influencia de los centroides utilizados en el presente análisis, así como las estaciones de los otros monitoreo realizados en la zona. (**Anexo 10, Tabla 1**).

Para evaluar las tendencias históricas se consideró la informaci3n proveniente de diversas fuentes de informaci3n, la cual se sistematizó en funci3n de sus características y técnicas de determinaci3n. Una vez realizado esto, se procedió a identificar y eliminar los datos considerados outliers mediante el método basado en la desviaci3n típica, donde se calcula un intervalo con un límite superior o inferior de los datos en funci3n de la suma o resta al promedio del valor de tres veces la desviaci3n.

Una vez eliminados los outliers, se evalúa si los supuestos de normalidad de la varianza se cumplen, utilizando la prueba de asimetría estandarizada y de curtosis estandarizada (Sokal & Rohlf, 1995). Cuando los datos cumplieron los supuestos anteriormente señalados, se procedió a confeccionar una tabla de Análisis de Varianza (ANDEVA), la cual descompone la varianza del conteo en dos componentes: un componente entre grupos y un componente dentro de los grupos, determinando el valor de F (i.e. cociente de la estimaci3n entre grupos y la estimaci3n dentro de los grupos) y el valor de P, a niveles de confianza superiores al 95%. En el caso de que los datos, a pesar de ser transformados, no cumplieran con los supuestos de normalidad y homogeneidad de la varianza, se evaluó las diferencias entre grupos mediante el test no paramétrico de Kruskal-Wallis (Sokal & Rohlf, 1995). Luego y con la finalidad de determinar cuáles medias son significativamente diferentes unas de otras, se realizó el test a posteriori de LSD el cual es un procedimiento de comparaci3n múltiple para determinar las medias que son significativamente diferentes unas de otras cuando se tiene un número



de datos dispares (Sokal & Rohlf, 1995). Para evaluar los posibles riesgos ecol3gicos, los datos de sedimentos fueron evaluados en funci3n de las directrices de calidad de sedimentos desarrollados por Long y Morgan (1990).

Para determinar si existen patrones espaciales en las concentraciones de qu3micos registradas antes en la zona de la bah3a de Quintero, se identific3 la procedencia de la informaci3n y se compar3 la informaci3n utilizando estadística multivariada. Para esto se realizaron Análisis de Similitudes (ANOSIM) y de Escalamiento Multidimensional no Métrico (NMDS) (Clarke & Warwick 1990) utilizando las rutinas del programa Primer 7, trabajando con las concentraciones qu3micas en funci3n de la ubicaci3n geogr3fica respectiva para cada una de las matrices. Para el caso de la ANOSIM, se utiliz3 como base una matriz de similitud calculada mediante el coeficiente Euclidiano, previa transformaci3n mediante la raíz cuadrada de los datos a fin de dar mayor peso a aquellas variables con menores valores de representaci3n. Los análisis de ANOSIM permiten evaluar eventuales diferencias significativas entre las concentraciones qu3micas de las distintas zonas, los cuales son representados gráficamente utilizando cladogramas. Por otro lado, los NMDS se graficaron en dos dimensiones, con el objetivo de visualizar eventuales relaciones entre las estaciones evaluadas. En este tipo de gr3ficos, las transectas que muestran mayor similitud aparecen menos distanciadas entre sí. La representaci3n adecuada del agrupamiento de esas estaciones puede ser evaluada mediante el denominado “stress”. Valores de “stress” menores a 0,1 indican una buena representaci3n del ordenamiento de las estaciones, mientras que valores de “stress” mayores de 0,2 indican lo contrario (Clarke & Warwick 1990).

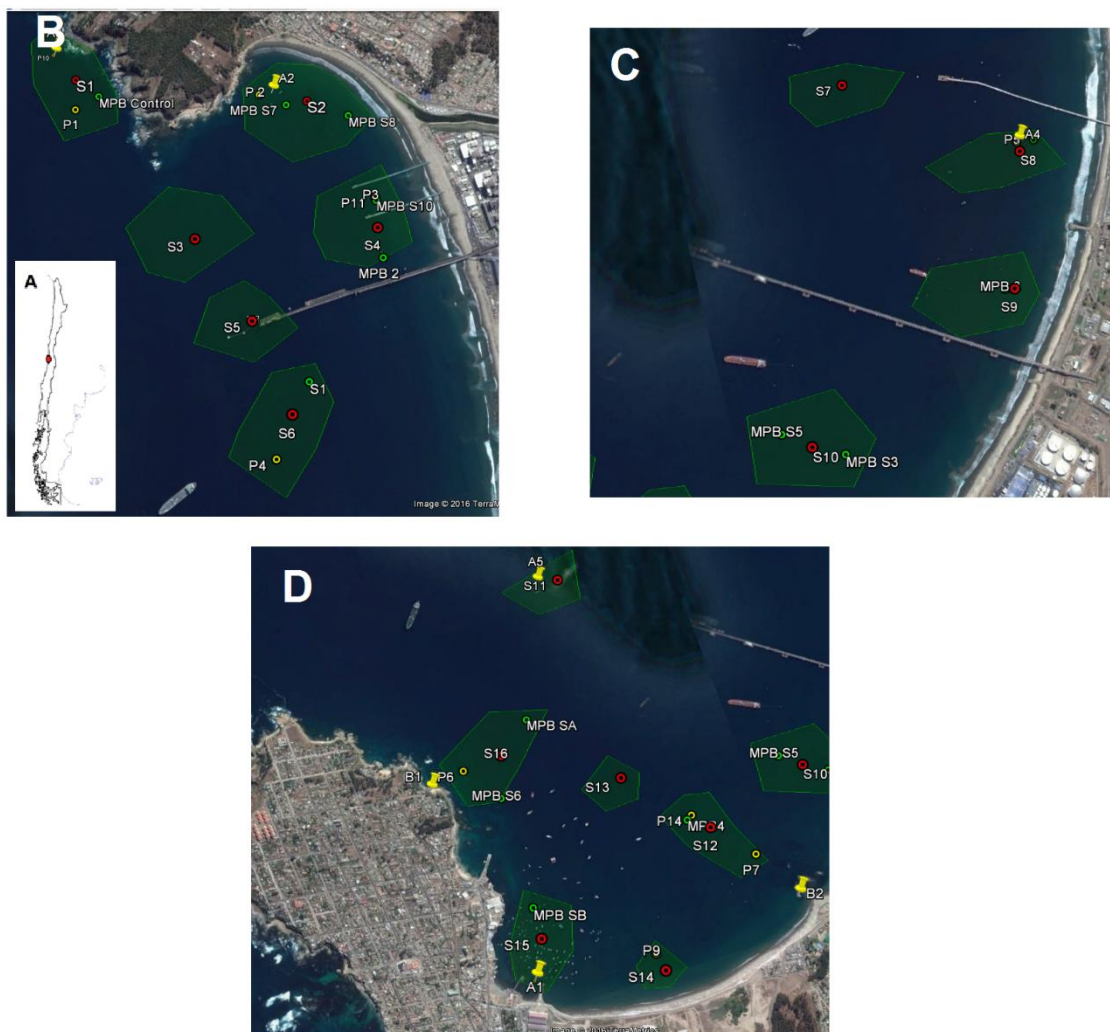


Figura 3. (A) Ubicación de la bahía de Quintero y (B), (C) y (D) de los centroides (puntos rojos) y su área de influencia (área verde) que agrupan la información histórica de monitoreos realizados en la Bahía de Quintero entre 1997 y el 2014. Puntos verdes y sigla MPB inicial, ubicación estaciones de Parra *et al.* 2015. Puntos amarillos y letra inicial P, corresponden a la ubicación estaciones Programa de Observación del Ambiente Litoral (POAL), mientras que los puntos blancos y sigla CEA MMA corresponde a la ubicación de los estudios del Centro de Estudios Ambientales y del Ministerio del Medioambiente. Los puntos en la figura B corresponden al sector norte de la bahía, mientras que C a la zona Sur.

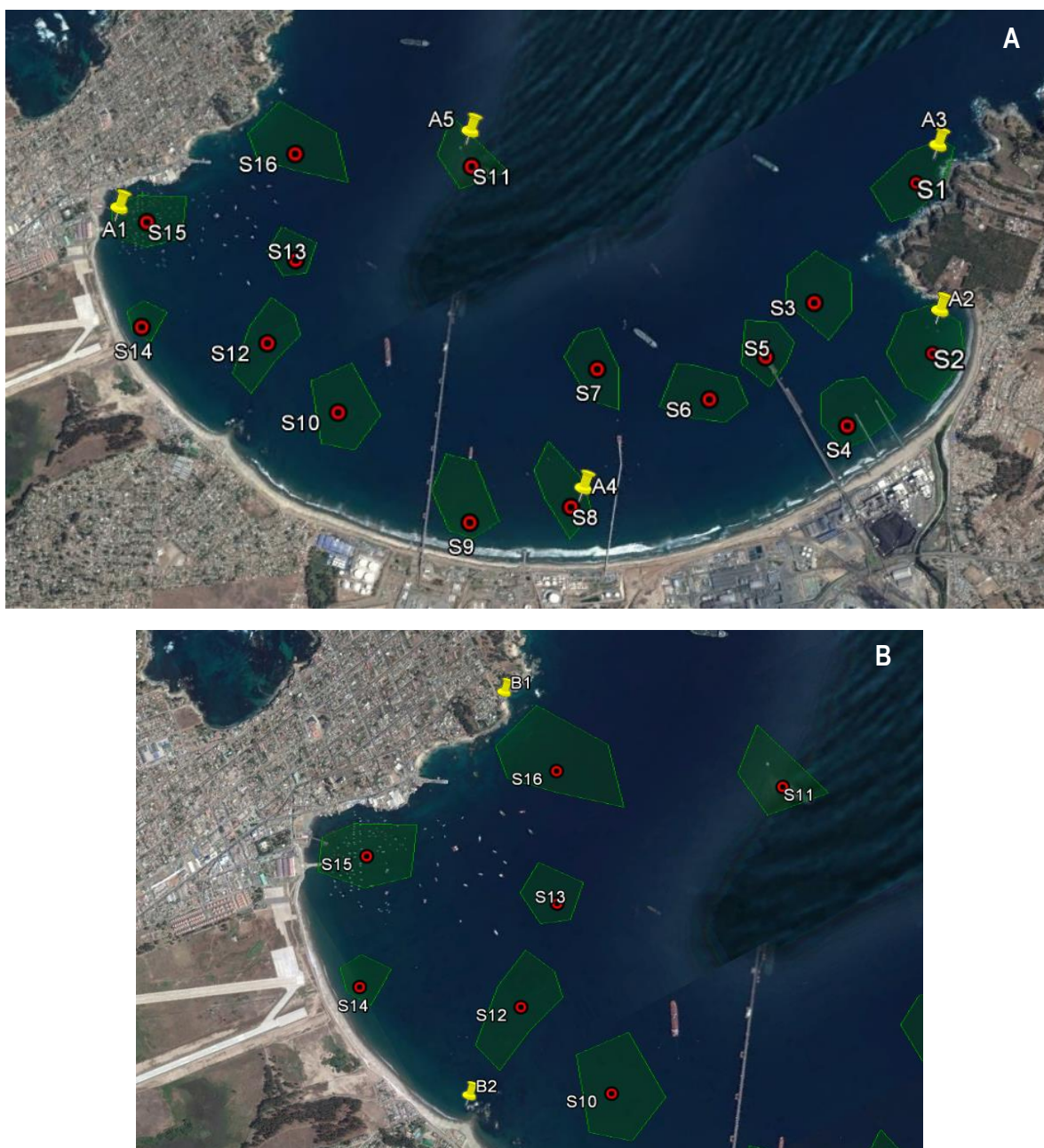


Figura 4. (A) Ubicación de las estaciones de muestreo de agua y (B) de *Perumitylus purpuratus* en relación a los centroides (puntos rojos) y su área de influencia (área verde) que agrupan la información histórica de monitoreos realizados en la bahía de Quintero entre 1997 y el 2014.



3.2.4.2. Análisis de la información obtenida de los muestreos

Previo normalización de los datos con doble raíz cuadrada (cuando fuera necesario) en cada uno de las 3 componentes evaluados en este proyecto (i.e. intermareal, submareal y biota), se realizaron análisis de comparación de medias (ANDEVA) para las variables fisicoquímicas y concentraciones de todos los compuestos analizados por sector para establecer diferencias significativas entre la estación del año, transectas, estaciones y especies cuando corresponda. Adicionalmente cuando fue posible, se implementaron análisis de Cluster, SIMPROF (Cluster con significancia estadística), acompañando a esto se incluirá un ADONIS (análisis de varianza para datos multivariados) que permitió establecer diferencias significativas, entre las campañas (época del año, invierno y verano), estaciones de muestreo o transectas y especies muestreadas.

3.2.5. **Calculó el Factor de Bioacumulación (BCF), Índice de Geoacumulación (Igeo), Factor de Contaminación (CF) e Índice de Carga de la Contaminación (PLI)**

Con la finalidad de integrar la información histórica, como de distintas matrices para definir áreas geográficas que presenten mayor alteración ambiental se procedió a realizar el cálculo de algunos indicadores de contaminación que permitan identificar áreas de potencial impacto ecológico por la acumulación de metales pesados. Para esto, la información se sectorizó en 4 zonas, en base a los estudios realizados por Parra *et al.* 2015 y los modelos del sistema de corrientes propuestos por Ocean Green (2007) y Barkovic & Balic (1984), con la finalidad de dilucidar en que zona hay mayor acumulación de metales pesados en las distintas matrices analizadas.

Mediante la fórmula propuesta por Mountouris *et al.* (2002), se determinó el factor de Bioacumulación (BCF) de dos grupos de moluscos de diferente nivel trófico (i.e. Fissurelidos los cuales se caracterizan por ser generalmente herbívoros y *Concholepas concholepas*, el cual se caracteriza por ser un predador tope en ecosistemas de fondos rocosos). Este factor de bioacumulación toma en cuenta que la toxicidad de estos metales para los organismos bentónicos depende directamente de la disponibilidad de éstos en el ambiente, y de la capacidad de los organismos para asimilar estos metales directamente de la ingesta de partículas presentes en el ambiente (Amiard *et al.* 2007). Este factor se determina a través de la siguiente ecuación:

$$\text{BCF} = \text{Cbiota} / \text{Cbentos}$$

Donde Cbiota es la concentración en la biota correspondiente al promedio de cada metal en todos los organismos a analizar en cada sector de estudio y Cbentos es la concentración presente en el bentos.

Adicionalmente, y para evaluar el grado de contaminación de los sedimentos, se calculó el Índice de Geoacumulación (Igeo) de acuerdo a la ecuación propuesta por Müller (1979):

$$\text{Igeo} = \log_2 (\text{Cn} / (1.5 * \text{Bn}))$$



Donde C_n es la concentración de metal (n) en el ambiente con contaminación, mientras que B_n es la concentración del metal (n) en el ambiente que no está contaminado (control). Finalmente el factor de 1,5 es un factor de corrección de la matriz que incluye posibles variaciones de los valores del metal en el fondo, debido principalmente a efectos litogénicos del ambiente (Müller, 1979).

Este indicador presenta una clasificación en siete niveles de I_{geo} , los cuales se definen como:

$I_{geo} = 0$; no contaminado ($I_{geo} < 0$),
 $I_{geo} = 1$; no contaminado a moderadamente contaminado ($0 < I_{geo} < 1$),
 $I_{geo} = 2$; moderadamente contaminado ($1 < I_{geo} < 2$),
 $I_{geo} = 3$; moderadamente a fuertemente contaminado ($2 < I_{geo} < 3$),
 $I_{geo} = 4$; Fuertemente Contaminados ($3 < I_{geo} < 4$),
 $I_{geo} = 5$; fuertemente a extremadamente contaminado ($4 < I_{geo} < 5$), y
 $I_{geo} = 6$; extremadamente contaminado ($5 < I_{geo} < 6$) (Müller, 1981).

Adicionalmente se determinó el factor de contaminación (CF) (Hakanson, 1980), el cual fue utilizado para evaluar el grado de contaminación por metales de origen antropogénico. Esto tomando como base que cada metal es la proporción de la concentración medida en el sedimento para el valor de control. Este factor se define como:

$$CF = C_s (\text{muestra}) / C_s (\text{base})$$

Donde CF corresponde al factor de contaminación del lugar y C_s es la concentración observada en los sedimentos contaminados (muestreal) y de referencia (base). Si $CF < 1$, significa que no existe o es baja la contaminación por el metal; si el factor oscila entre $1 < CF < 3$ la contaminación es considerada de tipo moderada y entre $3 < CF < 6$ se considera que la contaminación es considerable y finalmente $CF > 6$ se define como que la contaminación es alta.

Además, se consideró un índice de carga de la contaminación para toda la zona de muestreo que se realiza para evaluar el nivel de contaminación por metales pesados en base a la raíz n -ésima del producto de la n CF (Tomlinson, 1980; Bhuiyan, 2010). Este cálculo se realiza a partir de la ecuación:

$$PLI = (C F_1 \times C F_2 \times C F_3 \times \dots \times C F_n)^{1/n}$$

El PLI representa el número de veces en que la concentración de un metal en la muestras está por sobre la concentración del metal en el sedimento control.

Como estación control se consideró la información recolectada en la zona de Cachagua, pero además se recopiló información de referencia de concentraciones de Cadmio Total, Cobre Total, Plomo total y Zinc total (Tabla 3), para sedimentos de una estación ubicada en la localidad de Puerto Cisnes, región de Aysén; por ser una zona con intervención antropogénica que no implica la remoción o acumulación de metales en los sistemas marinos, como ocurre en las costas del norte, centro y sur de Chile.



Tabla 3.

Concentraci3n [mg/kg] y desviaci3n est3ndar de metales pesados en sedimentos submareales en Puerto Cisnes, regi3n de Ays3n del a3o 2011. (Modificada de Hormaz3bal 2016).

| Par3metro | n | Promedio [mg/kg] y (desviaci3n est3ndar) | | Latitud | Longitud | Localidad |
|---------------------|---|--|---------|------------|------------|---------------|
| Cadmio Total | 2 | 0,050 | (0,000) | -44,737500 | -72,689722 | Puerto Cisnes |
| Cobre Total | 2 | 5,300 | (1,131) | -44,737500 | -72,689722 | Puerto Cisnes |
| Plomo Total | 2 | 1,125 | (1,237) | -44,737500 | -72,689722 | Puerto Cisnes |
| Zinc Total | 2 | 15,700 | (1,414) | -44,737500 | -72,689722 | Puerto Cisnes |



4. RESULTADOS

4.1 Antecedentes Bibliográficos.

En la bahía de Quintero existen 6 áreas de manejo (AMERB), las cuales están bajo la influencia de las actividades antrópicas desarrolladas en el parque industrial de la zona. Esta bahía comprende dos comunas de la Región de Valparaíso (*i.e.* Puchuncaví y Quintero) dentro de la cuales existen localidades como Maitenes, La Greda, Las Ventanas, Quintero, Loncura, Campiche, Puchuncaví, Chocota, Caleta Horcón, Maitencillo, Melosillas, El Runge, Ritoque, Mantagua (Terram Fundación 2014). Este complejo industrial es considerado uno de los más grandes y relevantes de nuestro país y cuenta con aproximadamente 19 empresas en actual funcionamiento. Entre las actividades presentes en la bahía podemos mencionar la presencia de generación de energía mediante el funcionamiento de termoeléctricas a carbón, gas y petróleo, el procesamiento de minerales de cobre en una refinería, descarga y transporte de hidrocarburos, e instalaciones para el almacenamiento y distribución de gas (MCPDVP 2013).

A consecuencia de esto, el ecosistema marino ha sufrido en el último tiempo distintas externalidades negativas, como el vertimiento de hidrocarburos, aceites o alcoholes, y el escape de distintos elementos químicos, como es el caso de los metales pesados que han originado un incremento de ciertas elementos químicos ajenos al ambiente (*e.g.* Cobre, Arsénico, Plomo y Zinc (Parra *et al.* 2015)). Tanto la presencia de metales pesados como hidrocarburos, a ciertos niveles, pueden ser considerados tóxicos para diferentes especies bentónicas, y en muchos casos tienen efectos desconocidos en la biodiversidad y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos (Hollert *et al.* 2003), por lo que a continuación se presenta una recopilación sobre los distintos efectos que producen estos elementos en ecosistemas marinos bentónicos.

4.1.1. Comportamiento general de los metales pesados en ecosistemas marinos

Los metales pesados se definen arbitrariamente como aquellos elementos cuya densidad es por lo menos cinco veces mayor que la del agua y suelen encontrarse de manera natural formando parte de la corteza terrestre en diferentes concentraciones (PNUMA 1980). Estos elementos también son llamados “metales trazas”, debido a que se presentan en bajas concentraciones, aunque dicho término puede implicar o no la presencia de un requerimiento esencial de un determinado metal en los organismos (Nelson 1996; Rozas 2001). Por otro lado, forman parte de los ciclos biogeoquímicos naturales y se mueven en la tierra a través del ciclo hidrológico (Salomons & Förstner 1984), pasando a través de todos los compartimentos de los ecosistema pero con diferentes tiempos de residencia, los cuales pueden variar entre apenas unas horas (*e.g.* Gases), hasta incluso cientos, miles o millones de años (*e.g.* Sedimento y suelos), transformándose en reservorios temporales o semi-permanentes hasta ser nuevamente re-movilizados (Ip *et al.* 2007).



Los procesos antropogénicos afectan los ciclos biogeoquímicos de dos maneras interrelacionadas: mediante cambios en la velocidad a la cual los metales son transportados entre los diferentes reservorios, y por medio de la alteración de la forma original en que son depositados (Benjamin & Honeyman 1992). Independiente de esto, los sedimentos suelen atrapar y se comportan como sumideros de los elementos potencialmente contaminantes por largos periodos de tiempo. Por este motivo las concentraciones de metales pesados en sedimentos, generalmente son más altas que las concentraciones encontradas en el agua. De hecho, el análisis del contenido de metales pesados en el agua tiene algunas desventajas, debido a su baja concentración, gran variabilidad espacial y temporal, y muchas veces, su presencia no está relacionada con la disponibilidad para los organismos (Paredes 1998). Por este motivo, los sedimentos son ampliamente utilizados como indicadores de la contaminación que han sufrido los ecosistemas marinos (Soto 2001). Pero además, los sedimentos marinos pueden actuar como fuentes permanentes y latentes del re-ingreso de metales al sistema acuático, mediante mecanismos naturales como artificiales (Botté *et al.* 2010). A nivel natural, podemos mencionar aquellos cambios en las condiciones ambientales (*i.e.* corrientes de marea, olas, vientos, marejadas), actividades de los organismos bentónicos (*e.g.* Bioturbación), procesos de mineralización en la interfase agua-sedimento (por procesos de precipitación, adsorción, absorción, solubilización, formación de sulfuros), entre otros, mientras que mecanismos de origen antrópico se relacionan con el dragado, refulado, alteración de temperatura, pH, Oxígeno, etc. (Duarte *et al.* 2010). Independiente del origen del mecanismo, estos pueden causar la re-suspensión del sedimento incluso ya estratificado (*i.e.* óxico-reductor) y su mezcla en la columna de agua oxigenada (Salomons & Förstner 1984, Bufflap & Allen 1995), con la consecuente redistribución de éstos en el ecosistema, la alteración en la fase disuelta y su posterior incorporación biológica (Atkinson *et al.* 2007).

La ingesta de metales pesados en los organismos acuáticos puede depender del hábitat y de sus hábitos alimenticios. Por ejemplo, las especies filtradoras y organismos planctónicos están más expuestos a los metales pesados disueltos en el agua, o asociados a partículas (Salomons 1988). Por este motivo en la actualidad es ampliamente reconocido que la principal ruta de transferencia de metales es la exposición a través de la dieta en las cadenas tróficas (Wang 2002). En las redes tróficas marinas, más complejas y largas que las terrestres, la energía fluye desde la base (detritus, fitoplancton, macroalgas, plantas halófitas) hasta los depredadores superiores (invertebrados, peces, aves) no solamente de forma lineal y unidireccional, sino que también entre los eslabones de diferentes cadenas que se encuentran interrelacionadas ecológicamente (Soto-Jiménez 2011), por lo que la comprensión de los mecanismos de transferencia de metales y la predicción de sus concentraciones en los organismos acuáticos participantes se hace más compleja en ambientes bentónicos (Wang 2002). Se han identificado tres maneras en que los metales traza y la biota acuática suelen interactuar (Quilodrán 2002):

- Interacciones del metal en el medio ambiente externo (principalmente química y física).
- Interacciones del metal con las estructuras biológicas de separación de organismos del medio ambiente (membranas, mucosas y células).
- Participación del metal con el organismo y los efectos biológicos.



Los efectos subletales de los metales pesados, en una gran variedad de organismos, conducen a cambios en su morfología o histología; fisiología (crecimiento, desarrollo, capacidad de nado, respiración y circulación); bioquímica (química sanguínea, actividades enzimáticas), y endocrinología, conducta y reproducción (Bryan, 1976), llegando a provocar la degradación paulatina del ecosistema afectado, produciendo mortandad principalmente en los estados larvales y juveniles de aquellas especies que tienen la propiedad de ser organismos filtradores (Soto 2001). Por consiguiente, es necesario supervisar la presencia de metales pesados en especies considerada claves del ecosistema, ya que esto indicará la extensión temporal y espacial del proceso, así como una evaluación del impacto potencial sobre la salud del organismo (Fernández *et al.* 2006).

Aunque todos los organismos de la cadena trófica están expuestos a los efectos de los contaminantes disueltos en el agua, las especies que se encuentran en las posiciones superiores de la cadena trófica son las que más pueden concentrar estos compuestos en sus tejidos, ya sea por la ingesta de alimentos o presas con contenidos de metales pesados.

Por un lado existen sustancias contaminantes que se incorporan a un organismo, mediante diversos procesos, los cuales no pueden ser eliminados, por lo que permanecen en el cuerpo en un estado invariable y se incorporan durante toda la vida del organismo. Este proceso es conocido como bioacumulación. En este sentido los organismos que consumen a especies bioacumuladoras de niveles tróficos inferiores, presentan una dieta rica en sustancias contaminadas y por lo tanto acumulan una mayor cantidad de contaminantes en sus tejidos. Por consiguiente se denomina biomagnificación cuando existe en los tejidos de un organismo una elevada carga corporal de contaminantes debido al consumo de organismos que bioacumulan contaminantes, lo que aumenta el riesgo para los organismos de niveles tróficos superiores.

En el campo de la bioindicación y biomonitorización, los moluscos se han utilizado con éxito para obtener información sobre la calidad de los ecosistemas de agua dulce terrestre y marino, y para cuantificar la exposición y efectos de los contaminantes en su entorno (Markert *et al.* 1999). Estas especies de invertebrados son conocidos por ser acumuladores eficientes de elementos traza (Dallinger 1994). La acumulación de metal por tales organismos se ve favorecida por su limitada capacidad para excretar estos contaminantes directamente después de su absorción y también por mecanismos de inactivación fisiológicas eficientes, tales como la compartimentación intracelular, o la inactivación de metal mediante la unión a las metalotioneínas, tales acumuladores biológicos a menudo se han utilizado como indicadores de la contaminación por metales del medio ambiente. Normalmente, las concentraciones de metal en el cuerpo del animal reflejan los niveles de contaminación del medio ambiente de manera cuantitativa, debido a que son especies claves para el funcionamiento de los ecosistemas marinos, de modo que es si un elemento afecta a una población de moluscos, este originará un impacto negativo para todo el ecosistema. (Oehlmann & Schulte-Oehlmann 2003).



4.1.2. Comportamiento particular de algunos metales pesados en ecosistemas marinos

4.1.2.1. Arsénico (As)

El arsénico es un metaloide distribuido ampliamente, que se produce en la roca, suelo, agua y aire. El arsénico orgánico está presente en los acuíferos de varios países (e.g. Bangladesh, Chile y China), introduciendo este elemento en agua para beber y en los alimentos. El arsénico orgánico es muy tóxico y la ingesta de grandes cantidades produce problemas gastrointestinales, problemas severos en el sistema cardiovascular y nervioso central y eventualmente la muerte (Haileslassie & Gebremedhin 2015). El arsénico inorgánico produce efectos tóxicos que incluyen calambres abdominales, hiperestesia en las extremidades, reflejos rotulianos, anemia, daño hepático y renal (Sharma & Agrawal 2005) (**Tabla 4**).

4.1.2.2. Cadmio (Cd)

El cadmio no se encuentra en la naturaleza como metal, principalmente se encuentra en estado sólido, como mineral de sulfuro, que está fuertemente asociado con el sulfuro de zinc. Es raro encontrar este mineral en fuentes de agua naturales. En la industria el cadmio se utiliza principalmente para evitar la corrosión, en pinturas, tintas de impresión, plásticos, baterías eléctricas y tubos fluorescentes. Estos usos generan la disponibilidad de este elemento en el agua. Otro factor importante es la tendencia del cadmio para entrar en la atmosfera a través de la vaporización a altas temperaturas. El cadmio puede ser liberado al medio ambiente marino en los procesos metalúrgicos, vertidos industriales, residuos mineros y quema de combustibles fósiles (Taha 2004).

Los alimentos son la fuente más importante de exposición al cadmio en la población general, en la mayoría de los países. El cadmio se encuentra en la mayoría de los productos alimenticios, pero las concentraciones varían dependiendo de los hábitos alimenticios de los individuos (Haileslassie & Gebremedhin 2015). Los efectos del cadmio en la salud, son aumento de la presión arterial, daño al riñón, destrucción de tejido testicular y destrucción de células rojas (Taha 2004). El cadmio ha sido clasificado como carcinógeno por algunas organizaciones, en base a pruebas experimentales en humanos y animales (Haileslassie & Gebremedhin, 2015).

La contaminación por cadmio, suele originarse por la presencia de altas concentraciones del metal en aguas residuales (SCCWRP 1990) y es especialmente severa en los alrededores de chimeneas y áreas urbanas industrializadas. Por otra parte, no hay evidencia que el cadmio sea un elemento biológicamente esencial; por el contrario, ha llegado incluso a ser reconocido por sus propiedades carcinogénicas y teratogénicas y probablemente mutagénicas, siendo asociado a varios efectos en la pérdida de poblaciones de peces y vida silvestre.

El cadmio es un elemento no necesario para el normal desarrollo de los organismos, su emisión global hacia el medio ambiente corresponde a un 90% a fuentes antropogénicas, está ligado a la producción del Zn y a desechos de la producción de plásticos, pinturas, aleaciones de diversos metales y a otras



operaciones de tipo industrial, galvanización, en producción de pigmentos y en la manufactura de estabilizadores plásticos y baterías, además de polvo y humos de refinerías, los productos de incineración de materiales relacionados con Cd y combustión de fósiles, fertilizantes y desechos municipales y descarga de sedimentos (Eisler 2000). Estas emisiones conducen a una amplia distribución del metal, produciendo una carga creciente en suelos, ríos y mares (Rodríguez *et al.* 1995). Pero por otra parte, en algunas partes del mundo se ha visto que las altas concentraciones de cadmio en el océano y sedimentos marinos pueden estar relacionado con fenómenos de origen natural. Por ejemplo Sanudo-Wilhelmy & Flegal (1991, 1996) estiman que el 99% del cadmio presente en la superficie en la zona de California y México está relacionada a procesos oceanográficos físicos, como la surgencia costera y al transporté de masas de agua, mientras que solamente el 1% de las concentraciones observadas correspondería a procesos de origen antrópico. Cabe señalar que en la costa de nuestro país estos procesos oceanográficos son recurrentes.

A pesar de esto, en concentraciones altas, este elemento es tóxico para todas las formas de vida, incluyendo microorganismos, plantas, animales e incluso el hombre (Quilodrán 2002, Eisler 2000). La sintomatología por intoxicación aguda por este metal en mamíferos se tiene diarreas, dolor de estómago y vómitos severos; debilitamiento óseo; fallos en la reproducción y posibilidad incluso de infertilidad; daño al sistema nervioso central; daño al sistema inmune; desórdenes psicológicos; posible daño en el ADN o desarrollo de cáncer (Eisler 2000) (**Tabla 4**).

4.1.2.3. Cobre (Cu)

El cobre es un elemento esencial que es eficientemente regulado en bajas concentraciones, llegando a ser rápidamente tóxico para organismos acuáticos, cuando aumenta la concentración en el ambiente. Es esencial para la formación de enzimas en los seres humanos. La ingesta de grandes cantidades de cobre conduce a una severa irritación de la mucosa, daño en los capilares, daño hepático y renal y la alteración y depresión del sistema nerviosos central (Athar & Vohora, 1995). Es abundante en el medio ambiente y esencial para el crecimiento normal y metabolismo de todos los organismos vivos. Las descargas de cobre en la biosfera global tienen como fuente principal las actividades de origen antrópico, especialmente minería, producción y refinería de cobre y el tratamiento y reciclado de desechos industriales y desperdicios. Algunos compuestos de cobre, especialmente sulfato de cobre, contribuyen al aumento de este elemento en el medio ambiente debido a que es usado intensamente en áreas geográficas determinadas para el control de especies de mosquitos de plantas acuáticas e invertebrados, enfermedades de plantas terrestres y ectoparásitos de peces y animales de consumo humano (Plasshe 1997, Quilodrán, 2002, Eisler 2002). Estos desechos por lo general, son vertidos a aguas superficiales o al mar donde producen diversos efectos en el medio receptor, en la flora y la fauna (Rodríguez *et al.*, 1995) (**Tabla 4**).



4.1.2.4. N3quel (Ni)

Este metal produce reacciones al3rgicas, dermatitis de contacto, conjuntivitis y asma (EPA 2002). Es carcin3geno potencial de pulm3n y puede causar alergias en piel, fibrosis de pulm3n y c3ncer de las v3as respiratorias en poblaciones con exposici3n ocupacional (Kasprzak *et. al.* 2003) (**Tabla 4**).

4.1.2.5. Plomo (Pb)

El plomo y sus compuestos han sido conocidos por el hombre por m3s de 7.000 a3os, y lo peligroso del Plomo ha sido reconocido hace menos de 2500 a3os; siendo uno de los metales m3s t3xicos y estudiados por la qu3mica ambiental. Las evidencias actuales apuntan a que este metal no es un elemento esencial o beneficioso para los organismos vivos y todos los efectos medidos son adversos, incluyendo aquellos de sobrevivencia, crecimiento y de metabolismo. El plomo es mutag3nico y teratog3nico cuando se absorbe en grandes cantidades y podr3a llegar a ser carcinog3nico (Seki 2002, Quilodr3n 2002, Eisler 2000). Los compuestos org3nicos de plomo son generalmente de origen antropog3nico y son concentrados frecuentemente en el medio acu3tico como contaminantes. Sin embargo, algunos complejos org3nicos se forman naturalmente, y sus velocidades de formaci3n pueden ser afectadas por plomo contenido en artefactos creados por el hombre. La concentraci3n de plomo ha aumentado, debido a su uso en antidetonantes en gasolinas para veh3culos, los cuales producen plomo como producto de su combusti3n. Adem3s, est3 en altas concentraciones en ecosistemas cercanos a minas de plomo, fundiciones y actividades de refin3ria; plantas de almacenaje de bater3as de plomo recicladas; 3reas urbanas e industrializadas; aguas cloacales y 3reas de eliminaci3n y zonas dragadas. (Horne 1969, Frew *et al* 1995). El plomo industrial que llega al medio marino es estimado en 10 veces m3s que el introducido por procesos naturales, de lluvia, aguas cloacales y aerosoles, son los principales or3genes (Frew *et al.* 1995). El consumo de alimentos y la contaminaci3n atmosf3rica son las principales fuentes de exposici3n al plomo. Los efectos en la salud son agudo dolor de cabeza, irritabilidad y diversos s3ntomas relacionados al sistema nervioso, como falta de sue3o e hiperactividad (**Tabla 4**).

4.1.2.6. Vanadio (V)

El vanadio es un metal s3lido o un polvo brillante gris o blanco. Se utiliza en la fabricaci3n de aleaciones de acero, otros compuestos de vanadio, equipos de radiograf3a, 3cido sulf3rico y caucho sint3tico. Produce irritaci3n en la piel, ojos, nariz y garganta, tos, falta de aire, dolor de cabeza y temblores. En exposiciones prolongadas puede causar n3usea, v3mitos, dolor abdominal y tono verdoso en la lengua (Department of Health and Senior Services, 2007) (**Tabla 4**).

4.1.2.7. Zinc (Zn)

Entre los metales, al zinc se le considera de baja toxicidad para los invertebrados acu3ticos (Bianchini & Carvalho de Castillo 1999). Es esencial para las plantas y los animales, ya que participa en el funcionamiento de m3s de 70 enzimas de distintas especies (INTA 1988).



El mayor origen antropogénico de zinc en el ambiente incluye fundiciones y procesadores de mineral, drenajes de mina, aguas residuales domésticos e industriales, combustión de basura sólida y combustibles fósiles, corrosión de superficies galvanizadas y aleaciones de zinc y erosión de suelos agrícolas (Eisler 2000).

Los efectos en la salud incluyen vómito, deshidratación, somnolencia, letargo, desequilibrio electrolítico, dolor abdominal, náuseas, falta de coordinación muscular e insuficiencia renal. Una dosis crónica de zinc aumenta el riesgo de desarrollar anemia, daño al páncreas, disminuye los niveles de colesterol HDL y aumenta los niveles de colesterol LDL (Athar & Vohora, 1995) (**Tabla 4**).

Tabla 4.

Principales efectos de la exposición a metales pesados en especies marinas.
(Tomado de Páez-Osuna 2005 y Subs. de Recursos Hídricos de la Nación 2005).

| Metal Pesado | Efectos en Organismos Acuáticos |
|---------------------|--|
| Arsénico | Produce problemas menores en la respiración, decoloración en la epidermis y posterior muerte. La concentración letal (CL ₅₀) es de 14,9-28,5 mg/L. |
| Cadmio | El cadmio se acumula principalmente en el hígado y riñón. Afecta principalmente los mecanismos de regulación de iones, produce agotamiento de glucógeno en los músculos e hígado, malformaciones en órganos, cambios de conducta, y posteriormente la muerte. Ingestas de 7,5 ug/kg pueden producir severas lesiones en peces. |
| Cobre | Produce cambios de conducta, daños ultraestructurales en células de branquias, induce un deterioro celular, degeneración del sistema nervioso central. Para vertebrados marinos la CL ₅₀ es de 0,1 mg/L hasta 20 mg/L. |
| Níquel | En vertebrados ocasiona manchas en la epidermis, dificultades respiratorias menores, posterior muerte. La CL ₅₀ varía entre 36 mg/L a 118 mg/L. |
| Plomo | Provoca deformidades neurotoxicidad, anemia hemolítica efectos histopatológicos e inhibición en la síntesis de hemoglobina, estos efectos ocurren en peces, aun en concentraciones tan bajas del elemento en el agua como de 8 µg/L. |
| Vanadio | Produce efectos adversos sobre el crecimiento y la muerte. CL ₅₀ 1,8-55 mg/L. |
| Zinc | Induce daños citológicos en las branquias y la causa fisiológica de la muerte puede estar relacionada con el rompimiento de los procesos respiratorios y osmoreguladores, ya que el Zn inhibe el transporte de Cl ⁻ a través del epitelio de las branquias. La CL ₅₀ oscila entre 4-100 mg/L. |



4.1.3. Eventos de derrames de sustancias químicas ocurridas y reportadas en la bahía de Quintero en los últimos 10 años.

Los derrames de hidrocarburos no son extraños en la bahía de Quintero, en la **Tabla 5** se observa un catastro de este tipo de eventos en los 10 últimos años, donde podemos concluir que durante este periodo de 10 años han ocurrido 10 eventos, siendo el más grande el registrado durante el año 2008, con 180.000 litros de 2 Etil-Hexanol. Este compuesto se caracteriza por ser un alcohol graso ramificado que es irritante para la piel, los ojos y las mucosas. Sus vapores a elevadas concentraciones tiene un efecto narcótico, como también puede tener efectos adversos del productos sobre vida acuática, por lo que se puede decir que es un producto que se debe tener cuidado.

El segundo derrame fue el del 2014, con 38.700 de Crudo Oriente Ecuatoriano, el cual se caracteriza por ser un producto que no tiene una destilación por lo que es espeso y se adhiere fácilmente a las especies en contacto, tiene altos impactos en la especie acuática y en contacto humano puede tener implicancias para a la salud.

Cabe señalar que durante el periodo del presente estudio han ocurrido dos derrames de relevancia.



Tabla 5.
Principales derrames de hidrocarburos ocurridos en los últimos 10 años en la bahía de Quintero.
(Fuente: INE).

| Producto | Fecha y cantidades (Litros) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---------------------------|-----------------------------|-------|--------------------------|---------|--------|-------|--------|-------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|---------------------------|--------|--------|-------|--------|-------|
| | 2007 | | 2008 | | 2009 | | 2010 | | 2011 | | 2012 | | 2013 | | 2014 | | 2015 | | 2016 | |
| | Fecha | Cant. | Fecha | Cant. | Fecha | Cant. | Fecha | Cant. | Fecha | Cant. | Fecha | Cant. | Fecha | Cant. | Fecha | Cant. | Fecha | Cant. | Fecha | Cant. |
| IFO-180 | | | 4-Feb | 1.000 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | | 7-Jul | 80 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| IFO-380 | | | | | 28-Jun | 500 | 23-Jan | 300 | | | | | | | | | 13-Aug | 500 | 16-May | |
| Lubricante | | | | | 14-Mar | 250 | | | | | | | | | | | | | | |
| Petróleo Crudo | | | | | | | | | 18-Mar | 2.000 | | | | | | | | | | |
| Crudo Oriente Ecuatoriano | | | | | | | | | | | | | | | 24-Sep | 38.700 | | | | |
| 2 Etil-Hexanol | | | 10-Jun | 180.000 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Envergadura | | | El mas grande Registrado | | | | | | | | | | | | 2do más grande registrado | | | | | |



4.2. Análisis de la información histórica

A continuación se presentan los resultados obtenidos del análisis de tres fuentes históricas de información existentes en la bahía de Quintero. La primera corresponde al monitoreo del Programa de Observación del Ambiente Litoral (POAL) el cual abarca información entre 1993 – 2013 para la columna de agua; 1994 –2014 para los sedimentos y 1994 – 2013 para biota (*i.e.* análisis de concentraciones de la especie (*P. purpuratus*)). El POAL, fue elaborado para monitorear las fluctuaciones anuales de los niveles de concentración de los principales componentes de desechos domésticos, industriales, de hidrocarburos de petróleo en bahías, lagos y ríos sometidos a la jurisdicción de la Dirección de Territorio Marítimo de la Armada (DIRECTEMAR). En este programa se determinan y evalúan los niveles y concentraciones de los principales contaminantes tanto de las aguas costeras como dulces y se focaliza principalmente en aquellos cuerpos de agua más usados o intervenidos en nuestro país. La principal falencia encontrada a esta base de datos, se relaciona a que no existe certeza de las técnicas analíticas utilizadas en el POAL antes del 2013, ya que en la página <http://www.directemar.cl/programa-observacion-ambiente-litoral/datos-poal.html> solo se explicitan los métodos para los datos tomados a partir de dicho año (**Tabla 1, Anexo 10**). Ahora bien, si consideramos que los análisis han sido realizados por la misma empresa a partir del año 2004, es esperable que las técnicas no hayan cambiado sustancialmente, por lo que el análisis de la información histórica considera información entre el año 2004 al 2015 de las tres matrices analizadas (*i.e.* sedimentos, agua y biota).

La segunda fuente de información incluye el estudio realizado por el Centro de Estudios Ambientales (CEA) bajo encargo del Ministerio de Medio Ambiente durante los años 2012 y 2013. Este se realizó mediante la toma de muestras en 6 puntos al interior de la bahía, de los cuales dos puntos coinciden con los del monitoreo del Programa de Observación de Ambiente Litoral (POAL). Dicho trabajo consideró para la toma de muestras de agua y su preservación, lo establecido por las NCh 411/2.Of96 y 411/3.Of96 y los métodos establecidos en el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA-AWWA-WEF, 2005), los cuales han sido aceptados por el Servicio de Preservación del Medio Ambiente Acuático de DIRECTEMAR. Las muestras de agua fueron tomadas en dos profundidades: superficie y fondo, considerando como fondo 1m por sobre el fondo marino en el punto de muestreo.

La tercera fuente de información, considera los resultados obtenidos en el trabajo de Parra y colaboradores (2015) publicado en la revista científica Marine Pollution Bulletin, en formato de Línea Base para las condiciones de la bahía. A pesar de esto, las principales falencias de dicho trabajo radican en nombrar una estación control que no se comporta como tal, además de que no especifica la fecha en que se realizó el muestreo y que las concentraciones obtenidas son significativamente más altas que toda la información recolectada (en muchos casos en orden de magnitud), lo que podría ser atribuido a diferencias en la técnica analítica utilizada. Por tal motivo esta información fue considerada solo de manera referencial tanto para los análisis espaciales y temporales.



4.2.1. Tendencias históricas de las concentraciones de sustancias químicas en sedimentos submareales en la zona de estudio.

En la **Figura 4A** se presenta la tendencia histórica para la concentración promedio de Cadmio (mg/kg) que han sido registrados en sedimentos submareales de la bahía de Quintero para el periodo 2004–2015. De este se desprende que existe una tendencia a la disminución de la concentración de este elemento en los sedimentos de la bahía a partir del máximo promedio registrado en el año 2009 (i.e. 0,292 mg/kg; ds: 0,106; n=18). Además existen diferencias estadísticamente significativas ($k=56,16$; $p=0,00$) entre los distintos años, existiendo 3 grupos diferentes significativamente.

Por otra parte, en la figura 4B se observa el dendograma de la Distancia Euclidiana de las concentraciones de Promedio de Cadmio en la bahía de Quintero, donde se puede observar que el año 2004 se comportó diferente en relación a los otros años. Esto se vuelve a reflejar en el MDS, pero además los años 2006 y 2008 forman otro grupo independiente y el 2011 un tercer grupo. El resto de los años forman un solo grupo.

En la **Figura 5 A** se observa la tendencia histórica para la concentración promedio de Cobre (mg/kg) que ha sido registrado en sedimentos submareales de la bahía de Quintero para el periodo 2004–2015. En esta se observa una disminución considerable en las concentraciones promedio a partir del 2010, pero con un aumento en el 2013. Según los análisis estadísticos se observan diferencias estadísticamente significativas ($KW=19,16$; $P=0,03$) con tres grupos diferentes de años.

En el dendograma (**Figura 5 B**) se observa que la estación 2013 junto con la estación 2012 son años donde las concentraciones promedio difieren del resto de los años situación que se reafirma con el MDS (**Figura 5 C**). En este mismo análisis al desagregar el resto de los años, se observa que el año 2004 se aleja del resto de las estaciones, pero en un segundo análisis.

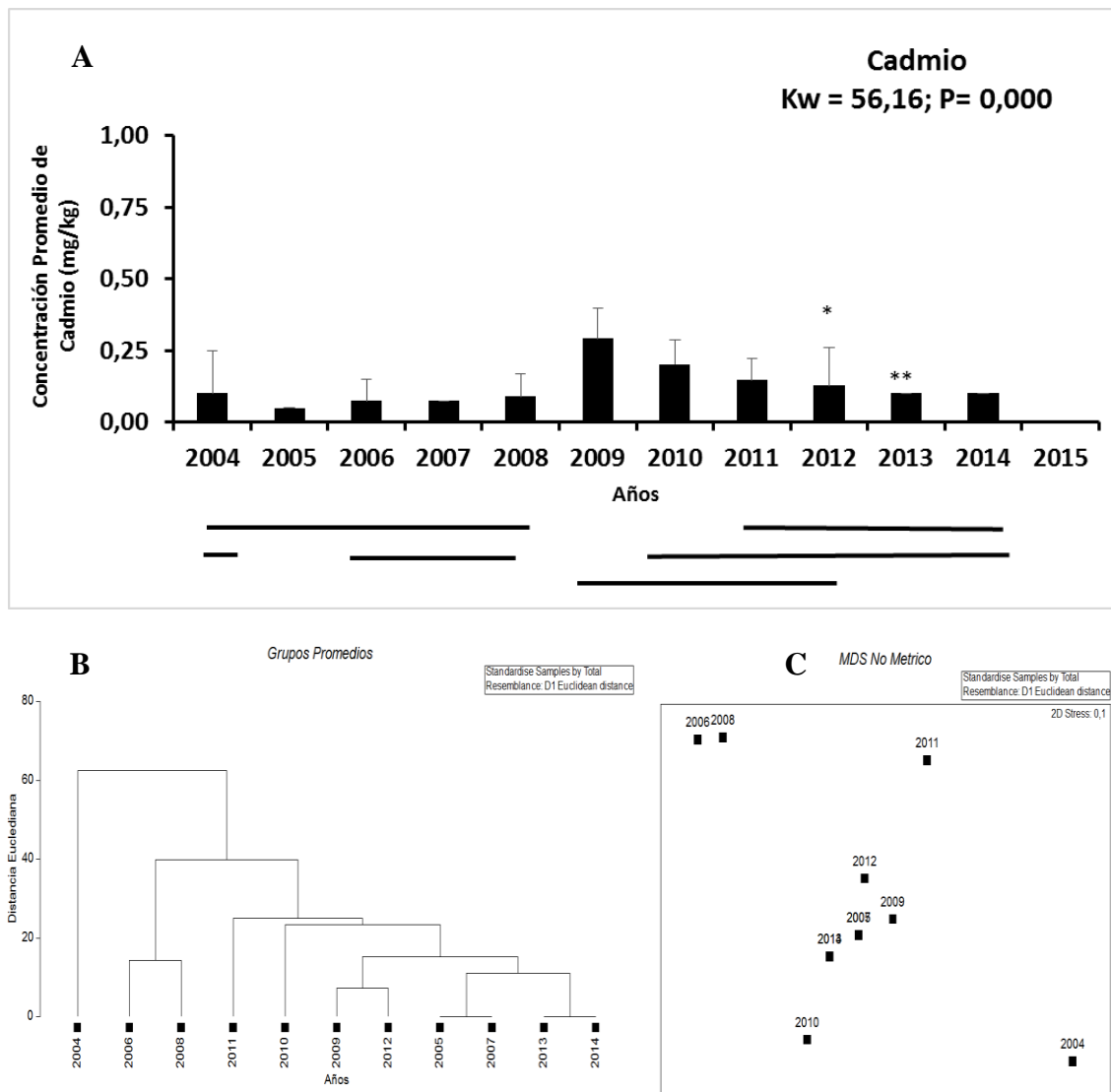


Figura 4. (A)Concentraciones promedio de Cadmio (mg/kg) y su respectiva desviación estándar para los sedimentos submareales analizados en la bahía de Quintero entre 2004 y el 2015. Los asteriscos indican cuando los valores son promedios de distintas fuentes (*i.e* * Datos promedios del CEA/MMA; ** datos promedios del POAL y CEA/MMA). Las líneas indican los grupos definidos por el test a posteriori de LSD. (B) Dendrograma de la distancia euclidiana para las concentraciones de Cadmio promedio calculadas dentro de la bahía y (C) distribución MDS no métrica.

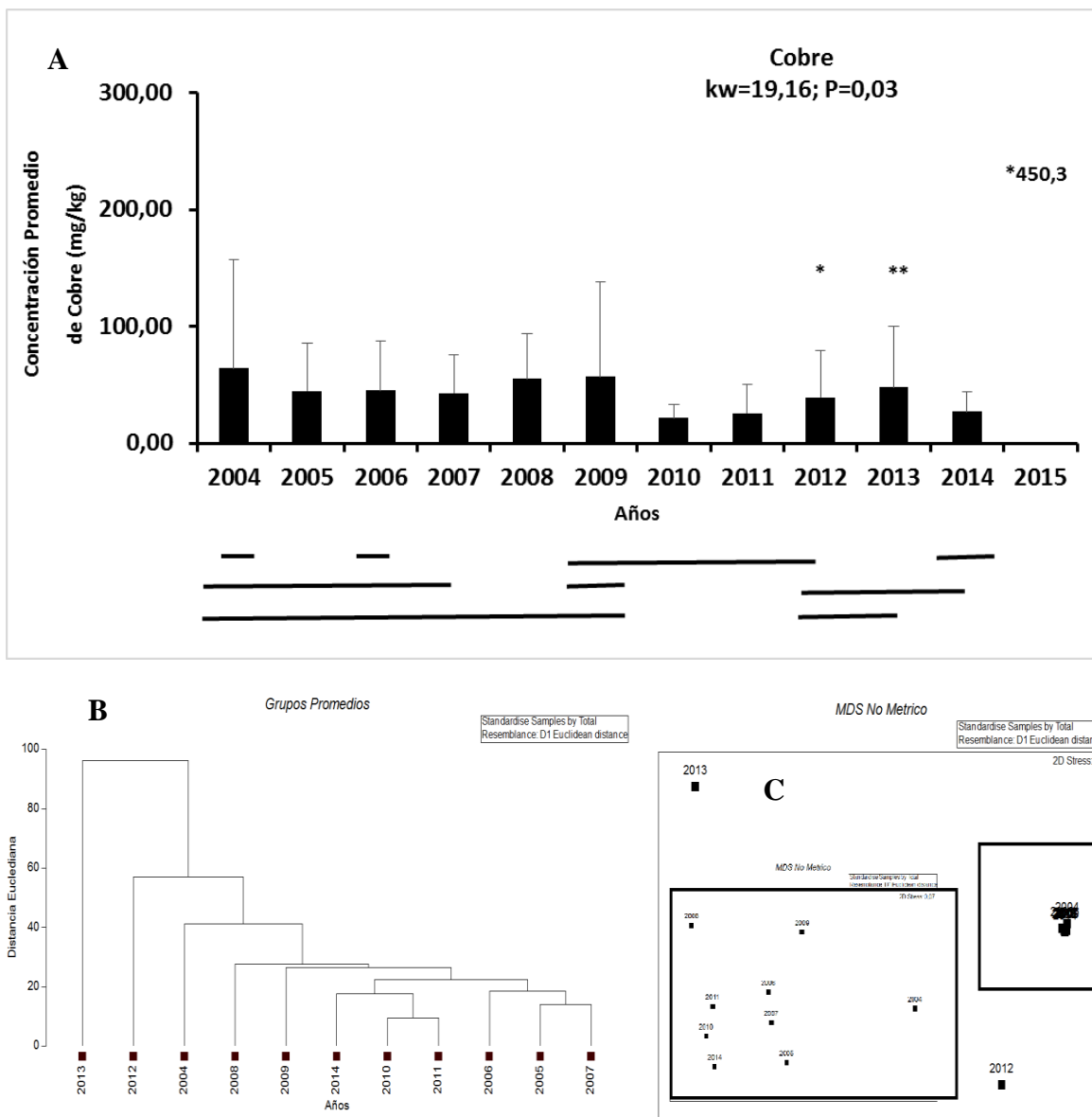


Figura 5. (A) Concentraciones promedio de Cobre (mg/kg) y su respectiva desviación estándar para los sedimentos submareales analizados en la bahía de Quintero entre 1997 y el 2015. Los valores con asteriscos indican las concentraciones promedio reportadas por Parra *et al* (2015). Además los asteriscos indican cuando los valores son promedios de distintas fuentes (i.e. * Datos promedios del CEA/MMA; ** datos promedios del POAL y CEA/MMA). Las líneas indican los grupos definidos por el test a posteriori de LSD. (B) Dendrograma de la distancia euclidiana para las concentraciones de Cobre promedio calculadas dentro de la bahía y (C) distribución MDS no métrica.



En la **Figura 6 A** se presenta la tendencia histórica para la concentración promedio de Plomo (mg/kg) que han sido registrado en sedimentos submareales de la bahía de Quintero para el periodo 2004–2015. En esta se puede observar que no existe un patrón definido de este metal en los sedimentos a través del tiempo. A pesar de esto, existen diferencias significativas entre los años ($F=7,26$; $P=0,000$), donde los máximos se observan en 2007, 2009 y 2013. Por otra parte, se observa 5 grupos de datos, lo que refuerza la inexistencia de un patrón definido. En el dendograma (**Figura 6 B**) se observa que los años 2012 y 2007 forman un grupo independiente lo cual se reafirma con el MDS (**Figura 6 C**).

En la **Figura 7** se presenta la tendencia histórica para la concentración promedio de Zinc en mg/kg que ha sido registrado en sedimentos submareales de la bahía de Quintero para el periodo 2004–2015. En esta se puede apreciar una disminución a partir del año 2004 siendo el registro más bajo el reportado en el 2014. Del análisis estadístico se desprende que existen diferencias estadísticamente significativas, reportándose 5 grupos donde el 2004 y el 2014 presentan diferencias significativas en relación al resto de los años.

En la **Figura 8A** se presenta los resultados del análisis de la Distancia Euclidiana para la base de datos de todos los metales incluidos en el análisis preliminar (*i.e.* período 1997-2014) en bahía Quintero. Se aprecia que los años 1997, 1998 y 1999 forman un grupo completamente separado del patrón observado en el resto de los años. Esta idea se refleja también en el análisis de NMDS (**Figura 8B**) donde los tres años anteriormente mencionados aparecen disgregados del resto de los años. En este caso el valor de stress fue de 0,04 lo que sugiere una buena representatividad de la información.

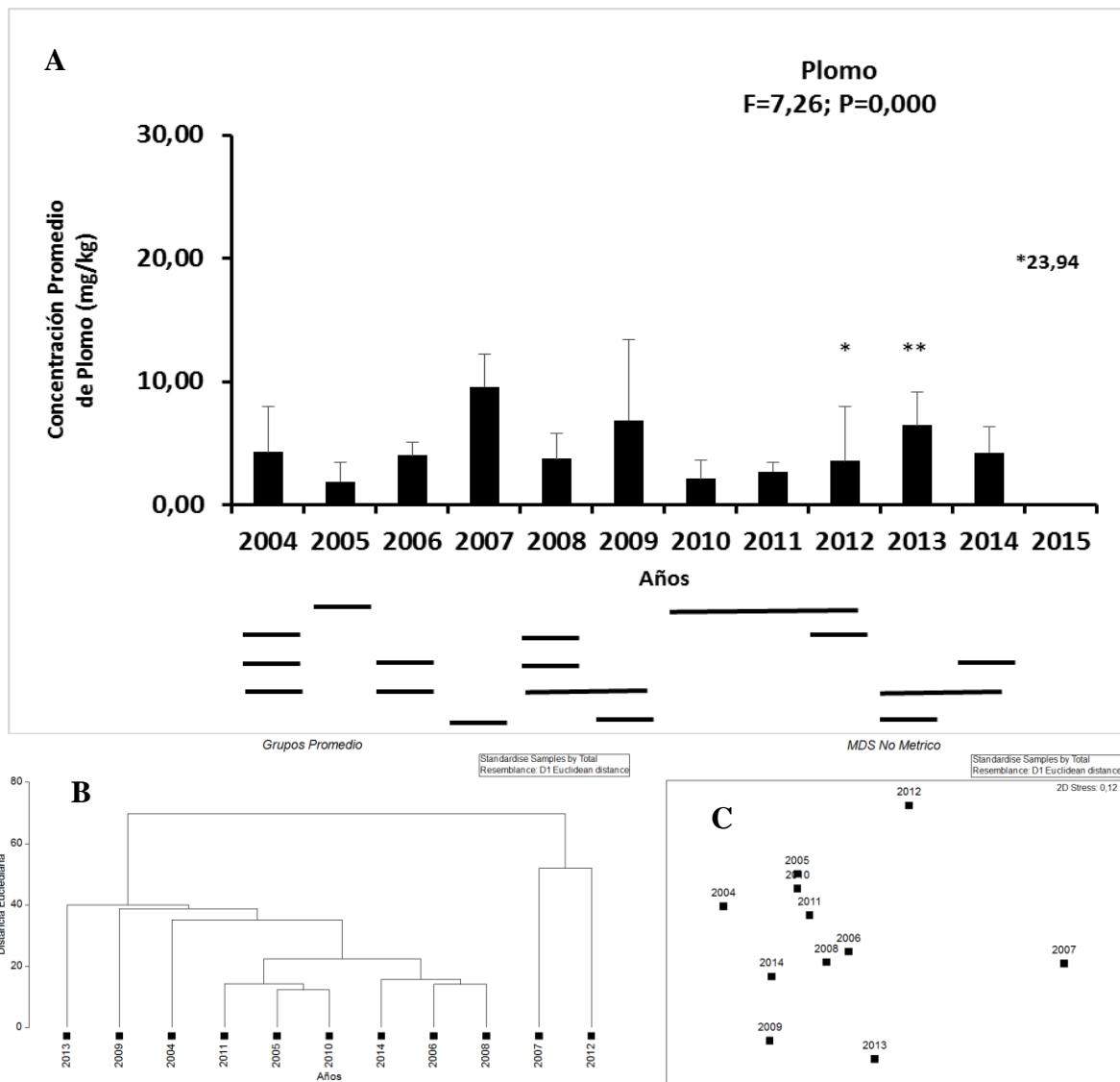


Figura 6. (A) Concentraciones promedio de Plomo (mg/kg) y su respectiva desviación estándar para los sedimentos submareales analizados en la bahía de Quintero entre 1997 y el 2015. Los valores con asteriscos indican las concentraciones promedio reportadas por Parra *et al* (2015). Además los asteriscos indican cuando los valores son promedios de distintas fuentes (i.e. * Datos promedios del CEA/MMA; ** datos promedios del POAL y CEA/MMA). Las líneas indican los grupos definidos por el test a posteriori de LSD. (B) Dendrograma de la distancia euclidiana para las concentraciones de Plomo promedio calculadas dentro de la bahía y (C) distribución MDS no métrica.

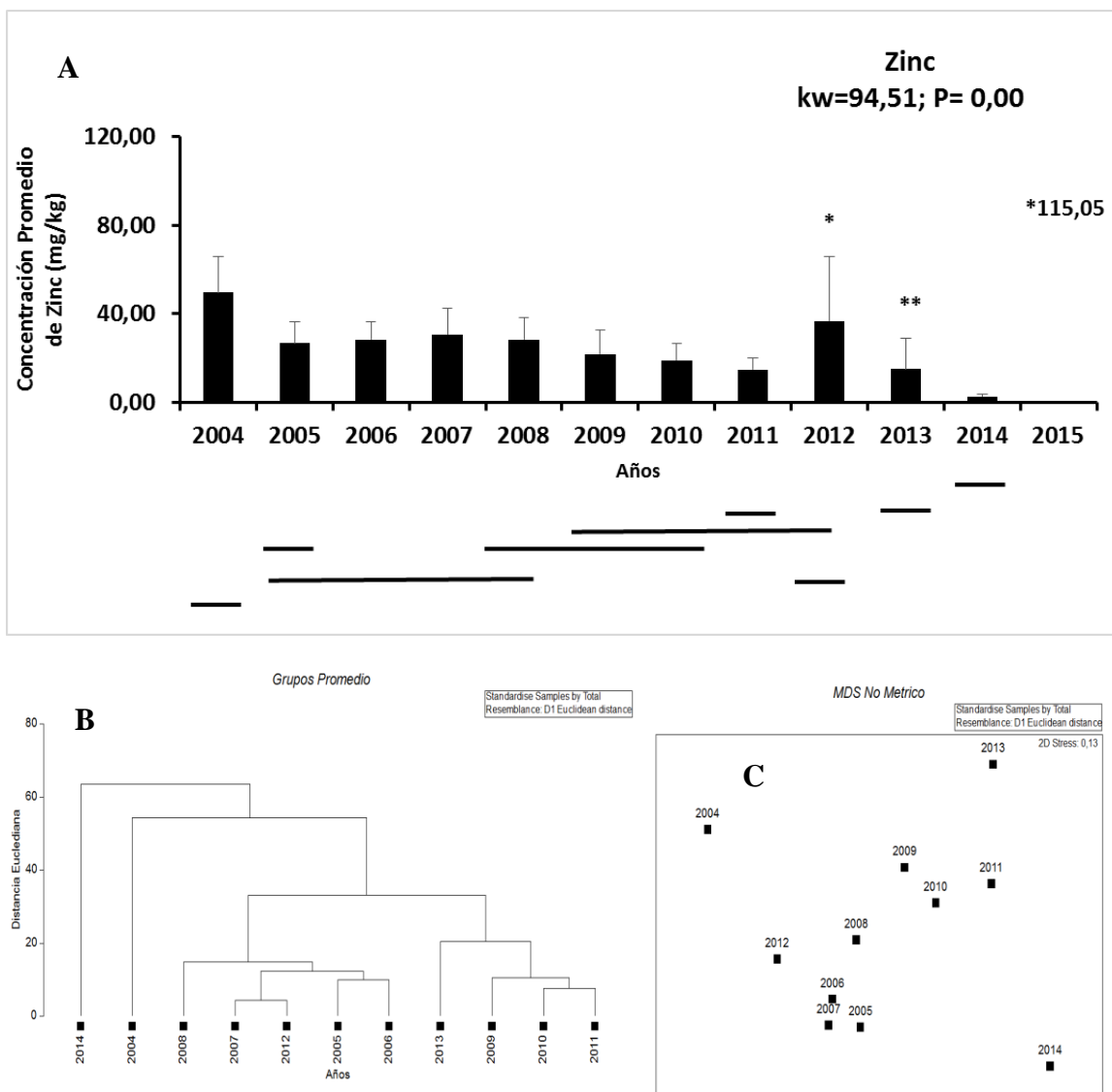


Figura 7. (A) Concentraciones promedio de Zinc (mg/kg) y su respectiva desviación estándar para los sedimentos submareales analizados en la bahía de Quintero entre 1997 y el 2015. Los valores con asteriscos indican las concentraciones promedio reportadas por Parra *et al* (2015). Además los asteriscos indican cuando los valores son promedios de distintas fuentes (*i.e.* * Datos promedios del CEA/MMA; ** datos promedios del POAL y CEA/MMA). Las líneas indican los grupos definidos por el test a posteriori de LSD. (B) Dendrograma de la distancia euclidiana para las concentraciones promedio de Zinc calculadas dentro de la bahía y (C) distribución MDS no métrica.

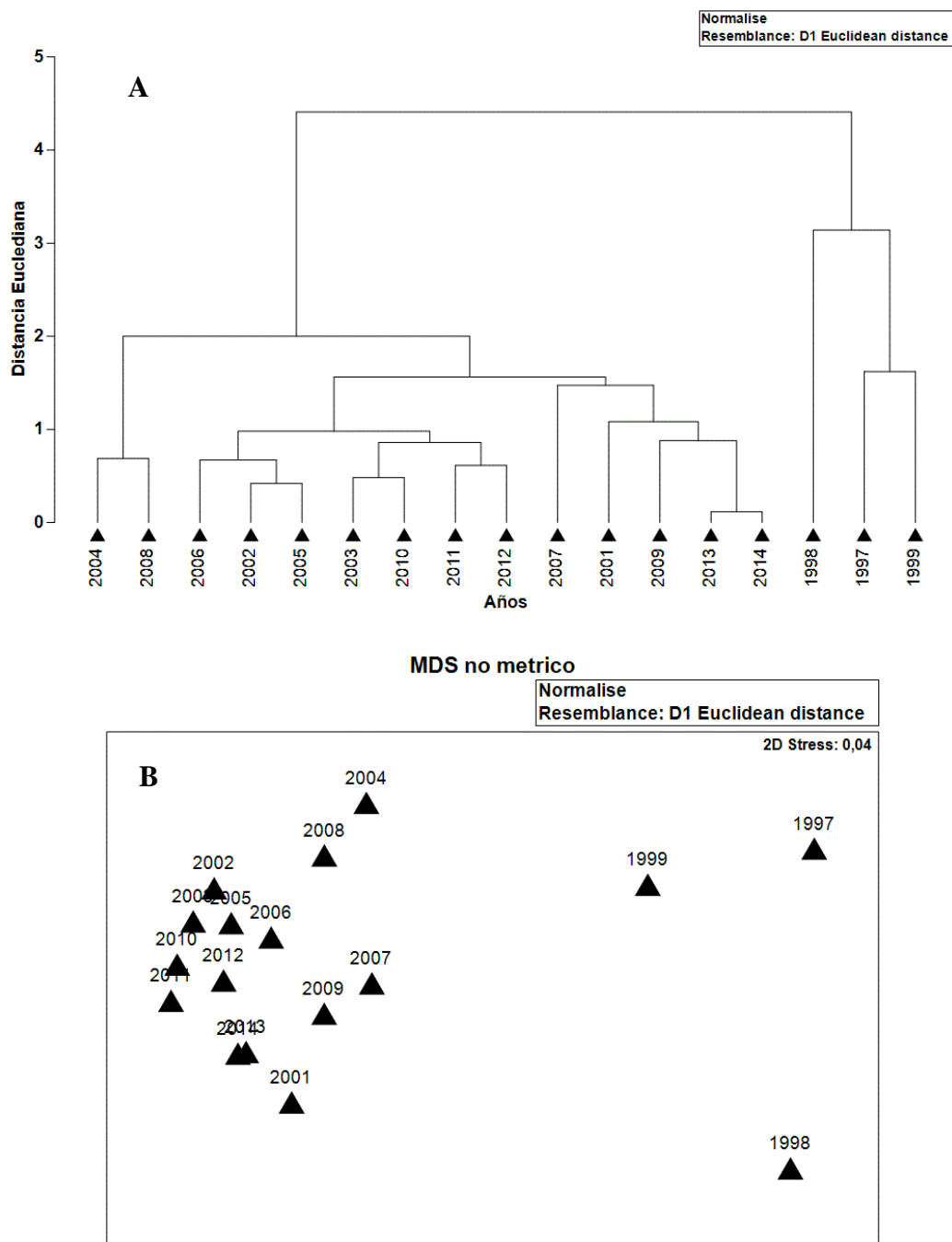


Figura 8. (A) Clúster de la Distancia Euclidiana y (B) NMDS para las concentraciones de metales en sedimentos submareales analizados en bahía de Quintero entre 1997 y el 2014.

4.2.2. Evaluación de patrones espaciales en la concentración de sustancias químicas en agua, sedimento y biota en la zona de estudio.

En la **Figura 9** se presenta la distribución histórica por estación para la concentración promedio de Cadmio (mg/kg) en sedimentos submareales la bahía de Quintero para el periodo 2004–2014. La estación S11 es la que ha registrado el promedio más alto. A pesar de esto, del análisis estadístico se concluye que no existen diferencias estadísticamente significativas ($kw=2,19$; $p=0,99$) entre las estaciones para este metal.

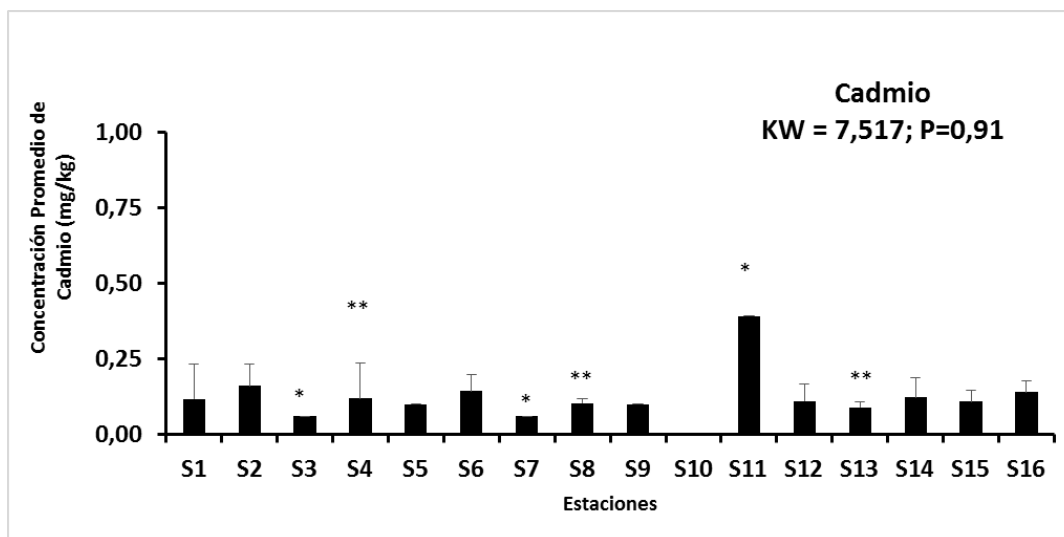


Figura 9. Concentraciones promedio de Cadmio (mg/kg) y su respectiva desviación estándar para los sedimentos submareales analizados en la bahía de Quintero entre 2004 y el 2014. Los asteriscos indican cuando los valores son promedios de distintas fuentes (*i.e.* * Datos promedios del CEA/MMA; ** datos promedios del POAL y CEA/MMA). Los asteriscos indican cuando los valores son promedios de distintas fuentes (*i.e.* * Datos promedios del CEA/MMA; ** datos promedios del POAL y CEA/MMA). Las líneas indican los grupos definidos por el test a posteriori de LSD.

En la **Figura 10A** se presenta los resultados del análisis de Distancia Euclidiana para las concentraciones de Cadmio a nivel espacial entre 2004 y el 2014 para la bahía Quintero. Se aprecia en el dendograma la estación S16 es la que mantiene las mayores diferencias, pero esto no se observa en el NMDS de la Figura 10B, lo cual puede ser debido a que no existen diferencias significativamente fuertes entre las estaciones para este metal.

En la **Figura 11** se presenta la distribución histórica por estación, para la concentración de Cobre (mg/kg) en sedimentos submareales de la bahía de Quintero para el periodo 1997–2014. Se observa que la estación S4 presenta el promedio históricos más elevado. Del análisis estadístico se desprende que existen diferencias estadísticamente significativas ($kw=78,23$; $p=0,00$) entre las estaciones, lo cual

refuerza la idea de una alta variabilidad espacial de este metal para la zona. Por otra parte se reconocen 8 grupos de estaciones, lo cual complica identificar un patrón definido.

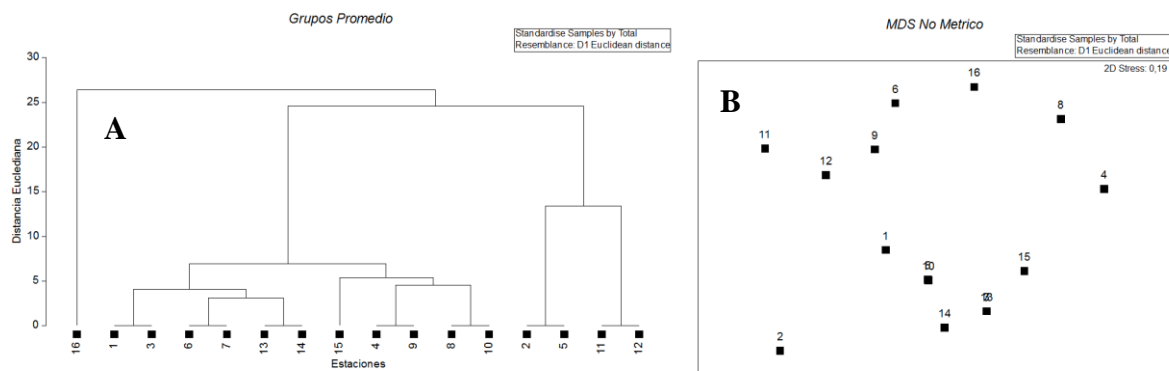


Figura 10. Clúster de la Distancia Euclidiana (A) y NMDS (B) para las concentraciones de Cadmio en las distintas estaciones de sedimentos submareales analizados en bahía de Quintero entre 2004 y el 2014.

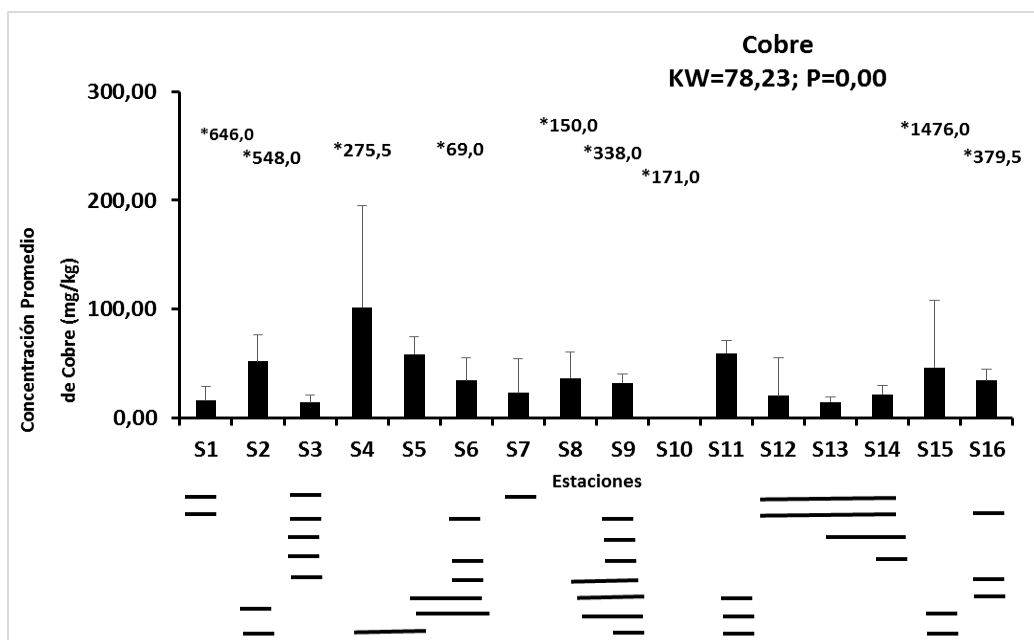


Figura 11. Concentraciones promedio de Cobre (mg/kg) y su respectiva desviación estándar para los sedimentos submareales analizados en las distintas estaciones históricas de la bahía de Quintero entre 2004 y el 2014. Los valores con asteriscos indican las concentraciones promedio reportadas por Parra *et al* (2015). Además los asteriscos indican cuando los valores son promedios de distintas fuentes (i.e. * Datos promedios del CEA/MMA; ** datos promedios del POAL y CEA/MMA). Las líneas indican los grupos definidos por el test a posteriori de LSD.



En la **Figura 12A** se presenta los resultados del análisis de Distancia Euclidiana para las concentraciones de Cobre a nivel espacial entre 2004 y el 2014. Se observa que las estaciones S7 y S9 y S5 son las que mantienen mayores diferencias, lo cual también se observa en el análisis de NMDS de la **Figura 12B**.

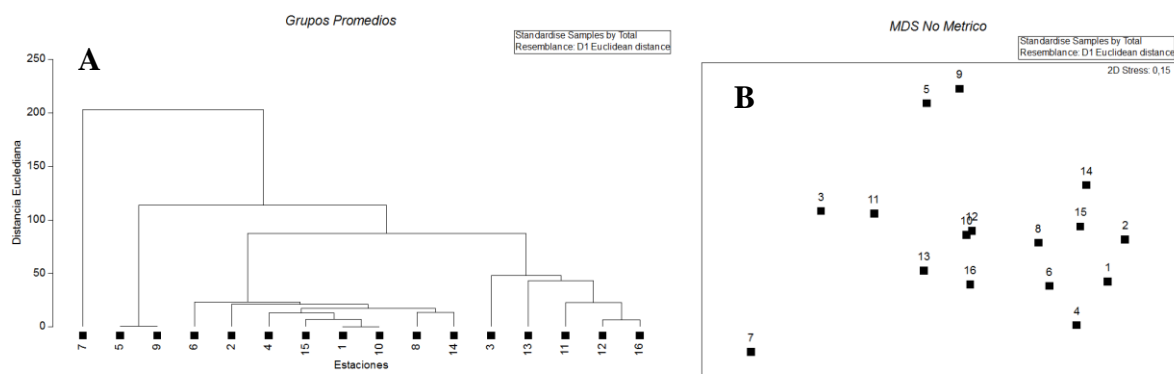


Figura 12. Clúster de la Distancia Euclidiana (A) y NMDS (B) para concentraciones de Cobre en las distintas estaciones de sedimentos submareales analizados en bahía de Quintero entre 1997 y el 2014.

En la **Figura 13** se presenta la distribución histórica por estación para la concentración de Plomo (mg/kg) en sedimentos submareales de la bahía de Quintero para el periodo 2004–2014. Se observa que las estaciones S11 y S15 presentan los promedios históricos más elevados. Del análisis estadístico se desprende que existen diferencias estadísticamente significativas ($kw=28,285$; $p=0,01$) entre las estaciones. El análisis a posteriori identifica 4 grupos de estaciones.

En la **Figura 14A** se presenta los resultados del análisis de Distancia Euclidiana para las concentraciones de Plomo a nivel espacial entre 2004 y el 2014. Se observa que las estaciones presentan un patrón similar menos S11, S3 y S7 agregándose la estación S9 en el MDS (**Figura 14B**).

En la **Figura 15** se presenta la distribución histórica por estación para la concentración promedio de Zinc (mg/kg) en sedimentos submareales de la bahía de Quintero para el periodo 2004–2014. Se observa que las estaciones S11, S4 y S2 presentan los promedios históricos más elevados. Del análisis estadístico se desprende que hay diferencias estadísticamente significativas ($kw=44,79$; $p=0,00$) entre las estaciones identificándose 4 grupo de estaciones.

En la **Figura 16A** se presenta los resultados del análisis de Distancia Euclidiana para las concentraciones de Zinc a nivel espacial entre 2004 y el 2014. Se observa que las estaciones se agrupan en dos grandes grupos, lo cual también se aprecia en el análisis de NMDS de la **Figura 16B**.

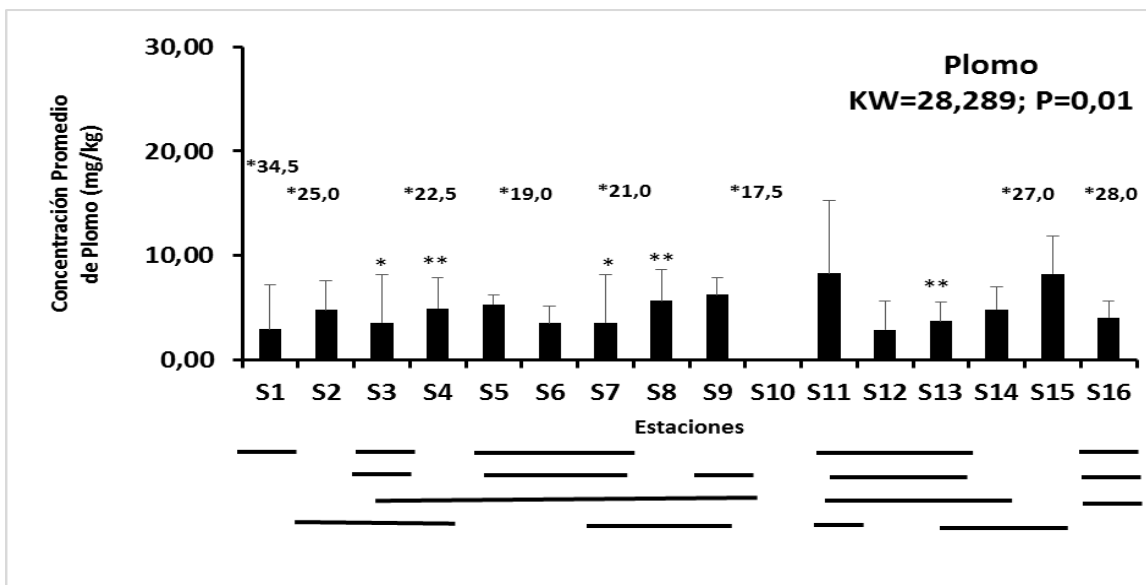


Figura 13. Concentraciones promedio de Plomo (mg/kg) y su respectiva desviación estándar para los sedimentos submareales analizados en las distintas estaciones históricas de la bahía de Quintero entre 2004 y el 2014. Los valores con asteriscos indican las concentraciones promedio reportadas por Parra *et al* (2015). Además los asteriscos indican cuando los valores son promedios de distintas fuentes (i.e. * Datos promedios del CEA/MMA; ** datos promedios del POAL y CEA/MMA). Las líneas indican los grupos definidos por el test a posteriori de LSD.

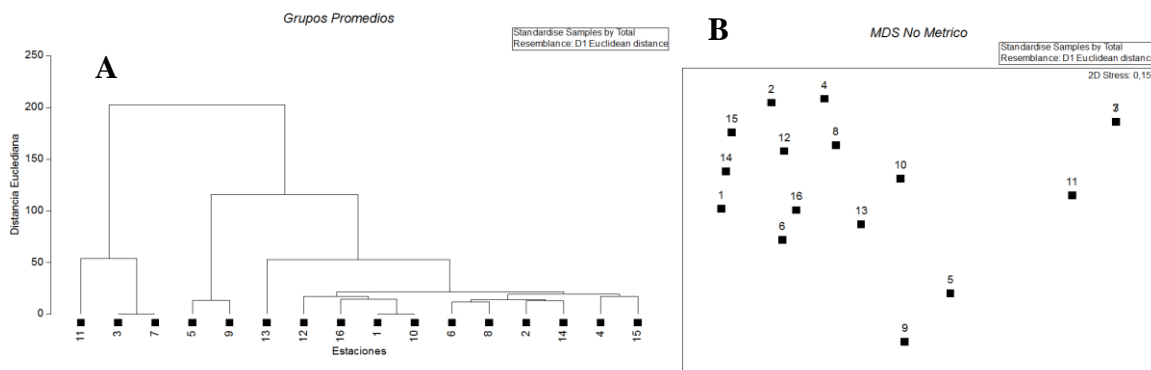


Figura 14. Clúster de la Distancia Euclidiana (A) y NMDS (B) para las concentraciones de Plomo en las distintas estaciones de sedimentos submareales analizados en la bahía de Quintero entre 2004 y el 2014.

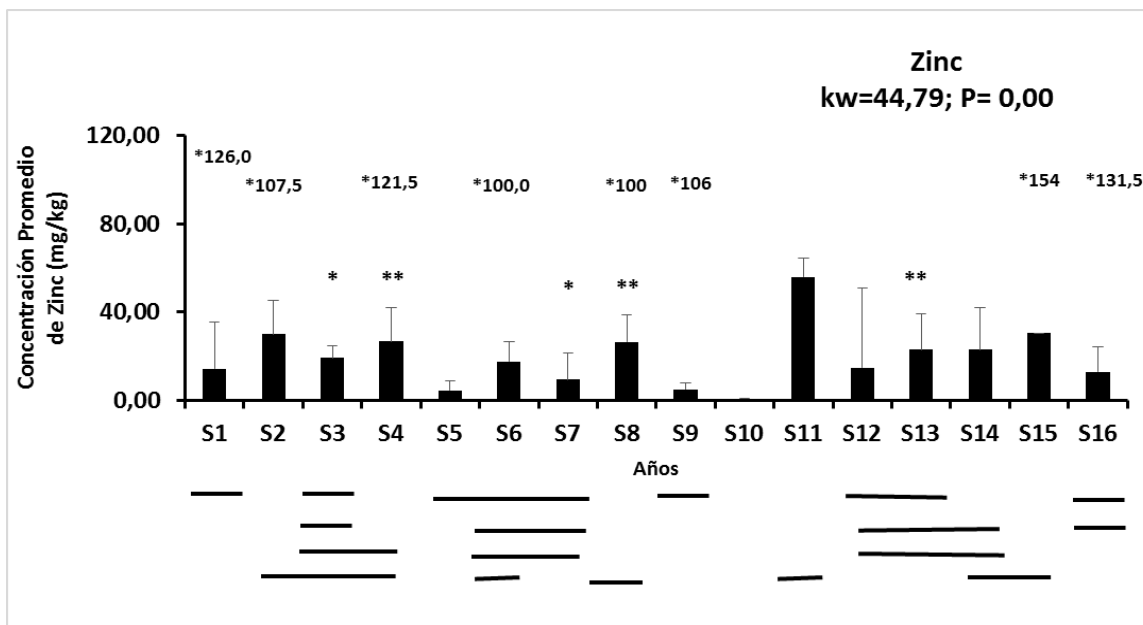


Figura 15. Concentraciones promedio de Zinc (mg/kg) y su respectiva desviación estándar para sedimentos submareales analizados en las distintas estaciones históricas de la bahía de Quintero entre 2004 y el 2014. Los valores con asteriscos indican las concentraciones promedio reportadas por Parra *et al* (2015). Además los asteriscos indican cuando los valores son promedios de distintas fuentes (i.e. * Datos promedios del CEA/MMA; ** datos promedios del POAL y CEA/MMA). Las líneas indican los grupos definidos por el test a posteriori de LSD.

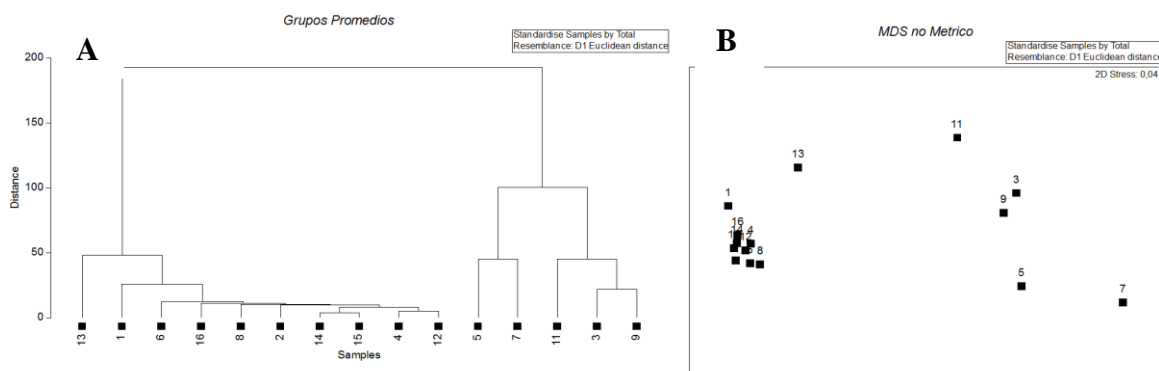


Figura 16. Clúster de la Distancia Euclidiana (A) y NMDS (B) para las concentraciones de Plomo en distintas estaciones de sedimentos submareales analizados en bahía de Quintero entre 2004 y el 2014.



4.2.2. Tendencias históricas de las concentraciones de sustancias químicas en la columna de agua en la zona de estudio.

En la **tabla 3** se presentan los valores registrados de hidrocarburos totales, hidrocarburos fijos e hidrocarburos volátiles registrados en la columna de agua entre el 2004 y el 2014 en base a la información reportada por el POAL. De esta se desprende que solo existe información en la estación denominada Superboya y que corresponde al centroe S11 del presente estudio solo en algunos años específicos, donde todos los valores están por debajo de los límites de detección (i.e. <0,1 Hidrocarburos Totales, <0,1 Hidrocarburos Volátiles y <2,5 Hidrocarburos Fijos).

Tabla 3.

Información histórica de Hidrocarburos presentes en agua según la información registrada en el Programa de Observación del Ambiente Litoral (POAL) en la bahía de Quintero, entre 2004 y 2014.

| Año | Centroe | Hidrocarburos Totales (mg/L) | Hidrocarburos fijos (mg/L) | Hidrocarburos Volátiles (mg/L) |
|------|---------|------------------------------|----------------------------|--------------------------------|
| 2004 | S11 | S/I | S/I | S/I |
| 2005 | S11 | S/I | S/I | S/I |
| 2006 | S11 | S/I | S/I | S/I |
| 2007 | S11 | S/I | S/I | S/I |
| 2008 | S11 | S/I | S/I | S/I |
| 2009 | S11 | <0,1 | S/I | S/I |
| 2010 | S11 | <0,1 | S/I | S/I |
| 2011 | S11 | S/I | S/I | S/I |
| 2012 | S11 | S/I | S/I | S/I |
| 2013 | S11 | S/I | <2,5 | <0,1 |
| 2014 | S11 | S/I | <2,5 | <0,1 |

Fuente: POAL.

4.2.3. Tendencias históricas de las concentraciones de sustancias químicas en organismos bentónicos en la zona de estudio.

En la **Figura 17** se presenta la tendencia histórica y espacial para la concentración de Arsénico Total (mg/kg) en *P. purpuratus* colectados dentro de la bahía de Quintero según la información obtenida por el POAL para el periodo 2004–2015. Los valores corresponden a datos puntuales en dos lugares de la bahía (Estaciones B1: -32.771389°S; -71.527500°W; Estacion B2: -32.781667°S; -71.509167°W; **Figura 3**), por lo que se optó en este caso particular de no promediar. De ésta se desprende que el patrón en las concentraciones es similar en ambos sitios con un registro máximo en el mes de noviembre del 2014. Si comparamos los datos obtenidos en el 2013 y los datos del 2014 independiente de la localidad podemos observar que no existen diferencias significativas (Mann-Whitney: 4,0;



P=0,816). A nivel espacial tampoco existen diferencias significativas entre las estaciones analizadas (Mann-Whitney = 5,0; P-Valor = 0,999).

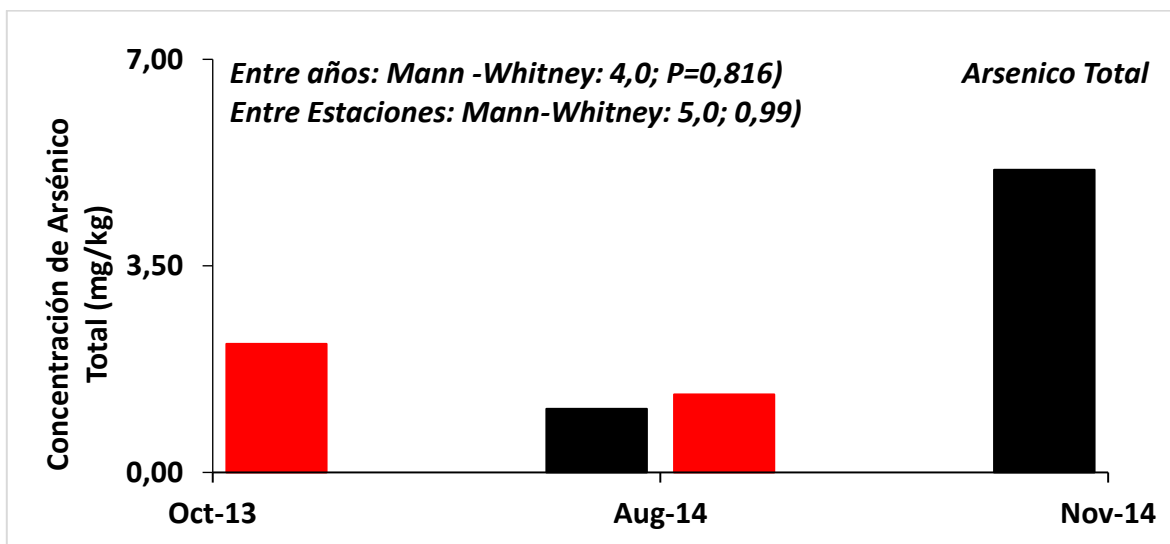


Figura 17. Concentraciones de Arsénico Total (mg/kg) en *P. purpuratus* analizados al interior de la bahía de Quintero entre 2004 y el 2015. Las barras rojas corresponden a estación B1; y barras negras a estación B2; Ver Figura 3.

En la **Figura 18** se presenta la tendencia histórica y espacial para la concentración promedio de Cadmio Total (mg/kg) y su respectiva desviación estándar en *P. purpuratus* colectados dentro de la bahía de Quintero según la información obtenida por el POAL para el periodo 2004–2015. De ésta se desprende que el patrón en las concentraciones es similar en ambos sitios con un registro máximo en el mes de noviembre del 2014. Si comparamos los datos obtenidos entre el 2004 y el 2014 independiente de la localidad podemos observar que existen diferencias significativas entre los años ($F: 6,36$; $P=0,00$), siendo el año que difiere del patrón temporal el año 2013. Pero a nivel espacial no existen diferencias significativas entre las estaciones analizadas (Mann-Whitney = 102,5; P-Valor = 0,49) por lo que en el año 2013 ambas estaciones se comportaron de la misma manera.

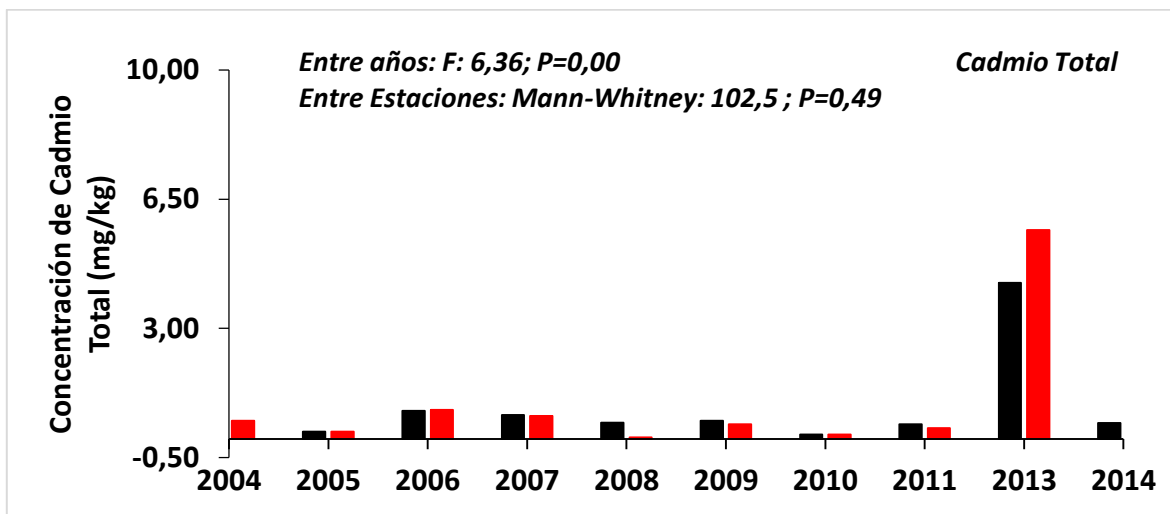


Figura 18. Concentraciones de Cadmio Total (mg/kg) en *P. purpuratus* analizados al interior de la bahía de Quintero entre 2004 y el 2015. Las barras rojas corresponden a estación B1; y barras negras a estación B2; Ver Figura 3.

En la **Figura 19** se presenta la tendencia histórica y espacial para la concentración promedio de Cobre Total (mg/kg) y su respectiva desviación estándar en *P. purpuratus* colectados dentro de la bahía de Quintero según la información obtenida por el POAL para el periodo 2004–2015. De ésta se desprende que el patrón en las concentraciones sufrió un aumento considerable en ambas estaciones entre el año 2008 y 2009. A pesar de esto el análisis estadístico nos sugiere que no existen diferencias significativas entre los años ($kw: 15,89; P=0,97$). A nivel espacial no existen diferencias significativas entre las estaciones analizadas (Mann-Whitney = $125,5; P\text{-Valor} = 0,87$) por lo que ambas estaciones se comportaron de la misma manera en el tiempo.

En la **Figura 20** se presenta la tendencia histórica y espacial para la concentración promedio de plomo Total (mg/kg) y su respectiva desviación estándar en *P. purpuratus* colectados dentro de la bahía de Quintero según la información obtenida por el POAL para el periodo 2004–2015. De ésta se desprende que hay diferencias estadísticamente significativas entre los años ($KW=18,23; P=0,03$). A nivel espacial las muestras colectadas desde los Requeríos de Loncura (barras rojas) son considerablemente mayores, pero el análisis estadístico nos sugiere que no existen diferencias significativas entre las estaciones (Mann-Whitney = $146,6; P\text{-Valor} = 0,268$), por lo que ambas estaciones se comportaron de la misma manera en el tiempo.

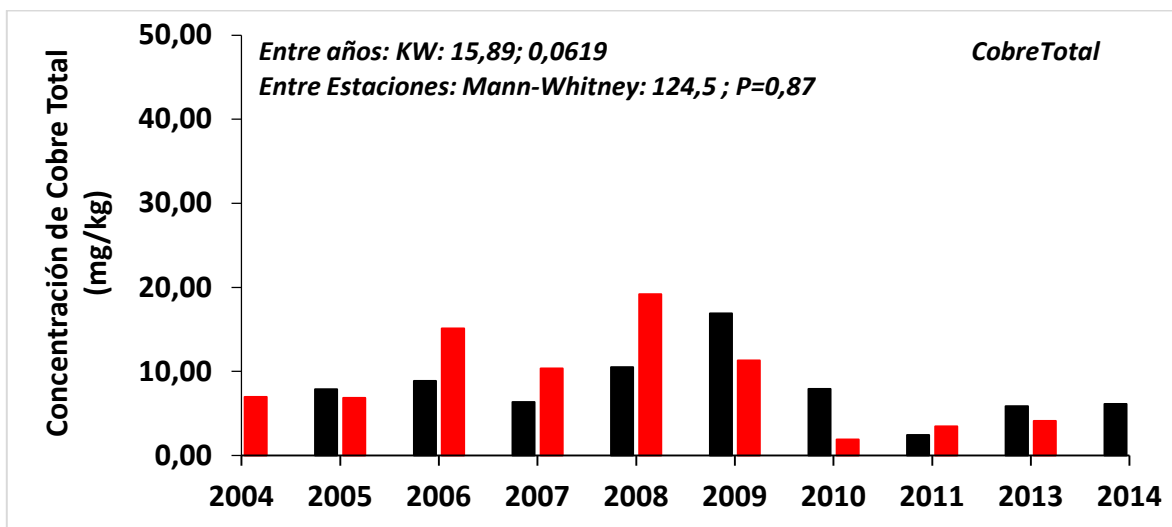


Figura 19. Concentraciones de Cadmio Total (mg/kg) en *P. purpuratus* analizados al interior de la bahía de Quintero entre 2004 y el 2015. Las barras rojas corresponden a estación B1; y barras negras a estación B2; Ver Figura 3.

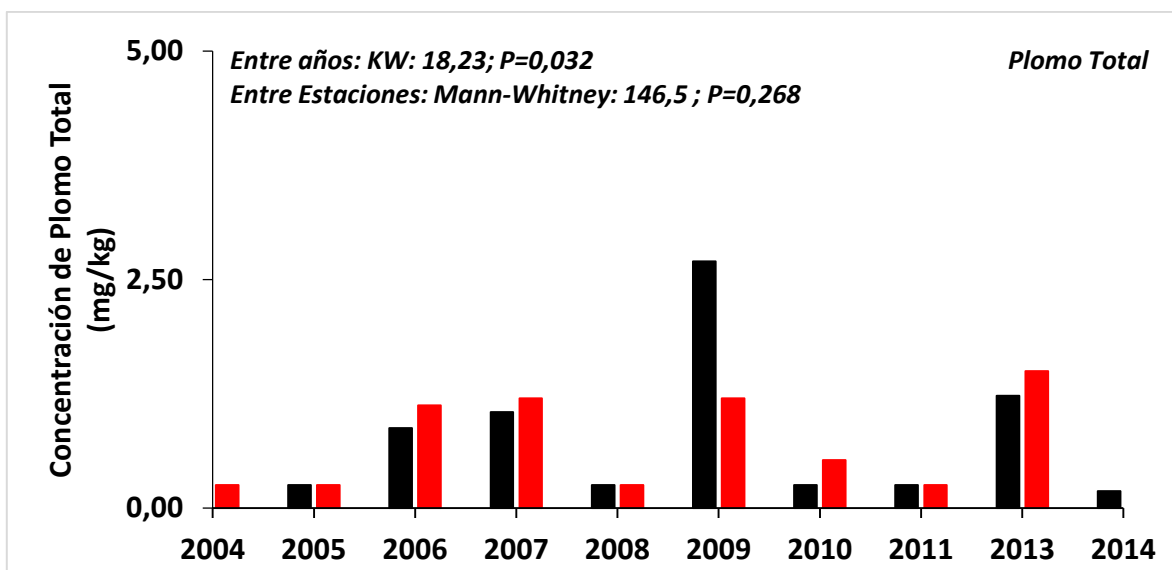


Figura 20. Concentraciones de Plomo Total (mg/kg) en *P. purpuratus* analizados al interior de la bahía de Quintero entre 2004 y el 2015. Las barras rojas corresponden a estación B1; y barras negras a estación B2; Ver Figura 3.



Finalmente en la **Figura 21** se observa la tendencia histórica y espacial para la concentración promedio de plomo Total (mg/kg) y su respectiva desviación estándar en *P. purpuratus* colectados dentro de la bahía de Quintero según la información obtenida por el POAL para el periodo 2004–2015. De ésta se desprende que hay diferencias estadísticamente significativas entre los años (KW=16,89; P=0,018). A nivel espacial ambas estaciones muestran un patrón similar a lo largo del tiempo lo que se reafirma con el análisis estadístico el cual no detectó diferencias significativas entre las estaciones (Mann-Whitney = 72,0; P-Valor = 0,765).

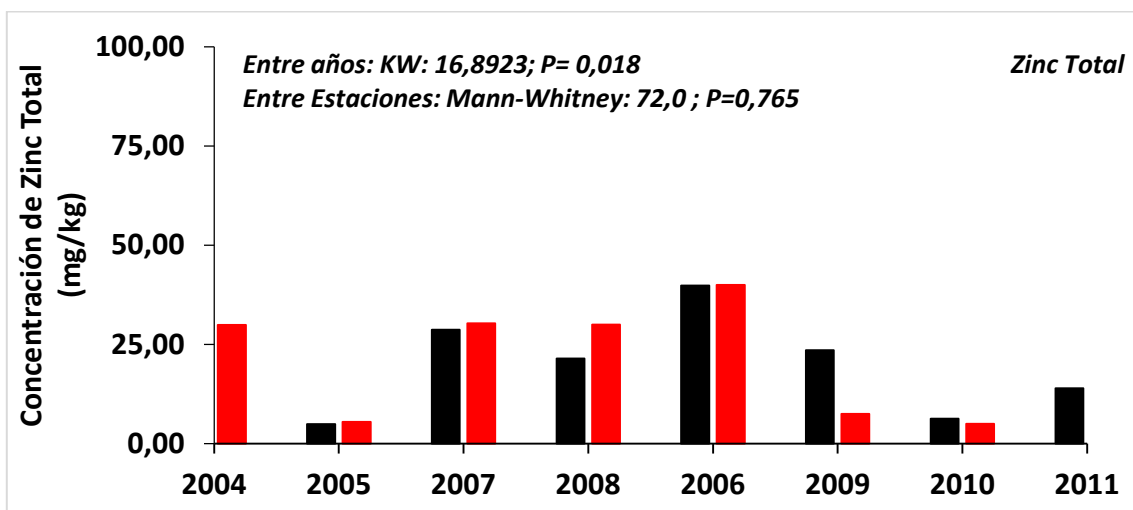


Figura 21. Concentraciones de Zinc Total (mg/kg) en *P. purpuratus* analizados al interior de la bahía de Quintero entre 2004 y el 2015. Las barras rojas corresponden a estación B1; y barras negras a estación B2; Ver Figura 3.

4.3. Análisis de la información obtenida en el presente estudio (Campañas de invierno y verano).

- Resultados del laboratorio AGRIQUEM, para ambas campañas, son presentados en el **Anexo 11**.
- Resultados. Reporte de campañas de toma de sedimentos y registro audiovisual de los recursos hidrobiológicos submareales, para ambas campañas, son presentados en el **Anexo 12**.
- Resultados y análisis de la caracterización química en recursos Hidrobiológicos, columna de agua y sedimentos, para ambas campañas, son presentados a continuación y en el **Anexo 13**.

4.3.1. Variables ambientales del intermareal

Los resultados de las variables fisicoquímicas y de hidrocarburos se muestran en el **Anexo 13**. Los valores de hidrocarburos son todos bajo el límite de detección de la técnica usada (CG-FID).

La **Figura 22** muestra diferencias de temperatura de acuerdo a la estación del año donde se realizó el muestreo, siendo más cálida en la época de verano 2016. También nos muestra que existen diferencias dentro de cada transecta (Niveles: 1= intermareal superior, 2= intermareal medio, y 3= intermareal inferior) así como también entre transectas. ANDEVA nos indica suplementariamente, que existe una interacción ($p=0,014$), (por lo que efectos individuales no pueden ser analizados) entre la época del año en que se realizó el muestreo y la transecta, esto debido quizás a la orientación de la playa con respecto al sol o a los vientos predominantes en la zona de muestreo.

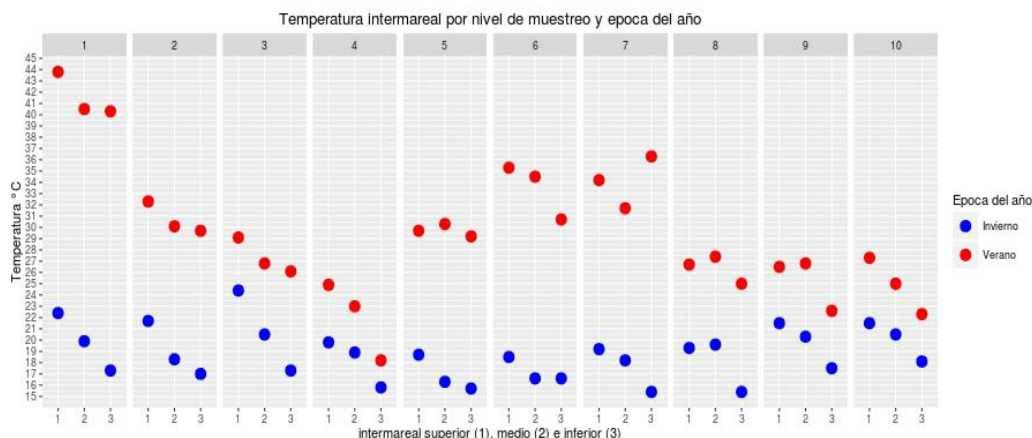


Figura 22. Temperatura de sedimentos intermareales de acuerdo a la transecta de muestreo y la estación del año.

La **Figura 23** nos muestra que existe una diferencia en el pH de la transecta intermareal en cuanto a la estación del año, con valores superiores en invierno, entre transectas y al nivel dentro de cada transecta. ANDEVA nos muestra la existencia de una interacción ($p=0,0002$) entre la estación del año en que se hizo el muestreo y el nivel de la playa donde se hizo la transecta, efectos individuales no pueden ser evaluados.

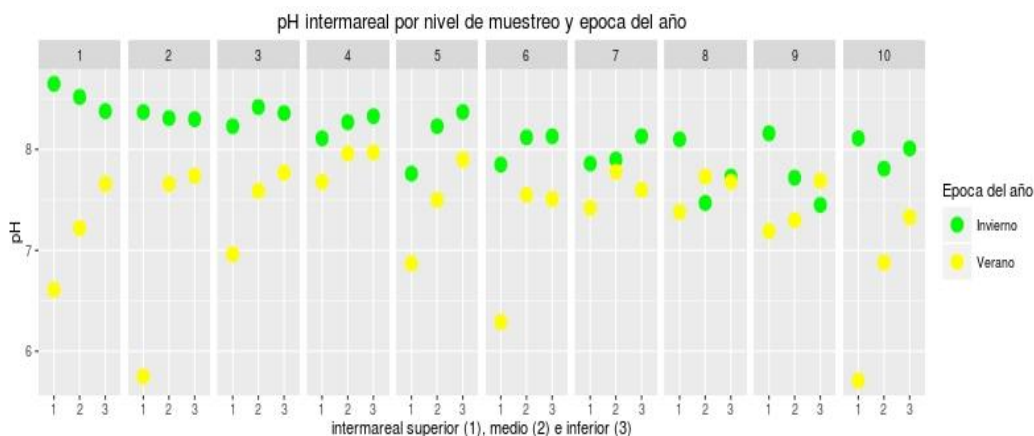


Figura 23. pH intermareal por campaña de muestreo y nivel dentro de la transecta del intermareal.



La **Figura 24** muestra los valores del potencial redox de acuerdo a la época del año. Se observan valores generalmente superiores en invierno que en verano. ANDEVA nuevamente nos muestra la existencia de una interacción significativa ($p=2,2e^{-6}$) entre la estación del año donde se realizó el muestreo y la transecta del intermareal.

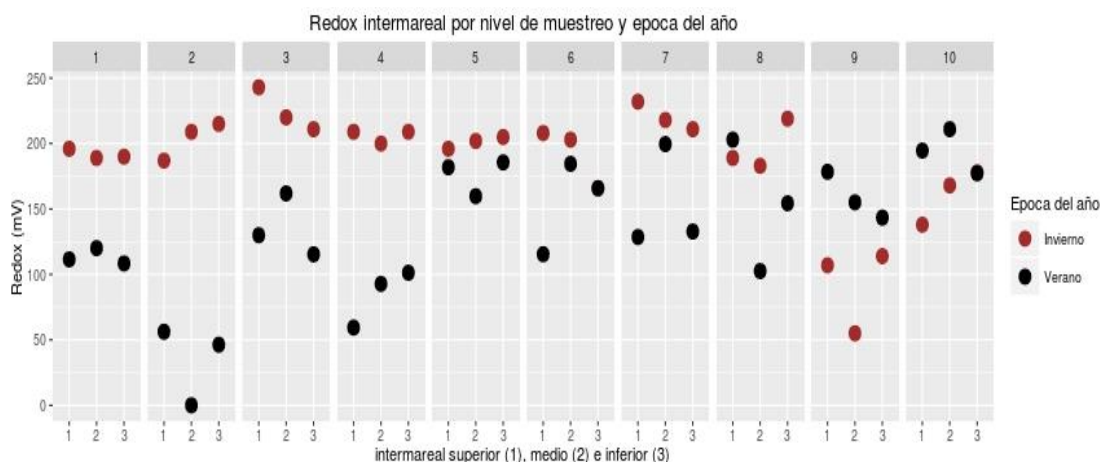


Figura 24. Potencial de óxido reducción de los sedimentos intermareales por transecta y época del año.

4.3.2. Variables ambientales del submareal.

La **Figura 25** nos muestra la temperatura de los sedimentos submareales de acuerdo a la estación de muestreo. Se observan valores mayores durante la época de verano (ANDEVA $p=2e^{-16}$) y diferencias significativas entre las estaciones de muestreo (ANDEVA $p=4,41e^{-5}$), no existiendo interacciones en esta ocasión.

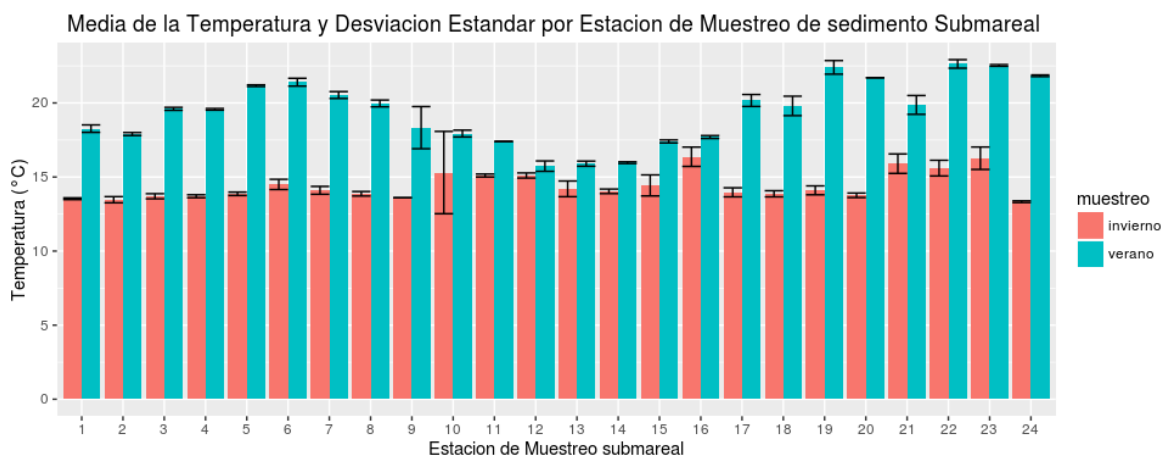


Figura 25. Temperatura media y desviación estándar de la temperatura de los sedimentos submareales de acuerdo a la estación de muestreo y la época del año donde se tomó la muestra.



La **Figura 26** nos muestra una diferencia estacional entre el pH de los sedimentos submareales, siendo superior en invierno, así como también de acuerdo a la estación de muestreo. ANDEVA nos indica la existencia de una interacción entre la época y la estación de muestreo (ANDEVA $p=0,0009$) por lo que efectos individuales de la época y la estación de muestreo, no pueden ser evaluados.

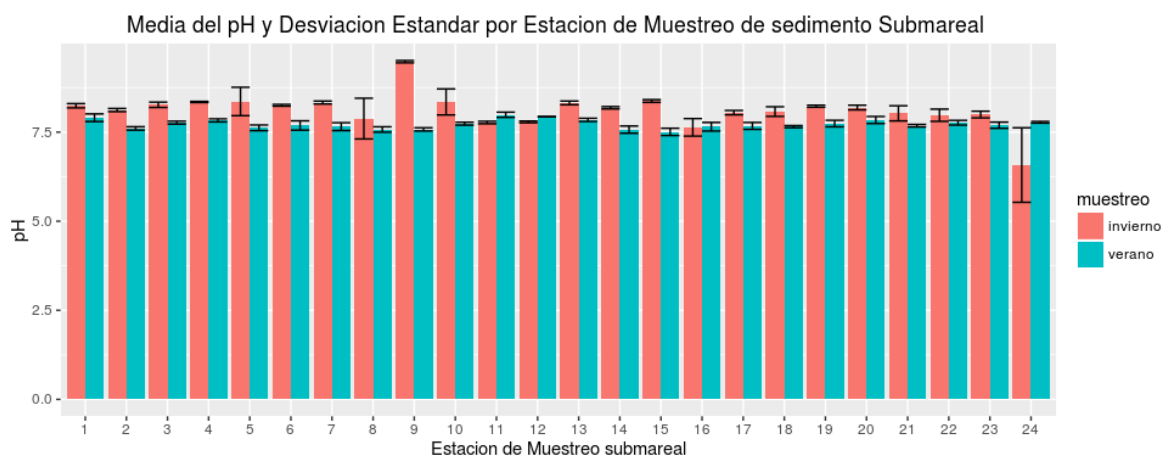


Figura 26. Media del pH y su desviación estándar de acuerdo a la estación de muestreo y la época del año.

La **Figura 27** nos muestra la existencia de diferencias significativas entre el potencial redox de los sedimentos submareales según la estación del año (ANDEVA $p=1,2e^{-9}$), siendo principalmente mayores en invierno que en verano. Lo mismo pasa con las estaciones de muestreo donde existen diferencias significativas (ANDEVA $p=0,002$). La amplitud de las desviaciones estándar se debe a artefactos del muestreo donde el frente de óxido-reducción de los sedimentos varía en profundidad y magnitud en las muestras, esto debido a factores físicos como biológicos (bioperturbación).

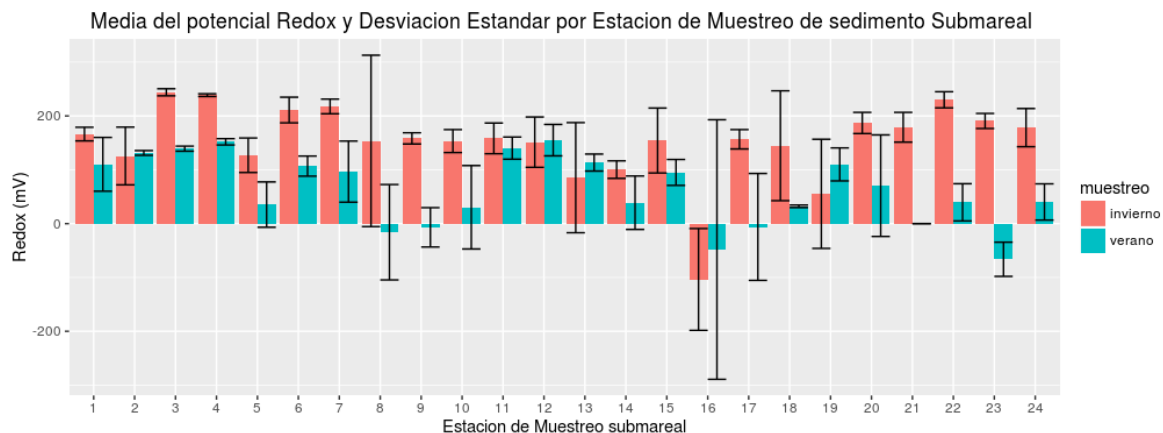


Figura 27. Media del Potencial redox y su desviación estándar de acuerdo a la época de muestreo y la estación de muestreo.



4.3.3. Variables físico-químicas en la columna de agua

Los resultados de los muestreos de oxígeno Winkler y de hidrocarburos se muestran en la **Anexo 13**. La mayoría de los resultados de hidrocarburos están bajo el límite de detección de la técnica de análisis, debido a esto no es posible inferir ni realizar ningún análisis.

La **Figura 28** nos muestra los perfiles de oxígeno obtenidos con CTDO en la columna de agua, de acuerdo a las estaciones de muestreo y la estación del año. Se aprecia claramente una diferencia entre invierno, con niveles de oxígeno disuelto más bajos que en verano. Aunque son aguas someras las temperaturas de verano se acercan a las invierno bajo los 5 m de profundidad.

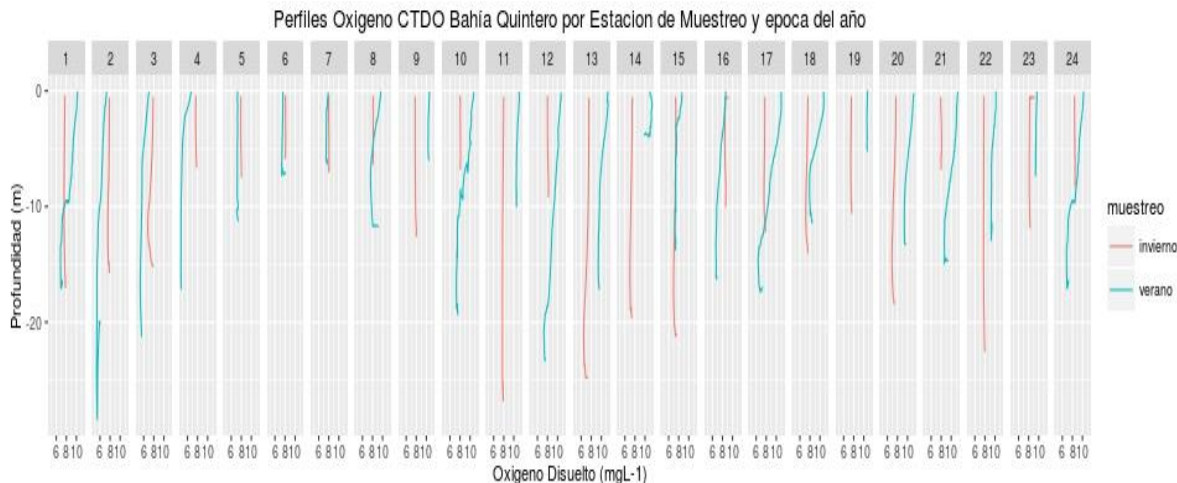


Figura 28. Perfiles de Oxígeno CTDO por estación y época de muestreo.

Lo mismo que para el oxígeno, la temperatura (**Figura 29**) nos muestra claras diferencias en cuanto a la estación del año, siendo mayor en verano que en invierno, aunque la columna de agua tiende a enfriarse a medida que se profundiza.

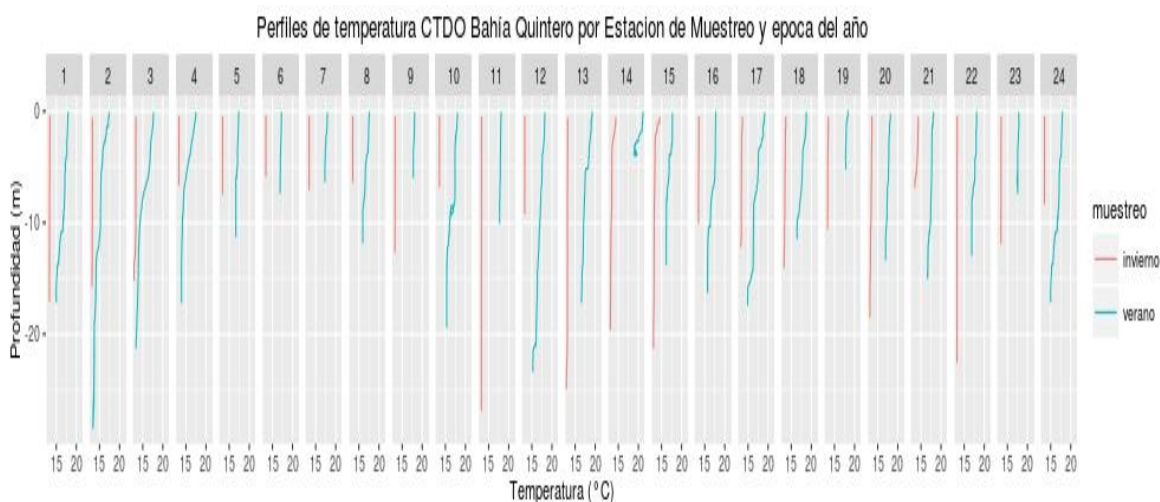


Figura 29. Perfiles de Temperatura CTDO por estación y época de muestreo.

4.3.4. Concentración de metales en sedimentos

Los resultados de los análisis fisicoquímicos y de concentración de metales en sedimentos se muestran en el **Anexo 13**. La **Figura 30** nos muestra la existencia de diferencias significativas (ANDEVA $p=0,01$) entre las concentraciones de Arsénico de las estaciones de muestreo, no así entre la época del año donde se tomó la muestra, dándose las concentraciones superiores en las estaciones 15 18 y 24, con máximas alrededor de los $30 \mu\text{g g}^{-1}$. Destaca la estación 24, que se encuentra costa afuera cerca de Farellones (**Figura 2**) y que según patrones de circulación de la bahía parece ser un lugar de acumulación de sedimentos.

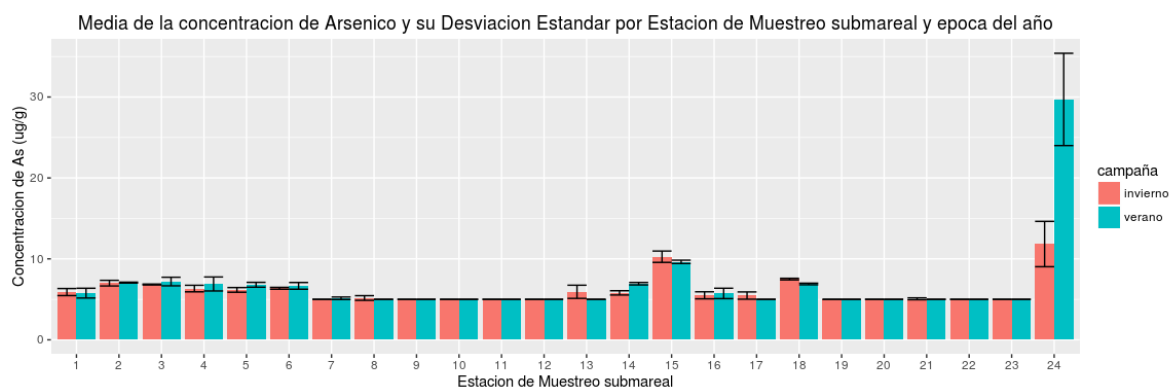


Figura 30. Media de la concentración de Arsénico y su desviación estándar por estación y época del año.



En la **Figura 31** se aprecian diferencias en la concentración de cadmio en las estaciones 9, 10 y 24, entre aprox. los 0,14 y los 0,20 $\mu\text{g g}^{-1}$, pero el análisis ANDEVA no nos muestra que estas diferencias sean significativas (ANDEVA estación del año $p=0,3$, estación de muestreo $p=0,06$), esto debido quizás a la gran desviación estándar de los datos asociados a estas estaciones. La mayoría de las estaciones presenta valores bajo el límite de detección de la técnica ($\mu\text{g g}^{-1}$).

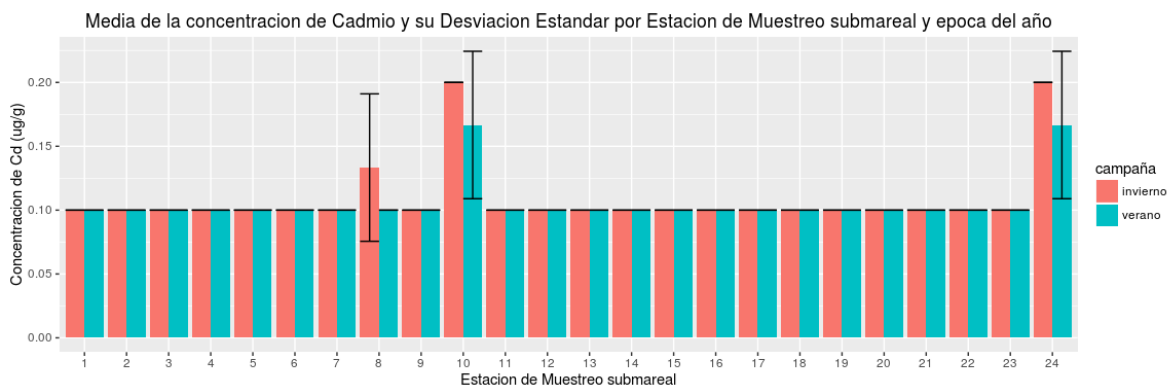


Figura 31. Media de la concentración de Cadmio y su desviación estándar por estación y época del año.

La **Figura 32** nos muestra diferencias en la concentración de Cobre, en este caso significativas, entre las estaciones de muestreo (ANDEVA $p=0,002$). Las mayores concentraciones rondan los 50 $\mu\text{g g}^{-1}$ en las estaciones 14, 16 y 17.

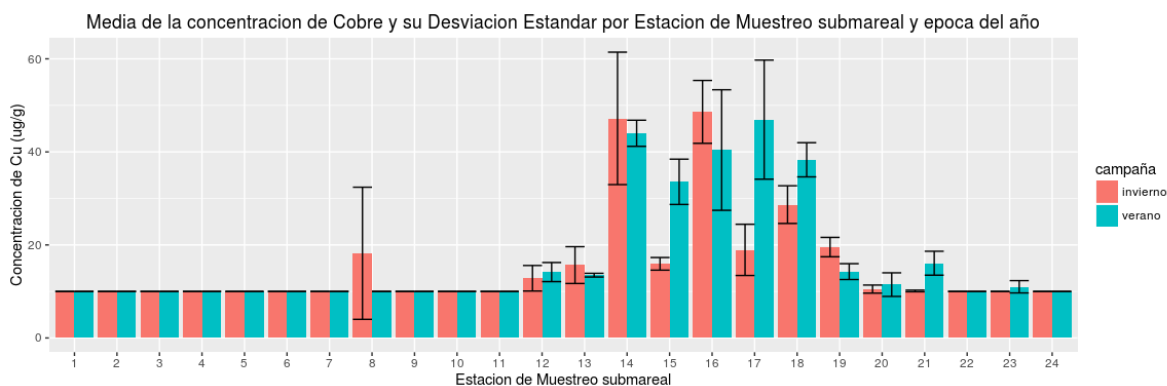


Figura 32. Media de la concentración de Cobre y su desviación estándar por estación y época del año.

La **Figura 33** muestra la existencia de diferencias significativas en las concentraciones de Níquel de acuerdo a la estación del año y la estación de muestreo, existiendo de acuerdo a ANDEVA interacción entre ambos factores ($p=0,02$). Se observa que a nivel general las concentraciones de verano son



más altas que las concentraciones de invierno. Las estaciones que tienen mayores concentraciones de Níquel en sus sedimentos submareales son la 10, 12, 17 y 24, alcanzando valores de aprox. entre los 9 y los 14 $\mu\text{g g}^{-1}$.

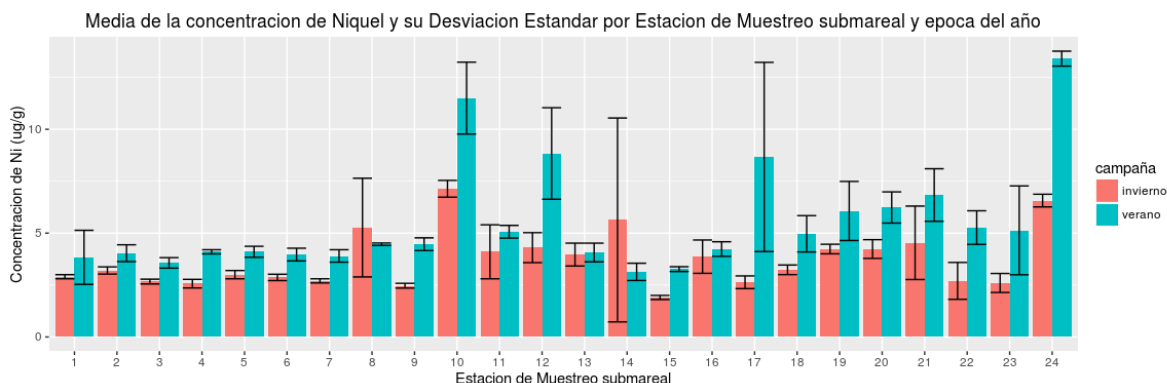


Figura 33. Media de la concentración de Níquel y su desviación estándar por estación y época del año.

La **Figura 34** muestra la concentración de Plomo y su desviación estándar de acuerdo a la estación de muestreo y época del año. Diferencias significativas en la concentración de plomo entre las estaciones de muestreo fueron encontradas (ANDEVA $p=0,0004$), no así entre la época del año. Las máximas concentraciones en promedio alcanzan los 50 $\mu\text{g g}^{-1}$ durante el verano, en la estación 24, y los 20 $\mu\text{g g}^{-1}$ durante el invierno para la misma estación.

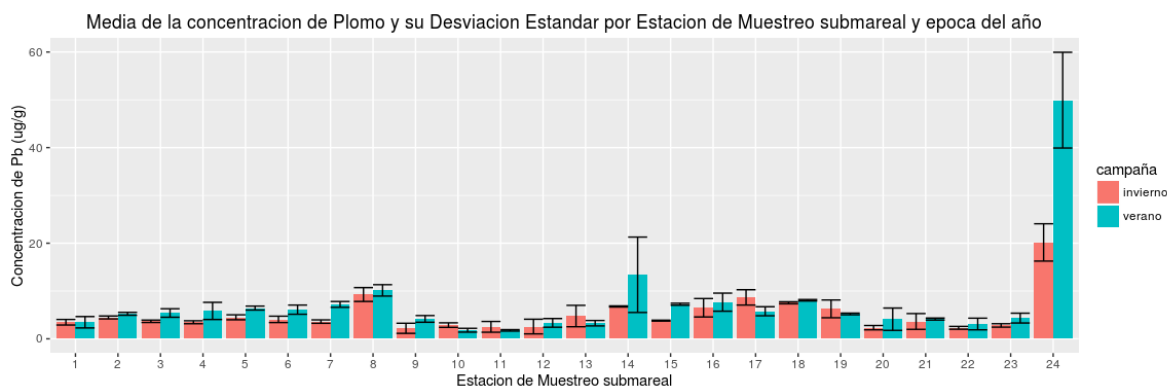


Figura 34. Media de la concentración de Plomo y su desviación estándar por estación y época del año.



La **Figura 35** nos muestra diferencias significativas en la concentración de Vanadio en los sedimentos submareales de acuerdo a la estación de muestreo (ANDEVA $p=0,001$), dándose las mayores concentraciones en la estación 8 con concentraciones de aproximadamente $80 \mu\text{g g}^{-1}$ en verano.

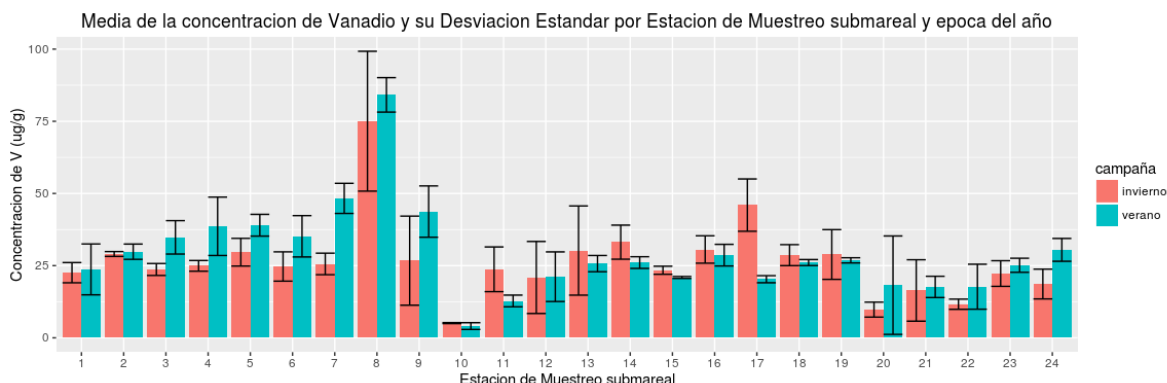


Figura 35. Media de la concentración de Vanadio y su desviación estándar por estación y época del año.

La Figura 36 nos muestra las concentraciones de Zinc en los sedimentos, no observándose diferencias significativas entre las estaciones de muestreo (ANDEVA $p=0,48$), dándose un caso similar al del cadmio, aun así valores promedio de las estaciones 8 y 16 alcanzan aprox. los 35 y $23 \mu\text{g g}^{-1}$ respectivamente, pero ambas con una amplia desviación estándar que incluye el valor promedio. El resto de los valores está bajo el límite de detección de la técnica ($20 \mu\text{g g}^{-1}$).

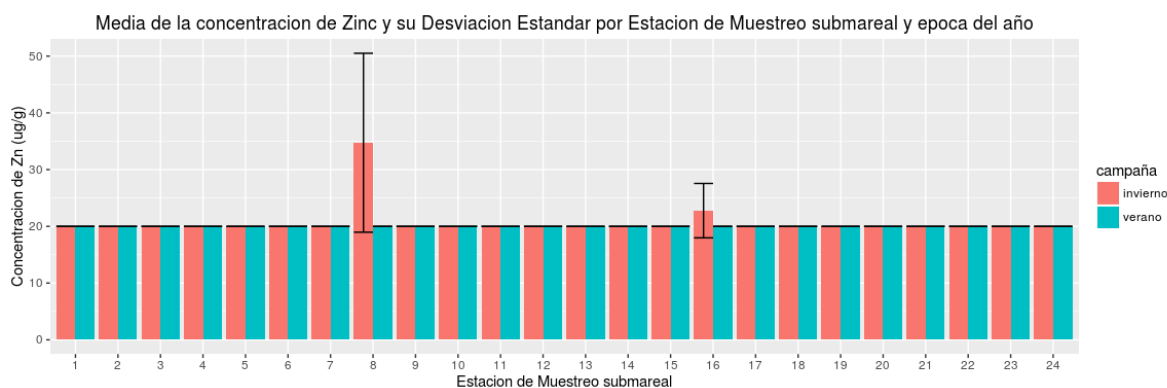


Figura 36. Media de la concentración de Zinc y su desviación estándar por estación y época del año.



4.3.5. ADONIS: Análisis de varianza para datos multivariados

Si tomamos en consideración todas las variables, tanto físico-químicas (pH, T, redox) como las concentraciones de metales (As, Cd, Cu, Ni, Pb, V, Zn) en los sedimentos submareales de la zona estudiada, nos encontramos con que existen diferencias significativas entre la época en que se tomaron las muestras (Variación estacional, ADONIS $p=0,01$) y las estaciones donde se tomaron las muestras (Variación geográfica, ADONIS $p=0,01$), no habiendo interacción presente por lo que cada factor de análisis actúa por separado. Este análisis al tomar en cuenta un mayor número de variables y datos puede analizar de mejor forma el contexto general del sistema estudiado, dándole más robustez a los resultados y a la interpretación de éstos. Así, existen variaciones estacionales y geográficas entre las estaciones de muestreo analizadas en esta ocasión, y estas parecen estar dadas principalmente en la zona de las estaciones 10 a 14 y 24, sin olvidar que esta última se encuentra alejada hacia el oeste pero a la altura de la estación 10.

4.3.6. Metales en biota

El análisis de las concentraciones de Arsénico en la biota nos muestra que existen diferencias significativas en cuanto a la estación de muestreo (ANDEVA $p=2e^{-16}$) y la especie de biota (ANDEVA $p=2e^{-16}$). La **Figura 37** nos muestra que las especies jaiba peluda (*Romaleon polyodon*) y loco (*C. concholepas*) son las que presentan los valores más altos de concentración de arsénico (aprox. 58 y 24 $\mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente) aunque sus desviaciones estándar son altas. La Figura 38 nos muestra que la estación de biota con mayor concentración de arsénico son las áreas de Farellones y Loncura (aprox. 30 a 50 $\mu\text{g g}^{-1}$ respectivamente).

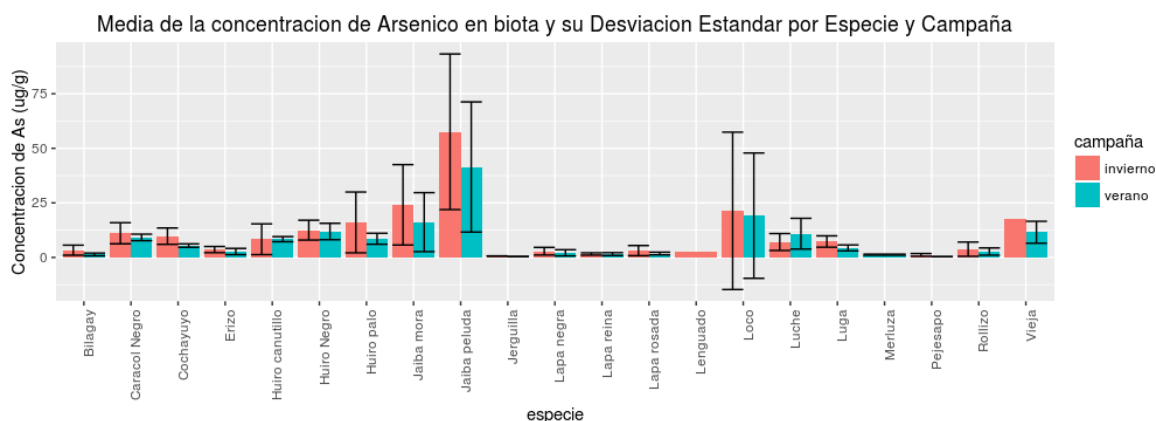


Figura 37. Concentración de arsénico en biota de acuerdo a la especie y la época del año.

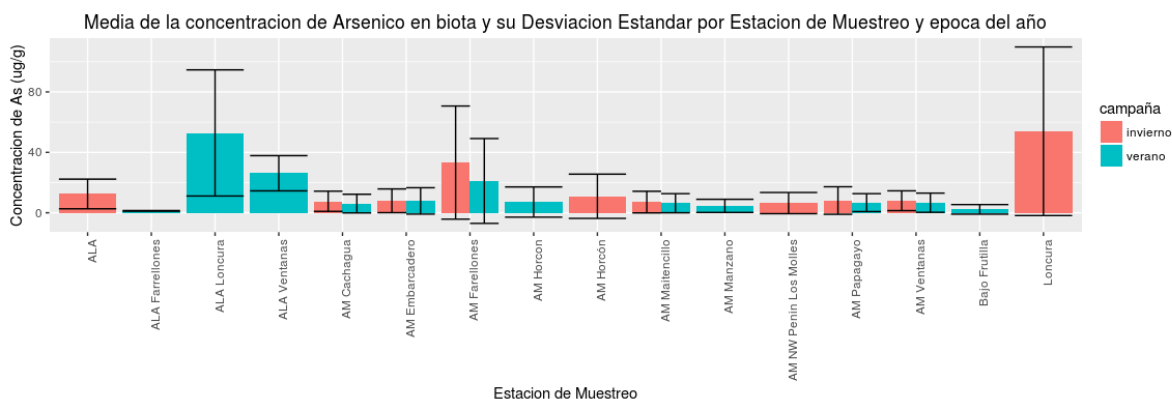


Figura 38. Concentraciones de arsénico en biota por estación de muestreo y época del año. (ALA= área de libre acceso).

La concentración de cadmio en biota de la zona de estudio nos muestra la existencia de interacción entre la época del año que se tomó la muestra y la especie estudiada (ANDEVA $p=0,0007$). La **Figura 39** nos muestra que las especies que presentan mayores concentraciones de cadmio en sus tejidos son la jaiba mora (*Homalaspis plana*), lapa reina (*Fisurella maxima*), loco (*C. concholepas*) y luche (*Porphyra* sp.) con concentraciones de aprox. 2, 3,8, 1,8 y 2,3 $\mu\text{g g}^{-1}$ respectivamente. La **Figura 40** nos muestra que las mayores concentración de cadmio en biota de acuerdo a la estación son Cachagua y Bajo Frutilla con aprox. 2 y 3,8 $\mu\text{g g}^{-1}$ respectivamente. También se aprecia en ambas figuras que las concentraciones son más altas en invierno que en verano.

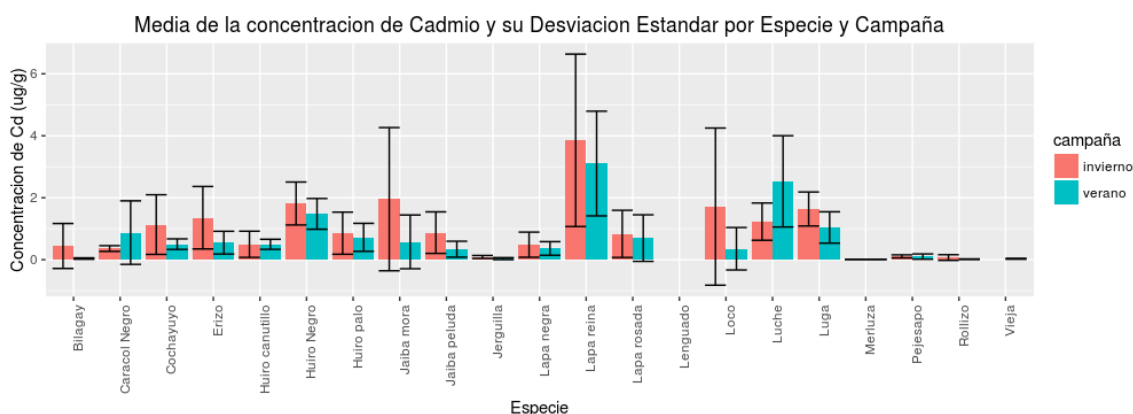


Figura 39. Concentración de cadmio en biota por especie y época del año.

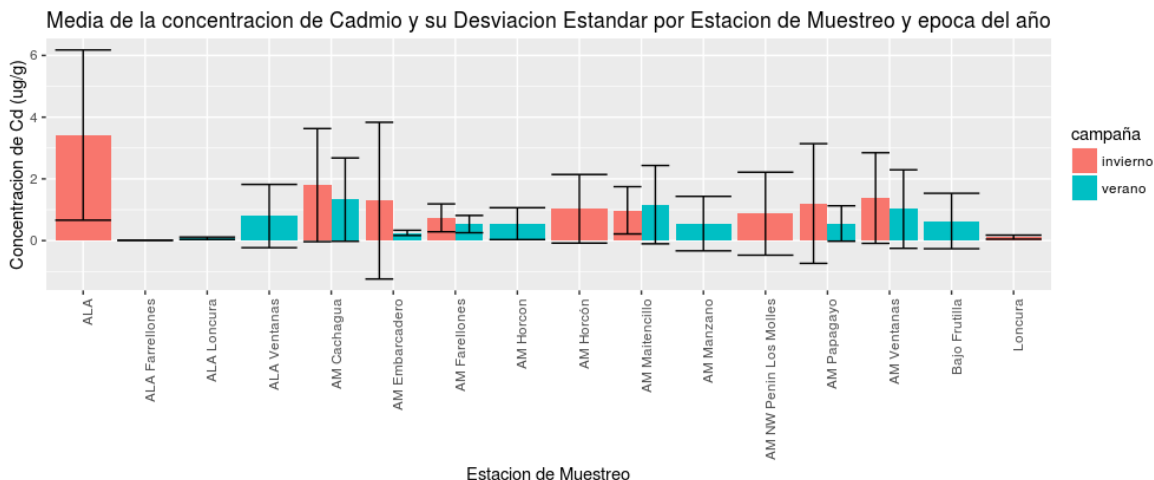


Figura 40. Concentración de cadmio en biota por estación de muestreo y época del año.

La concentración de Cobre en tejidos de biota nos muestra que existe una interacción entre el sector de muestreo y la especie analizada (ANDEVA $p=8,98e^{-14}$). La **Figura 41** nos muestra que las especies con mayor concentración son la jaiba mora, jaiba peluda, lapa rosada y loco, con valores aprox. que van desde 15 a 20 $\mu\text{g g}^{-1}$. La **Figura 42** nos muestra que las mayores concentraciones de cobre en biota ocurren en las estaciones de Embarcadero y Loncura.

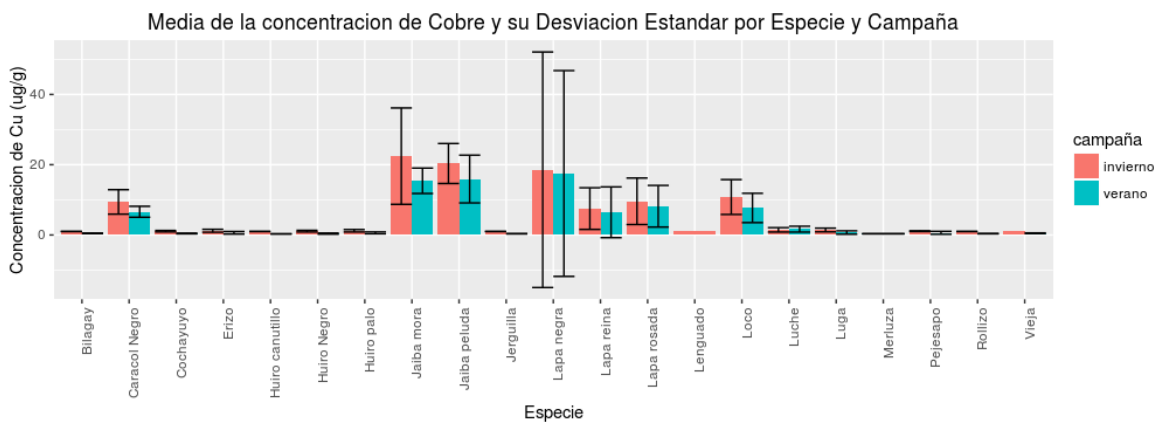


Figura 41. Concentración de cobre en biota por especie y época del año.

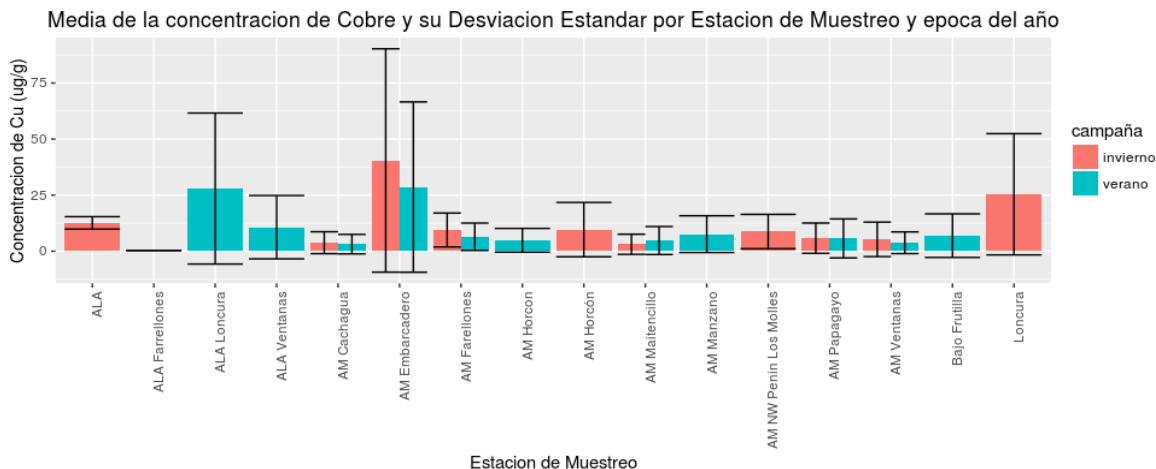


Figura 42. Concentraciones de cobre en biota por estación de muestreo y época.

En cuanto a la concentración de níquel en tejido de biota, los resultados muestran que existe interacción entre el efecto causado por la época del año donde se tomó la muestra y la especie estudiada (ANDEVA $p=2,01e^{-8}$) y también entre el sector y la especie (ANDEVA $p=0,003$). La **Figura 43** nos muestra que las especies que más acumulan níquel son algas como el cochayuyo (*Durvillaea antarctica*), luche y luga (*Mazzaella laminarioides*) con valores aprox. de 0,7, 0,9, y 0,8 $\mu\text{g g}^{-1}$, respectivamente. La **Figura 44** nos muestra que los sectores de muestreo con mayores concentraciones de níquel en tejido son Cachagua, Maitencillo y Ventanas.

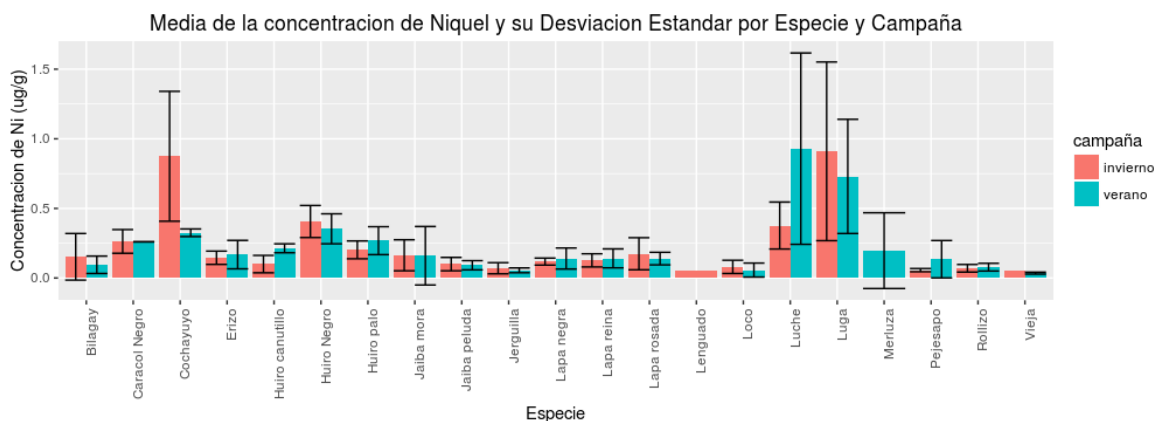


Figura 43. Concentración de níquel en biota por especie y época del año.

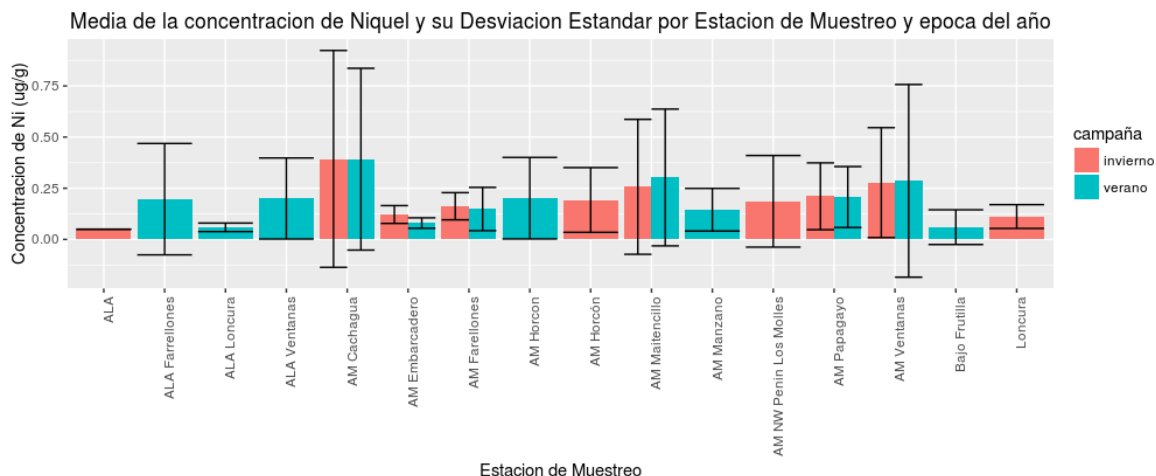


Figura 44. Concentraciones de níquel en biota por estación de muestreo y época.

La concentración de plomo sólo es significativamente diferente entre las especies muestreadas (ANDEVA $p=3,65e-7$), no así para la estación de muestreo o la época del año. En la **Figura 45** se observa que las especies con mayor concentración son huiro canutillo (*Macrocyctis pyrifera*), erizo (*Loxechinus albus*), lapa negra (*Fissurella latimarginata*) y rollizo (*Pinguipes chilensis*) con concentraciones de 1,8, 0,5, 0,4 y 0,5 $\mu\text{g g}^{-1}$ aproximadamente. Mientras que en la **Figura 46** no se aprecian diferencia entre las estaciones de muestreo.

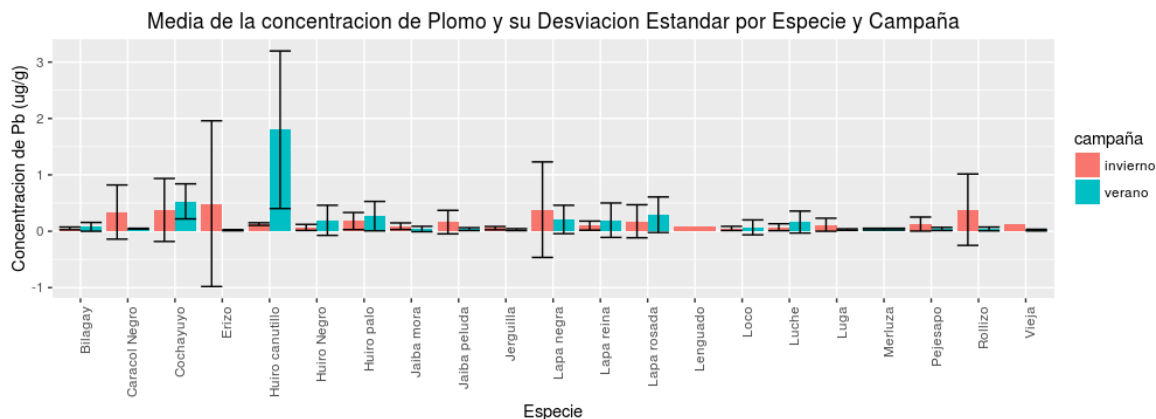


Figura 45. Concentración de plomo en biota por especie y época.

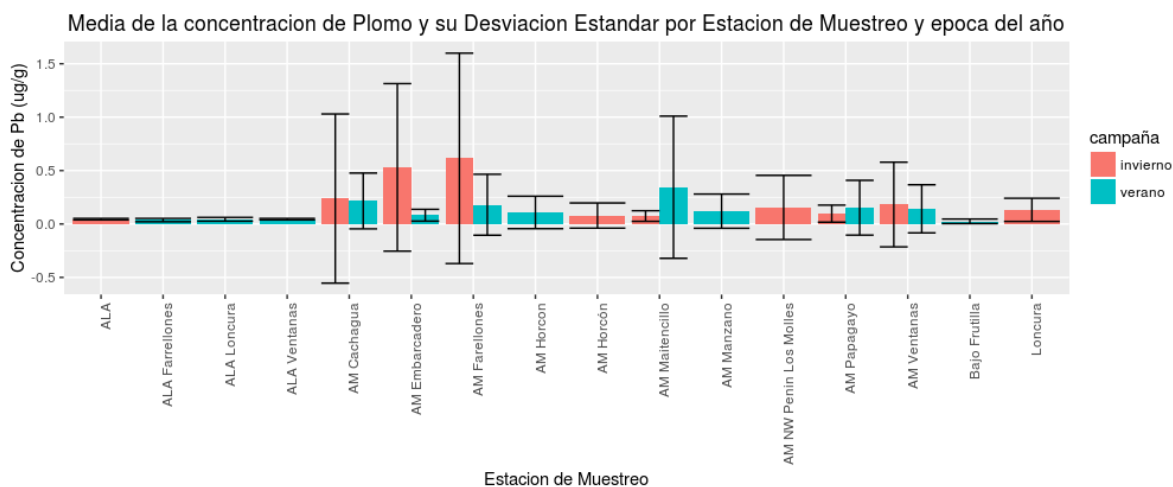


Figura 46. Concentración de plomo en biota por estación de muestreo y época.

Para las concentraciones de Vanadio en tejido, se observa que existe interacción entre la época del año, el sector de muestreo y la especie muestreada (ANDEVA $p=0,002$), pero hay que acotar que los límites de detección ($1 \mu\text{g g}^{-1}$) se alcanzaron en la mayoría de los casos y pueden influir en este tipo de análisis. Los **Figuras 47 y 48** nos muestran claramente esto, aunque también se aprecia que el erizo, el luche y luga parecen ser los que más acumulan este metal (aprox. 1 a $1,7 \mu\text{g g}^{-1}$).

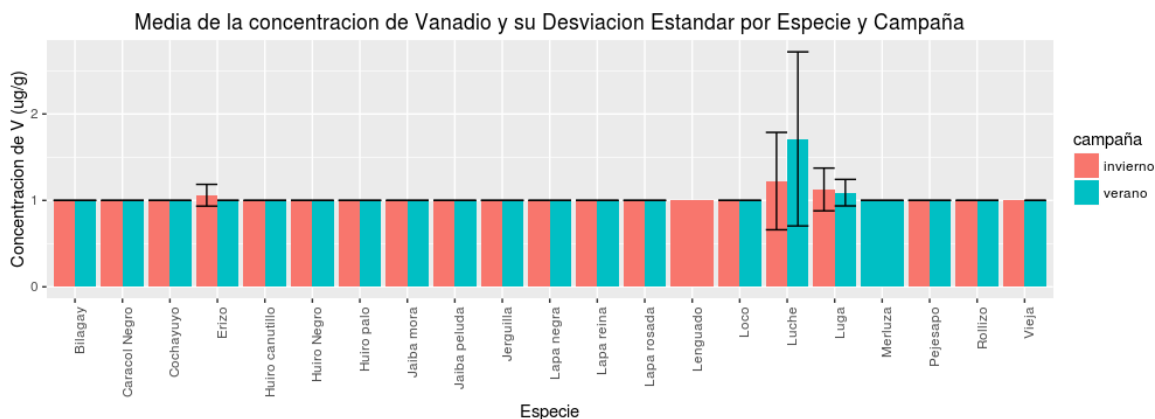


Figura 47. Concentración de vanadio en biota por especie y época del año.

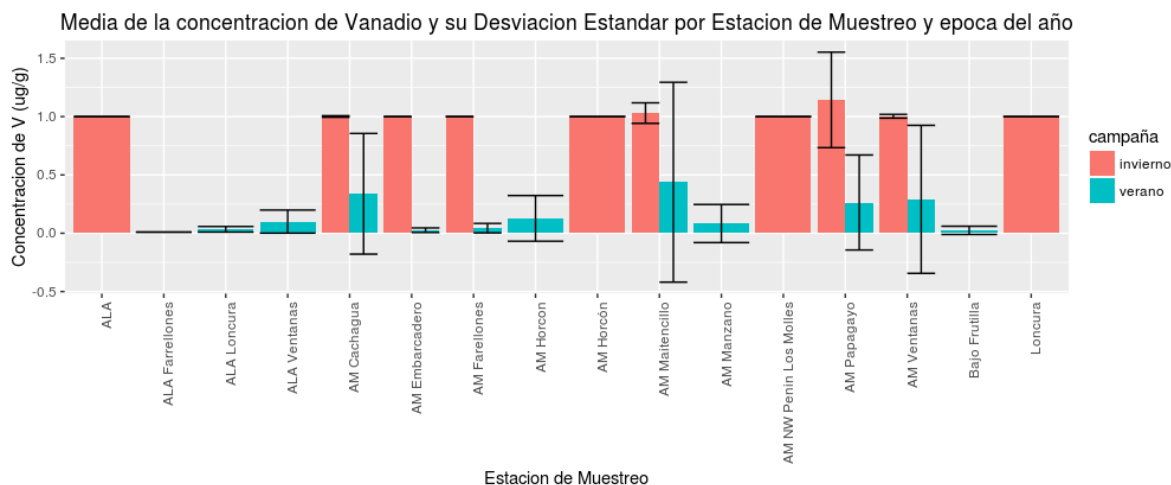


Figura 48. Concentración de vanadio en tejidos en biota por estación de muestreo y época del año.

Las concentraciones de zinc en tejido nos muestran que existe interacción entre la época en que se realizó el muestreo y la especie muestreada (ANDEVA $p=5.26e^{-6}$). En la **Figura 49** apreciamos que el caracol negro (*Tegula atra*), jaiba mora, jaiba peluda y loco son los que parecen acumular mayores concentraciones de zinc (25, 80, 110 y 25 $\mu\text{g g}^{-1}$ aprox.). En la **Figura 50** se observa que Bajo Frutilla es la localidad durante el invierno donde se encontró una mayor concentración del metal en tejido.

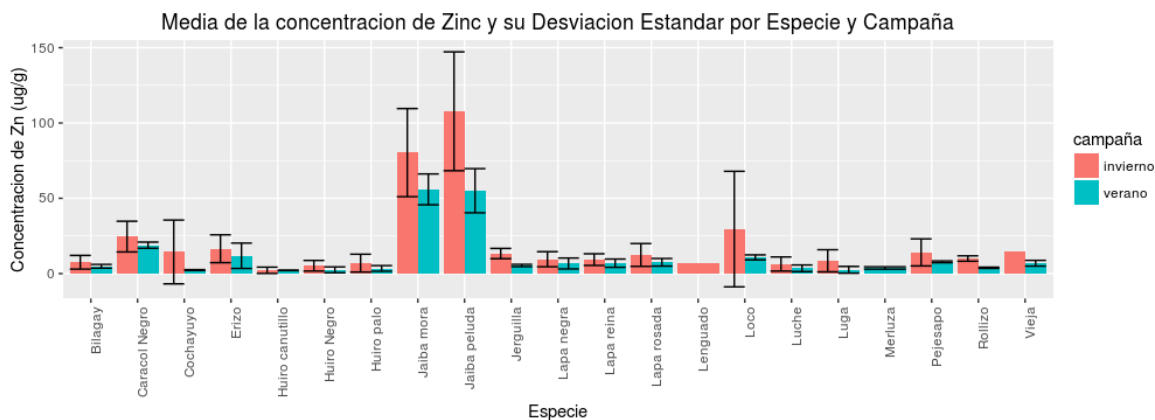


Figura 49. Concentración de zinc en biota por especie y época del año.

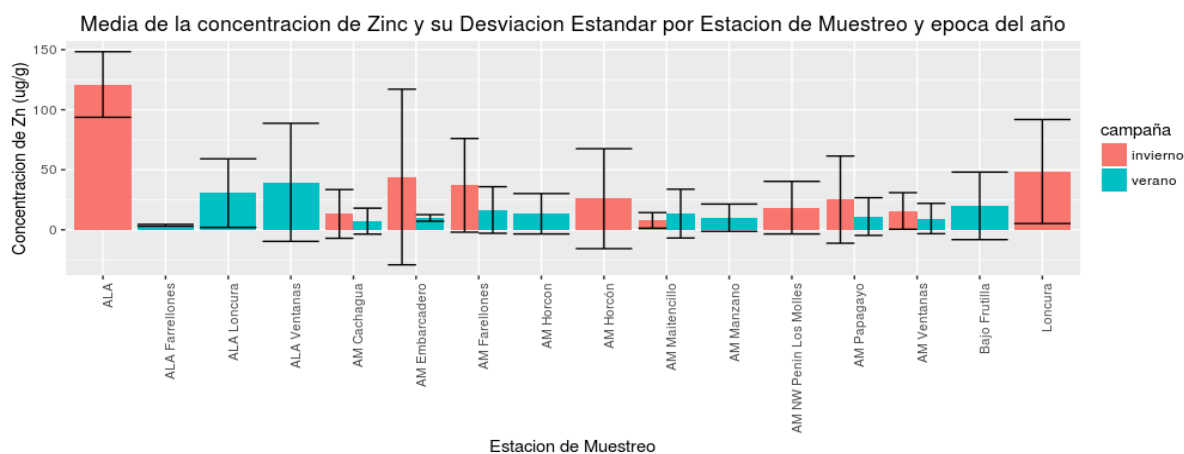


Figura 50. Concentraciones de zinc en biota por estación de muestreo y época del año.

En el **anexo 13** se muestran en detalle los valores promedio de las concentraciones de metales en biota de acuerdo a la especie y a la estación de muestreo.

Las **Figuras 51** a la **52** nos indican que las concentraciones de metales, en general, se acumulan diferencialmente y significativamente, siendo mayores para las especies de jaibas (peluda y mora) y para la estación de Loncura.

Finalmente, la **Figura 53** nos muestra un análisis SIMPROF de la concentración de metales en biota donde se aprecia claramente la separación de las jaibas mora y peluda (color azul), del resto de los organismos, indicando una acumulación de metales diferencial para este tipo de organismos carroñeros. La **Figura 54** nos indica la separación del AMERB Loncura, en color rojo, en cuanto a la concentración de metales en las áreas de estudio. Las demás estaciones de muestreo no presentan diferencias entre ellas.

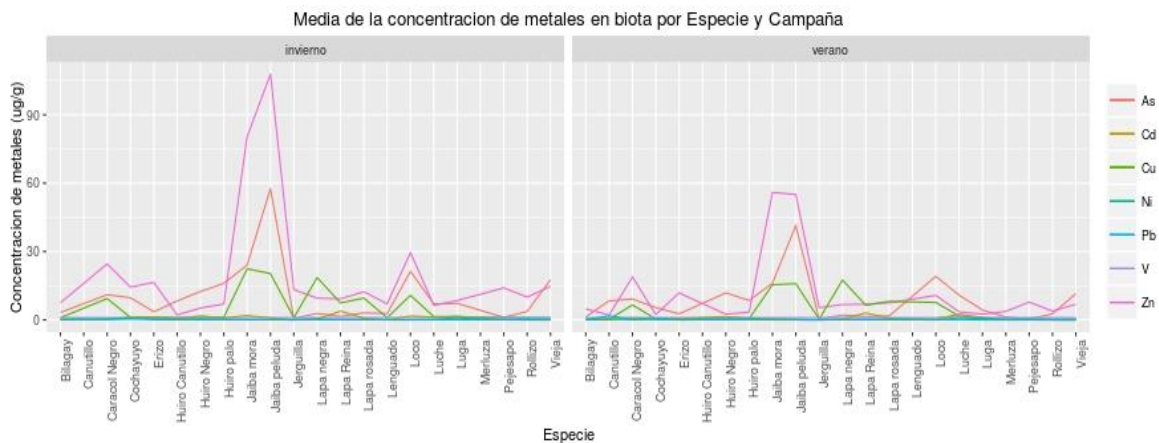


Figura 51. Resumen de concentración de metales en biota por especie y época de muestreo.

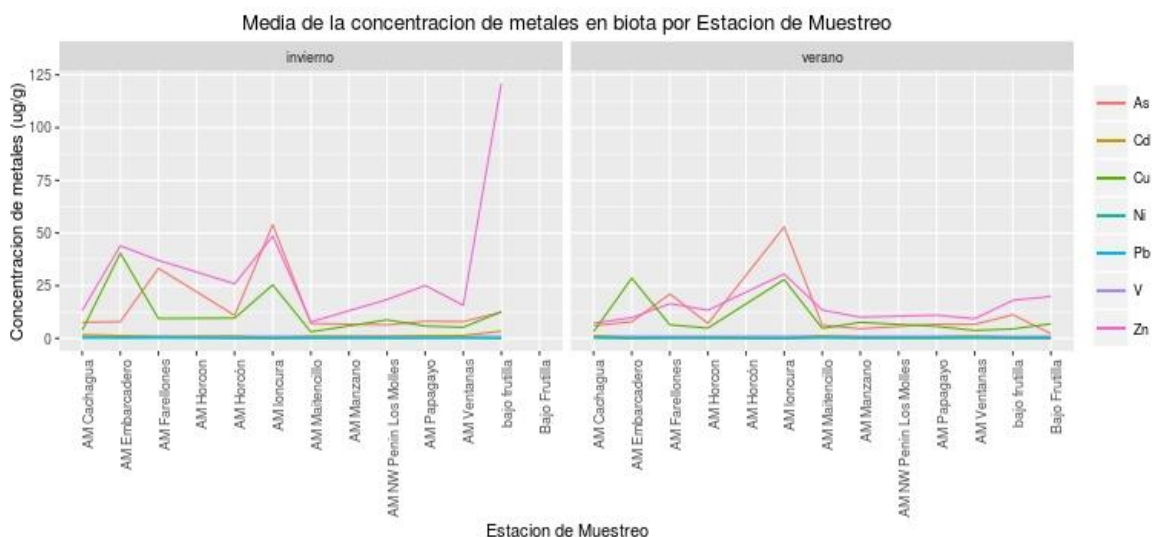


Figura 52. Resumen de concentración de metales en biota por estación de muestreo y época del año.

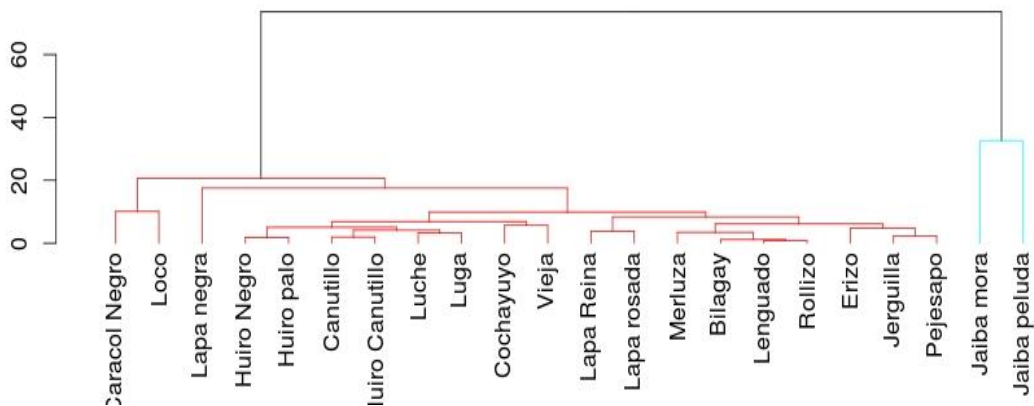


Figura 53. Análisis SIMPROF de la concentración de metales en biota de acuerdo a la especie muestreada. El análisis separa mediante clúster y por significancia estadística de acuerdo al color de la línea.

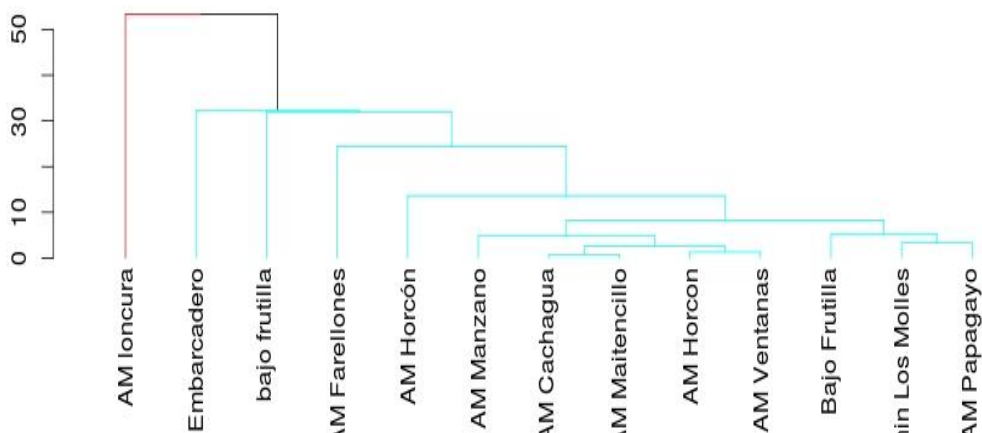


Figura 54. Análisis SIMPROF de la concentración de metales en biota de acuerdo a la estación de muestreo. El análisis separa mediante clúster y por significancia estadística de acuerdo al color de la línea.

4.4. Indicadores de calidad ambiental

En la **Tabla 6** se encuentran los valores promedios y desviación estándar de las concentraciones (mg/kg) de Cadmio total, Cobre total, Plomo total y Zinc total de sedimentos submareales de la bahía de Quintero y punto control ubicado en el sector Cachagua norte, con distancia entre un punto intermedio de la bahía de Quintero de 21 kilómetros lineales.

Debido a la cercanía y por las condiciones del lugar se utilizó de modo de referencia concentraciones de Cadmio Total, Cobre Total, Plomo total y Zinc total para sedimento en una zona de Puerto Cisnes, región de Aysén; por ser una zona de menor intervención antropogénica en los sistemas marinos que en la bahía de Quintero.

**Tabla 6.**

Concentración promedio (mg/kg) y desviación estándar de metales pesados en sedimentos submareales en tres zonas de la bahía de Quintero y zona control (Cachagua) en el año 2015.

| Parámetro | zona | n | prom (mg/kg) | Dest |
|--------------|---------|---|--------------|--------|
| Cadmio Total | B | 3 | 0,100 | 0,000 |
| Cadmio Total | C | 2 | 0,100 | 0,000 |
| Cadmio Total | D | 5 | 0,100 | 0,000 |
| Cobre Total | B | 3 | 25,700 | 19,883 |
| Cobre Total | C | 2 | 37,933 | 13,105 |
| Cobre Total | D | 5 | 15,000 | 4,504 |
| Plomo Total | B | 3 | 4,611 | 1,971 |
| Plomo Total | C | 2 | 7,150 | 0,542 |
| Plomo Total | D | 5 | 4,940 | 2,522 |
| Zinc Total | B | 3 | 20,922 | 1,597 |
| Zinc Total | C | 2 | 20,000 | 0,000 |
| Zinc Total | D | 5 | 20,000 | 0,000 |
| Cadmio Total | Control | 3 | 0,100 | 0,000 |
| Cobre Total | Control | 3 | 10,000 | 0,000 |
| Plomo Total | Control | 3 | 3,467 | 0,577 |
| Zinc Total | Control | 3 | 20,000 | 0,000 |

4.4.1. Índice de Geoacumulación (Igeo)

Los valores y niveles de geoacumulación de la **Tabla 7** provienen de las concentraciones de Cadmio total, Cobre Total, Plomo total y Zinc total de sedimentos submareales siendo las concentraciones promedios de las zonas b, c y d de la bahía de Quintero del año 2015 para datos de muestra y para los valores control de la zona Cachagua norte. En esta se observa una geoacumulación mayor para el cobre total en las zonas b y c con niveles de moderadamente contaminado. En el caso del plomo presenta un nivel de no contaminado a contaminado moderadamente para la zona c.

**Tabla 7.**

Valores y nivel del Índice de Geoacumulación en 3 zonas de la bahía de Quintero.
Con valores de control en la zona de Cachagua norte.

| Parámetro | Zona | Igeo | Nivel |
|--------------|------|--------|--|
| Cadmio Total | A | -0,310 | No contaminado |
| Cadmio Total | B | -0,585 | No contaminado |
| Cadmio Total | C | -0,585 | No contaminado |
| Cadmio Total | D | -0,585 | No contaminado |
| Cobre Total | A | 0,000 | No contaminado |
| Cobre Total | B | 0,777 | No contaminado a moderadamente contaminado |
| Cobre Total | C | 1,339 | Moderadamente contaminado |
| Cobre Total | D | 0,000 | No contaminado |
| Plomo Total | A | -1,045 | No contaminado |
| Plomo Total | B | -0,173 | No contaminado |
| Plomo Total | C | 0,459 | No contaminado a moderadamente contaminado |
| Plomo Total | D | -0,074 | No contaminado |
| Zinc Total | A | -1,170 | No contaminado |
| Zinc Total | B | -0,520 | No contaminado |
| Zinc Total | C | -0,585 | No contaminado |
| Zinc Total | D | -0,585 | No contaminado |

Tabla 8.

Valores y nivel del Índice de Geoacumulación en 3 zonas de la bahía de Quintero.
Con valores de control en la zona de Puerto Cisnes.

| Parámetro | zona | Igeo | Nivel |
|--------------|------|--------|--|
| Cadmio Total | A | 0,690 | No contaminado a moderadamente contaminado |
| Cadmio Total | B | 0,415 | No contaminado a moderadamente contaminado |
| Cadmio Total | C | 0,415 | No contaminado a moderadamente contaminado |
| Cadmio Total | D | 0,415 | No contaminado a moderadamente contaminado |
| Cobre Total | A | 0,331 | No contaminado a moderadamente contaminado |
| Cobre Total | B | 1,693 | Moderadamente contaminado |
| Cobre Total | C | 2,254 | Moderadamente a fuertemente contaminado |
| Cobre Total | D | 0,916 | No contaminado a moderadamente contaminado |
| Plomo Total | A | 0,580 | No contaminado a moderadamente contaminado |
| Plomo Total | B | 1,450 | Moderadamente contaminado |
| Plomo Total | C | 2,083 | Moderadamente a fuertemente contaminado |
| Plomo Total | D | 1,550 | moderadamente contaminado |
| Zinc Total | A | -0,236 | No contaminado |
| Zinc Total | B | -0,171 | No contaminado |
| Zinc Total | C | -0,236 | No contaminado |
| Zinc Total | D | -0,236 | No contaminado |



Según los valores de Igeo, pero con Puerto Cisnes como referencia (**Tabla 8**), el único metal que no presenta concentraciones contaminantes es el zinc en las tres zonas de la bahía de Quintero. Los niveles de cadmio total son iguales en toda la bahía a diferencia de Cobre total y Plomo total que en la zona c para los dos metales presentan niveles de moderadamente a fuertemente contaminado, siendo en las otras zonas moderadamente contaminado, zona b para Cobre total y zonas b y d para Plomo total. En el caso de niveles no contaminado a moderadamente contaminado, en la zona d de Cobre Total. Por lo tanto, los mayores niveles de geoacumulación que se presentan en la bahía de Quintero están en la zona c para cobre y plomo.

4.4.2. Factor de contaminación (CF) e Índice de carga de contaminación

En la **Tabla 9** se presentan los resultados del Factor de Contaminación tomando como localidad control o de referencia la zona de Cachagua Norte.

Tabla 9.

Índice de contaminación e índice de carga de contaminación y sus correspondientes niveles en las distintas zonas de la bahía. Con datos de referencia de la localidad de Cachagua norte.

| Parámetro | Zona | CF | Nivel |
|--------------|-------|-------|----------------------------|
| Cadmio Total | A | 1,210 | Contaminación moderada |
| Cadmio Total | B | 1,000 | baja o nula contaminación |
| Cadmio Total | C | 1,000 | baja o nula contaminación |
| Cadmio Total | D | 1,000 | baja o nula contaminación |
| Cobre Total | A | 1,000 | baja o nula contaminación |
| Cobre Total | B | 2,570 | Contaminación moderada |
| Cobre Total | C | 3,793 | Contaminación considerable |
| Cobre Total | D | 1,500 | Contaminación moderada |
| Plomo Total | A | 0,728 | baja o nula contaminación |
| Plomo Total | B | 1,330 | Contaminación moderada |
| Plomo Total | C | 2,063 | Contaminación moderada |
| Plomo Total | D | 1,425 | Contaminación moderada |
| Zinc Total | A | 1,000 | baja o nula contaminación |
| Zinc Total | B | 1,046 | Contaminación moderada |
| Zinc Total | C | 1,000 | baja o nula contaminación |
| Zinc Total | D | 1,000 | baja o nula contaminación |
| Cadmio Total | bahía | 1,049 | Contaminación moderada |
| Cobre Total | bahía | 1,955 | Contaminación moderada |
| Plomo Total | bahía | 1,299 | Contaminación moderada |
| Zinc Total | bahía | 1,010 | Contaminación moderada |



Mientras que en la **Tabla 10** se presentan los datos, tomando como datos de referencia las concentraciones de Cadmio total, Cobre Total, Plomo Total y Zinc total de Puerto Cisnes se obtuvieron los siguientes valores para CF.

Al comparar los resultados de ambas tablas se puede observar que para el caso de Plomo total y Cobre total se presentan mayores niveles de contaminación en la zona c. Tomando en consideración cualquiera de los valores de referencia o de control se establece que la bahía de Quintero presenta un grado de contaminación ya sea moderada o considerable esto debido a la intervención antropogénica por el uso industrial del borde costero.

Tabla10.

Índice de contaminación e índice de carga de contaminación y sus correspondientes niveles en las distintas zonas. Con datos de referencia de la localidad de Puerto Cisnes.

| Parámetro | zona | CF | Nivel |
|--------------|-------|-------|----------------------------|
| Cadmio Total | A | 2,420 | Contaminación moderada |
| Cadmio Total | B | 2,000 | Contaminación moderada |
| Cadmio Total | C | 2,000 | Contaminación moderada |
| Cadmio Total | D | 2,000 | Contaminación moderada |
| Cobre Total | A | 1,887 | Contaminación moderada |
| Cobre Total | B | 4,849 | Contaminación considerable |
| Cobre Total | C | 7,157 | Muy alta contaminación |
| Cobre Total | D | 2,830 | Contaminación moderada |
| Plomo Total | A | 2,242 | Contaminación moderada |
| Plomo Total | B | 4,099 | Contaminación considerable |
| Plomo Total | C | 6,356 | Muy alta contaminación |
| Plomo Total | D | 4,391 | Contaminación considerable |
| Zinc Total | A | 1,274 | Contaminación moderada |
| Zinc Total | B | 1,333 | Contaminación moderada |
| Zinc Total | C | 1,274 | Contaminación moderada |
| Zinc Total | D | 1,274 | Contaminación moderada |
| Cadmio Total | bahía | 2,098 | Contaminación moderada |
| Cobre Total | bahía | 3,690 | Contaminación considerable |
| Plomo Total | bahía | 4,002 | Contaminación considerable |
| Zinc Total | bahía | 1,289 | Contaminación moderada |

4.4.3. Factor de bioacumulación (BCF)

En la **Figura 55** se presenta el factor de bioacumulación de Cadmio total en el musculo de: *C. concholepas*, *F. latimarginata*, *Fissurella máxima* y *Fissurella cumingi* localizadas en diversas zonas



de la bahía de Quintero. En esta se observa que para *C. concholepas* y *F. cumingi* en la zona d es donde mayor es la concentración de cadmio. En relación al BCF mayor dentro de la bahía, este corresponde a *F. máxima* en la zona b. Cabe señalar que el valor BCF = 0 corresponde a que no se tiene valores de concentraciones del metal en determinados organismos.

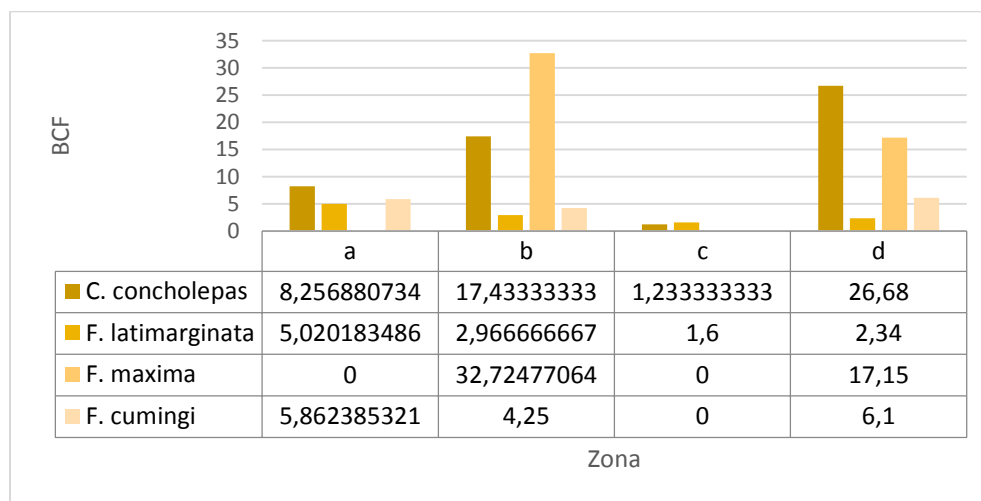


Figura 55. Factor BCF de Cadmio Total en organismos bentónicos de 4 zonas de la bahía de Quintero.

En la **Figura 56** se presenta el factor de bioacumulación de Cobre Total en el musculo de: *C. concholepas*, *F. latimarginata*, *F. máxima* y *F. cumingi* localizadas en diversas zonas de la bahía de Quintero. Se observa que los organismos que presentan mayor factor de bioacumulación en relación al cobre total es *F. latimarginata*. Cabe señalar que el valor BCF = 0 corresponde a que no se tiene valores de concentraciones del metal en determinados organismos.

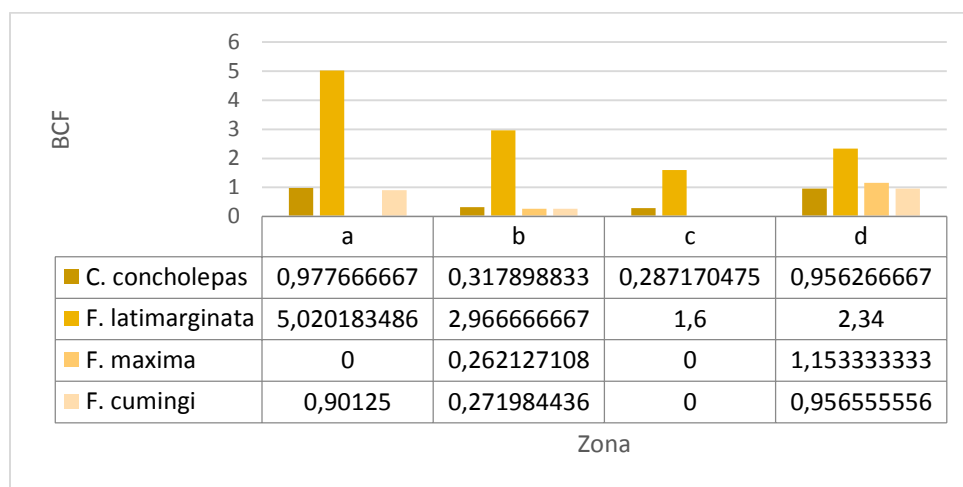


Figura 56. BCF de Cobre Total en organismos bentónicos de 4 zonas de la bahía de Quintero.



En la **Figura 57** se presenta el factor de bioacumulaci3n de Plomo Total, en el musculo de: *C. concholepas*, *F. latimarginata*, *F. m3xima* y *F. cumingi* localizadas en diversas zonas de la bahía de Quintero. Se observa un mayor factor de bioacumulaci3n en todas las especies de organismos analizados en la zona a de la bahía de Quintero. Entre las especies del género *Fissurella*, la especie *F. latimarginata* presenta mayor BCF en las zonas a, c y d. Cabe señalar que el valor BCF = 0 corresponde a que no se tiene valores de concentraciones del metal en determinados organismos.

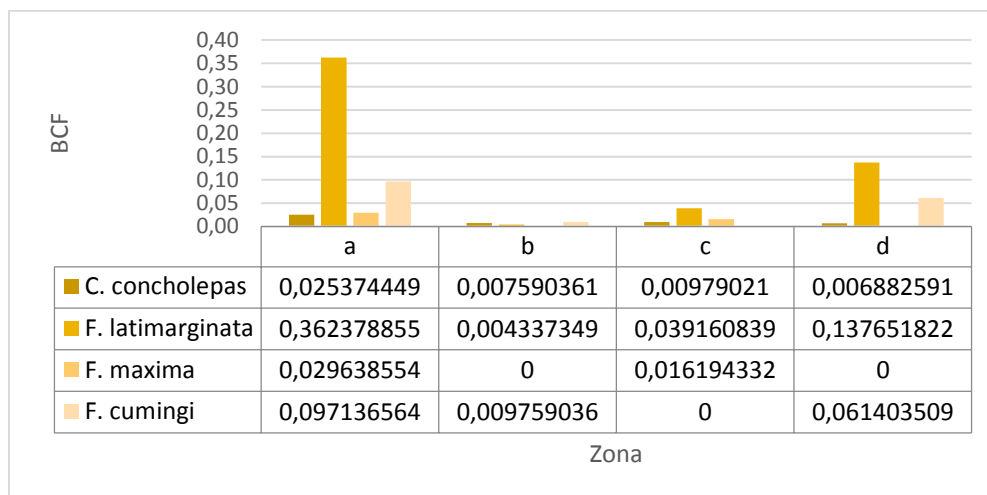


Figura 57. BCF de Plomo Total en organismos bent3nicos de 4 zonas de la bahía de Quintero.

En la **Figura 58** se presenta el factor de bioacumulaci3n de Zinc Total, en el musculo de: *C. concholepas*, *F. latimarginata*, *F. m3xima* y *F. cumingi* localizadas en diversas zonas de la bahía de Quintero. La zona b es donde los organismos presentan menor factor de bioacumulaci3n. Comparando las y la especie *C. Concholepas*.

Los mayores valores de BCF para especies del género *Fissurella* se encuentran en la zona c, y para *C. concholepas* en la zona d. Cabe señalar que el valor BCF = 0 corresponde a que no se tiene valores de concentraciones del metal en determinados organismos.

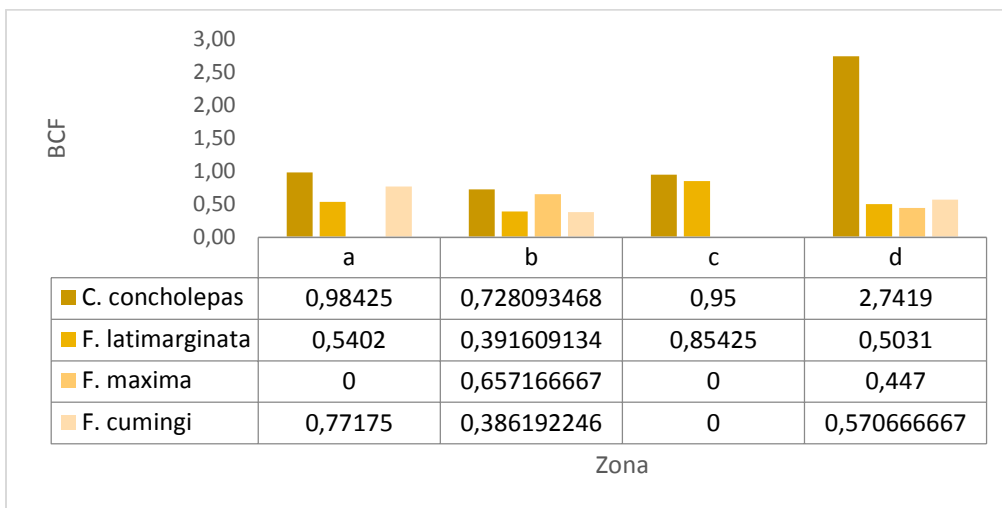


Figura 58. BCF de Zinc Total en organismos bent3nicos de 4 zonas de la bahía de Quintero.



5. DISCUSIÓN

Debido al desarrollo industrial existente, así como al constante transporte de Hidrocarburos y otras sustancias, la bahía de Quintero presenta un constante riesgo de contaminación lo cual puede afectar el resto de actividades que se desarrollan en el borde costero. Durante los últimos 10 años se han reportado 10 eventos de derrame, los cuales han tenido implicancias ambientales y sociales de distinta índole. Esto obliga que tanto las autoridades como las industrias cuenten con planes de contingencia adecuados que permitan resolver rápidamente estas situaciones, disminuyendo así los impactos que pueden originar este tipo de eventos.

Desde el punto de vista de las características físicas y químicas en los sedimentos del intermareal, podemos observar que existe un claro patrón en relación a la estacionalidad de la temperatura, siendo mayores en verano y en las estaciones superiores (*i.e.* ubicadas en el intermareal superior). Otro factor relevante es la hora en la que se realiza el muestreo pues claramente se observan los mayores valores en aquellas estaciones en que el muestreo se realizó a mediodía. Un patrón similar en cuanto a estacionalidad se observa en el pH, siendo altamente variable en los meses de verano, donde se observaron los valores menores, principalmente en aquellas estaciones expuestas a la desecación. Esto se repite en el potencial redox, siendo los valores más bajos aquellos observados en el verano principalmente en las estaciones alejadas de la bahía. Cabe señalar que llaman la atención los valores de las estaciones 7, 8, 9 (*i.e.* todas al interior de la bahía) y 10 (*i.e.* playa de Papagallo) donde el patrón observado en el resto de las estaciones fue similar. La explicación a este fenómeno puede estar dado por el hecho de que en verano estas estaciones presentan una mayor intervención debido a la aglomeración de veraneantes en la zona, que podría remover el sedimento permitiendo la oxigenación de los mismos. Independiente de esto solo en la estación 2, la cual se ubica en la desembocadura de la Laguna de Zapallar, se observan valores cercanos a 0, los que nos sugiere presencia de materia orgánica en descomposición.

En el submareal para el caso de la temperatura, se observa un patrón definido en cuanto a la estacionalidad y a la hora en que se realiza la medición, principalmente en el verano. Pero un fenómeno diferente se observa en el pH donde la variabilidad se observa con mayor fuerza en el invierno. En relación a los valores del redox en el submareal, podemos mencionar que éstos fueron mayores en verano que en el invierno siendo mínimos los valores observados en verano en las estaciones 8, 9, (*i.e.* en la zona de Horcón), 16, 17 (*i.e.* zona de la superboya) y 23 (*i.e.* playa de Papagayo). El denominador común de estas estaciones fue la presencia de algas en los sedimentos, los cuales pueden estar influyendo en los niveles observados. En cuanto a las variables físicas en el agua (*i.e.* temperatura y oxígeno), éstas claramente responden a los patrones normales de la estacionalidad en que se realizaron los muestreos.

En el presente estudio, las concentraciones de hidrocarburos estuvieron por debajo de los límites de detección, debido principalmente a que los muestreos se realizaron 11 meses después de ocurrido el



evento de derrame del 2014. Podemos señalar, que cuando estas sustancias entran en contacto con el ambiente marino, sufren cambios importantes en sus características físicas y químicas por la acción de una serie de procesos como la dispersión, disolución, evaporación, el secuestro en los sedimentos (Payne & McNabb 1984, Garret et al. 2003), llegando incluso a desaparecer del ambiente mediante la acción de la combustión, foto-oxidación y biodegradación (Payne & McNabb 1984, National Research Council 2002, Prince 2002, Garret *et al.* 2003), los cuales colectivamente son conocidos como meteorización del petróleo (Mearns & Simecek-Beatty 2003). Esta idea se refuerza con lo realizado en el programa POAL, pues claramente a pesar de la recurrencia de estos eventos en la bahía de Quintero, en dicho programa de monitoreo los valores siempre han estado por debajo de los límites de detección.

Si bien para el caso de los hidrocarburos estos no fueron detectados, las concentraciones de ciertos metales a nivel histórico como en función de los resultados del presente estudio, nos sugieren que estamos en presencia de una situación crónica, con la existencia de ciertas estaciones y especies de organismos que por su naturaleza pueden presentar acumulación de metales (e.g. estaciones 8 en Horcón, 10 y 24 en Farellones de Quintero y 11 en AMERB Horcón) coincidiendo con los patrones de circulación de la bahía de Quintero.

A nivel histórico no existen datos de las concentraciones de Arsénico, salvo el estudio de Parra et al. (2015). Si bien este estudio no presenta algunos datos con respecto a la fecha en que se realizó, así como tomar como control una estación que puede estar influenciada por la dinámica de las corrientes, los valores de arsénico son elevados dentro de la Bahía. En el presente estudio la estación con mayores concentraciones estuvo localizada en la estación 24, la que se encuentra en la zona de los Farellones de Quintero. Luego le siguen las estaciones ubicadas en la porción norte de la bahía, y que se encuentran aledañas a la desembocadura del estero Campiche. En relación a los organismos bentónicos analizados, los crustáceos carroñeros y moluscos gastrópodos carnívoros (de altos niveles tróficos) acumularon metales en sus tejidos (Arsénico en jaibas alcanzó aprox. $118 \mu\text{g g}^{-1}$ y en locos hasta $189 \mu\text{g g}^{-1}$). Si bien es cierto estos valores son altos, no pueden ser referidos o comparados con la normativa nacional (*i.e.* Reglamento Sanitario de los Alimentos DTO N.º 977/96), pues los niveles en el reglamento están en función del arsénico inorgánico y no de arsénico total, que fue lo que se midió en el presente proyecto. A nivel espacial, los mayores niveles de este elemento fueron detectados en la zona de Farellones de Quintero, Loncura y Ventanas. El origen de estos niveles en las dos últimas estaciones puede estar relacionado con la actividad industrial de la zona. En el caso de Farellones de Quintero, pueden influir dos factores, el primero es una disminución de la intensidad de la corriente por la interacción con el farellón, originando un aumento en la tasa sedimentación, y por consiguiente, una acumulación de los metales en la zona. Un segundo factor puede estar dado por la presencia de un naufragio en la zona, aunque no se tiene claridad como esto puede afectar la química de los sedimentos.

Si bien estas altas concentraciones de metales parecen ser puntuales en algunas especies, no podemos descartar que estas altas concentraciones sean debido a interacciones de la época del año, especie y estación de muestreo (ADONIS en biota). Esto puede significar que dada una época del



año, un lugar determinado y una especie en particular, las concentraciones en tejido de esta especie, pueden incrementarse. (e.g. invierno, estación 24, jaiba). También hay que destacar que las desviaciones estándar dentro de las especies con altas concentraciones de metales son altas, debido posiblemente a que los depredadores no depredan sobre los mismos individuos, dándose una cadena de acumulación de metales entre los distintos niveles tróficos.

En relación a las concentraciones de Cadmio total en los sedimentos, los años 2009 y 2010 son los años donde se presentan las más altas concentraciones, pero a partir de ese momento la tendencia es negativa. Durante el 2015 y 2016 (i.e. el presente estudio) los valores observados en los sedimentos no superaron los 0,20 ug g⁻¹ y en la mayoría de los casos los valores estuvieron por debajo de los límites de detección, por lo que los valores son similares a la tendencia histórica registrada. A nivel espacial, para este elemento no hay diferencias significativas, por lo tanto no hay una zona en la cual se encuentre mayor acumulación de cadmio total en la columna de agua y sedimento. En el muestreo del presente proyecto, los valores más altos fueron registrados en las estaciones de Horcón y Farellones de Quintero (i.e. 8, 10 y 24). En cuanto a las concentraciones de Cadmio a nivel histórico en *P. purpuratus* podemos observar que los valores más altos han sido registrados en el 2013 (aprox. 6,5 mg/kg) independiente del lugar de muestreo. En el presente estudio, las especies que presentaron mayores concentraciones de este elemento fueron lapa reina, jaiba mora y algunas algas como el luche y el huiro negro. Otro aspecto interesante se observa cuando se analizan los recursos según su procedencia, ya que en las estaciones dentro de la bahía (e.g. Loncura) se observan valores bajos con respecto al resto de las estaciones. En cuanto al Índice de Geoacumulación tomando como referencia la información de Cachagua, podemos observar que los sedimentos son clasificados como no contaminados, mientras que si consideramos los de Puerto Cisnes como control, nos aparecen moderadamente contaminados en todas las zonas analizadas. Por lo que en el caso del Cadmio, tanto la zona de Cachagua como aquellos ubicados al interior de la Bahía podemos sugerir que están sujetas a las misma fuente de este elemento. Por consiguiente esto nos sugiere que para el caso de este elemento las concentraciones reportadas pueden estar influenciadas por los procesos de surgencia costera, situación que ha sido observada en otras partes del mundo, donde estos procesos son de similares magnitudes a las de nuestras costas (Sañudo-Wilhelmy & Flegal 1991, 1996, Segovia-Zavala *et al.* 1998). El Factor de Contaminación para este elemento nos sugiere que la zona A (i.e. norte de la bahía) estaría bajo contaminación moderada si usamos como base los valores de Cachagua, mientras que si usamos los de Puerto Cisnes, todas las zonas presentan contaminación moderada. Las zonas donde debiese ocurrir mayor bioacumulación debiesen estar en la zona sur de la bahía, principalmente en *C. concholepas* y *F. cumingi*.

Para el caso del cobre a nivel histórico, la mayor concentración de cobre en sedimentos, fue registrada en el 2004. Según estos valores se sobrepasan las concentraciones establecidas en países como Canadá y Nueva Zelanda. A nivel espacial la estación S4 (i.e. aldeaña al estero de Campiche) es la que históricamente ha reportado la mayor concentración de este metal dentro de la bahía. El año 2008 y 2009 han sido los años que mayores concentraciones se registraron en *P. purpuratus*. En el presente estudio, las especies que presentaron mayores valores de Cobre fueron, al igual que para el arsénico, crustáceos y moluscos de la especie *C. concholepas*, los cuales son de grupos tróficos superiores,



pero además las tres especies del género *Fissurella*, las cuales se caracterizan por ser herbívoros. Cabe señalar que estas tres especies tienen una alta desviación estándar lo cual nos indica que hay zonas que no presentan niveles de este metal. En cuanto a los valores observados, pero por áreas de manejo, podemos ver que Loncura y Embarcadero son las de mayores niveles de este elemento.

Por otra parte, altas concentraciones de Cu en los sedimentos puede afectar la abundancia y distribución de la macrofauna, como lo encontrado por Olgard *et al.* (1999) quienes muestran alteraciones en la abundancia total y la densidad de la macrofauna en Noruega (7 especies de un total de 116), con concentraciones de Cu en sedimentos de 300 mg Kg⁻¹, algo similar a lo encontrado por Frontalini & Coccioni (2012) quienes describen como los foraminíferos bentónicos se ven afectados con concentraciones de Cu mayores a 125 µg L⁻¹. Concentraciones de esta magnitud no fueron encontradas en esta ocasión en sedimentos submareales ni agua.

Las concentraciones máximas reportadas para el Cu en distintos países del mundo se encuentran en un rango de 5,7 a 20,7 µg L⁻¹ en columna de agua, mientras que en sedimento, el rango varía entre 18 a 169 µg g⁻¹ (Dafforn *et al.* 2011), datos que concuerdan con lo encontrado en los muestreos de la bahía Quintero, tanto en invierno como en verano a través de todas sus estaciones.

Las algas, según los resultados obtenidos en este estudio acumulan metales pesados en sus tejidos. Es el caso del huiro canutillo que acumula Pb, luche V, Cd y Ni, cochayuyo Ni, y luga que acumula Cd. Burridge & Bidwell (2002) revisaron el potencial de uso de macroalgas para monitorear descargas de contaminantes en Australia, encontrando que concentraciones de Cu que van desde 5 µg L⁻¹ a 520 µg L⁻¹ afectan el proceso de germinación, producción de esporofitos y desarrollo de los gametofitos, dependiendo de la especie, la salinidad y las concentraciones de Cu usadas. Algo similar encontraron Kyo *et al.* (1986) al experimentar con el alga *Laminaria saccharina*, donde el desarrollo de gametofitos y la gametogénesis fue disminuida en concentraciones mayores o iguales a 50 µg L⁻¹ de Cu. En experimentos sobre las etapas microscópicas de *M. pyrifera* (Anderson *et al.* 1990), se encontró que las variables reproductivas de largo plazo son más sensibles al Cu que las variables vegetativas de corto plazo, no encontrando efectos deletéreos con concentraciones menores de 10 µg L⁻¹ para la producción de esporofitos, 10 µg L⁻¹ para el crecimiento de esporofitos, 10 µg L⁻¹ para la germinación in vitro y 50 µg L⁻¹ para la inhibición de la germinación.

En cuanto al Índice de Geoacumulación, tomando como referencia la información de Cachagua, podemos observar que los sedimentos son clasificados como moderadamente contaminados en la zona B (i.e. Ventanas) y C (i.e. centro de la bahía), mientras que si consideramos los de Puerto Cisnes como factor de corrección nos aparecen moderadamente contaminados en la zona B y fuertemente contaminados en la zona C. El Factor de Contaminación nos refuerza la situación que vive la zona C, donde la contaminación es considerable. Esto cambia si usamos como control Puerto Cisnes, donde la contaminación en esta zona pasa a ser muy alta. En cuanto al Factor de Bioacumulación, es la zona A (i.e. Horcón) la que presenta un índice mayor, principalmente en *F. latimarginata*. El comportamiento histórico, además de los datos observados en el presente trabajo, así como lo referencial en relación a los índices utilizados para este metal nos sugiere que la actividad industrial tiene un impacto en



relación a este metal. De manera general por lo tanto el presente trabajo reafirma lo registrado históricamente donde las mayores concentraciones de este metal se registran en la porción norte de la bahía. Estos resultados son concordantes con otros estudios realizados en la zona, como el recientemente publicado por Parra *et al.* (2015), donde si bien existen diferencias en relación a las concentraciones registradas, los patrones son similares. Estos autores sugieren que los niveles de Cobre en la bahía son el resultado de la actividad industrial en la zona, lo cual se refuerza al considerar la presencia de ciertas industrias por más de 50 años y que se conectan directamente con la zona de estudio tanto por el borde costero como por la desembocadura del estero Campiche.

En cuanto al Níquel, la tendencia histórica ha sido a la disminución, con un leve aumento en el 2013. En los análisis realizados durante el presente estudio los mayores valores se registran en las estaciones 10, 12 (*i.e.* en la AMERB de Ventanas), 16 (*i.e.* al centro de la bahía) y 24 (*i.e.* en los Farellones de Quintero), siendo la tendencia a aumentar sus valores en verano. Las especies que presentan mayores concentraciones son las algas luce (*Porphyra* sp.) y luga (*M. laminarioides*), así como el cochayuyo (*D. antarctica*). A nivel de áreas de manejo, éstas presentan una alta dispersión de los datos no observándose ningún patrón definido al respecto.

Los valores históricos de Plomo presentan diferencias significativas entre los años, presentándose valores superiores en los años 2007, 2009 y 2013, pero no superando los 15 mg/kg. A nivel espacial, históricamente los valores observados en la estación S11 y S15 son las que han registrado mayores valores, las cuales están en la cercanía del centro de la Bahía, en la zona donde esperan gran cantidad de barcos para ser descargados en los puertos y en la zona del club de yates de Quintero. Los años 2007, 2008, 2009 y 2013 han sido los que han registrado mayores concentraciones de plomo en *P. purpuratus*, siendo solo en los años 2008 y 2009, los años en que se han registrado eventos de derrames de petróleo en la bahía. Los mayores valores se registraron en el verano del 2016 en la estación 24 (*i.e.* Farellones de Quintero), situación que también se observa en el invierno en este lugar, seguido de la estación 14 (centro de la Bahía, en la superboyá) en verano y en la 8, en Horcón). Los valores de Plomo son altos en huiro canutillo en los meses de verano, en relación al resto de las especies analizadas. Las áreas de manejo que presentaron mayores valores en la biota fueron Embarcadero y Farellones de Quintero, principalmente en el invierno. En cuanto al Índice de Geoacumulación, éste pasa de no contaminado a moderadamente contaminado, dependiendo del control que se utiliza, algo que también se observa en el caso de Índice de Contaminación, donde la estación C, usando como control Puerto Cisnes, nos aparece como “contaminación alta”. El lugar con mayor Factor de Bioacumulación para plomo es la zona A (*i.e.* Horcón), principalmente para *F. latimarginata*.

No existe información histórica de Vanadio en la zona de estudio. A pesar de esto, los valores observados en el presente estudio se mantuvieron por debajo de los límites de detección en los muestreos, salvo en la estación número 8 (*i.e.* Horcón). A nivel de especies, la mayoría de las especies no superaron los niveles de detección, salvo en las algas rojas luce y luga, seguidos del erizo rojo. Para el caso del Zinc, la tendencia ha sido negativa desde el 2004, con un fuerte aumento en el 2012 que cambió la tendencia. Los valores no superan eso si los 50 mg/kg. Históricamente los valores más



altos han sido registrados en las estaciones ubicadas en las cercanías del centro de la bahía, pero el MDS y los análisis de Cluster nos refuerzan la idea que las estaciones históricas 5, 7, 3 y 9 conforman un grupo de estaciones diferentes. El denominador común de estas estaciones es que se encuentran en la zona mar adentro de la bahía, mientras que la estación 9 es la única que está en la orilla frente a la zona de almacenaje de petróleo. Los valores de Zinc en *P. purpuratus* presentaron diferencias significativas a nivel de los años con un máximo en el 2006. La tendencia general de los muestreos realizados en el presente estudio fue que no se superan los valores de detección, salvo en la estación 8 (i.e. Horcón) en invierno y en la 16 (i.e. al centro de la Bahía). Las Jaiba Mora y Peluda, así como el Loco, son los que presentaron mayores concentraciones de Zinc en el presente estudio, pero no se observa un patrón claro en cuanto a la presencia de este metal en función de las áreas de manejo. El Índice de Geoacumulación para este elemento nos aparece como no contaminado, independiente de la zona control que ocupemos, mientras que el Índice de Contaminación nos sugiere niveles bajos o moderados independiente de la zona control. El índice de bioacumulación nos indica que la zona D (i.e. al sur de la bahía) es la que tiene mayores niveles de bioacumulación, la cual es considerablemente alta en *C. concholepas*.

La literatura describe que metales como el Cu y el Zn se acumulan a través del tiempo en mitílidos y parece también haber un efecto estacional. Duarte *et al* (2011) reportan concentraciones de metales (entre ellas Cu y Zn), en tejido de *Mytilus chilensis* durante todo el año en el canal Beagle, encontrando diferencias significativas que dependían de la estación del año y de la zona de donde se obtuvieron las muestras, en rangos que van desde 4,77 a 6,74 $\mu\text{g g}^{-1}$ de Cu en tejido por zona y de 2,65 a 8,32 $\mu\text{g g}^{-1}$ de Cu en tejido por estación del año. Para el Zn los rangos van de 94,86 a 189 $\mu\text{g g}^{-1}$ en tejido por sitio de muestreo y de 84,56 a 150,40 $\mu\text{g g}^{-1}$ en tejido por estación del año. De este modo, se ha visto que *M. chilensis* de la zona de Magallanes acumula Cu a través del tiempo (Astorga *et al.* 1998), por lo que individuos de mayor talla poseen mayor concentración de Cu en sus tejidos, con un rango que puede variar de 0,83 a 4,72 $\mu\text{g g}^{-1}$. Las concentraciones de Zn en los tejidos fueron variables y los autores sugieren que es posible que se autorregule.

En general al analizar toda la información histórica de los distintos metales registrados en la Bahía, y sin considerar la información anterior al 2004, nos sugieren que el año 2008 fue el que se comportó de manera diferente en cuanto a los registros de metales. A nivel espacial las estaciones 3, 5, 7 y 11, todas al centro de la bahía, y 9 en el centro pero en la costa, son las que se comportan de manera diferente en relación al resto de datos de la Bahía. En el análisis realizado en el presente proyecto se observó un patrón similar en las muestras de la biota donde Loncura es la que se comporta de manera diferente al resto de las estaciones. En cuanto a las especies, jaiba peluda (*R. polyodon*) y jaiba mora (*H. plana*) la concentración de metales se comporta de manera diferente en relación al resto de las especies, lo cual puede estar explicado por que ambas especies son consideradas carroñeras.

Por otra parte, existen estaciones que presentaron concentraciones de metales sobre el promedio, esto puede deberse principalmente a las características oceanográficas de la zona, así como su régimen de corrientes, lo que se detalla con más precisión en el objetivo 2 (Oceanográfico) del presente estudio. Estaciones como la 24 ubicada en la zona central, pero mar afuera de la bahía,



claramente se presenta como una zona de confluencia y acumulación de sedimentos y por consiguiente de metales y otros, debido al régimen circulatorio de las aguas. Estaciones ubicadas cerca de efluentes de agua dulce también pueden acumular material sedimentario arrastrado desde zonas más altas de la cuenca y que pueden contener metales y contaminantes de diversa índole. Zonas de fondo de sedimento fino, indican ambientes de baja energía, donde es posible la depositación de partículas más pequeñas, donde está documentado existe afinidad con metales como el Cu y el Zn (Burridge & Zitko 2002, Burridge *et al* 2010, Vera *et al* 2015).

En cuanto a los resultados de los Índices de Geoacumulación, Contaminación y Bioacumulación, estos deben tomarse con cautela pues dependen fuertemente del lugar que se tome como control. En el caso de utilizar como control Cachagua, parece ser que esta se encuentra fuertemente influenciado por los eventos que ocurren dentro de la bahía, mientras que en el caso de Puerto Cisnes, su lejanía puede implicar diferencias en cuanto a sus características geológicas.

Una solución para este problema es buscar valores preindustriales a través de testigos geológicos, como los realizados por Valdés *et al.* (2008) en la bahía de Mejillones, los cuales pueden ser de gran utilidad para determinar la existencia de contaminación.

En general, no existe normativa aplicable a los recursos marinos en relación a los niveles de metales e hidrocarburos, y la que podría aplicarse suele estar poco clara y dispersa. De hecho, solo en el Reglamento Sanitario de los Alimentos DTO N° 977/96 se hace mención para ciertos metales y sustancias químicas tanto para pescados y mariscos de uso comestible.

Por otra parte, no existe normativa asociada a la concentración de metales en sedimentos marinos en Chile, solo se hace referencia a la emisión de RILEs en el D.S. SEGPRES N°90/2000, y para RISEs o depósitos de relaves en el DS N°248/06.

En comparativa, la normativa de Noruega de acuerdo a la Autoridad de Control de la Contaminación de ese país y sus directrices para la clasificación de la calidad ambiental en los fiordos y aguas costeras (Revisión de la clasificación de metales en el agua y los contaminantes orgánicos persistentes en sedimentos), establece niveles de clasificación para aguas y sedimentos de diversos contaminantes, entre ellos metales en sus tablas 11 y 12.

Pese a que los límites de detección de las técnicas utilizadas para análisis de agua, sedimentos y biota de las distintas fracciones de hidrocarburos, fueron suficientes para detectar cualquier anomalía en estas matrices, esto en la mayoría de los casos no ocurrió (exceptuando estaciones 2, 4, 5, 6 y 7 campaña de invierno en muestras de agua). Esto puede deberse a las características propias del ambiente que permite la dispersión y traslado de los hidrocarburos fuera de la bahía, donde en esta ocasión no se realizaron muestreos y donde sí se pueden acumular hasta valores detectables. También pueden influir factores climáticos de alta energía como tormentas y marejadas que remueven la columna de agua y el sedimento marino, reflatando hidrocarburos, pudiendo trasladarlos grandes distancias a zonas no muestreadas.



Finalmente, las limitaciones de este estudio, tienen que ver con la resolución espacial y especialmente temporal de los muestreos, ya que la realización de series de tiempo pueden dar luz sobre la evolución y dinámica de un ambiente determinado y su interacción con las comunidades que la habitan.

Tabla 11.
Revisión de la clasificación de niveles de metales en el agua en Noruega.

| | I | II | III | IV | V |
|----------------------------------|-----------------|---------------|----------------|---------------|---------------------|
| | Bakgrunn | God | Moderat | Dårlig | Svært dårlig |
| Metaller | | | | | |
| Arsen ($\mu\text{g As/L}$) | <2 | 2 - 4.8 | 4.8 - 8.5 | 8.5 - 85 | >85 |
| Bly ($\mu\text{g Pb/L}$) | <0.05 | 0.05 - 2.2 | 2.2 - 2.9 | 2.9 - 28 | >28 |
| Kadmium ($\mu\text{g Cd/L}$) | <0.03 | 0.03 - 0.24 | 0.24 - 1.5 | 1.5 - 15 | >15 |
| Kobber ($\mu\text{g Cu/L}$) | <0.3 | 0.3 - 0.64 | 0.64 - 0.8 | 0.8 - 7.7 | >7.7 |
| Krom ($\mu\text{g Cr/L}$) | <0.2 | 0.2 - 3.4 | 3.4 - 36 | 36 - 360 | >360 |
| Kvikksølv ($\mu\text{g Hg/L}$) | <0.001 | 0.001 - 0.048 | 0.048 - 0.071 | 0.071 - 0.14 | >0.14 |
| Nikkel ($\mu\text{g Ni/L}$) | <0.5 | 0.5 - 2.2 | 2.2 - 12 | 12 - 120 | >120 |
| Sink ($\mu\text{g Zn/L}$) | <1.5 | 1.5 - 2.9 | 2.9 - 6 | 6 - 60 | >60 |

Tabla 12.
Revisión de la clasificación de niveles de metales en el Sedimento en Noruega.

| | I | II | III | IV | V |
|----------------------|-----------------|-------------|----------------|---------------|---------------------|
| | Bakgrunn | God | Moderat | Dårlig | Svært dårlig |
| Metaller | | | | | |
| Arsen (mg As/kg) | <20 | 20 - 52 | 52 - 76 | 76 - 580 | >580 |
| Bly (mg Pb/kg) | <30 | 30 - 83 | 83 - 100 | 100 - 720 | >720 |
| Kadmium (mg Cd/kg) | <0.25 | 0.25 - 2.6 | 2.6 - 15 | 15 - 140 | >140 |
| Kobber (mg Cu/kg) | <35 | 35 - 51 | 51 - 55 | 55 - 220 | >220 |
| Krom (mg Cr/kg) | <70 | 70 - 560 | 560 - 5900 | 5900 - 59000 | >59000 |
| Kvikksølv (mg Hg/kg) | <0.15 | 0.15 - 0.63 | 0.63 - 0.86 | 0.86 - 1.6 | >1.6 |
| Nikkel (mg Ni/kg) | <30 | 30 - 46 | 46 - 120 | 120 - 840 | >840 |
| Sink (mg Zn/kg) | <150 | 150 - 360 | 360 - 590 | 590 - 4500 | >4500 |



6. CONCLUSIONES

- A nivel histórico, la bahía de Quintero se caracteriza por presentar una fuerte actividad industrial en sus inmediaciones, las cuales han generado problemas ambientales tanto del tipo agudo (derrames, vertimientos o escapes de ciertos contaminantes) como crónicos.
- En relación a los eventos de derrames de hidrocarburos se identifican 10 eventos (reportados) en los últimos 10 años, los cuales no consideran la liberación de otros elementos como carbón en las inmediaciones.
- Desde el punto de vista histórico, las estaciones con mayor concentración de metales son aquellas en las inmediaciones del estero de Campiche.
- No se encontraron concentraciones detectables de hidrocarburos en ninguna de sus variedades estudiadas en esta ocasión, ni en ninguna de las matrices analizadas, excepto hidrocarburos volátiles en agua, de las estaciones 2, 4, 5, 6 y 7 del muestreo de invierno (concentraciones de no más de 0,06 mgL⁻¹).
- Metales pesados en sedimento y biota aparecen en concentraciones significativamente diferentes entre las estaciones de muestreo y organismos, apareciendo estaciones que presentan en ambas campañas de muestreo valores promedio de acumulación diferentes a las demás (8, 10, 11 y 24).
- El área de Loncura se diferencia de las demás áreas debido a la concentración de metales en biota.
- Organismos predadores y/o carroñeros marinos, como jaibas (peluda y mora) y caracoles (loco, caracol negro) mostraron los niveles más altos de acumulación de metales en sus tejidos (particularmente arsénico).



7. RECOMENDACIONES

De acuerdo a las características económicas, sociales y ambientales de la bahía de Quintero, es deseable y justificable, el establecimiento de un monitoreo ambiental costero y marino continuo, que lleve a obtener series de tiempo que permitan evaluar la evolución de las variables estudiadas, con una metodología y análisis estandarizados y comparables entre sí, con la resolución temporal y espacial suficientes para garantizar la obtención oportuna de muestras en caso de eventos de derrame de hidrocarburos u otros que afecten ambientalmente la zona.

Respecto de los metales pesados que se encuentran en sedimentos, agua y biota, podemos sugerir que tanto en base a la información bibliográfica, como del análisis histórico y actual, el origen de estas concentraciones puede ser atribuido al desarrollo industrial que existe en la bahía de Quintero. Pero es necesario estudiar el efecto de diversos niveles de concentración y exposición a los metales sobre las distintas especies de biota. Para ello se pueden desarrollar pruebas de toxicidad tanto agudas como crónicas, por ejemplo, a través de bioensayos como el LC_{50} (Concentración Letal Media) y el EC_{50} (Concentración Efectiva Media), entre otros, que ayuden a comprender los efectos y riesgos de la presencia de estos metales en el ecosistema.

Si bien el ámbito de pertinencia de este estudio se relaciona con el análisis de concentración de hidrocarburos y metales en diversas matrices, no podemos olvidar que los recursos biológicos y otros, impactan directa, económica y socialmente a pescadores y comerciantes de la zona, así como potencialmente a otras actividades que ocurren en la zona (e.g. turismo).

8. AGRADECIMIENTOS

Los autores de este capítulo agradecen al Personal de SERNAPESCA de Quintero quienes oficiaron de veedores de la toma de muestra y su posterior entrega a los Laboratorios. A las Ingenieras Ambientales de la Universidad de Viña del Mar, Myriam Hormazábal, Marie Grawe, Josefa Concha y Alexandra Scarella, y a Gabriela Torreti y Fernanda Aburto, alumnas de la carrera de Biología Marina de la Universidad Andrés Bello, que aportaron en labores de terreno y de gabinete.



9. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acosta V, C Lodeiros & W Senior. 2002. Niveles de metales pesados en sedimentos superficiales en tres zonas litorales de Venezuela. *Interciencia* 27: 686-690.
- Aderhold, D., C.J. Williams, R.G.J. Edyvean. 1996. The removal of heavy-metal ions by seaweeds and their derivatives. *Bioresource Technology* Volume 58, Issue 1, October 1996, Pages 1-6.
- Agnello, A Bagard M, van Hullebusch D Esposito G Huguenot D 2015, Comparative bioremediation of heavy metals and petroleum hydrocarbons co-contaminated soil by natural attenuation, phytoremediation, bioaugmentation and bioaugmentation-assisted phytoremediation. *Science of the Total Environment*
- Ahsanullah, M. & A. Williams 1991. Sublethal effects and bioaccumulation of cadmium, chromium, copper, and zinc in the marine amphipod *Allorchestes compressa*. *Mar. Biol.* 108: 59-65.
- Ahumada, R.; Rudolph, A.; Contreras, S. 2002. Contenido de metales (Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Sr, V y Zn) en los sedimentos marinos de la región patagónica (52°-56° S), Chile. *Ciencia y Tecnología del mar.* 25: 77-86.
- Ali M and A Taylor. 2010. The effect of salinity and temperature on the uptake of cadmium and zinc by the common blue mussel, *Mytilus edulis* with some notes on their survival. *Mesopot. J. Mar. Sci.*: 25 (1): 11 – 30.
- Amiard-Triquet, C., B. Berthe & R. Martoja. 1991. Influence of salinity on trace metal (Cu, Zn, Ag) accumulation at the molecular, cellular and organism level in the oyster *Crassostrea gigas* Thunberg. *Biol. Met.* 4: 144-150.
- Anderson, B., & J. Hunt. 1988. Bioassay methods for evaluating the toxicity of heavy metals, biocides and sewage effluent using microscopic stages of giant kelp *Macrocystis pyrifera* (Agardh): A preliminary report. *Marine Environmental Research*, Volume 26, Issue 2, 1988, Pages 113-134.
- Anderson, B., Hunt, J., Turpen, S., Coulon, A. & M. Martin. 1990. Copper toxicity to microscopic stages of giant kelp *Macrocystis pyrifera*; interpopulation comparisons and temporal variability. *MEPS* vol 68: 147-156.
- Andrade, B., Arenas, F., & Guijón, R. (2008). Revisión crítica del marco institucional y legal chileno de ordenamiento territorial: el caso de la zona costera. *Revista de Geografía Norte Grande*, (41), 23-48.
- Araya, M., Conteras-Porcia L, Bulboa C, Galban-Malagon C, Remonsellez JP, Zapata J, Latorre N, Mella D, Guajardo E, Perez D, Epinoza C, Caleta Horcon, Caleta Ventanas, Caleta Maitencillo 2015. *Macrocystis Pyrifera* (ochrophyta) como bioindicador y modelo de biorremediación de metales pesados en tres áreas de manejo y explotación de recursos



- bentónicos (amers) de Valparaíso, Chile. FIC-2015 Region de Valparaíso. Universidad Andres Bello y Ministerio de Medio Ambiente. Valparaíso, Chile
- Arnold, W., R. Santore & J. Cotsifas. 2005. Predicting copper toxicity in estuarine and marine waters using the biotic ligand model. *Mar. Pollut. Bull.* 50: 1634–1640.
- Aske, N., Kallevik, H. & J. Sjoblom. 2002. Water-in-crude oil emulsion stability studied by critical electric field measurements. Correlation to physico-chemical parameters and near-infrared spectroscopy. *Journal of Petroleum Science and Engineering* 36 (2002) 1 – 17 pp.
- Astorga, M.S., Peña E., Palma, O. & F.J García. 1998. Heavy metals in *Mytilus chilensis* from the strait of Magallanes (Chile). *Marine Pollution Bulletin*, Volume 36, Issue 7, Pages 542-546.
- Atared. 2008. El lavado de redes in situ y en plataformas flotantes, la perspectiva de ATARED A.G. En:
<http://www.atared.cl/admin/data/upimages/INFORMEDIRINMARLAVADOINSITU.pdf>.
- Atkinson C.A., Jolley D.F., Simpson S.L. 2007. Effect of overlying water pH, dissolved oxygen, salinity and sediment disturbances on metal release and sequestration from metal contaminated marine sediments. *Chemosphere* 69:1428–1437.
- Bakovic y Balic. 1984. Estudio de factibilidad técnica y económica de alternativas de solución al problema de evacuación de aguas servidas en el Gran Valparaíso. Informe Final.
- Barnes, R.S.K. y K. Mann (Eds.). 1998. *Fundamentals of aquatic ecology*. Second edición. Blackwell Science, Oxford. 217 p.
- Barragán, J. M.; Castro, C. y Alvarado, C. La zona costera chilena: caracterización geográfica y estado de la gestión. *Revista Geográfica de Valparaíso*, 2004, N° 35, p. 17-35.
- Basallote M.D. A. Rodríguez-Romero, J. Blasco, A. DelValls, I. Riba. 2012. Lethal effects on different marine organisms, associated with sediment–seawater acidification deriving from CO₂ leakage. *Environmental Science and Pollution Research* August 2012, Volume 19, Issue 7, pp 2550–2560
- Bechmann, R.K. 1994. Use of life tables and LC50 tests to evaluate chronic and acute toxicity effects of copper on the marine copepod *Tisbe furcata* (Baird). *Environ. Toxic. Chem.* 13: 1509-1517.
- Beck, A. & S. Sanudo-Wilhelmy. 2007. Impact of water temperature and dissolved oxygen on copper cycling in an urban estuary. *Environ. Sci. Technol.* 41(17):6103–6108.
- Benjamin M.M., Honeyman B.D. 1992. Trace Metals. En: *Global Biogeochemical Cycles*, Butcher, Charlson, Orians, Wolfe (eds.) Academic Press Inc. San Diego, CA, USA. 379 pp.
- Beolchini F, Ubaldini S, Passariello B, Gül N, Türe F, Vegliò D, Danovaro R, Dell'Anno A 2007. Bioremediation of dredged sediments polluted by heavy metals. *Advanced Material Research* Vols 20-21. Pag 307-310



- Bhuiyan, M.A.H., Parvez, L., Islam, M.A., Dampare, S.B., Suzuki, S., 2010. Heavy metal pollution of coal mine-affected agricultural soils in the northern part of Bangladesh. *J. Hazard. Mater.* 173, 384–392.
- Bianchini, A., y P. Carvalho del Casthilo, 1999. Effects of zinc exposure on oxygen consumption and gill Na, K ATPase of the estuarine crab *Chasmagnathus granulata* Dana, 1851 (Decapoda-Gnathysidae). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 62: 63-69.
- Botté S., Freije H., Marcovecchio J.E. 2010 Distribution of Several Heavy Metals in Tidal Flats Sediments within Bahía Blanca Estuary (Argentina). *Wat. Air Soil Poll.* 210: 371–388.
- Bragg, J.R.; Prince, R.C.; Harner, E.J. & R.M., Atlas. 1994. Effectiveness of bioremediation for the Exxon Valdez oil spill. *Nature* 368, 413–418 pp.
- Braithwaite, R., M. Carracosa & L. McEvoy. 2007. Biofouling of salmon cage netting and the efficacy of a typical copper-based antifoulant. *Aquaculture* 262: 219-226.
- Bretos, M. 1988. Pesquerías de Lapas en Chile. *Rev. Medio Ambiente*. 9 (2): 7-12.
- Brooks, K. 2000. Determination of copper lost rates from Flexgard XI™ treated nets in marine environments and evaluation of the resulting environmental risks. Report to the Ministry of Environment for the BC Salmon Farmers Association. 1200 West Pender St. Vancouver BC. 24 pp.
- Brooks, S.J., T., Bolam, L. Tolhurst, J. Bassett, J. La Roche, M. Waldock, J. Barry, & K.V. Thomas. 2007. The effects of dissolved organic carbon on the toxicity of copper to the developing embryos of the Pacific oyster, *Crassostrea gigas*. *Environ. Toxicol. Chem.* 26: 1756–1763.
- Bryan, (1976) Mecanismos de Toxicidad y de Tolerancia a los Metales Pesados. En: C. Cervantes, R. Moreno (Eds) *Contaminación Ambiental por Metales Pesados, Impacto en los Seres Vivos*. AGT Editor. México, D.F: 11 – 40.
- Bryan, G. & W. Langston. 1992. Bioavailability, accumulation and effect of heavy metals in sediments with special reference to united kingdom estuaries: a review. *Environmental pollution* 76: 89-131.
- Bufflap S.E., Allen H.E... 1995. Sediment pore water collection methods for trace metal analysis: a review. *Water Res.* 29: 165-177.
- Bulgariu L and Gavrilescu M 2015. Bioremediation of Heavy Metal By Microalgae. *Handbook of Marine Microalgae, Biotechnology Advances*. SE-KWON KIM. Pukyong National University, Busan, South Korea. 2015 Elsevier Inc All rights reserved.
- Burridge, L., Weis, J., Cabello, F., Pizarro, J., Bostick, K. 2010. Chemical use in salmon aquaculture: A review of current practices and possible environmental effects. *Aquaculture* 306: 7-23.
- Burridge, L.E. & V. Zitko. 2002. Lethality of Copper Sulfate and Copper-Treated nets to Juvenile Haddock, *Melanogrammus aeglefinus*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 69: 378-383.



- Burridge, T.R. & J. Bidwell. 2002. Review of the potential use of brown algal ecotoxicological assays in monitoring effluent discharge and pollution in southern Australia. *Marine Pollution Bulletin* 45 (2002) 140–147.
- Calder3n, C., & Valdes, J. (2012). Metals content in sediments and benthic organisms of San Jorge Bay, Antofagasta, Chile. *Revista De Biolog3a Marina Y Oceanograf3a*, 47(1), 121-133.
- Calvert S & T Pedersen (1993) Geochemistry of recent oxic and anoxic marine sediments: Implications for the geological records. *Marine Geology* 11: 67-88.
- C3rdenas, 2004. Resumen repositorio proyectos Fondef “Sistemas intensivos de cultivos de peces y sus aplicaciones como agente antimic3tico, en agua dulce, y antifouling de descarga lenta en agua de mar”. Proyecto D0411286.
- Carr, M. 1997. Primer User Manual. Plymouth Marine Laboratory Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research. Plymouth. PL13DH, UK. 63 pp.
- Castilla, J & G. Jerez. 1986. Artisanal fishery and the development of a data base for managing the loco *Concholepas concholepas* resource in Chile. En: North pacific workshop on stock assessment and management of invertebrates. G Jaimeson & N. Boune (eds). 92.
- Castilla, J. 1983. El recurso *Concholepas concholepas* su biolog3a y estado en que se encuentra la pesquer3a en Chile. En: An3lisis de las pesquer3as chilenas. P. Arana (Ed). 38-51.
- Castilla, J.C. 1996. Copper mine tailing disposal in northern Chile Rocky Shores: *Enteromorpha compressa* (chlorophyta) as a sentinel species. *Environmental Monitoring and assessment* 40:171.184.
- Castilla, J.C. 1983. Environmental impact in Sandy beaches of copper mine at Chañaral, Chile. *Marine Pollution Bulletin*. Vol 14. N°12, pp 459-464.
- Centro de ecolog3a aplicada, (2013) an3lisis de riesgo ecol3gico por sustancias potencialmente contaminantes en el aire, suelo y agua, en las comunas de Conc3n, Quintero y Puchuncav3, Chile, Ministerio de medio ambiente.
- Chen, J. 2014. A comprehensive review on biosorption of heavy metals by algal biomass: Materials, performances, chemistry, and modeling simulation tools. *Bioresource Technology* 160 (2014) 67–78
- Chiang, J. 1988. Niveles de metales pesados en organismos, agua y sedimentos marinos recolectados en la V Regi3n de Chile. *Memorias del Simposio Internacional de los Recursos Vivos y las Pesquer3as en el Pac3fico Sudeste Chile*, Viña del Mar, 9-13 mayo, P3g. 205-215.
- Chojnacka K. 2010. Biosorption and bioaccumulation – the prospects for practical applications. *Environment International* 36 (2010) 299–307



- Coglianese, M. & M. Martin. 1981. Individual and Interactive Effects of Environmental Stress on the Embryonic Development of the Pacific Oyster, *Crassostrea gigas*. I. The Toxicity of Copper and Silver. *Mar. Environ. Res.* 5:13-27.
- Contreras, L., M.H. Medina, S. Andrade, V. Oppliger y J. A. Correa. 2007. Effects of copper on early developmental stages of *Lessonia nigrescens* Bory (Phaeophyceae). *Environmental Pollution*, 145: 75-83.
- Correa, J., Andrade, S., Palma, A. & J. C. Torres. 2012. Evaluación comparativa del riesgo ecotoxicológico de aplicaciones de cobre en salmonicultura. Memoria proyecto Innova-Corfo (09MCSS-6684).
- Cosma, B, R Frache, F Baffi & A Dadone. 1982. Trace metals in sediments from the Ligurian coast, Italy. *Marine Pollution Bulletin* 13: 127-132.
- Crisafi, F, Genovese M, Smedile F, Russo D, Catalfamo M., Yakimov M, Giuliano L, Denaro R., 2016. Bioremediation technologies for polluted seawater sampled after an oil-spill in Taranto Gulf (Italy): A comparison of biostimulation, bioaugmentation and use of a washing agent in microcosm studies. *Marine Pollution Bulletin* 106 (2016) 119–126.
- D.S-N 977.2013. Reglamento sanitario de los alimentos. Ministerio de Salud. Chile
- Dafforn, K., J. Lewis & E. Jonston. 2011. Antifouling strategies: History and regulation, ecological impacts and mitigation. *Mar. Pollut. Bull.* 62: 453-465.
- Dallinger, R., 1994. Invertebrate organisms as biological indicators of heavy-metal pollution. *Applied Biochemistry and Biotechnology* 48, 27-31.
- Danish Hydraulics Institute (DHI). 2011. MIKE 3 Flow Model FM, Hydrodynamic module. User guide.
- DeForest, D., K. Brix, & W. Adams. 2007. Assessing metal bioaccumulation in aquatic environments: The inverse relationship between bioaccumulation factors, trophic transfer factors and exposure concentration. *Aquat.Toxicol.* 84: 236–246
- Delgadillo-Hinojosa F, J Macías-Zamorano, J Segovia-Zavala & S Torres-Valdés (2001) Cadmium enrichment in the Gulf of California. *Marine Chemistry* 75: 109-122.
- Díaz, C., Figueroa, Y. & C. Sobenes. 2011. Effect of different longline farming designs over the growth of *Mytilus chilensis* (Hupé, 1854) at Llico Bay, VIII Región of Bio-Bio, Chile. *Aquacultural Engineering*, Volume 45, Issue 3, Pages 137-145.
- Dnet. (2014). Programa de Observación del Ambiente Litoral. Febrero 24, 2016, de Armada de Chile
Sitio web: <http://www.directemar.cl/programa-observacion-ambiente-litoral.html>
- Donmez, G, Aksu, Z., 2002. Removal of chromium (VI) from saline wastewaters by *Dunaliella* species. *Process Biochemistry* 38, 751–762.
- Duarte B., Caetano M., Almeida P.R., Vale C., Caçador I. 2010. Accumulation and biological cycling of heavy metal in four salt marsh species from Tagus estuary (Portugal) *Env.Poll.* 158: 1661–68.



- Duarte, C., Giarratano, E., Amin, O. & L. Comoglio. 2011. Heavy metal concentrations and biomarkers of oxidative stress in native mussels (*Mytilus edulis chilensis*) from Beagle Channel coast (Tierra del Fuego, Argentina). *Marine Pollution Bulletin*, Volume 62, Issue 8,, Pages 1895-1904.
- Duarte, C., Navarro, J.M., Acuña, K., Torres, R., Manríquez, P.H. ,Lardies, M.A., Vargas, C.A., Lagos, N. A. & V. Aguilera. 2014. Combined effects of temperature and ocean acidification on the juvenile individuals of the mussel *Mytilus chilensis*. *Journal of Sea Research*, Volume 85, Pages 308-314.
- Duarte, C., Navarro, J.M., Acuña, K., Torres, R., Manríquez, P.H. ,Lardies, M.A., Vargas, C.A., Lagos, N. A. & V. Aguilera. 2014. Combined effects of temperature and ocean acidification on the juvenile individuals of the mussel *Mytilus chilensis*. *Journal of Sea Research*, Volume 85, Pages 308-314.
- Eisler, R. 2000. *Handbook of Chemical Risk Assessment. Health, Hazard to Humans, Plants and Animals*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, 650 pp.
- EPC (European Parliament and of the Council). 1998. Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council of 16 February Concerning the Placing of Biocidal Products on the Market. Off. J. Eur. Communities L 123/1 of 24.04.98.
- España, M. A., Rodríguez, E. R., & Romero, C. D. (2007). Application of Chemometric Studies to Metal Concentrations in Molluscs from the Strait of Magellan (Chile). *Archives of environmental contamination and toxicology*, 52(4), 519-524.
- Fent, K.1996. Ecotoxicology of organotin compounds. *Crit. Rev. Toxicol.* 26: 1–117.
- Fitridge, I., T. Dempster, J. Guenther & E. Rocky de Nys. 2012. The impact and control of biofouling in marine aquaculture: a review. *Biofouling* 28(7): 649-669.
- Flouty R, Estephane G 2012. Bioaccumulation and biosorption of copper and lead by a unicellular algae *Chlamydomonas reinhardtii* in single and binary metal systems: a comparative study, *J. Environ. Manage.* 111. 106–114.
- French P. 1993. Post-industrial pollutant levels in contemporary Sven estuari intertidal desiments compared to pre-industrial levels. *Marine Pollution Bulletin* 26: 30-35.
- Frew, R; Hunter, K. 1995. Cadmium-phosphorus cycling at the subtropical convergence south of New Zealand. *Marine Chemistry* 51: 223-237.
- Frontalini F, R Coccioni. 2012. The Response of Benthic Foraminiferal ssemblages to Copper Exposure: A Pilot Mesocosm Investigation. *Journal of Environmental Protection*, 3, 342-352.
- Garman, G., Pillai, M., & G. Cherr. 1994. Inhibition of cellular events during early algal gametophyte development: effects of select metals and an aqueous petroleum waste. *Aquatic Toxicology*, Volume 28, Issues 1–2, Pages 127-144.



- Garrett, R.M.; Rothenburger, S.J. & R.C. Prince. 2003. Biodegradation of fuel oil under laboratory and arctic marine conditions. *Spill Science & Technology Bulletin*. Vol. 8, No. 3, 297–302 pp.
- Gazem, M.A.H., Nazareth, S., 2013. Sorption of lead and copper from an aqueous phase system by marine-derived *Aspergillus* species. *Ann. Microbiol.* 63, 503–511. <http://dx.doi.org/10.1007/s13213-012-0495-7>.
- Giordano P, L Musmeci, L Ciaralli, P Vernillo, J Chirico, N Piccioni & S Costatini. 1992. Total content and sequential extractions of Hg, Cd and Pb in coastal sediments. *Marine Pollution Bulletin* 24: 350-357.
- Guardiola, F., A. Cuesta, J. Meseguer & M. Esteban. 2012. Risks of using antifouling biocides in aquaculture. *Int. J. Mol. Sci.* 13: 1541-1560.
- Hakanson, L., 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control. a sedimentological approach. *Water Research* 14, 975–1001.
- Hamdy A.A 2000. Biosorption of heavy metals by marine algae, *Curr. Microbiol.* 41. 232–238.
- He J. Chen J.P. 2014. A comprehensive review on biosorption of heavy metals by algal biomass: materials, performances, chemistry, and modeling simulation tools, *Bioresour. Technol.* 160. 67–78.
- Henriques B, Rocha L. Lopes C, Figueira P, Monteiro R, Duarte A., Pardal M, Pereira E. Study on bioaccumulation and biosorption of mercury by living marine macroalgae: Prospecting for a new remediation biotechnology applied to saline waters. *Chemical Engineering Journal* 281 (2015) 759–770
- Hollert H., Keiter S., König N., Rudolf M., Ulrich M., Braunbeck T. A new sediment contact assay to assess particle-bound pollutants using zebrafish (*Danio rerio*) embryos, *J. Soil Sediment* 3 (2003) 197–207.
- Horne, R. A. 1969. *Marine Chemistry: the structure of water and the chemistry of the hydrosphere*. New York; Wiley-Interscience. Cap. 13.
- IFOP. 2012. Determinación y evaluación de los componentes presentes en Pinturas anti-incrustantes utilizadas en la acuicultura, sus efectos y acumulación en sedimentos marinos de la décima región de los Lagos.
- Instituto de Fomento Pesquero (IFOP). 2010. Determinación de las condiciones oceanográficas en las áreas Seno de Reloncaví y mar interior de Chiloé. Informe Final Convenio Asesoría Integral para la Toma de Decisiones en Pesca y Acuicultura. ASIPA-Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, 250 pp.
- INTA (1988). *Conocimientos actuales de Nutrición*. Universidad de Chile, Santiago.
- Ip C.C.M., Li X.-D., Zhang G., Wai O.W.H., Li Y.-S. 2007. Trace metal distribution in sediments of the Pearl River Estuary and the surrounding coastal area, South China. *Env. Poll.* 147: 311-323.



- Jerez, G. 2003 Estudio biol3gico-pesquero del loco en 1reas de Manejo de la X y XI regi3n, Informe final. 22 pp
- Kapsimalis, V.; Panagiotopoulos, I.; Kanellopoulos, T.; Hatzianestis, I.; Antoniou, P. & Ch., Anagnostou. 2010. A multi-criteria approach for the dumping of dredged material in the Thermaikos Gulf, Northern Greece. *J. Environ. Manag.* 91, 2455-2465 pp.
- Kapsimalis, V.; Panagiotopoulos, I.; Kanellopoulos, T.; Hatzianestis, I.; Antoniou, P. & Ch., Anagnostou. 2010. A multi-criteria approach for the dumping of dredged material in the Thermaikos Gulf, Northern Greece. *J. Environ. Manag.* 91, 2455-2465 pp.
- Abe K (2001) Cd in the western equatorial Pacific. *Marine Chemistry* 74: 197-211.
- Karunasagar I 2007. Bioremediation In The Marine Environment. Department of Microbiology and UNESCO-MIRCEN, University of Agricultural Sciences, College of Fisheries, Mangalore-575002, India. *BIOTECHNOLOGY*– Vol. IX
- Keith, L.H., 1991. En Keith L.H.; Mueller, W.& D.L. Smith (Eds.), *Compilation of E.P.A.'s Sampling and Analysis Methods*. Lewis Publishers, Inc., Chelsea, Michigan, U.S.A., 803 pp.
- Kiaune, L. & N. Singhasemanon. 2011. Pesticidal copper (I) oxide: Environmental fate and aquatic toxicity. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* 213: 1–26.
- Kingston, P.F., 2002. Long-term environmental impact of oil spills. *Spill Science & Technology Bulletin*. 7, 53–61.
- Kontantinou, I. & T. Albanis. 2003. Worldwide occurrence and effect of antifouling paint booster biocides in the aquatic environment: A review. *Environ. Int.* 30: 235-248.
- Kyo, Chung, I., Boudewijn & H. Brinkhuis. 1986 Copper effects in early stages of the kelp *Laminaria saccharina*. *Marine Pollution Bulletin* vol 17 n° 5, 213-218.
- Lang, W.H., R. Forward, D. Miller & M. Marcy 1980. Acute toxicity and sublethal behavioral effects of copper on barnacle nauplii (*Balanus improvisus*). *Mar. Biol.* 58: 139-145.
- Lecklin, T.; Ry3m1, R. & S. Kuikka. 2011. A Bayesian network for analyzing biological acute and long-term impacts of an oil spill in the Gulf of Finland. *Marine Pollution Bulletin* 62 (2011) 2822–2835
- Lee, K. & F.X. Merlin. 1999. Bioremediation of oil on shoreline environments: development of techniques and guidelines. *Pure and Applied Chemistry* 71, 161–172 pp.
- Lee, K.; Lunel, T.; Wood, P.; Swannell, R. & P. Stoffyn-Egli. 1997. Shoreline cleanup by acceleration of clay–oil flocculation processes. In: *Proceedings of the 1997 International Oil Spill Conference*. American Petroleum Institute, Washington, DC, Publication no. 4651, 235–240 pp.
- Lee, K.; Stoffyn-Egli, P.; Tremblay, G.H.; Owens, E.H.; Sergy, G.A.; Guenette, C.C. & R.C. Prince. 2003. Oil–mineral aggregate formation on oiled beaches: Natural attenuation and sediment relocation. *Spill Science & Technology Bulletin*, Vol. 8, No. 3, 285-296 pp.



- Lee, K.; Tremblay, G.H. & S.E. Cobanli. 1995. Bioremediation of oiled beach sediments: assessment of inorganic and organic fertilizers. In: Proceedings 1995 International Oil Spill Conference. American Petroleum Institute, Washington, DC, 107–113 pp.
- Lepez M. 1987. Ecología intermareal de *Concholepas concholepas* (Bruguiere, 1789) bajo dos regímenes de intervención antrópica. Tesis de magíster en ciencias, mención ecología. Fac. de Ciencias de Universidad Austral de Chile. 136 pp.
- Lewis, J. 1998. Marine biofouling and its prevention on underwater surfaces. *Mater. Forum* 22: 41-61.
- Libes S (1992). An introduction to marine biogeochemistry. John Wiley & Sons Press, New York, New York, USA. 532 pp.
- Lorentzen, M., A. Maage & K. Julshamn 1998. Supplementing copper to a fishmeal-based diet fed to Atlantic salmon parr affects liver copper and selenium concentrations. *Aquac. Nutr.* 4:67-72.
- Lovegrove, T. 1979. Control of fouling in farm cages. *Fish Farm. Int.* 6(1): 33-37.
- Lozada, E., M. López & R. Desqueyroux. 1976. Aspectos ecológicos de poblaciones chilenas del loco *Concholepas concholepas* (Mollusca: Gasteropoda, Muricidae). *Revista de biología pesquera.* 8: 5-29.
- Luoma S. 1990. Processes affecting metal concentrations in estuarine and coastal sediments. In: Furnes R & P Rainbow (eds). *Heavy metals in the marine environment*, 225 pp. CRC Press, New York.
- Machado, A.A.S., Spencer, K., Kloas, W., Toffolon, M., Zarfl, C., 2016. Metal fate and effects in estuaries: a review and conceptual model for better understanding of toxicity. *Sci. Total Environ.* 541, 268–281.
- MacLeod, C & R. Eriksen. 2009. A Review of the Ecological Impacts of Selected Antibiotics and Antifoulants Currently used in the Tasmanian Salmonid Farming Industry (Marine Farming Phase), FRDC 2007/246, [Contract Report].
- Markert, B., Wappelhorst, O., Weckert, V., Herpin, U., Siewers, U., Friese, K., Breulmalm, G., 1999. The use of bioindicators for monitoring the heavy-metal status of the environment. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 240, 425-429.
- Marques C. 2015. Bio-rescue of marine environments: On the track of microbially based metal/metalloid remediation. Departamento de Biología & CESAM, Universidade de Aveiro, Campus Universitário de Santiago, 3810-193 Aveiro, Portugal
- Mearns A.J. & D. Simecek-Beatty. 2003. Longer-term Weathering – Research Needs in Perspective. *Spill Science & Technology Bulletin*, Vol. 8, No. 2, 223–227 pp.
- Mendoza, C.A., Cortes, G., Munoz, D., 1998. Heavy metal pollution in soils and sediments of rural developing district 063, Mexico. *Environ. Toxicol. Water Qual.* 11, 327-333.



- Meyerson A, G Luther, J Krajewski & E Hires. 1981. Heavy metals distribution in Newark bay sediments. *Marine Pollution Bulletin* 12: 244-250.
- Molinet, c., A. Arevalo, M. Gonzalez, C. Moreno, J. Arata & E. Niklischek. 2005. Patterns of larval distribución and settlement of *Concholepas concholepas* (Bruguiere, 1789) (Gastropoda: Muricidae) in fiords and channels of southern Chile. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 78: 409-423.
- Montazer-Rahmati, M.M., Rabbani, P., Abdolali, A., Keshtkar, A.R., 2011. Kinetics and equilibrium studies on biosorption of cadmium, lead, and nickel ions from aqueous solutions by intact and chemically modified brown algae. *J. Hazard. Mater.* 185, 401, 407.
- Moore, S & S. Ramamoorthy. 1984. Heavy metals in natural waters, 269 pp. Springer-Verlag, New York.
- Moreno B, Cañizares R, Maccib C, Donib S, Masciandaro G 2015 Molecular tools to understand the bioremediation effect of plants and earthworms on contaminated marine sediments. *Journal of Hazardous Materials* 300, p 398–405
- Movimiento Comunidades Por el Derecho a la Vida Puchuncaví. 2003. Situación Bahía de Quintero: Exigencias de la comunidad. Valparaíso, Chile
- Müller, G., 1979. Schwermetalle in den sedimenten des Rheins–Veränderungen seit 1971. *Umschau* 79, 778– 783.
- National Research Council. 2002. Oil in the Sea III: Inputs, Fates and Effects, National Academy of Sciences, Washington, DC.
- Navarro, L., Fernández-Reiriz, J. U. & A Velasco. 2003. Feeding behavior and differential absorption of biochemical components by the infaunal bivalve *Mulinia edulis* and the epibenthic *Mytilus chilensis* in response to changes in food regimes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, Volume 287, Issue 1, 26, Pages 13-35.
- Nelson, P. (1996) Concentración de Metales Pesados en Invertebrados, Helófitos y Sedimento del Complejo Estuarial Valdiviano. Tesis, Escuela de Biología Marina. Facultad de Ciencias. Universidad Austral de Chile. 52 p.
- Noriki, S., N Ishimori, K Harada & S Tsunogai (1985) Removal of trace metals from seawater during a phytoplankton bloom as studied with sediments traps in Funka bay, Japan. *Marine Chemistry* 17: 75-89.
- Ocean Green, 2007, Modelación de pluma de dispersión descarga de agua fría. Vol 2: 3-19. Anexo 1 y 2.
- Oehlmann, J., & Schulte-Oehlmann, U. (2003). Molluscs as bioindicators. Trace Metals and other Contaminants in the Environment, 6, 577-635.
- Okamura, H., I. Aoyama, Y. Ono & T. Nishida. 2003. Antifouling herbicides in the coastal waters of western Japan. *Mar. Pollut. Bull.* 47: 59–67.



- Olivares, A., M. Bretos, R. Chihuailaf & A. Zenis. 1998. Biometría, Hábitat y Epibiontes en *Fissurella latimarginata* (Mollusca: Prosobranchia) en el norte de Chile. *Estad. Oceanol.* 17: 95-103.
- Olsgard, F. 1999. Effects of copper contamination on recolonization of subtidal marine soft sediments- an experimental field study. *Marine Pollution Bulletin*, 38 (86): 448-462.
- Omae, I. 2003. General aspects of tin-free antifoulants paints. *Chem. Rev.* 103: 3431-3448.
- Paredes, M. T. 1998. Determinación de metales pesados en dos especies de Bivalvos del estuario de Valdivia y la Bahía de Corral (X región) mediante análisis electrotermico. Tesis, Escuela de Biología Marina, Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile, 52 pp.
- Parra, S., Bravo M A, Quiroz W, Querol X, Paipa C. 2015 .Distribution and pollution assessment of trace elements in marine sediments in the Quintero Bay (Chile). *Marine Pollution Bulletin.* , 99(1), 256-263. Valparaiso, Chile
- Payne, J.R. & J.R. McNabb. 1984. Weathering of petroleum in the marine environment. *Marine Technology Society Journal* 18: 24-42 pp.
- Payne, J.R.; Clayton, J.R. & B.E. Kirstein. 2003. Oil/Suspended Particulate Material Interactions and Sedimentation. *Spill Science and Technology Bulletin*, (2) 201-221 pp.
- Pérez E. & Stotz. 1992. Comparación de curvas longitud/peso entre poblaciones submareales de *Concholepas concholepas* (Bruguière, 1789) en el norte de Chile.*Rev.Biol.mar.*27:175-186.
- Piñeira J.; Quesada H.; Rolan-Alvarez H. & A. Caballero. 2008. Genetic impact of the Prestige oil spill in wild populations of a poor dispersal marine snail from intertidal rocky shores. *Marine Pollution Bulletin* 56 (2008) 270-281
- Prince, R.C. & J.R. Bragg. 1997. Shoreline bioremediation following the Exxon Valdez oil spill in Alaska. *Bioremediation Journal* 1, 97-104 pp.
- Plassche, E. 1997. Environmental Risk assessment for Copper in the Netherlands. *Advances in Risk assessment of Copper in the Environment*. Pag. 49-55.
- Plaza, J. & M. Viera. 2012. "Remoción de metales pesados empleando algas marinas". Tesis Doctoral. Departamento de Química, Facultad de Ciencias Exactas. Universidad Nacional de la Plata.
- Plaza, J., Bernardelli, C., Viera, M., Donati, E., & E. Guibal. 2011. Biosorption of mercury by *Macrocystis pyrifera* and *Undaria pinnatifida*: Influence of zinc, cadmium and nickel. *Journal of Environmental Sciences*, Volume 23, Issue 11, Pages 1778-1786.
- Plaza, J., Bernardelli, C., Viera, M., Donati E., & E. Guibal. 2012. Inc and cadmium biosorption by untreated and calcium-treated *Macrocystis pyrifera* in a batch system. *Bioresource Technology*, Volume 116, Pages 195-203.
- Prince, R.C. 1993. Petroleum spill bioremediation in marine environments. *Critical Reviews Microbiology* 19, 217-242 pp.



- Prince, R.C. 2002. Biodegradation of petroleum and other hydrocarbons. In: Bitton, G. (Ed.), Encyclopedia of Environmental Microbiology. John Wiley, New York. 2402–2416 pp.
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. PNUMA (1980). “El Estado del Medio Ambiente”
- Quilodr3n, B. 2002. S3ntesis y Caracterizaci3n de resinas con capacidad extractivas de iones met3licos con impacto en el medio ambiente”. Tesis de Mag3ster en Ciencias, menc3n Qu3mica, Universidad de Concepci3n.
- Readman, J.W.; Fillmann, G.; Tolosa, I.; Bartocci, J.; Villeneuve, J.P.; Catinni, Ch. & L.D. Mee. 2002. Petroleum and PAH contamination of the Black Sea. Marine Pollution Bull. 44, 48-62 pp.
- Romera E, Gonzalez F, Ballester A, Blazquez M.L, Munoz J.A 2007. Comparative study of biosorption of heavy metals using different types of algae, Bioresour Technol. 98. 3344–3353.
- Rozas, H. (2001) Estudio de la Contaminaci3n por Metales Pesados en la Cuenca del Llobregat. Tesis Doctoral. Instituto de Ingenier3a minera y Recursos Naturales. Universitat Polit3cnica de Catalunya.
- Salomons W., F3rstner U. 1984. Metals in the hydrocycle. Springer-Verlag, Berlin, 688pp.
- Salomons, W., Kerdijk, H., Van Pagee, H., Klomp, R. and Schreur, A. (1988) Behaviour and Impact Assessment of Heavy Metals in Estuarine and Coastal Zones. En: U. Seeliger, L. De Lacerda, S. Patchineelam (Eds) Metals in Coastal Environments of Latin America. Strynger – Verlag: 157 – 198.
- Sañudo-Wilhelmy, S. A. & Flegal, A. R. (1996.) Trace metal concentrations in the surf zone and in coastal waters off Baja California, Mexico. Environmental Science and Technology 30, 1575–1580.
- Scelzo, M. 1997. Toxicidad del cobre en larvas nauplii del camar3n comercial *Artemesia longinaris* Bate (Crustacea, Decapoda, Penaeidae). Invest. Mar. Valpara3so 25(1): 77-185.
- Schiewer S, Volesky B. 2000. Biosorption Processes for Heavy Metal Removal. In: Lovley DE, editor. Environmental Microbe-Metal Interactions. Washington D.C.: ASM Press;
- Segovia-Zavalaa, F. Delgadillo-Hinojosaa and S. Alvarez-Borregob. 1998. Cadmium in the Coastal Upwelling Area Adjacent to the California–Mexico Border. Estuarine, Coastal and Shelf Science (1998) 46, 475–481.
- Seki, T.; Hiram, Y. 2002. On line preconcentration and determination of traces of Lead in River-water and Seawater by Flow Injection-Flame Atomic Absorption Spectrometry and ICPMass Spectrometry. Analytical Sciences 18: 351-354.
- Shir, V. 2004. The effects of treated sewage effluent on three species of marinemacroalgae. A thesis submitted for the degree of Doctor of Philosophy. Sustainability Group. Victoria University.



- Silva J., C. Fuentealba, E. Bay-Schmith & A. Larraín. 2007. "Estandarización del bioensayo de toxicidad aguda con *Diplodon chilensis* usando un tóxico de referencia." *Gayana* 71 (2): 135-141.
- Sneddon, R. & L. Tremblay. 2011. The New Zealand King Salmon Company Limited: Assessment of Environmental Effects - Copper and zinc. The New Zealand King Salmon Company Ltd. Cawthron Report No. 1984. 53 pp. Disponible en: <http://www.epa.govt.nz/Publications/Appendix06%20Copper%20zinc%20Report.pdf>.
- Sokal R & F Rohlf. (1995). *Biometry*. Third edition. W.H. Freeman and Company, New York, New York, USA. 887 pp.
- Soto-Jiménez M.F. 2011. Transferencia de elementos traza en tramas tróficas acuáticas. *Hidrobiológica* 21: 239-248.
- Soto, M. (2001) Biodisponibilidad de Metales Pesados (Cd, Cu y Pb) en Sedimentos Marinos Superficiales Procedentes de las Principales Zonas Ostrícolas del Estado de Sonora. Tesis, Escuela de Ingeniería Química. Universidad de Sonora.
- Southern California Coastal Water Research Project. SCCWRP. 1990 Annual Report, 1989–90, Long Beach, CA, 102 pp.
- Stark, J., M. Riddle, I. Snape & R. Scouller. 2003. Human impacts in Antarctic marine soft-sediments assemblages: correlations between multivariate biological patterns and environmental variables at Casey Station. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.* 56: 717-734.
- Stauber, J., Andrade, S., Ramirez, M., Adams, M. & J. Correa. 2005. Copper bioavailability in a coastal environment of Northern Chile: Comparison of bioassay and analytical speciation approaches. *Marine Pollution Bulletin* 50: 1363–1372
- Stromgren, T & M. Nielsen. 1991. Spawning frequency, growth and mortality of *Mytilus edulis* larvae exposed to copper and diesel oil. *Aquatic toxicology* 21. 171-180.
- Subsecretaría de Pesca y Acuicultura. Áreas de Manejo y Explotación de Recursos Bentónicos (AMERB). <http://www.subpesca.cl/institucional/602/w3-article-79853.html>
- Suchanek, T.H. 1993. Oil impacts on marine invertebrate populations and communities. *American Zoologist* 33, 510–523.
- Suwandana, E.; Kawamura, K. & E. Soeyanto. 2011. Assessment of the heavy metals and nutrients status in the seawater, sediment and seagrass in Banten Bay, Indonesia and their distributional patterns. *J. Fish. Int.* 6 (1), 18 – 25 pp.
- Swannell, R.P.J.; Lee, K. & M. McDonagh. 1996. Field evaluations of marine oil spill bioremediation. *Microbiological Reviews* 60, 342–365 pp.
- Taboski, M.A.S., Rand, T.G., Piórko, A., 2005. Lead and cadmium uptake in the marine fungi *Corollospora lacera* and *Monodictys pelagica*. *FEMS Microbiol. Ecol.* 53, 445–453. <http://dx.doi.org/10.1016/j.femsec.2005.02.009>.



- Takeuchi M, Kawahata H, Gupta L, Kita N, Morishita Y, Ono Y, Komai T. 2007 Arsenic resistance and removal by marine and non-marine bacteria Journal of Biotechnology 127 434–442
- Terram Fundación 26/11/2015. Ministro Badenier: “El derrame del 24 de septiembre no va a quedar impune”. Quintero, Chile.
- Tolosa, I.; de Mora, S.; Reza, S.M.; Villeneuve, J.P.; Bartocci, J. & Ch. Cattini. 2004. Aliphatic and aromatic hydrocarbons in coastal Caspian Sea sediments. Marine Pollution Bull. 48: 44-60 pp.
- Tolosa, I.; Mesa-Albernas, M. & C.M. Alonso-Hernandez. 2009. Inputs and sources of hydrocarbons in sediments from Cienfuegos bay, Cuba. Marine Pollution Bull. 58: 1624-1634 pp.
- Tomlinson, D.C., Wilson, J.G., Harris, C.R. and Jeffrey, D.W. (1980) Problems in the Assessment of Heavy Metals Levels in Estuaries and The formation of Pollution Index. Helgoländer Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen, 33, 566-569.
- Turner, A.; Nimmo, M. 1998. Speciation and sorptive behaviour of Nickel in on organic-rich estuary (Beaulieu, UK). Marine Chemistry 63: 105-118.
- UNESCO (United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization). 1976. Guide to Operational Procedures for the IGOS Pilot Project on Marine Pollution (Petroleum). Monitoring Manual and Guides No. 7.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency) 2009. Ecological toxicity information. <http://www.epa.gov/region5/superfund/ecology/toxprofiles.htm>
- USEPA. 2009. Recommended Water Quality Criteria. 21 pp. Disponible en: <http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/criteria/current/upload/nrwqc-2009.pdf>.
- Vala, A. 2010. Tolerance and removal of arsenic by a facultative marine fungus *Aspergillus candidus*. Bioresource Technology 101 (2010) 2565–2567
- Valdés, J., Guiñez, M., Castillo, A., & Vega, S. E. (2014). Cu, Pb, and Zn content in sediments and benthic organisms from San Jorge Bay (northern Chile): accumulation and biotransference in subtidal coastal systems. Cienc. Mar, 40(1), 45-48.
- Valdés, R. (2014). Distribución oceánica de metales pesados asociados a la actividad del complejo industrial Ventanas en la bahía de Quintero, V región (Doctoral dissertation, Universidad Academia de Humanismo Cristiano).
- Vargas, S. L. A. 2002. Determinación de elementos traza (Cd, Cu, Ni, Pb, Hg y As) en agua de mar y sedimento de la Bahía de Puerto Montt.
- Velázquez, D. M. (2005). Determinación de metales pesados en biota (*Mytilus chilensis*) y sedimentos de la bahía de Corral, provincia de Valdivia, X Región (Doctoral dissertation, Tesis de Químico Farmacéutico, Universidad Austral de Chile).



- Venosa, A.D.; Suidan, M.T.; Wrenn, B.A.; Strohmeier, K.L.; Haines, J.R.; Eberhart, B.L.; King, D. & E. Holder. 1996. Bioremediation of an experimental oil spill on the shoreline of Delaware Bay. *Environmental Science and Technology* 30, 1764–1775 pp.
- Vera, R. C. Duarte, E. Pinilla, V. Murillo, M. Oyarzún & G. Aroca. 2015. Determinación y evaluación de los componentes presentes en las pinturas anti-incrustantes utilizadas en la acuicultura y sus posibles efectos en sedimentos marinos en el sur de Chile. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 43(2): 351-366.
- Volesky B 1997. Removal and recovery of heavy metals by biosorption. In: Volesky B, editor. *Biosorption of Heavy Metals*. Boca Raton: CRC Press; 1997. p. 629–35.
- Wang W.X. 2002. Interactions of trace metals and different marine food chains. *Mar.Ecol. Pr. Series* 243: 295-309.
- Wang, Z.D., Fingas, M., Page, D., 1999a. Oil Spill Identification. *J. Chromatogr.* 843, 369–411 pp.
- Watermann B.T., Daehne, B., Sievers, S., Dannenberg, R., Overbeke, J.C, Klijnsra, J.W & O. Heemken. 2005. Bioassays and selected chemical analysis of biocide-free antifouling coatings. *Chemosphere* 60: 1530–1541.
- Yebra, D.M., Kiil, S. & K. Dam-Johansen. 2004. Antifouling technology-past, present and future step towards efficient and environmentally friendly antifouling coatings. *Prog. Org. Coat.* 50: 75–104.
- Zaki M, Battarwat N and Shalaby S 2014. Aquatic Bioremediation of Metal *Life Science Journal* 11.
- Zhang, C., Yu, Z. G., Zeng, G. M., Jiang, M., Yang, Z. Z., Cui, F., & Hu, L. (2014). Effects of sediment geochemical properties on heavy metal bioavailability. *Environment international*, 73, 270-281.
- Zhang, R., Zhang, F., Ding, Y., Gao, J., Chen, J., & Zhou, L. (2013). Historical trends in the anthropogenic heavy metal levels in the tidal flat sediments of Lianyungang, China. *Journal of Environmental Sciences*, 25(7), 1458-1468.
- Zhou, F., Guo, H., & Hao, Z. (2007). Spatial distribution of heavy metals in Hong Kong's marine sediments and their human impacts: a GIS-based chemometric approach. *Marine Pollution Bulletin*, 54(9), 1372-1384.
- Zhou, Q., Zhang, J., Fu, J., Shi, F., & G. Jiang. 2008. Biomonitoring: an appealing tool for assessment of metal pollution in the aquatic ecosystem. *Analytica Chimica Acta* 606:135-150.
- Zhuang X, Han Z, Bai Z, Zhuang G, Shim H. 2010. Progress in decontamination by halophilic microorganisms in saline wastewater and soil. *Chinese Academy of Sciences*, 18 Shuangqing Road, Haidian District, Beijing 100085, China. *Environmental Pollution* 158. 1119–1126.
- Zúñiga M; Vallejos P; Larraín A; & Bay-Schmith E. 2003. Toxicity of copper on four Chilean marine mussels. *Bull Environ Contam Toxicol.* 71:1167-1174.



Línea de Investigación N° 7

Impacto socio-económico





1. INTRODUCCIÓN

Durante la década de los 60 del siglo pasado, se establecieron diversos polos de desarrollo industrial en la zona de Quintero y Puchuncaví, los cuales motivaron la concentración de acciones dirigidas a establecerse como un importante centro productivo en la zona. Sin embargo, la elección de la ubicación del sector industrial no consideró el desarrollo de otras actividades económicas tales como el turismo y la pesca, así como tampoco el resguardo de la calidad ambiental de la bahía, a pesar que en ella se encontraban ubicados los balnearios de Quintero y Ventanas, los cuales eran altamente concurridos (Ramírez 2012).

En la actualidad, la bahía de Quintero ha mantenido una importante actividad industrial trayendo consigo una serie de conflictos territoriales entre sus usuarios, producto a la ocurrencia de diversos eventos ambientales de origen antrópico, que han generado la disminución de la calidad ambiental de la bahía, afectando directamente a las comunidades de pescadores artesanales y a sus actividades productivas.

Dadas las características industriales de la zona, ésta ha sido afectada por constantes derrames de hidrocarburos que han tenido distintos impactos en la calidad ambiental, en la comunidad que habita y sobre el desarrollo de otras actividades, tales como el turismo y la pesca. De acuerdo a un informe presentado por el Sindicato de pescadores artesanales de la caleta de Ventanas (2012), desde el 2008 se han presentado cerca de 30 denuncias por derrame de carbón, hidrocarburos, petcoque⁸ y otros eventos registrados.

Es así, que durante el 24 de septiembre de 2014 ocurrió un nuevo derrame de hidrocarburos que abarcó desde la bahía de Quintero hasta el islote de Cachagua, afectando a 8 caletas de pescadores artesanales, alterando el desarrollo de sus actividades extractivas, y generando como consecuencia una afectación en su nivel socioeconómico.

Considerando los efectos negativos y los daños a nivel ecológico, económico y social fue necesario realizar un análisis de variables que pudieron ser afectadas por esta situación, y con ello, determinar los impactos sociales y económicos en el grupo de pescadores que fueron afectados.

⁸ Santos y Silva (2008). El coque de petróleo es un subproducto de la industria de refinación de petróleo, el cual tiene alto poder calorífico y bajo precio. <http://www.scielo.cl/pdf/infotec/v19n2/art11.pdf>



2. ANTECEDENTES

La zona afectada por el derrame de hidrocarburos, pertenece administrativamente a la región de Valparaíso y agrupa principalmente a dos comunas, Quintero (bahía de Quintero) y Puchuncaví, abarcando parte de la comuna de Zapallar donde se encuentra ubicado el islote de Cachagua⁹.

La población estimada para la comuna de Quintero, de acuerdo información del INE 2012, se estimó en 26.189 habitantes (12.531 hombres y 13.658 mujeres) y para la comuna de Puchuncaví fue de 16.549 habitantes (8.271 hombres y 8.278 mujeres).

Respecto de la estimación de pobreza, según la nueva metodología CASEN 2013¹⁰, en la comuna de Quintero el 18,9% de la población estuvo en situación de pobreza (5.046 personas), cifra superior al promedio regional (15,6%) y a la tasa estimada a nivel nacional (15,9%). Para la comuna de Puchuncaví, el 15,1% de la población estuvo en situación de pobreza, correspondiente a 2.566 personas, cifra cercana a la tasa nacional de pobreza.

En cuanto a la vocación productiva de la zona en estudio, durante las últimas décadas ésta sufrió modificaciones principalmente en las actividades que desarrollaba su población antes de que se convirtiera en un polo industrializado, asociadas específicamente al sector pesca artesanal y agricultura. Actualmente, el sector industrial y sus servicios asociados corresponden a los principales polos productivos de la zona, siendo la principal fuente de empleos, situados principalmente en la zona portuaria de Quintero y Ventanas. No obstante, un grupo no menor se dedica a actividades del sector terciario, correspondiente al comercio, administración pública y hotelería principalmente (BCN 2012).

⁹ Para efectos de este documento la caracterización de la zona de influencia no se especificará en los datos de socioeconómicos y demográficos de Cachagua, debido a que representa a un grupo parcial de la cobertura total de la zona de influencia del derrame.

¹⁰ Estimaciones de Tasa de Pobreza por Ingresos por Comunas, según Nueva Metodología de Medición de Pobreza y Aplicación de Metodologías de Estimación para Áreas Pequeñas (SAE) e Imputación de Medias por conglomerados (IMC). [http://observatorio.ministeriodesarrollosocial.gob.cl/documentos/Sintesis-Estimacion-de-la-pobreza-por-ingresos-en-comunas-2011-2013\(nuevametodologia\)07092015.pdf](http://observatorio.ministeriodesarrollosocial.gob.cl/documentos/Sintesis-Estimacion-de-la-pobreza-por-ingresos-en-comunas-2011-2013(nuevametodologia)07092015.pdf)



3. MARCO METODOLÓGICO

Para la evaluación del impacto socioeconómico en el sector pesquero artesanal, generado por el derrame de hidrocarburos ocurrido en la bahía de Quintero, fue necesario realizar una descripción de la dinámica de las actividades económicas en las diferentes caletas de pescadores afectadas. Una vez realizada la caracterización económica, éstas fueron agrupadas de acuerdo a la actividad principal que desempeñaron y a las similitudes que presentaron.

Obtenida la caracterización de la zona afectada, junto con la agrupación de las caletas, se procedió a realizar un análisis integrado del impacto socioeconómico, mediante el análisis de tres objetivos específicos; el primero tuvo por finalidad “Evaluar el impacto en los ingresos de los usuarios (pescadores) producto del evento de contaminación en la zona afectada”. El segundo objetivo específico, correspondió a “Evaluar el impacto en la actividad extractiva de la zona, en términos de mercado y precios”, y el último se centró en evaluar las percepciones de los pescadores afectados. Cabe señalar, que el análisis de los dos primeros objetivos específicos fueron abordados mediante el uso de técnicas cuantitativas; mientras que el último se basó en métodos cualitativos, este desarrollo permitió obtener una metodología de carácter mixta e integrada (Pereira, 2011). Las etapas involucradas en el desarrollo metodológico, esquemáticamente, se presentan en la **Figura 1**.

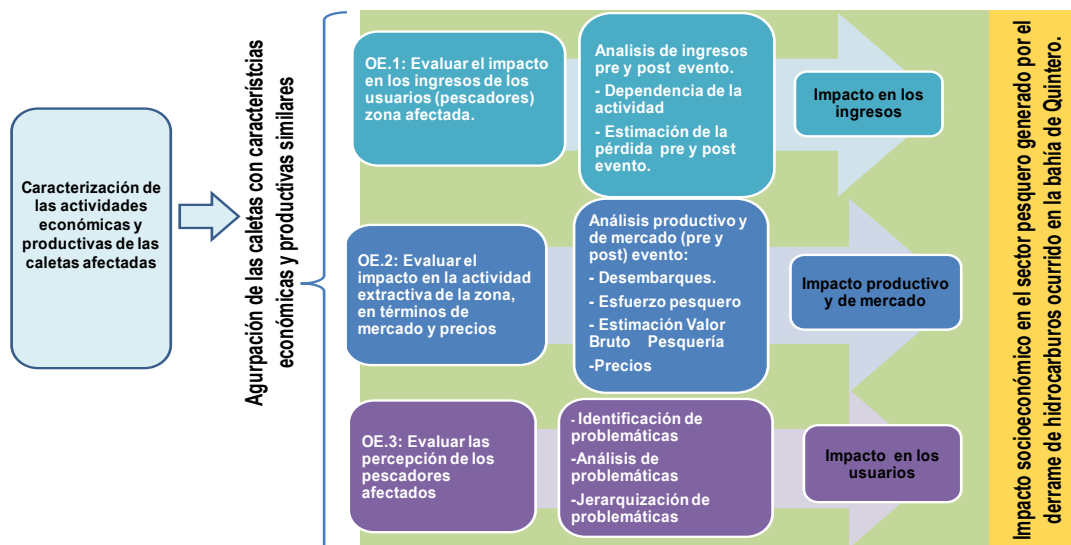


Figura 1. Esquema de las etapas metodológicas basado en un enfoque de análisis mixto para evaluar el impacto socioeconómico del sector pesquero artesanal, producto del derrame de hidrocarburos.



3.1 Metodología

De acuerdo a las etapas metodológicas presentadas anteriormente, a continuación se describen las actividades realizadas en cada una de ellas.

3.1.1 Caracterización de la zona

Esta etapa correspondió en describir de manera integral la dinámica de la actividad económica y productiva desarrollada en las distintas caletas afectadas por el derrame de hidrocarburos ocurrido el 24 de septiembre de 2014. Las actividades productivas fueron divididas en 3 categorías:

- i) actividades extractivas en áreas de libre acceso;
- ii) actividades extractivas en áreas de manejo de recursos bentónicos y
- iii) actividades alternativas, que correspondieron a trabajos remunerados distintos a la actividad pesquera.

3.1.2 Tipificación de la actividad

Una vez caracterizada la cobertura del estudio, se procedió a agrupar aquellas caletas de pescadores artesanales que presentaron características similares respecto de las principales actividades económicas realizadas. Para la agrupación y clasificación de estas caletas, fue utilizado el método de análisis multivariante por conglomerados, que permitió generar una agrupación representativa de las caletas sujetas a análisis.

Específicamente, el análisis de conglomerado consistió en buscar la cantidad de agrupaciones generadas para un número de observaciones, por medio de la distancia Euclideana existente entre ellas.

$$d(i, j) = \sqrt{\sum_c (x_{ic} - x_{jc})^2}$$

Dónde:

$d(i, j)$: Es la distancia existente entre la i -ésima y j -ésima observación.

x_{ic} : La i -ésima o j -ésima observación para la c -ésima dimensión (" c " tiene relación a la cantidad de dimensiones matriciales –cantidad de variables- que presenta una observación)

Para dicho fin se utilizó un método jerárquico de Ward (1963) de agrupamiento aglomerativo, que asume inicialmente que cada observación es un conglomerado independiente.

El cálculo de las distancias euclideana permitió agregar aquellas observaciones que presentaron un incremento mínimo en la suma de las distancias. El proceso de agrupamiento aglomerativo dio como resultado un gráfico de árbol denominado dendograma, por medio del cual se puede determinar la cantidad de conjuntos y la distancia existente entre los mismos.



3.1.3 Análisis de indicadores: Objetivo específicos N°1 y N°2

El análisis de indicadores consistió en diagnosticar la situación previa y posterior al derrame de hidrocarburos ocurrido el pasado 24 de septiembre de 2014, obteniendo el impacto surgido en el ingreso de los pescadores (OE^{11.1}) y el impacto en el ámbito productivo y comercial de la zona afectada (OE.2).

Considerando que el evento de contaminación ocurrió el 24 de septiembre de 2014, se determinó una temporalidad de análisis de 3 meses previos (julio a septiembre 2014) y 3 meses posteriores al evento de contaminación (25 de septiembre a diciembre de 2014), con el propósito de cubrir de manera temporal el periodo de tiempo donde fueron principalmente significativos los efectos pre y post del derrame. Además, el análisis de los indicadores estuvo sujeto al método de agrupación de las caletas afectadas.

(a) Evaluar el impacto en los ingresos de los pescadores artesanales, pre y post derrame en las zonas afectadas

Este objetivo se fundamentó en identificar el impacto en los ingresos de los pescadores artesanales para los diferentes niveles de agrupación de las caletas afectadas, estimando la situación previa y posterior al evento de contaminación. Para estos efectos, se analizó un set de indicadores tales como, ingresos totales del pescador, estructura del ingreso del pescador, ingreso familiar y dependencia de los pescadores a las actividades realizadas (**Tabla 1**).

¹¹ Se refiere a Objetivo Específico.

**Tabla 1.**

Cuadro explicativo de indicadores de ingresos del pescador artesanal en la zona afectada por el derrame de hidrocarburos en septiembre del 2014.

| Indicadores | Descripción | Estimación y Unidad | Fórmula |
|----------------------------|--|--|---|
| Ingreso total por pescador | Suma de todos los ingresos percibidos por un pescador durante un año calendario, considerando ingreso ALA e Ingreso AMERB Ingreso AA. | Mediana del ingreso individual de los pescadores encuestados (\$/año). | $IT_{PA} = IT_{ALA} + IT_{AMERB} + IT_{AA}$ |
| Ingreso familiar | Razón de ingreso familiar distribuido en partes iguales por el número de integrantes que componen el hogar. | Mediana del ingreso per cápita de los pescadores encuestados (\$/mes/n°). | $IP_{cap} = \frac{IT_{PA} + Sub. + IT_{Otros}}{nf}$ |
| Estructura del ingreso | Composición porcentual del ingreso para el conjunto de pescadores encuestados según fuente: ingresos por pesca en áreas de libre acceso (ALA), ingresos por cosecha en el AMERB, ingresos por actividad alternativa a la pesca (AA). | Distribución porcentual de cada una de las componentes del ingreso, de los pescadores encuestados (%). | $\frac{IT_{ALA}}{IT_{PA}} ; \frac{IT_{AMERB}}{IT_{PA}} ; \frac{IT_{AA}}{IT_{PA}}$ |

Fuente: Informes de Seguimiento AMERB, IFOP (2012-2015).

Para efectuar la evaluación de indicadores descritos anteriormente se realizó un análisis comparativo de los niveles de ingreso utilizando puntos de referencia oficialmente establecidos (**Tabla 2**).

Tabla 2.

Cuadro explicativo de puntos de referencia para la caracterización socioeconómica del pescador artesanal adscrito a las AMERB.

| Puntos de Referencias | Descripción |
|---|---|
| Quintiles de Ingreso Autónomo por Hogar | Quinta parte o 20% de los hogares de una región ordenados en forma ascendente de acuerdo al ingreso autónomo per cápita del hogar, donde el primer (Quintil I) representa el 20% más pobre de los hogares de la región y el quinto quintil (Quintil V) el 20% más rico de estos hogares ¹² . |
| Indicador de nivel de pobreza | Este indicador permite determinar si el nivel de ingreso cubre los requerimientos mínimos de las necesidades básicas de un individuo ¹³ . |

Fuente: Elaboración IFOP.

¹² Encuesta CASEN 2013 http://observatorio.ministeriodesarrollosocial.gob.cl/casen/casen_def_pobreza.php

¹³ Basado en la fórmula de estimación de Línea de Pobreza (CASEN 2013).



(b) Identificar los recursos pesqueros explotados y su nivel de afectación en el área de influencia del derrame, en términos de cantidades y precios en el mercado de playa y flujo comercial derivado.

Este objetivo consistió en identificar el impacto productivo y comercial para los diferentes niveles de agrupación de las caletas afectadas, estimando la situación previa y posterior al evento de contaminación.

Para analizar el impacto productivo de la actividad pesquera se utilizó un set de variables asociadas a los desembarques en Áreas de Libre Acceso (ALA), valor bruto de la pesquería y dependencia de la actividad extractiva. Para analizar el impacto en el mercado, se consideró una descripción de las variaciones en el flujo comercial y de los precios de venta en aquellas pesquerías donde se obtuvo información suficiente (**Tabla 3**). En el caso de las actividades extractivas en las Áreas de Manejo, se procedió a entregar de manera descriptiva las cosechas realizadas en cada una de acuerdo a su continuidad y actividad extractiva en el periodo de análisis previo y posterior al derrame.

Tabla 3.

Descripción y fórmula de los indicadores utilizados para cuantificar el impacto económico de la actividad en ALA en la bahía de Quintero.

| Indicadores | Descripción | Estimación y Unidad | Fórmula |
|-----------------------------|---|---|---|
| Valor Bruto Pesquería | Producto entre los volúmenes de desembarque (Q) y el precio de primera venta (P) para la totalidad de los recursos (i) asociado al área de estudio. | Valor nominal (\$ millones) del total de pesquerías. | $VBP = \sum_i (Q_i * P_i)$ |
| | | Aporte del ingreso bruto del recurso principal ($Q_1 P_1$) respecto del total (%). | $\% VBP = \frac{Q_1 * P_1}{\sum_i (Q_i * P_i)}$ |
| Desembarques | Volúmenes de desembarque (Q) por cada uno de los recursos (i) provenientes de los recursos del área de libre acceso (ALA) | Volúmenes desembarcados (t.) por recursos | $Q_{TOT} = \sum_i (Q_i)$ |
| | | Aportes del desembarque del recurso principal (Q_1) respecto del total (%Q) | $\% Q_1 = \frac{Q_1}{\sum_i (Q_i)}$ |
| Ag. compradores | Comparación de la cantidad de agentes compradores (AG) asociados a los principales recursos por categoría | Número de agentes compradores asociado a los recursos principales (N°) | $AG_{TOT} = \sum_i (AG_i)$ |
| Dependencia de la actividad | Relación entre el tiempo de dedicación entre las actividades realizadas por los pescadores para los periodos de análisis | Distribución porcentual de los días asociados al desarrollo de las actividades económicas (%) | $\frac{D_{ALA}}{D_{total}}$ |

Fuente: Elaboración IFOP.



De manera de cuantificar si el derrame generó un impacto significativo sobre las variables de análisis, se utilizaron modelos de inferencias estadísticas comparando los periodos pre y post evento de derrame.

Para ello, se utilizaron test de hipótesis para las medias de las variables cuantitativas analizadas para los periodos pre y post con el propósito de evaluar si hubo diferencias significativas entre éstas, a través de la siguiente hipótesis:

$$H_0: \mu_1 = \mu_2$$

$$H_1: \mu_1 \neq \mu_2$$

Producto del análisis exploratorio de las bases de información (Anexo 14), donde las variables no presentaron una distribución normal, se procedió a un análisis no paramétrico o de distribución libre, a través del test de suma de rangos de Whitney que permitió comparar la mediana para los dos eventos independientes (Levin *et al.* 2007).

Considerando que el número de muestras para dos muestras (n_1 y n_2) y los Rangos asociados a la misma, correspondiente a la sumatoria de las variables que componen la muestra (R_1 y R_2), se procedió a determinar el estadístico “U” consistente en la diferencia entre las observaciones clasificadas de las dos muestras $U = n_1 n_2 + \frac{n_1(n_1+1)}{2} - R_1$, con una media en la distribución de la muestra $\mu_U = \frac{n_1 n_2}{2}$ y un error estándar $\sigma_U = \sqrt{\frac{n_1 n_2 (n_1 + n_2 + 1)}{12}}$

El análisis no paramétrico consideró el mismo test de hipótesis que el planteado bajo una situación con distribución normal. El test estadístico correspondió a Z correspondiente a $Z = \frac{U - \mu_U}{\sigma_U}$, a partir del cual se calcula el valor crítico de la zona de rechazo, determinando a su vez como valor de significancia cuando $p \leq 0,05$ (Levin *et al.* 2007).

En el caso de las variables de ingreso neto proveniente de la pesca por embarcación, ésta fue sometida a un análisis inferencial para los meses de análisis, con el propósito de cuantificar la manera más precisa si hubo variaciones significativas en los ingresos.

Producto que, del análisis exploratorio (**Anexo 14**), no se pudo asumir igualdad en las varianzas para los conjunto, fue necesario proceder por medio de un análisis no paramétrico de k medias con muestras independientes, considerando como hipótesis nula que las medias de las distribuciones de las variables cuantitativas en cada uno de los periodos mensuales fueron iguales entre sí.



Este procedimiento, considerado como la alternativa no paramétrica al análisis de la varianza, permitió contrastar si la variabilidad en el rango medio de k grupos, difiere de cero. Basado en lo anterior, se utilizó el test de Kruskal-Wallis que asume independencia de las muestras, pero sin normalidad en las varianzas.

$$H_0: k_A = k_B = k_C = \dots = k_N$$

$$H_1: k_A \neq k_B \neq k_C \neq \dots \neq k_N$$

El test de Kruskal-Wallis, calcula los rangos de todas las respuestas y luego aplica un test de ANOVA a los rangos en vez de las observaciones originales. Lo anterior, considera que k muestra aleatorias de tamaño $n_1, n_2, n_3, \dots, n_z$, siendo “ n ” la suma del total de observaciones “ n_i ”, y R_i la sumatoria de los rangos de la i -ésima muestra o grupo; obteniendo el estadístico:

$$H = \frac{12}{n(n+1)} \sum_i \frac{R_i^2}{n_i} - 3(n+1)$$

3.1.4 Objetivo específico N°3: Evaluar en términos cualitativos el efecto percibido por los usuarios, respecto de los recursos explotados por la flota artesanal

(a) Marco Metodológico

Para una mejor comprensión de este objetivo en el contexto de las evaluaciones que plantea el Estudio que lleva a cabo el Instituto de Fomento Pesquero, es necesario acotar lo siguiente. La determinación de los impactos en los recursos hidrobiológicos y en los ecosistemas marinos presentes en el área de influencia del derrame de hidrocarburos de Bahía Quintero, V-Región, teórica y prácticamente se desenvuelve en el ámbito o Dominio¹⁴ de los Estudios de Evaluación de Impactos Ambientales. En efecto según Warner y Preston (1974) los métodos utilizados para realizar estas evaluaciones pueden clasificarse en cinco categorías, tomando como base la forma cómo se identifican los impactos. Estos son:

1. Listas de Verificación, 2. Matrices, 3. Overlays¹⁵, 4. Redes y 5. Grupos Ad-Hoc.

Los 4 primeros métodos pueden denominarse como de **primera generación**. Su característica principal es que los *modelos del proceso* de **Diseño** tienen una connotación primordialmente lineal, o de etapas secuenciales de las actividades de diseño que eventualmente conducen a la solución del problema; en tales casos, la solución o resultado está bien definido a la salida. Estos métodos pueden considerarse como **científicos o sistemáticos**. Ellos se distinguen porque son **cuantitativos y**

¹⁴ Es el espacio o contexto que muestra una característica particular dentro del Sistema-Socioecológico

¹⁵ Overlays. Esta técnica utilizada por el arquitecto paisajista Ian McHarg evolucionó a lo que es hoy el GIS (Sistema de Información Geográfico) gracias a los pioneros conceptos de planificación ecológica vertidos en su libro *Design with Nature* (1971). En *Arquitectura Paisajista y Planificación del Uso de la Tierra* se utiliza la metáfora: **before GIS was McHarg**.



objetivos y el **modo de comunicación** que utilizan es avanzado, esto es, básicamente secuencial, muy adecuado para **preguntas en profundidad** con un escaso rango de aplicaciones y **limitado a aquellos especializados en el modo particular**. Tales métodos son capaces de comunicar y transmitir **mensajes sofisticados** (Olsen, 1982). Los métodos de primera generación son típicos del método científico.

El objetivo 3: **Evaluación en términos cualitativos del efecto percibido por los usuarios, respecto de los recursos explotados por la flota artesanal** se inscribe en la 5ª categoría o Grupos AD-Hoc de Warner y Preston (*op.cit*).

Los métodos asociados a esta categoría requieren de una **nueva actitud** hacia el proceso de **Diseño** y de una visión holística de las situaciones ambientales que se logra en gran medida a través de la **participación de grupos heterogéneos** empleando un **modo de comunicación** capaz de transmitir **gestalt**¹⁶. En este caso la resolución de problemas puede caracterizarse por un **proceso que es iterativo** y que consiste en actividades de diseño que se llevan a cabo simultáneamente; la solución del problema y su definición son la misma cosa bajo el esquema planteado, porque no hay una imagen bien definida de la solución o de cuál debería ser. Todas estas características definen a los métodos de **segunda generación** (Olsen, *op.cit*). Estos métodos sirven para unir **dos enfoques** generales que se usan para resolver problemas: **los métodos de laboratorio** que comienzan con la **definición de una hipótesis** y su validación bajo condiciones de laboratorio controladas y los **métodos de campo o terreno** (múltiples hipótesis) para recolección de datos en un ambiente poco estructurado.

Dicho lo anterior se consideró que para abordar el Objetivo específico 3 era conveniente precisar las implicaciones teórico-prácticas que este Objetivo generaría al yuxtaponerlo a los objetivos de las otras líneas de investigación de este Proyecto, cuyos fundamentos se basan en métodos científicos, para evaluar el derrame de hidrocarburo en la Bahía de Quintero a diferencia del trabajo de terreno que se basa en la adquisición de data en ambientes no-estructurados. Por esta razón se analizó el significado del objetivo 3

En primer lugar de acuerdo a la R.A.E puede entenderse **evaluar**¹⁷ como *estimar, apreciar, calcular el valor de algo*. En segundo término, se entiende el vocablo **efecto**¹⁸ como *la consecuencia dañina o beneficiosa generada por un impacto*. Finalmente, de acuerdo a la R.A.E **percibir**¹⁹ del lat. *percipere*,

¹⁶Gestalt. <http://www.significados.com/gestalt/>, el ser humano organiza sus percepciones como totalidades, como forma o configuración, y no como simple suma de sus partes. De allí que lo percibido pase de ser un conjunto de manchas a convertirse en personas, objetos o escenas.

¹⁷ <http://dle.rae.es/?id=H8KldC6>. 1. tr. Señalar el valor de algo.2. tr. Estimar, apreciar, calcular el valor de algo. Evaluó los daños de la inundación EN varios millones.3. tr. Estimar los conocimientos, aptitudes y rendimiento de los alumnos. Real Academia Española © Todos los derechos reservados.

¹⁸ Wathern, Peter (ed). 1998. Environmental Impact Assessment: Theory and Practice. Routledge revised edition. Munn, R.E (ed). 1979. Environmental Impact Assessment. Principles and Procedures. John Wiley and Sons.

¹⁹ https://www.google.cl/?gfe_rd=cr&ei=fHQJV9CMG9QJxASy4azIAw&gws_rd=ssl#q=percibir+rae. 1. tr. Recibir algo y encargarse de ello. Percibir el dinero, la renta.2. tr. Captar por uno de los sentidos las imágenes, impresiones o sensaciones externas. 3. tr. Comprender o conocer algo.



significa: *Captar por uno de los sentidos las imágenes, impresiones o sensaciones externas*. Este análisis permitió acotar el problema que plantea el Objetivo 1.2.3 y así establecer la metodología de trabajo que a continuación se describe

(b) Metodología

La metodología utiliza conceptos de la Teoría de Sistemas Blandos (Checkland 2005), (Checkland & Poulter 2006), Teoría del Observador (Maturana 1997) y Afinidad de Kawakita desarrollada en 1960 y reseñada por (Scupin 1997). El análisis del proceso que permite abordar el Objetivo 3 se inicia de la siguiente manera:

- 1º. Hay que descubrir **qué situación**²⁰ se puede “**ver**” analizando las percepciones de los usuarios desde un punto de vista colectivo y, en segundo lugar, qué se puede inferir a nivel individual, luego.
- 2º. Debe considerarse la complejidad de la situación inicial²¹ generada por el derrame en Bahía Quintero y diseñar una pregunta que invite a los usuarios a responder (**Figura 2**).



Figura 2. La pregunta que invita a responder en términos de términos de problemas.

Dado que las conversaciones²² con los usuarios (sector artesanal) no se rigen por fórmulas matemáticas ni protocolos pre-estructurados (específicamente tratándose de percepciones acerca de un derrame de crudo), el diseño de la pregunta permite no perder el foco durante las conversaciones.

Teniendo la pregunta en la mano los pasos siguientes son,

²⁰ Situación es la realidad explicada por un actor, que vive en ella, en función de su acción (Matus, 1998), pág. 774.

²¹ Situación inicial: Es la situación a partir de la cual se conforma el plan. La explicación de la situación inicial tiene por objeto comprender las causas complejas que generan los problemas. (Matus, *op.cit*). (nuestro comentario: *el plan se refiere al Plan de Contingencia para enfrentar el derrame*).

²² Conversaciones en el sentido cómo las plantea Humberto Maturana.



- 3º. Convocar a los interesados a sesiones de trabajo donde cada uno de los asistentes a las reuniones escribe su respuesta en una hoja tamaño carta cuando ello es posible. En algunas interacciones los usuarios prefieren recurrir al razonamiento colectivo. En este caso las conversaciones son estimuladas por un facilitador para que un especialista identifique asertivamente los problemas derivados de dichas conversaciones. Los aspectos medulares son capturados, **al pie de la letra, tal como lo expresan** los usuarios. Esto lo hace un profesional especialista que toma notas, las que posteriormente dan forma a una Lista de Problemas y al Relato cuando las respuestas son de índole grupal.
- 4º. Para no perder el foco del trabajo a realizar con los pescadores, siempre se les recuerda cuál es la pregunta²³. El propósito es que cada quien exprese su percepción de lo ocurrido y lo manifieste en forma individual, verbalmente, por escrito o en su lugar, colectivamente. Todo ello dependerá del tiempo que dispongan los pescadores, las localidades disponibles para reunirse y, en especial, su estado de ánimo para el momento de realizar el trabajo.
- 5º. Una vez que se cumple el recorrido que es factible realizar por todas las Caletas se estructura, en Trabajo de Gabinete, la Lista de Problemas que se ordena por Caletas. Una vez completado este paso, se inicia el análisis colectivo de las percepciones (problemas) y luego el análisis de los problemas individualmente por cada caleta.
- 6º. El análisis del derrame es un Trabajo de Gabinete, en el cual se analizan mediante Juicio experto, los problemas percibidos por los usuarios desde un **punto de vista colectivo**. El trabajo comienza con el despliegue, por parte del experto, de la Lista de Problemas colocados ordenadamente en una mesa. Luego, siguiendo un Diseño de Ruta se yuxtaponen los Problemas de acuerdo a su afinidad (**Figura 3**).

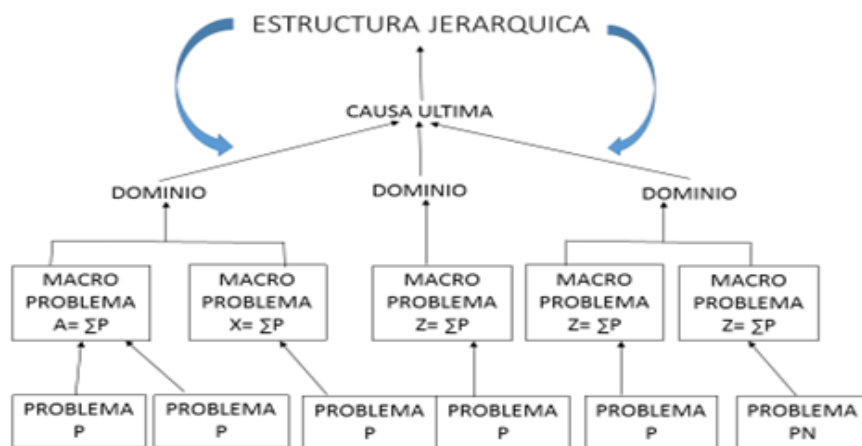


Figura 3. Estructura de análisis.

²³ Pregunta: ¿Cuáles cree usted son los principales problemas causados por el derrame de petróleo?



Para ello el experto utiliza su Conocimiento explícito y tácito, su experiencia e intuición, articulados en un proceso cuasi-estructurado que se repite reiterativamente. El producto es un Conjunto de Problemas de mayor complejidad: el Macroproblema (MP). Estos, a su vez se aglutinan siguiendo el mismo proceso anterior con la finalidad de identificar el ámbito o Dominio al cual pertenecen los MP. De esta manera se llega a la causa última o génesis que es el derrame.

7º. El análisis del derrame individualizado por Caleta mediante Juicio experto se basa en la frecuencia con la cual aparecen en cada Caleta expresiones concretas (Problemas) que indican tales efectos.

3.1.5 Fuentes de información

3.1.5.1 Fuentes Primarias

Para efectos de contrarrestar las brechas de información registradas en las fuentes de datos oficiales, se utilizaron tres tipos de instrumentos de carácter cuantitativo y cualitativo, éstos fueron, (i) encuesta, (ii) entrevistas y (iii) talleres participativos con pescadores artesanales del área de estudio.

(a) Encuesta

La encuesta²⁴ correspondió a un instrumento de carácter mixto con preguntas abiertas y cerradas, además se utilizaron preguntas de elección múltiple con ítem abierto, que permitió al encuestado añadir opciones no contempladas en las alternativas de respuestas ofrecidas (Anguita *et al.* 2003). El objetivo de la encuesta, fue recopilar información correspondiente a la dimensión socioeconómica y productiva²⁵, asociados principalmente a los ingresos percibidos por actividades que realizaron los pescadores pre y post al evento de contaminación, tales como: extracción en áreas de libre acceso (ALA), extracción en áreas de manejo (AMERB) y de otras actividades alternativas a la pesca (AA). Además, la encuesta recopiló información sobre aportes indirectos percibidos por los encuestados, (subsidios o compensaciones), tiempo de dedicación a la actividad, antecedentes sociales y familiares (**Anexo 15**). El formulario reunió un total de 37 preguntas agrupadas en 6 secciones. La sección 1, estuvo asociada a las características sociodemográficas de los sujetos, la sección 2 dirigida a levantar datos el grupo familiar, la sección 3, 4 y 5 estuvieron encargadas de levantar información sobre función, ingresos, días operativos, costos en ALA, AMERB y AA. La última sección 6, correspondió a agrupar aportes de terceros, subsidios y compensaciones percibidas. Además, se incorporaron dos preguntas abiertas, correspondiente a consultar sobre la afectación del derrame en la actividad productiva y las principales problemáticas asociadas al derrame de hidrocarburos (**Tabla 4**).

• Pre test o prueba piloto de la encuesta

²⁴ “Es un dispositivo de investigación cuantitativo consistente en un conjunto de preguntas que deben ser aplicadas a un sujeto en orden determinado. El objetivo general del cuestionario es “medir “el grado o la forma en que los encuestados poseen determinadas variables o conceptos de interés” (Asún, 67:2006).

²⁵ Elaboración de instrumento de levantamiento de información primaria. Objetivo N°4. Informe de Seguimiento AMERB 2014-2015.



Una vez elaborado el formulario de la encuesta, se procedió a realizar una prueba piloto o pre test, con el propósito de evaluar la pertinencia y coherencia de las preguntas realizadas. Este primer levantamiento piloto, fue realizado en la organización de STI pescadores artesanales de caleta Maitencillo y aplicados a 13 socios de la organización, lo que permitió ajustar el instrumento de medición.

El ajuste fue realizado principalmente en la redacción de las preguntas de la encuesta, otorgando mayor sencillez y claridad a éstas. Posteriormente, se realizó una segunda revisión entre el equipo de investigación y profesionales encargados en aplicar el instrumento, ajustando y precisando el contenido de éste.

Cabe destacar, que el modelo conceptual del formulario de la encuesta, fue sometido a pruebas de confiabilidad en estudios e informes técnicos realizados en IFOP, para la evaluación de indicadores socioeconómicos (Informes de Seguimientos AMERB periodo 2012-2015 y estimación de pérdida producto del evento de terremoto y tsunami ocurrido en la región del Biobío, FIP 2010-19).



Tabla 4.

Modelo conceptual de la encuesta aplicada a una muestra de pescadores artesanales asociado a OPAs del área de estudio.

| Variables | Especificación Variable | Unidad | Preguntas |
|-------------------------------|---|------------------------|-------------------------|
| Demográficas | Edad | Nº años | 1 |
| | Nivel educacional | Nº cursado | 1.2./1.3 |
| | Salud | favorable/desfavorable | 1.4/1.6 |
| | Género | femenino/masculino | 1.1 |
| Ingresos totales individuales | Ingresos en ALA | \$/mes | 3.8/3.9/3.9.1 |
| | Ingresos en AMERB | \$/mes | 4.8/4.6/4.6.1 |
| | Ingresos en AA | \$/mes | 5.8/5.5/5.5.1 |
| | Subsidios y/o Pensiones | \$/anual | 6.1/6.2/6.3 |
| Ingreso familiar | Nº integrantes familiar | Nº | 2 |
| | Nº integrantes con actividad laboral | Nº | 2.1 |
| | Aporte de los integrantes, al ingreso mensual | \$/mes | 2.2 |
| Dependencia de la actividad | Función principal por actividad | Tipo | 3.1/3.2/4.1/4.2/5.1/5.2 |
| | Tiempo dedicación por actividad ALA y AA | Nº días/mes | 3.7/3.7.1/5.3/5.3.1/ |
| Costos de operación ALA | Gastos por embarcación | \$ | 3.5 |
| | Costos por salida | \$/salida | 3.5/3.7.1 |
| Percepción usuarios | Principales problemáticas | Preguntas abiertas | 6.4 |
| | Disminución Actividad | Preguntas abiertas | 6.4 |

Fuente: Elaboración IFOP.



- **Estimación tamaño muestral para aplicación de la encuesta**

Para la estimación del tamaño de la muestra, se consideró un nivel de confianza del 95% y un error estimativo del 8%, con el fin de asegurar un nivel de representatividad acorde al número de socios de las organizaciones de pescadores artesanales.

El cálculo de la muestra fue determinado, por medio de la siguiente fórmula:

$$n = \frac{N * z^2 * P(1 - P)}{[(N - 1) * e^2] + (z^2 * P(1 - P))}$$

Dónde:

- n: Tamaño de la muestra calculado
N: Tamaño de la Población
z: percentil $1 - \alpha / 2$ de una distribución normal , con un nivel de confianza del 95%
P: Probabilidad de Éxito, asumiendo un valor de 0,5
e: Error de la muestra, asumiendo un error de 8%

A partir del tamaño de la muestra total “n”, se estimó posteriormente submuestras, considerando en el cálculo la proporción de las organizaciones de pescadores artesanales y socios pertenecientes a cada uno de estos conjuntos.

$$n_h = n * \frac{N_h}{N}$$

Dónde:

- n_h : Tamaño de la muestra para la h-ésima categoría
n: Tamaño de la muestra calculado
 N_h : Tamaño de la Población perteneciente a la h-ésima categoría
N: Tamaño de la Población

El tamaño poblacional (N) correspondió a la suma total del número de pescadores, buzos y ayudantes (694) registrados como socios en las organizaciones de la zona afectada (**Tabla 5**). Los datos se obtuvieron de la base estandarizada de SERNAPESCA correspondiente al registro de organizaciones de pescadores artesanales.



Tabla 5.
Tamaño poblacional (N) y tamaño de muestra según organización afectada. .

| Nº | Nombre Organización | Nombre corto | N | nh |
|----------------------|---|-----------------------------|-----|-----|
| 1 | Sindicato de Trabajadores Independientes y Pescadores Artesanales Caleta El Manzano. | STI Manzano | 54 | 15 |
| 2 | Sindicato de Trabajadores Independientes Pescadores Artesanales Buzos Mariscadores Caleta El Papagallo | STI Papagallo | 34 | 10 |
| 3 | Sindicato de Trabajadores Independientes y Pescadores Artesanales caleta El Embarcadero de Quintero | STI El Embarcadero | 35 | 10 |
| 4 | Sindicato de Trabajadores Independientes y Pescadores S-24 caleta El Embarcadero. | STI S-24 | 72 | 21 |
| 5 | Sindicato de Trabajadores Independientes y Pescadores Artesanales Buzos Mariscadores y Ramos Similares caleta Ventanas. | STI Ventanas | 49 | 14 |
| 6 | Cooperativa de pescadores artesanales buzos mariscadores Alcatraz Ltda. de caleta de Ventanas | Coop. Alcatraz | 28 | 8 |
| 7 | Sindicato de Trabajadores Independientes y Pescadores Artesanales de caleta Maitencillo | STI Maitencillo | 40 | 12 |
| 8 | Sindicato de Trabajadores Independientes Pescadores Artesanales Buzos Mariscadores y Ramos Similares caleta Horcón. | STI Horcón | 102 | 20 |
| 9 | Sindicato de Trabajadores Independientes de Pescadores los Pingüinos de la caleta las Cujas de Cachagua | STI Las Cujas | 27 | 12 |
| 10 | Sindicato de Trabajadores Independientes y Pescadores Lancheros de Valparaíso, caleta El Manzano. | STI SIPELANCH ²⁶ | 100 | 16 |
| 11 | Sindicato de Trabajadores Independientes y Pescadores artesanales del muelle Sudamericano, caleta El Manzano | STI SIPSA ²⁷ | 87 | 18 |
| 12 | Sindicato de Trabajadores Independientes Pescadores Artesanales caleta Loncura | STI Loncura | 66 | 15 |
| Total socios activos | | | 694 | 171 |

Fuente: Elaboración IFOP 2015.

La aplicación de las encuestas, se realizó durante los meses de junio a septiembre del 2015, encuestando a una totalidad de 171 pescadores artesanales, socios de 12 organizaciones del área de estudio (**Tabla 6**) cubriendo la totalidad del grupo muestral.

²⁶ Sindicato de pescadores lancheros de Valparaíso.

²⁷ Sindicato de pescadores artesanales del muelle Sudamericano.



Tabla 6.
Número de socios encuestados del área de estudio.

| Nº | Nombre corto OPA | Caleta | Nº Encuestas |
|---------------------------------|--------------------|----------------|--------------|
| 1 | STI El Manzano | El Manzano | 15 |
| 2 | STI El Papagallo | El Papagallo | 10 |
| 3 | STI El Embarcadero | El Embarcadero | 10 |
| 4 | STI S-24 | El Embarcadero | 21 |
| 5 | STI "SIPSA" | El Manzano | 14 |
| 6 | STI "SIPELANCH" | El Manzano | 16 |
| 7 | STI Ventanas. | Ventanas | 15 |
| 8 | Coop. Alcatraz | Ventanas | 8 |
| 9 | STI Horcón | Horcón | 20 |
| 10 | STI Maitencillo | Maitencillo | 12 |
| 11 | STI Loncura | Loncura | 15 |
| 12 | STI. Las Cujas | Cachagua | 15 |
| Total socios encuestados | | | 171 |

Fuente: Elaboración IFOP, 2015.

(b) Entrevistas

Se utilizó una entrevista semi-estructurada (o semi-estandarizadas²⁸), ya que es un instrumento de carácter cualitativo, que tuvo por objetivo plantear preguntas de manera abierta y estandarizada, que permitieron guiar al entrevistado en la obtención de información pertinente al foco de investigación.

El objetivo de la entrevista, fue la obtención de información acerca del flujo comercial derivado de las actividades extractivas realizadas en la zona de influencia, tales como, recursos principales, agentes compradores, precios playa y factores de impacto que tuvo el derrame de petróleo en la actividad pesquera.

La entrevista estuvo enfocada a los dirigentes de las organizaciones de pescadores artesanales de la zona de influencia y tuvieron una duración estimada de 30 minutos. En total se realizaron 8 entrevistas, correspondientes a dirigentes de 7 organizaciones, en fechas programadas por los mismos.

²⁸ Son algo menos flexibles que las no estandarizadas. Aquí existe el margen para la reformulación y la profundización (Padua J., 1981).



- **Aplicación de encuestas y entrevistas**

La coordinación y cobertura en el levantamiento de información se realizó mediante reuniones previas con dirigentes de las organizaciones de pescadores de la zona de estudio, para coordinar la ejecución de los talleres y la aplicación de encuestas y entrevistas (**Tabla 7**).

Tabla 7.

Fechas de Reuniones con dirigentes de organizaciones de pescadores artesanales para coordinar el levantamiento de datos.

| Fecha | Nombre corto OPA | Actividad |
|------------|------------------|--|
| 08/06/2015 | STI Cachagua | Reunión de presentación del proyecto y coordinación de las actividades a realizar con las organizaciones en el marco de la Línea N° 7 del proyecto |
| | STI Maitencillo | |
| | STI Horcón | |
| | STI Ventanas | |
| 09/06/2015 | STI Loncura | |
| | STI Papagallo | |
| | STI Embarcadero | |
| | STI S-24 | |
| | STI El Manzano | |
| | Coop. Alcatraz | |

Fuente: Elaboración IFOP.

3.1.5.2 Fuentes secundarias

Para analizar de manera integrada la situación socioeconómica de la zona afectada por el derrame de hidrocarburos ocurrido el 2014, se realizó una revisión de informes, documentos, estudios y bases de datos disponibles generadas por el Instituto de Fomento Pesquero (IFOP) y otras fuentes de datos provistas por el Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (SERNAPESCA) y la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (SSPA), además de la revisión de fuentes variadas de información de servicios públicos y/o organizaciones relacionadas.

Respecto de la revisión de bases de datos, éstas correspondieron a fuentes oficiales con disponibilidad en el acceso y operadas por SERNAPESCA e IFOP. Las bases de datos revisadas, permitieron retroalimentar la información de los indicadores y a su vez, validar la información primaria obtenida a través de encuestas y entrevistas de los grupos afectados por el derrame de hidrocarburos (**Tabla 8**).



Tabla 8.

Bases de datos revisadas, por institución, descripción de contenido y temporalidad.

| INSTITUCION | FUENTE | DESCRIPCIÓN DATA | TEMPORALIDAD |
|-------------|---|---|--------------|
| SERNAPESCA | Base de datos: Cosechas AMERB | <ul style="list-style-type: none"> • Área Manejo • Cosecha (Kg) • Recurso • Caletas • Fecha desembarque • Folio evento | Mensual |
| SERNAPESCA | Base de datos: Desembarque por viaje de pesca | <ul style="list-style-type: none"> • Embarcación • Caletas • Fecha zarpe • Fecha recalada • Recurso • Desembarque (t.) • Arte de pesca • Agente Comprador | Mensual |
| SERNAPESCA | Base de datos: información abastecimiento sector manufacturero | <ul style="list-style-type: none"> • Planta abastecida • Fecha abastecimiento • Agente comercializador • Origen abastecimiento • Nombre Recurso • Formato de venta • Cantidad (t.) | Mensual |
| IFOP | Base de datos sector manufacturero (2005-2012) | <ul style="list-style-type: none"> • Planta procesadora • Región • Materia prima y producción (t.) • Precio materia prima (\$/t.) • Línea elaboración | Semestral |
| IFOP | Base de datos Socioeconómica AMERB. (Fuente: ESBA, Seguimiento AMERB e ITA) | <ul style="list-style-type: none"> • Número de socios • Ingreso total y Costo total (\$) • Precios (\$/unidad; \$/kilo) • Captura (Número y kilos) • Resoluciones extracción • Fechas de caducidad de extracción. | Anual |

Fuente: Elaboración IFOP.



En cuanto, a la revisión documental, se utilizaron estudios que permitieron dar contexto de la zona de influencia del derrame (caletas) y de las organizaciones afectadas, para ello se utilizaron estudios de las áreas de manejo, resoluciones administrativas e informes técnicos de diversas fuentes (**Tabla 9**).

Tabla 9.
Fuentes documentales revisadas, por institución y descripción de contenido.

| Fuente | Institución | Descripción |
|--|--|---|
| Estudio de Situación Base Áreas de Manejo de Recursos Bentónico (ESBA) | Instituto de Fomento Pesquero | <ul style="list-style-type: none">• Planes de manejo del AMERB de siete organizaciones de pescadores artesanales (OPA) de la zona afectada. |
| Informes Técnico de AMERB | Instituto de Fomento Pesquero | <ul style="list-style-type: none">• Última extracción de recursos• Número y función socios• Cuota extracción |
| Resoluciones autorización de cosechas en AMERB. | Subsecretaría de Pesca y Acuicultura | <ul style="list-style-type: none">• Autorización de cosechas• Cuota de extracción por recursos• Fechas de autorización. |
| Caracterización de las caletas afectadas | Varias fuentes | <ul style="list-style-type: none">• Estrategia de desarrollo para las caletas el Manzano y El Embarcadero.• Decreto 240 fija nómina de caletas.• Informe socioeconómico caleta de Ventanas• Publicaciones “El oleaje del Olvido” pescadores de Ventanas. |
| Resoluciones administrativas institucionales | Varias fuentes | <ul style="list-style-type: none">• Ord. 360 fecha 10/10/2014• Ord. 1516 fecha 15/10/2014• Restricción actividades extractivas en caletas. |
| Impacto del Terremoto y Tsunami 2010 en AMERB región del Biobío | FIP 2010-19 Instituto Fomento Pesquero | <ul style="list-style-type: none">• Estimación de indicadores.• Enfoque metodológico• Diseño de Encuestas |
| Seguimiento AMERB 2011-2012-2013 | Instituto de Fomento Pesquero | <ul style="list-style-type: none">• Estimación indicadores socioeconómicos• Metodología de levantamiento y cuestionarios. |

Fuente: elaboración IFOP 2015.



(a) Análisis de las fuentes de datos

Para el análisis de las fuentes de datos provistas por Servicio Nacional de Pesca se procedió a realizar un análisis estadístico descriptivo considerando como elementos de evaluación la distribución de los datos (media, mediana, desviación estándar, curtosis, asimetría).

Para determinar si éstos presentan una distribución normal se aplicó un test estadístico de Kolmogorov-Smirnov-Lilliefors a través de las siguientes hipótesis:

H₀: El conjunto de datos presenta una distribución normal

H₁: El conjunto de datos no presenta una distribución normal

El test estadístico utilizado corresponde a $D_n = |F_n(X) - F(X)|$, donde D_n: concierne a la distribución, F_n(X): la distribución empírica y F(x): la distribución teórica, que en este caso representa la normal.

El conocimiento del comportamiento de las bases de información utilizadas permitió tomar decisiones respecto de los estadísticos de prueba utilizados en la evaluación de los objetivos N°1 y 2. Los resultados del análisis exploratorio fueron presentados en el **Anexo 14**.



4. RESULTADOS

4.1 Caracterización de la zona

Las actividades pesqueras artesanales de la zona de influencia del derrame, estuvieron centradas principalmente en 8 caletas correspondientes a El Manzano, El Embarcadero, El Papagallo y Loncura (ubicadas en la bahía de Quintero), Ventanas, Horcón, Maitencillo, y finalmente en el sector del islote de Cachagua, ubicado en la comuna de Zapallar.

En total estas caletas albergaron a 12 organizaciones de pescadores artesanales (OPA), concentrando un total de 694 socios inscritos según registro de organizaciones artesanal SERNAPESCA 2015.

Basado en la aplicación de la encuesta a un conjunto de 171 pescadores, se pudo estimar que el 78% se encontraron registrados en las organizaciones pertenecientes a la zona en que afectó el derrame de hidrocarburos; mientras que el 22% restante, estuvieron registrados en organizaciones ubicadas fuera de la zona afectada. Este grupo realizó actividad extractiva durante el periodo que ocurrió el derrame de hidrocarburos y estuvo conformado por pescadores pertenecientes a organizaciones de la ex caleta Sudamericana (SIPSA y SIPELANCH), que se encontraba haciendo uso de la caleta El Manzano durante el evento de contaminación.

Es importante señalar, que las organizaciones que estaban consideradas en este estudio originalmente correspondían a evaluar una OPA por caleta, es decir, una cobertura de ocho organizaciones en total. No obstante, dadas las características del sistema de agrupación de la bahía de Quintero, el equipo investigador consideró ampliar la cobertura a otras organizaciones que también habitaban en las caletas de estudio, como fue el caso de SIPELANCH y SIPSA que mantienen un contrato de comodato con la caleta El Manzano, ya que anteriormente pertenecían a la caleta Sudamericana ubicada en Valparaíso. Como también fue el caso de la organización septiembre 24 que se ubicó en la caleta El Embarcadero, y que surgió producto de la situación del evento de contaminación.

En la **Tabla 10**, se muestra la configuración que mantiene la zona de influencia y la agrupación de organizaciones por caleta de pescadores artesanales de la zona afectada.

**Tabla 10.**

Organizaciones de pescadores artesanales de la zona de influencia del derrame por caleta, comuna y número de socios inscritos.

| Comuna | Caleta | OPA | Nº socios |
|-------------------|-------------|---|-----------|
| Bahía de Quintero | Embarcadero | Sindicato de Trabajadores Independientes y Pescadores Artesanales caleta El Embarcadero de Quintero | 35 |
| | | STI de pescadores artesanales Septiembre-24 | 72 |
| | El Manzano | Sindicato de Trabajadores Independientes y Pescadores Artesanales Caleta El Manzano | 54 |
| | | Sindicato de Pescadores artesanales de Muelle Sudamericano (SIPSA) | 87 |
| | | STI pescadores de Lanchas de Valparaíso | 100 |
| | Papagallo | Sindicato de Trabajadores Independientes Pescadores Artesanales Buzos Mariscadores Caleta El Papagallo | 34 |
| | Loncura | Sindicato de Trabajadores Independientes Pescadores Artesanales Caleta Loncura | 66 |
| Puchuncaví | Ventanas | Sindicato de Trabajadores Independientes y Pescadores Artesanales Buzos Mariscadores y Ramos Similares Caleta Ventanas. | 49 |
| | | Cooperativa de pescadores artesanales buzos mariscadores Alcatraz Ltda. de Ventanas | 28 |
| | Horcón | Sindicato de Trabajadores Independientes Pescadores Artesanales Buzos Mariscadores y Ramos Similares Caleta Horcón. | 102 |
| | Maitencillo | Sindicato de Trabajadores Independientes y Pescadores Artesanales de Caleta Maitencillo | 40 |
| Zapallar | Cachagua | Sindicato de Trabajadores Independientes de Pescadores los Pingüinos de la caleta las Cujas de Cachagua. | 27 |

Fuente: Elaboración IFOP en base a información SERNAPESCA²⁹.

Respecto al nivel etario de los pescadores encuestados de la zona de influencia, se pudo inferir que el promedio de edad se situó en 52 años. El grupo que registró un mayor promedio de edad, se ubicó en la caleta de Horcón, donde el 40% de los asociados superaron los 63 años, seguido por la caleta de Ventanas. El grupo que presentó un menor nivel etario se concentró en la bahía de Quintero con un promedio de edad de 49 años.

En cuanto al nivel estudios, un 66% de los pescadores socios a la OPAs presentaron un nivel de escolaridad incompleto, de este conjunto, un 55% sólo alcanzó parte de sus estudios de educación básica, y el 45% restante alcanzó parte de la enseñanza media (1º y 2º medio principalmente). Una

²⁹ https://www.Sernapesca.cl/index.php?option=com_content&view=article&id=462&Itemid=581



de las características de este grupo, es que corresponden a pescadores que poseen un mayor nivel etario, e iniciaron su oficio de pescador a muy temprana edad. Sólo el 34% de los casos de la zona de influencia del derrame, indicó haber terminado sus estudios.

El grupo familiar, en promedio, estuvo constituido por 3 a 5 personas (en algunos casos hasta 10 personas), donde el principal ingreso del grupo familiar provino del pescador. De éstos, el 51% de los encuestados indicó ser el único que aporta ingresos al grupo familiar, mientras que el restante (49%) indicó que otro integrante de la familia realizó una actividad remunerada, de este último grupo, el 22% desempeñó actividades en el sector pesquero de manera informal (ventas de mariscos, pescador artesanal, ayudante de buzos, acarreo de botes, y otros).

Respecto a la ocupación de los pescadores que realizan actividad extractiva son principalmente, pescadores propiamente tal, armadores, buzos, ayudantes de buzos y en menor medida, recolectores de orilla. Estas categorías variaron según las actividades extractivas que realizan en la caleta y también en sus organizaciones.

En efecto, la categoría de armadores se ubicó principalmente en cuatro caletas de pescadores dedicadas principalmente a la extracción de jibias y recursos demersales, agrupando un total 74% armadores y un 86% de pescadores propiamente tal, en las caletas de Horcón, El Embarcadero, El Manzano y Ventanas, que en su conjunto albergaron un total de 8 OPA (**Tabla 11**).

Respecto de la categoría de buzos, las caletas de Horcón y Ventanas concentraron al 57% de los usuarios. No obstante, la caleta El Papagallo concentró una cifra menor de esta categoría (14% de buzos y el 22% de ayudante de buzos) pero su dedicación fue exclusivamente en la extracción de bentónica, a diferencia del resto de las caletas analizadas que combinaron su actividad con la extracción de otras especies. Maitencillo, también fue una de las caletas que concentraron una mayor proporción de buzos respecto de las otras categorías, no obstante los socios combinan su actividad de buzo y pescador.

La organización que concentró principalmente la categoría de recolectores, correspondió al STI los Pingüinos de la caleta las Cujas, ubicado en Cachagua, con un 95% de esta actividad; no obstante, fue la que menor cantidad de categoría de pescadores presentó.

Cabe señalar, que la mayoría de las organizaciones que presentaron una mayor concentración de buzos dentro de sus asociados, mantuvieron adscritas una concesión de área de manejo de recursos bentónicos (AMERB), como fue el caso de Horcón, Ventanas y Maitencillo.



Tabla 11.

Proporción de las categorías de los socios de las OPAs de pescadores artesanales por caletas de la zona de influencia.

| Caleta | Organización | Nº socios activos | Armador | Pescador | Buzos | Ayud. buzo | Rec. |
|---------------|---|--------------------------|----------------|-----------------|--------------|-------------------|-------------|
| Embarcadero | STI caleta El Embarcadero de Quintero | 61% | 19% | 11% | 6% | 7% | 5% |
| | STI septiembre -24. | 100% | 4% | 12% | 0% | 6% | 0% |
| El Manzano | STI Caleta El Manzano | 78% | 14% | 11% | 6% | 7% | 0% |
| | STI de Muelle Sudamericano (SIPSA) | 100% | 6% | 14% | 0% | 0% | 0% |
| | STI Lanchas de Valparaíso (SIPELANCH) | 100% | 6% | 16% | 0% | 0% | 0% |
| Papagallo | STI Caleta El Papagallo. | 72% | 2% | 0% | 14% | 22% | 0% |
| Loncura | STI Caleta Loncura | 100% | 0% | 0% | 0% | 0% | 0% |
| Ventanas | STI Caleta Ventanas. | 100% | 11% | 5% | 18% | 34% | 0% |
| | Cooperativa Alcatraz Ltda. Caleta de Ventanas | 100% | 0% | 0% | 0% | 0% | 0% |
| Horcón | STI Caleta Horcón. | 100% | 30% | 22% | 39% | 0% | 0% |
| Maitencillo | STI de Caleta Maitencillo | 100% | 6% | 5% | 15% | 25% | 0% |
| Cachagua | STI los Pingüinos de la caleta las Cujas de Cachagua. | 96% | 2% | 45% | 1% | 0% | 95% |

Fuente: Elaboración IFOP.

4.1.1 Actividades económicas y productivas

Las actividades económicas y productivas que desempeñaron los pescadores artesanales de la zona de influencia del derrame, no sólo estuvieron asociadas a actividades extractivas, sino también a actividades desarrolladas en otros sectores económicos, denominadas en este estudio actividades alternativas (AA).

Estas actividades alternativas, tal como se describieron en párrafos precedentes, correspondieron principalmente al sector industrial, asociado a la construcción y servicios (tales como comercio y turismo) en las caletas que tienen afluencia de público sobre todo en época estival.

En cuanto al desarrollo de actividades pesqueras extractivas en la zona de influencia, éstas fueron realizadas en áreas de libre acceso (ALA) y en áreas de manejo (AMERB) en aquellas organizaciones que poseen dichas concesiones.



Mediante las encuestas realizadas a pescadores socios de las caletas afectadas, se pudo observar que las caletas ubicadas en la zona de la bahía de Quintero se caracterizaron por mantener como actividad principal³⁰ la extracción en ALA, principalmente sobre los recursos de jibias, demersales y bentónicos (éstos últimos centrados en la caleta El Papagallo). No obstante, algunos pescadores (23% de encuestados) desarrollaron actividades alternativas AA, asociados principalmente al sector de construcción y de servicios, actividad que permitió complementar sus ingresos manteniendo una dedicación temporal.

Respecto de las caletas adyacentes³¹, se pudo evidenciar que las actividades productivas que realizaron los pescadores estuvieron compuesta por ALA, AMERB y AA. En particular, la caleta de Horcón, a diferencia de las otras caletas, centró su actividad productiva en la extracción de recursos en ALA y AMERB. El resto de las caletas, tales como, Ventanas, Maitencillo y el sector de Cachagua, centraron sus actividades productivas en actividades alternativas asociadas principalmente al sector industrial y/o servicios, además del turismo y el comercio, seguidas por las actividades extractivas de AMERB y ALA (**Tabla 12**).

Tabla 12.

Actividades económicas productivas principales que realizaron los pescadores de las caletas de la zona de influencia del derrame de hidrocarburos durante el 2014-2015.

| Zonas | Caletas | Actividades Productivas Principales | | |
|--------------------|----------------|-------------------------------------|-------|-----|
| | | ALA | AMERB | AA |
| Bahía de Quintero | El Embarcadero | 92% | 0% | 8% |
| | El Manzano | 94% | 0% | 6% |
| | Papagallo | 91% | 0% | 9% |
| | Loncura | 82% | 0% | 18% |
| Caletas adyacentes | Ventanas | 37% | 3% | 61% |
| | Horcón | 74% | 5% | 21% |
| | Maitencillo | 14% | 13% | 73% |
| | Cachagua | 9% | 1% | 91% |

Fuente: Elaboración IFOP.

³⁰ Cabe señalar, que la clasificación de las actividades denominadas como “principales”, realizadas por los pescadores, se infieren de la cantidad de ingresos percibidos y por el tiempo dedicación que fue asignado a dicha actividad.

³¹ Caletas adyacentes, en este estudio se denominan las que están entorno a la bahía de Quintero y que son parte de la zona de influencia, éstas son: Ventanas, Horcón, Maitencillo y Cachagua.



4.1.2 Actividad Extractiva: Áreas de Libre Acceso (ALA)

Durante el periodo de 2011-2014, en la zona de cobertura del estudio se desembarcó un total de 89.665 toneladas de recursos, según datos SERNAPESCA. Los principales grupos de recursos desembarcados, correspondieron a pescados y moluscos, principalmente jibia. El grupo que aportó menores desembarques fueron crustáceos y algas (**Tabla 13**).

Tabla 13.

Desembarque total en toneladas de recursos por caletas de la zona de estudio, periodo 2011-2014.

| Grupos recursos | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | Total caletas |
|-----------------|--------|--------|--------|--------|---------------|
| PESCADOS | 6.058 | 6.455 | 9.764 | 21.882 | 44.159 |
| MOLUSCOS | 5.876 | 6.265 | 9.566 | 21.672 | 43.379 |
| CRUSTACEOS | 440 | 350 | 382 | 514 | 1.686 |
| ALGAS | 157 | 143 | 113 | 28 | 441 |
| Total | 12.531 | 13.213 | 19.825 | 44.096 | 89.665 |

Fuente: IFOP en base a datos SERNAPESCA

Durante el periodo 2011-2014, los principales desembarques del recurso jibia se centraron en las caletas El Embarcadero (69%) y El Manzano (31%). Por otra parte, el desembarque de demersales se centró principalmente en caleta Horcón (68%); mientras que los Moluscos, Equinodermos y Cefalópodos (MEC) se concentraron en la caleta Papagallo (71%).

En el caso de las algas, estos fueron desembarcados principalmente en Ventanas, El Manzano, y Horcón, concentrando un 45%, 26% y 24%, respectivamente (**Tabla 14**).

Tabla 14.

Desembarque porcentual de las principales pesquerías por caletas, periodo 2011-2014.

| Caletas | Algas | Crustáceos | Demersal | MEC | Jibia | Jaiba |
|----------------|-------|------------|----------|-----|-------|-------|
| El Embarcadero | 0% | 100% | 9% | 0% | 69% | 10% |
| El Manzano | 3% | 0% | 28% | 2% | 31% | 32% |
| Horcón | 19% | 0% | 45% | 21% | 0% | 16% |
| Loncura | 0% | 0% | 3% | 0% | 0% | 2% |
| Maitencillo | 5% | 0% | 2% | 0% | 0% | 1% |
| Papagallo | 34% | 0% | 4% | 69% | 0% | 34% |
| Ventanas | 39% | 0% | 9% | 7% | 0% | 4% |

Fuente: Elaboración IFOP en base a datos SERNAPESCA (2011-2014).



(a) Pesquería de la jibia

Durante el periodo 2011-2014, hubo un incremento en el número de embarcaciones que operaron dentro de la zona de estudio, compuesto tanto por botes y lanchas, pasando de 56 embarcaciones durante el 2012 a 134 el 2014. Éstas presentaron la particularidad de dedicarse principalmente al desembarque de dicho recurso, siendo una flota monoespecífica, concentrando alrededor del 97% de sus recursos desembarcados anualmente (**Figura 4**).

Para el mismo periodo, el 50% de las embarcaciones que operaron en la zona desembarcaron todos sus recursos en una sola caleta de la bahía de Quintero (El Manzano o El Embarcadero); mientras que el 50% restante desembarcó en ambas caletas. Lo anterior, indicó que existe una movilidad en la operación de la flota de esta pesquería, centrada principalmente en ambas caletas, con una menor participación de la caleta Loncura (1%).

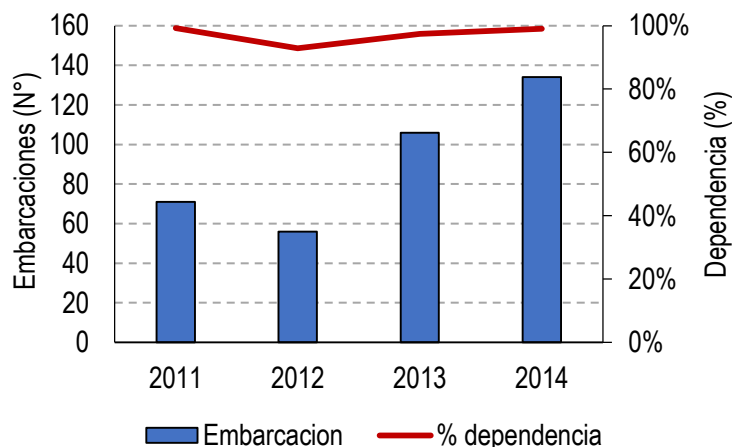


Figura 4. Número de embarcaciones y porcentaje de dependencia a los desembarques de recursos jibias, periodo 2011-2014.

Respecto de la operación de la flota durante el periodo 2011-2014, el 61% de los pescadores dedicados a la extracción de jibia desembarcaron la totalidad de sus recursos en las caletas de pertenecientes a zona de influencia. El 23% desembarcaron principalmente dentro de la zona (sobre 50% de los recursos); mientras que un 16% desembarcó menos del 50% de sus recursos dentro de la misma, siendo una flota que operó principalmente fuera de la zona de influencia.

De lo anterior, se desprendió que no todas las embarcaciones operaron exclusivamente en esta área, también hubo un grupo que operó de manera intermitente centrandó su actividad en otras caletas.

En general, se observó que en la zona de estudio hubo embarcaciones pertenecientes y registradas en ella, y otras provenientes de diferentes localidades, principalmente de la ex caleta Sudamericana.



Cabe destacar, que este grupo de pescadores realizó sus operaciones en la caleta El Manzano producto de un contrato de concesión adquirido con el STI que administra la caleta, que les permitirá ejercer su actividad en un periodo de 11 años³².

Durante el periodo 2011-2014, el 46% de los desembarques provinieron de embarcaciones pertenecientes a organizaciones asociadas a la zona de estudio; mientras que el 54% provino de embarcaciones que no pertenecieron a la zona, las que centraron su operación principalmente en la bahía de Quintero, donde concentraron el 60% de los volúmenes desembarcados en este lugar (como fue el caso de los pescadores de la ex caleta Sudamericana).

Respecto a la comercialización de los recursos, el 83% de los volúmenes fueron adquiridos por agentes intermediarios, un 9% fueron vendidos como desecho y un 8% transado por agentes que compararon en representación de plantas de proceso (**Figura 5**).

En la localidad se observaron 16 intermediarios, de los cuales el 70% centro su actividad comercial en las dos caletas principales (El Embarcadero y El Manzano); de este grupo, hubo dos intermediarios que concentraron el 66% de los volúmenes totales, quienes adquirieron este recurso en ambas caleta. Por otro lado, hubo 9 agentes compradores en representación de plantas de proceso que operaron de forma intermitente; no obstante, se observó la presencia de un agente que concentró cerca del 5% de los volúmenes totales transados. Si bien, dicho agente compró en ambas caletas, centró su actividad principalmente en la caleta El Manzano.

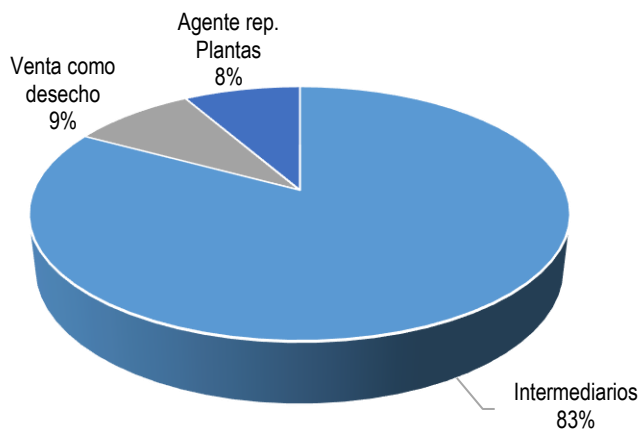


Figura 5. Principales agentes compradores de jibia, periodo 2011-2014.

³² Entrevista realizada al dirigente de pescadores del STI SIPSA, en reunión realizada en la caleta El Manzano fecha 15.07.2015.



(b) Pesquería demersal

En el caso de los pescadores dedicados principalmente a la extracci3n de recursos demersales, su actividad se centr3 principalmente en las caletas El Embarcadero (31%), Horc3n (30%), El Manzano (18%) y Loncura (10%). Respecto de las flotas que desembarcaron en la caleta El Embarcadero, 3stas correspondieron principalmente a lanchas; mientras que en el resto de las caletas fueron principalmente botes.

No obstante, las embarcaciones dedicadas a la extracci3n de recursos demersales se concentraron principalmente en caleta Horc3n (48% de la flota total), representando el 55% de los desembarques totales.

En el caso de la flota ubicada en Horc3n, esta mantuvo una cantidad de alrededor de 20 embarcaciones, con un incremento durante el a3o 2012 llegando a 26. La extracci3n de recursos demersales represent3 el sobre el 95% de los desembarques totales realizado por dicha flota, compuestos principalmente por los recursos merluza com3n (53%), congrio colorado y negro (21%), y sierra (7%) principalmente (**Figura 6a**).

En el resto de las caletas, la actividad present3 un incremento en el n3mero de embarcaciones, pasando de 19 el a3o 2011 a 30 el 2014; con una dependencia a estos recursos que fluctu3 entre un 78% a 88% (**Figura 6b**).

Los principales recursos a los que se dedicaron estas embarcaciones fueron merluza com3n (24%), jibia (20%), jurel (16%), congrios (11%) y sierra (7%). Adem3s, durante el periodo de an3lisis hubo seis embarcaciones dedicadas a la extracci3n de bacalao de profundidad por medio de espinel y una dedicada exclusivamente a la extracci3n de jurel con redes de cerco.

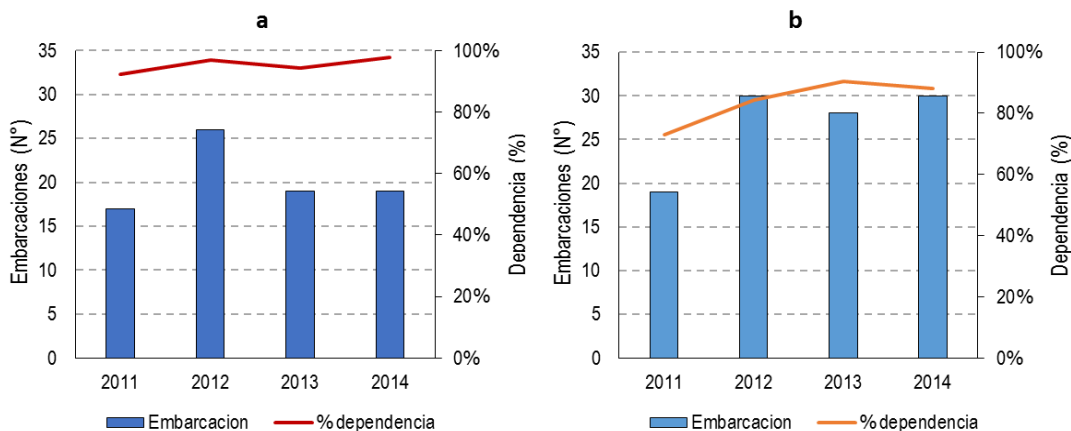


Figura 6. N3mero de embarcaciones y porcentaje de dependencia a los desembarques de demersales, separado por la caleta a) Horc3n y b) Resto de caletas, periodo 2011-2014.



Respecto de las embarcaciones, el 79% desembarcaron todos sus recursos en una sola caleta, mientras que el 14% utilizó dos o más lugares, concentrando sus desembarques preferentemente en una (75% a 99%). El 7% restante, también desembarcó en dos o más caletas; sin embargo, concentró entre el 50% a 74% de sus recursos en una caleta, dando cuenta que esta flota tuvo por característica desembarcar preferentemente en un sólo lugar, presentando una menor movilidad en su operación. En general, se observó que el 97% de las embarcaciones operativas durante el periodo 2011-2014 pertenecieron a las organizaciones de la zona y sólo el 3% provinieron de otros lugares; no obstante, éstas desembarcaron únicamente en las caletas asociadas a la zona de estudio.

Respecto de la comercialización, el 84% de los recursos demersales fueron vendidos directamente por los pescadores bajo la modalidad de "venta al detalle", el 13% fue adquirido por intermediarios y el resto (3%) por agentes representantes de plantas (Figura 7).

Sólo en la caleta El Embarcadero y El Manzano se destacaron como principales agentes compradores a intermediarios y representantes de plantas de proceso, vinculados principalmente a la compra de jibia. En el resto de las caletas primaron las ventas al detalle, modalidad de compra que concentró el 95% de los recursos vendidos.

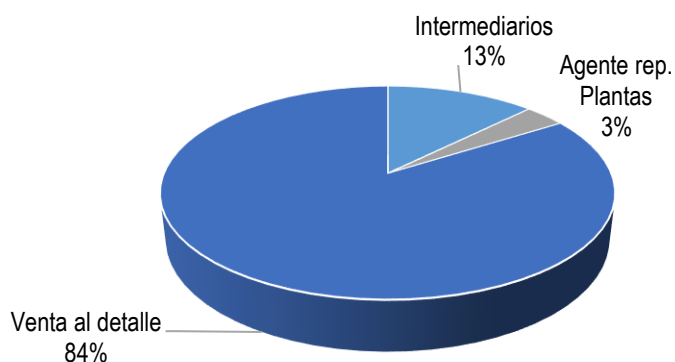


Figura 7. Principales agentes compradores de recursos demersales, periodo 2011-2014.

(c) Pesquería de Moluscos, Equinodermos y Cefalópodos (MEC)

En el caso de los pescadores dedicados principalmente a la extracción de recursos MEC, su actividad se centró principalmente en las caletas Papagallo (59%), Horcón (26%) y Ventanas (9%).

De las embarcaciones que operaron en la zona, el 85% desembarcaron todos sus recursos en una sola caleta, mientras que el (15%) restante lo hizo en dos o más, pero concentrando sobre el 75% de sus desembarques en una sola caleta. El 100% de las embarcaciones que operaron pertenecieron a la zona de estudio, siendo éste el único lugar donde desembarcaron sus recursos, presentando una alta concentración en su operación.



En el caso de la flota asociada a los recursos MEC, durante el periodo 2011 a 2014, esta presentó una disminución anual en el número de embarcaciones dedicadas a esta actividad, pasando de 13 el 2011 a 10 el 2014, con una dependencia al desembarque de estos recursos de alrededor del 78%. Los principales recursos extraídos correspondieron a picoroco (27%), lapas (25%), caracol tegula (9%) y erizos (6%) principalmente (**Figura 8**).

Complementariamente, este grupo de pescadores se dedicó a la extracción de jaibas (12%) y peces finos, tales como congrio (4%), viejas (2%), rollizo (2%), pejesapo (2%), entre otros.

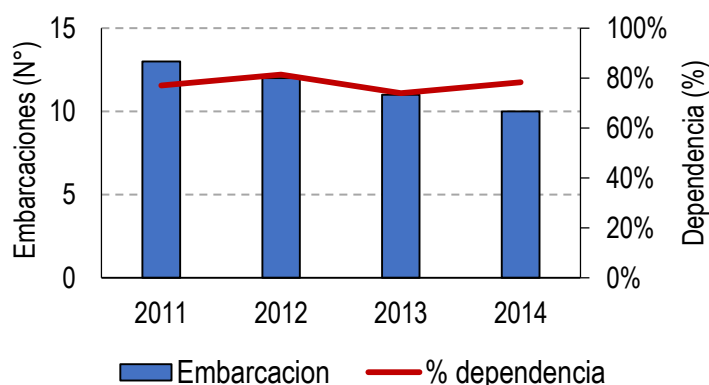


Figura 8. Número de embarcaciones y porcentaje de dependencia a los desembarques de recursos MEC, periodo 2011-2014.

El 99% de los recursos MEC fueron comercializados directamente por los pescadores a través de la "venta al detalle", mientras que el 1% fue comprado directamente por representante de las plantas de proceso, por medio del único agente comprador para todas las caletas (**Figura 9**).



Figura 9. Principales agentes compradores de recursos MEC³³, periodo 2011-2014.

³³ Pesquería de moluscos, equinodermos y cefalópodos, excluidos de este grupo para este estudio las jibias.



(d) Pesquerías de algas

En el caso de los pescadores dedicados a la extracci3n de recursos algas, los desembarques se centraron en las caletas de Ventanas (62%), Papagallo (20%) y Horc3n (12%).

La actividad fue realizada por dos tipos de actores, embarcaciones y recolectores de orilla, los que representaron el 54% y 46% de los volúmenes desembarcados, respectivamente.

Durante el periodo 2012 a 2014, los recolectores de orilla presentaron un incremento en la cantidad de registro, pasando de 5 a 11 personas; mientras que el número de embarcaciones se mantuvo entre 2 a 3; no obstante, en el ańo 2012, hubo un incremento en el número de embarcaciones alcanzando los 8 botes (**Figura 10**).

Respecto a la dependencia a la extracci3n de dicho recurso, esta vari3 entre el 85% y 95% del total de recursos desembarcados anualmente, siendo una flota especializada principalmente sobre esta pesquería.

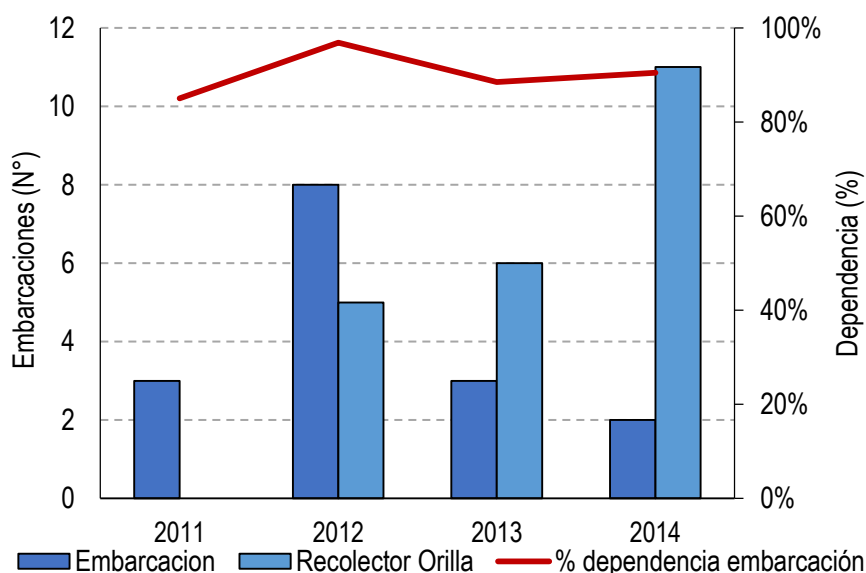


Figura 10. Número de usuarios (embarcaciones y recolectores de orilla) y porcentaje de dependencia a los desembarques de recursos algas, periodo 2011-2014.



Respecto del desarrollo de esta actividad, el 100% de las embarcaciones y el 67% de los recolectores desembarcaron sus recursos en una caleta. El 33% de los recolectores restantes, estos realizaron su actividad en dos o más caletas; sin embargo, sobre el 75% de sus desembarques se concentraron preferentemente en una.

En cuanto a la comercialización de los recursos, éstos fueron adquiridos principalmente por agentes compradores que operaron en representación de plantas de proceso (73%), seguido por la venta de personas naturales (18%) e intermediarios (9%) (**Figura 11**).

Las principales caletas dedicadas al desembarque de este recurso (Ventanas, El Papagallo y Horcón) tuvieron como agente comprador a representantes de plantas de proceso, quienes concentraron el 85% de los recursos transados. Mientras que en la caleta Maitencillo, los agentes intermediarios concentraron el 90% de los recursos desembarcados.

En la zona de estudio hubo cinco agentes representantes de plantas de proceso, de los cuales tres concentraron el 72% del total de recursos desembarcados en la zona. Por otro lado, hubo cuatro agentes intermediarios, donde los dos principales representaron el 7% del total de recursos comercializados; no obstante, sus actividades en la zona fueron discontinuas participando sólo en dos temporadas de pesca.

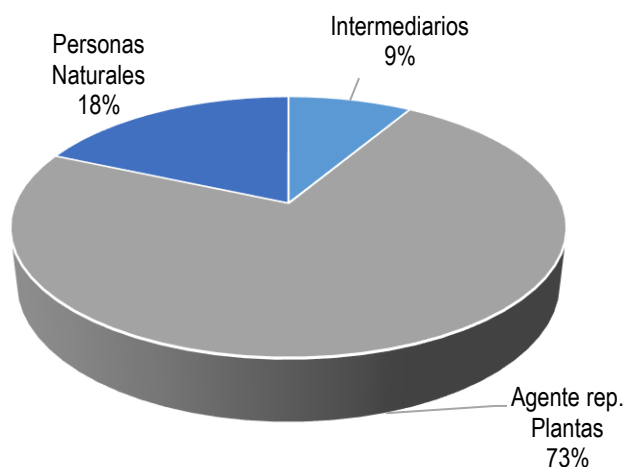


Figura 11. Principales agentes compradores de recursos algas, periodo 2011-2014.



4.1.3 Actividad extractiva en Áreas de Manejo de Explotación de Recursos Bentónicos (AMERB)

Las concesiones de AMERB desde la bahía de Quintero hasta el islote de Cachagua, pertenecen a siete de las organizaciones de pescadores artesanales ubicadas en la zona de estudio, de éstas tres se ubican en la bahía de Quintero, correspondientes al sector Embarcadero, sector NW península de Los Molles y sector Papagallo. En las caletas adyacentes, se ubicaron cuatro, correspondientes al sector Punta Lunes, Horcón, Maitencillo y Cachagua sector A (**Tabla 15**). Todas estas áreas fueron otorgadas por decreto supremo a partir de 1997, siendo Cachagua sector A, la última en ser conferida (2011).

En cuanto a las cosechas realizadas, para los sectores Papagallo, Embarcadero y NW Península Los Molles, se pudo inferir mediante sus informes de seguimiento, que éstos presentaron discontinuidad en sus cosechas. El sector Papagallo, perteneciente al STI del mismo nombre, presentó informes de seguimiento durante el periodo 2000 al 2003, y después de 11 años, presentó un nuevo Plan de Manejo y Explotación de Recursos AMERB a la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura durante septiembre del 2014 (antes del evento), la cual obtuvo resolución de extracción de recursos durante octubre del mismo año.

Respecto de los sectores de Embarcadero y NW península de Los Molles, pertenecientes a las OPAs El Embarcadero y El Manzano respectivamente, estos presentaron similar situación que el sector anterior, presentando informes de seguimiento de manera continua durante el periodo 2000-2011, para posteriormente presentar un nuevo informe emitido por parte de estas organizaciones durante los meses de julio y diciembre del 2014, respectivamente.

De acuerdo a los datos de cosechas SERNAPESCA (2000-2015), la operación en AMERB en la bahía de Quintero presentaron discontinuidad previo al evento de contaminación del 2014, observándose que sólo el sector NW península de Los Molles hubo una mayor continuidad en sus cosechas, hasta el 2008. A diferencia de los sectores Embarcadero y Papagallo, quienes registraron las últimas cosechas durante el 2006 y 2003 respectivamente. Las especies cosechadas durante ese periodo fueron loco, lapa negra, lapa rosada, lapa reina y erizos.

Las áreas de manejo que presentaron continuidad en los informes de seguimiento, durante el periodo 2000-2014, fueron Ventanas, Horcón, Maitencillo, y de formación más reciente Cachagua sector A. Los recursos principales que figuran en los estudios de situación base para solicitar la concesión AMERB correspondieron a loco, lapas, erizos y en algunos casos, huiro.

**Tabla 15.**

Descripción de la actividad extractiva en AMERB desde la bahía de Quintero hasta el islote de Cachagua periodo pre y post evento.

| Nombre corto OPA | Sector AMERB | Decreto Supremo MINECON ³⁴ | Último Informe | Recursos Principales |
|--------------------|------------------------|---------------------------------------|----------------|---|
| STI El Papagallo | Papagallo | Nº 505 Fecha: 10.09.98 | 09/2014 | loco, lapa negra y rosada, erizo rojo |
| STI El Embarcadero | Embarcadero | Nº652 Fecha: 03.11.97 | 07/2014 | loco, lapa negra y rosada, huiro negro y palo |
| STI El Manzano | NW. Pen. de Los Molles | Nº 505 Fecha:10.09.98 | 12/2014 | loco, lapa rosada y negra |
| STI Ventanas | Punta Lunes | Nº652 Fecha: 03.11.97 | 11/2013 | loco, lapa negra, reina y rosada y erizo rojo |
| STI Horcón | Horcón | Nº652 Fechas: 03.11.97 | 05/2014 | loco, lapa negra y rosada, erizo rojo |
| STI Maitencillo | Maitencillo | Nº 652 Fecha: 03.11.97 | 2014 | loco, lapa negra y rosada, erizo rojo |
| STI Las Cujas | Cachagua Sector A | Nº1.211 Fecha: 21.12.11 | 10/2013 | loco, lapa negra, reina y rosada, erizo rojo y huiro palo |

Fuente: Elaboración IFOP, en base a datos SUBPESCA y SERNAPESCA 2015.

4.2 Tipificación de la actividad

Producto de las características económicas que presentó la zona de estudio, se optó por realizar una división en función de las principales actividades productivas presentes en la localidad, priorizando los principales atributos económicos que predominaron en las diferentes caletas de la zona, correspondientes a las actividades realizadas en Áreas de Libre Acceso (ALA), cosechas en Áreas de Manejo (AMERB) y desarrollo de Actividades Alternativa (AA).

En el caso de las actividades realizadas en ALA, estas fueron divididas según las principales pesquerías desarrolladas en las caletas, correspondientes al desembarque de jibia, crustáceos, algas, demersales y MEC³⁵.

³⁴ Ministerio de Economía Fomento y Turismo.

³⁵ MEC, corresponde a las pesquerías de moluscos (bivalvos y gastrópodo), equinodermos y cefalópodos, con la excepción de la especie jibia.



Para la valoración de las actividades realizadas en las caletas de la zona se utilizaron dos fuentes de información correspondientes a: i) la aplicación de la encuesta realizada por IFOP, donde se obtuvo el valor económico para cada una de las actividades realizadas; y ii) Bases de desembarques de SERNAPESCA, de la que se obtuvo la distribución porcentual de los desembarques. Los ingresos resultantes fueron normalizados, de manera de evitar desconcierto respecto al uso de información (Tabla 16).

Tabla 16.

Distribución de los ingresos según actividad económica realizada por las caletas de la localidad.

| Caleta | Algas | Crustáceos | Jibia | MEC | Demersales | Ing. AMERB | Ing. AA |
|----------------|-------|------------|-------|-----|------------|------------|---------|
| Cachagua | | 9 | | 1 | 4 | 1 | 146 |
| El embarcadero | | | 375 | | 1 | | 33 |
| El Manzano | 1 | 1 | 498 | | 5 | | 32 |
| Horcón | 47 | 12 | | 8 | 81 | 9 | 41 |
| Loncura | | 12 | 17 | | 70 | | 22 |
| Maitencillo | 17 | | | | 3 | 19 | 110 |
| Papagallo | 233 | 49 | | 59 | 11 | | 37 |
| Ventanas | 58 | | | 3 | 13 | 5 | 122 |

Fuente: Elaboración IFOP

A partir de la información anterior, se realizó un análisis de conglomerado por medio del método jerárquico, obteniendo como resultado un análisis de dendograma, distinguiéndose cuatro niveles de agrupaciones (Figura 12).

El Grupo 1, correspondió a las caletas “El Embarcadero” y “El Manzano”, dedicadas al desembarque de recurso jibia, principal recurso extraído en la zona, con embarcaciones que operan distante de la costa y utilizando como principal arte de pesca la potera. A su vez, corresponde a una actividad ligada a la presencia de agentes compradores intermediarios y vinculados principalmente a la venta a plantas de proceso.

El Grupo 2, compuesto por la caleta Papagallo, sus pescadores se dedicaron principalmente al desembarque de recursos MEC y algas. En esta caleta predominó la actividad realizada por buzos y recolectores de orilla, siendo una caleta altamente vinculada a la extracción cerca de la costa. Además, los recursos presentaron como principal medio de comercialización la venta al detalle, en el caso de los recursos MEC, y venta a través de intermediarios para los recursos algas.

El Grupo 3, asociado a las caletas de Horcón y Loncura, con pescadores dedicados principalmente al desembarque de recursos demersales. Si bien ambas caletas presentaron diferentes volúmenes de



desembarque, los ingresos de sus pescadores dependieron principalmente del desarrollo de esta actividad. La flota asociada a estas caletas operó distante a la costa, utilizando como principal arte de pesca las redes de enmalle. Al igual que el Grupo 2, el principal medio de comercialización correspondió a la venta al detalle, con una baja presencia de compradores intermediarios.

El Grupo 4, compuesto por pescadores asociados a las caletas de Ventanas, Maitencillo y Cachagua, dedicadas principalmente al desarrollo de Actividades Alternativas a la pesca, vinculadas a la prestación de servicios industriales (como es el caso de Ventanas) y turísticos (tal como ocurre en Maitencillo y Cachagua). Si bien son caletas donde hubo actividad pesquera, en éstas predominó el desarrollo de otros servicios, no necesariamente vinculados a la pesca artesanal.

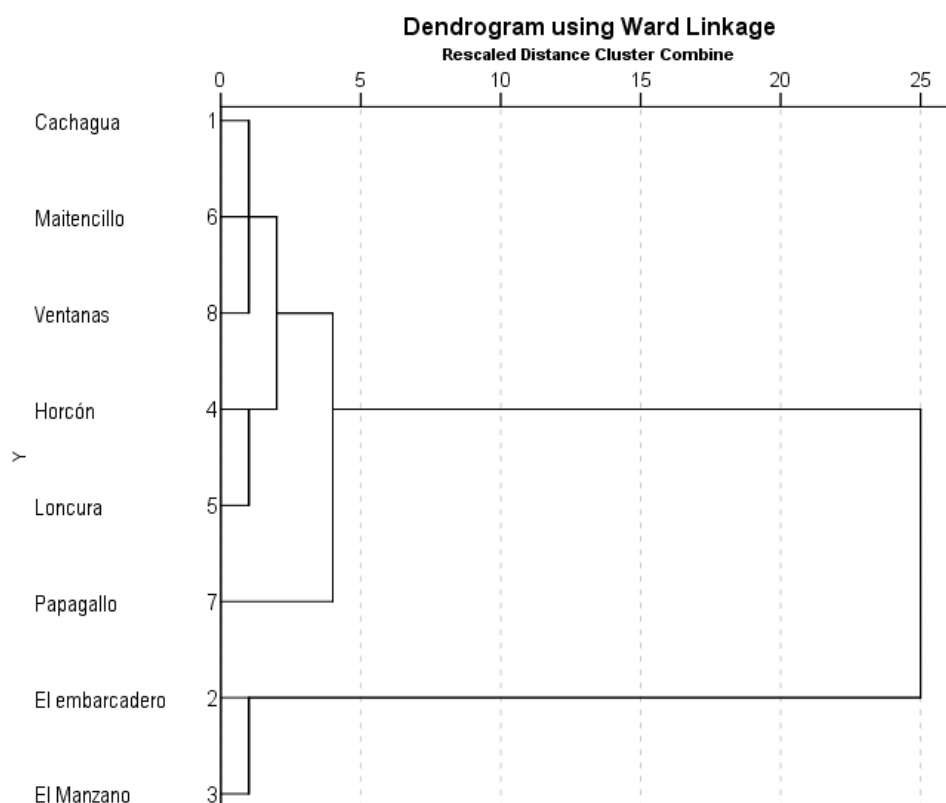


Figura 12. Dendrograma de distancias de Ward indicando la agregación de caletas en relación de sus principales actividades productivas.



4.3 Análisis de indicadores por objetivos específicos

Producto del evento de derrame de hidrocarburos, la evolución temporal de los desembarques sufrió alteraciones, afectando la disponibilidad de los ingresos de los pescadores que mantuvieron actividad extractiva destinada al consumo humano en la zona de influencia. Esta alteración en los desembarques se observó en la extracción de cefalópodos, demersales y bentónicos, en las áreas de libre acceso como en las áreas de manejo suscritas a las organizaciones de los pescadores de la zona de influencia.

A nivel comparativo, en una situación de pre y post del evento de contaminación, se pudo evidenciar que los desembarques disminuyeron abruptamente en el mes de octubre, normalizándose en los meses posteriores hasta diciembre 2014.

Esta disminución en los desembarques, fue el reflejo de la nula actividad extractiva posterior al evento de contaminación, producto de la Resolución N°778 de la SEREMI de Salud, con fecha 6 de octubre de 2014, donde se indicó la prohibición de la extracción, distribución, comercialización y consumo de productos del mar desde la bahía de Quintero y hasta el área de extracción de Horcón. Además de prohibir el baño y actividades deportivas recreacionales en las playas ubicadas en las zonas aludidas, mientras se mantuviera la medida.

La disposición de la autoridad sanitaria, tuvo alzamiento de restricción con fecha el 20 diciembre 2014. No obstante, para las caletas que concentraron su actividad en la extracción de jibia y otros demersales, dadas las características de la operación de esta flota, se permitió restituir la actividad de pesca durante la última semana de octubre, situación que se pudo observar en los niveles de desembarque de los meses posteriores, restableciéndose paulatinamente como se observó en la **Figura 13**³⁶.

Sin embargo, para la extracción de recursos bentónicos en ALA y en AMERB, la medida fue extendida hasta diciembre 2014, producto de mantener monitoreo de los recursos, para cerciorarse que éstos estuvieran libres de contaminación para su comercialización.

En este contexto, el impacto que tuvo el derrame en el ingreso de los pescadores fue evaluado en términos comparativos respecto de la situación previa (meses julio, agosto y septiembre) y posterior (meses octubre, noviembre y diciembre 2014) ocurrido el evento de contaminación. Además, este análisis comparativo fue realizado a nivel de agrupaciones de caletas, debido a la heterogeneidad en las actividades productivas de las mismas.

³⁶ En términos comparativos en los años 2014 y 2015, la figura muestra para este informe sólo hasta el mes de octubre del 2015, producto que aún no se encontraron disponible la información proveniente de Sernapesca.



Cabe destacar, que el análisis de impacto en los ingresos de la zona de influencia, no fueron contemplados las compensaciones (bonos de mitigación) otorgados a los pescadores, producto que no todos recibieron este beneficio, por lo que será analizado en otro apartado.

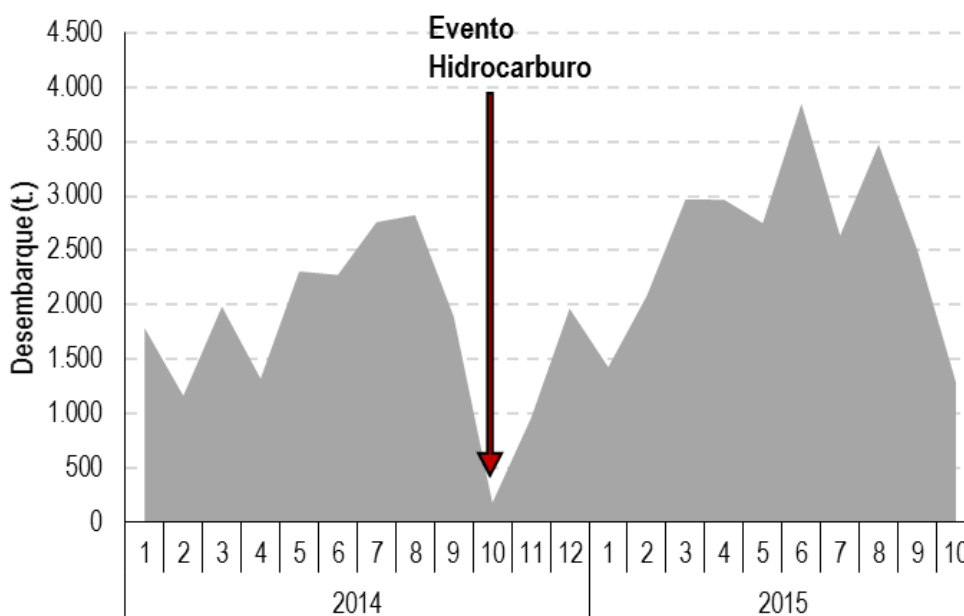


Figura 13. Evolución de los desembarques ALA totales de las caletas ubicadas en la zona de estudio, durante el periodo 2014-2015(Fuente: SERNAPESCA, 2015).

a) Objetivo Específico 1: Evaluar el impacto en los ingresos de los pescadores artesanales, pre y post derrame en las zonas afectadas

Respecto del análisis de la mediana de ingresos mensuales percibidos por los pescadores de la zona afectada, se pudo inferir que hubo una disminución de los ingresos, situación que fue observada principalmente en los 3 meses previos (julio, agosto y septiembre) y los 3 meses posteriores al derrame de hidrocarburos (desde fines de septiembre a diciembre).

La aplicación del análisis estadístico multivariado Kruskal-Wallis demostró que hubo diferencias significativas entre los ingresos mensuales para el periodo de análisis con un valor Chi-cuadrado de 148,366 con un valor potencial “p” inferior a 0,0001.

En general, las diferencias de los ingresos mensuales aproximados percibidos por categoría de armadores, en una situación de pre y post evento de contaminación, disminuyó de 1 millón de pesos



mensuales percibidos en una situación previa, a 455 mil pesos mensuales posterior a dicho evento, obteniendo una reducción aproximadamente en un 55%.

En el caso de los pescadores propiamente tal, sus ingresos variaron entre los 580 mil pesos mensuales para los meses previos al evento, a 260 mil mensual posteriormente, reflejando una reducción cercana al 45% de sus ingresos mensuales (**Figura 14**).

Es importante señalar, que hubo diferencias respecto del efecto que causó el derrame de hidrocarburos entre las distintas categorías de pescadores de la zona afectada, como también el impacto causado en los diferentes grupos. En este sentido, el método de clasificación permitió evidenciar las diferencias de impacto en el ingreso de los pescadores durante el periodo previo y posterior al derrame de hidrocarburos.

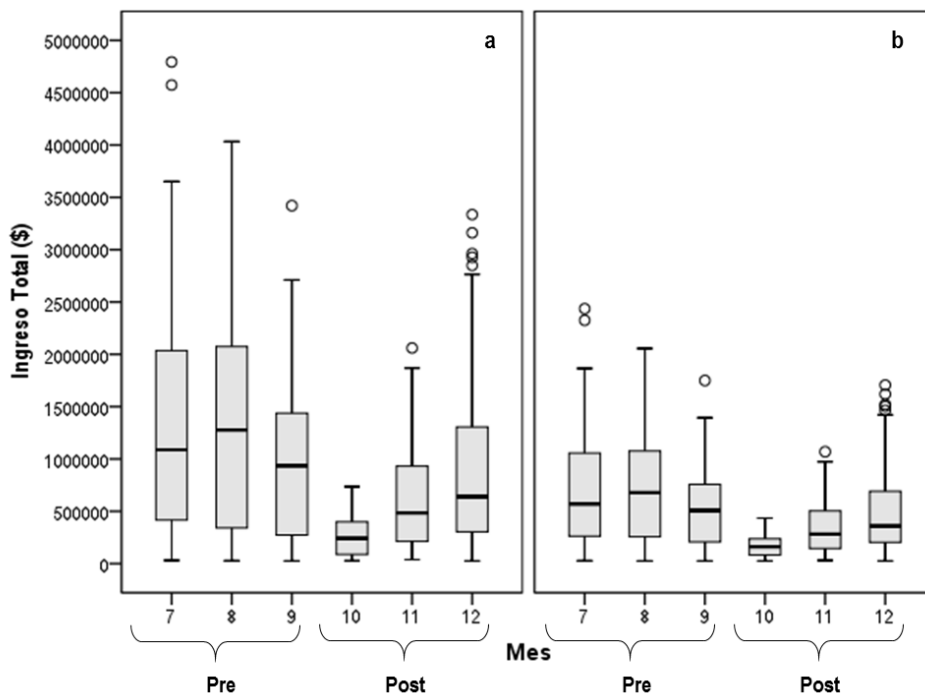


Figura 14. Distribución de los ingresos mensuales separados por categoría a) armador y b) pescador, para el periodo julio a diciembre 2014.

- **Grupo I**

El Grupo I correspondió principalmente a las categorías de armadores y pescadores con dedicación exclusiva a la extracción recurso jibia en ALA. Este grupo, se ubicó principalmente en las caletas del Embarcadero y El Manzano de la bahía de Quintero.



Para la categoría de armadores, esta situación se tradujo en significativas variaciones en los ingresos totales que fueron percibidos mensualmente previos al derrame (julio al 23 septiembre), pasando de una mediana de ingreso mensual de \$1 millón 443 mil pesos, a percibir \$673 mil mensuales, posterior al derrame de hidrocarburos (24 de septiembre a diciembre),

Lo anterior, generó una disminución en sus ingresos en torno a un 47%. Esta variación, en términos estadísticos, resultó ser significativa basados en la aplicación del test no paramétrico U Mann Whitney, con un valor de 14.245 y una potencia “p” inferior a 0,0001.

En el caso de la categoría de pescadores propiamente tal, el derrame de hidrocarburos también tuvo significativas variaciones en la mediana del ingreso total, percibido durante el periodo previo al derrame (julio al 23 septiembre), pasando de percibir \$760 mil a \$375 mil mensuales en el periodo posterior al derrame de hidrocarburos (24 de septiembre a diciembre), situación que generó una disminución en sus ingresos en torno a un 48% (**Tabla 17**). En cuanto al aporte del ingreso familiar, en ambas categorías, el pescador resultó ser el que aporta el mayor ingreso al presupuesto del hogar (Jefes de Hogar). Sin embargo, esta variación fue leve respecto de la situación previa y posterior al evento de contaminación, disminuyendo en un 6% para las familias de los armadores y en un 11% para las familias de los pescadores.

Respecto de las fuentes de datos analizadas (primarias y secundarias), se pudo inferir que al comparar los niveles de ingresos, éstos presentaron una leve diferencia en lo declarado por los pescadores y el análisis de los datos de SERNAPESCA. Es así, que el 63% de los encuestados, reportó percibir ingresos sobre los 900 mil pesos mensuales previos al evento del derrame, y entre los \$300 a \$500 mil mensual posterior al derrame, disminuyendo entre un 44% a 66% sus ingresos percibidos.

Tabla 17.

Indicadores de ingresos previo y posterior al evento de derrame correspondiente al Grupo I,
(Caleta El Embarcadero y El Manzano).

| Cat. | Indicadores | Prevía | Posterior | Test UM-W | Potencia |
|----------|---|-------------|------------|-----------|----------|
| Armador | Mediana ingreso total del pescador | \$1.443.619 | \$673.395 | 14245 | > 0,0001 |
| | Mediana de Ingreso Per cápita familiar | \$ 471.231 | \$ 235.664 | | |
| | Aporte del ingreso pescador al grupo familiar | 90% | 84% | | |
| Pescador | Mediana ingreso total del pescador | \$760.995 | \$375.035 | | |
| | Mediana de Ingreso Per Cápita | \$ 262.456 | \$ 144.143 | | |
| | Aporte del ingreso pescador al grupo familiar | 85% | 77% | | |

Fuente: Elaboración IFOP.



Lo anterior, se expresó en las variaciones asociadas a los quintiles de ingresos³⁷ de la categoría de pescador. Al respecto, estos usuarios presentaron cambios en la distribución de los ingresos per cápita, pasando de estar concentrados principalmente en el quintil IV y V, con un 39% y 31% respectivamente para el periodo previo al evento.

Posterior al evento, este Grupo pasó de concentrarse en el III quintil (30%) al quintil II (29%) de ingresos, evidenciando en para el último caso una mayor dependencia al acceso de servicios sociales, aun cuando los ingresos estuvieron ubicados sobre la Línea de Pobreza³⁸. No obstante, muestran vulnerabilidad económica, puesto que pueden caer en situación de pobreza ante eventos como la pérdida del empleo del jefe del hogar, reducción de la disponibilidad de ingreso y/o cualquier perturbación del entorno (**Figura 15**).

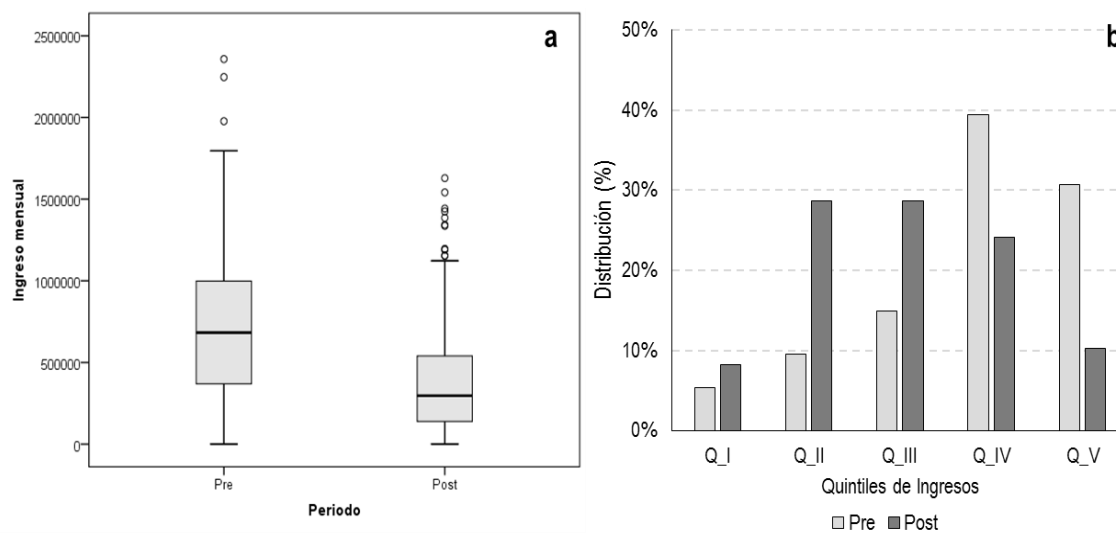


Figura 15. Evaluación de los impactos socioeconómicos de los pescadores por medio de a) variación de los ingresos y b) distribución de los ingresos por quintiles, para los periodos pre y post evento del Grupo I.

³⁷ Quintiles, corresponde un análisis estadístico de estratificación social que considera diversos criterios, principalmente asociados a los ingresos autónomos y permite segmentar a la población respecto de la situación socioeconómica en la que se encuentra. Para el año 2014, la distribución de los ingresos per cápita distribuidas por quintiles correspondieron a: Quintil I (0-\$71.788), Quintil II (\$71.789 – \$120.229), Quintil III (\$120.230 - \$184.910), Quintil IV (\$184.910 – \$337.775) y Quintil V (\$337.776 – ingresos superiores).

³⁸ Ingreso mínimo establecido por persona para satisfacer las necesidades básicas. Se establece a partir del costo de la canasta básica de alimentos al que se aplica un factor multiplicador.

http://observatorio.ministeriodesarrollosocial.gob.cl/casen_def_pobreza.php



Respecto de la estructura de los ingresos familiares previo al evento de derrame, el 73% de los provenían del desarrollo de una actividad en ALA, seguido por aporte de la familia 14% y 12% de actividades alternativas. Posterior al evento esta situación cambió, ya que el aporte de la fuente de ingreso proveniente de ALA disminuye a un 59% incrementándose el aporte familiar a 21%, y aumentando el aporte de ingresos provenientes de actividades alternativas en 18% (**Figura 16**).

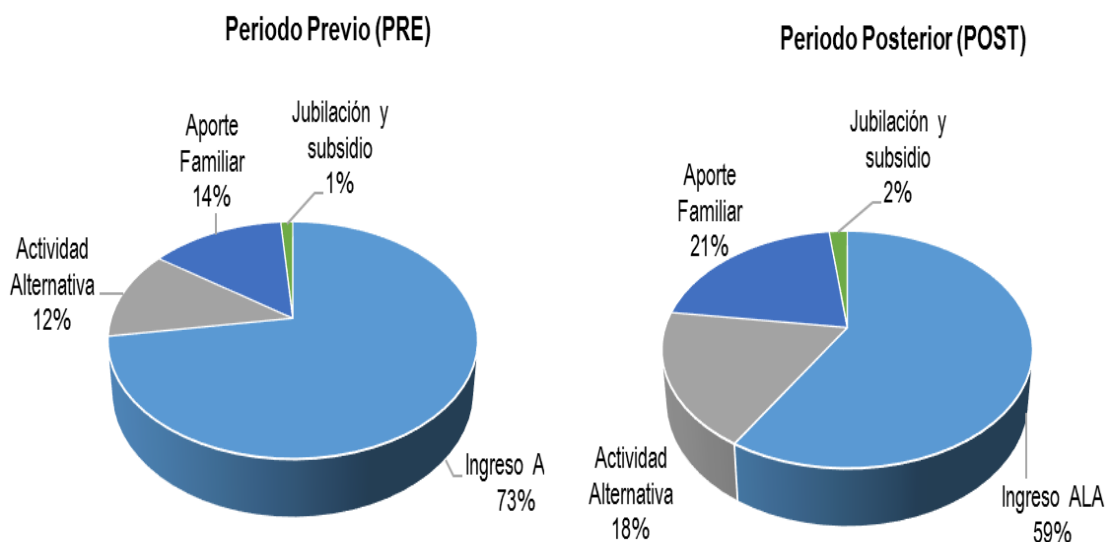


Figura 16. Composición porcentual del ingreso para los pescadores, para los periodos PRE y POST evento de derrame correspondiente al Grupo I.

- **Grupo II**

El Grupo II, correspondió a los usuarios que se dedicaron principalmente a la extracción de recursos bentónicos en ALA en su categoría de buzos, los que se ubicaron en la caleta Papagallo de la bahía de Quintero.

Según la aplicación del test no paramétrico U Mann Whitney, con un valor de 850 y una potencia “p” inferior a 0,001, los ingresos de los usuarios presentaron variaciones significativas entre ambos periodos de estudios, pasando de \$167 mil mensuales para el periodo previo al evento a \$95 mil mensuales para el periodo posterior, con una disminución del 43% respecto del periodo analizado (**Tabla 18**).

Respecto de las fuentes de datos analizadas (primarias y secundarias), se pudo inferir que al comparar los niveles de ingresos, éstos presentaron diferencias en lo declarado por los encuestados y el análisis de los datos de SERNAPESCA, ya que los ingresos declarados en la encuesta fueron mayores a los



analizados por fuentes secundarias. Lo anterior pudo deberse al hecho que el grupo de encuestados fue reducido respecto de los datos analizados por fuentes secundaria, incrementando el nivel de error y las diferencias percibidas.

Tabla 18.
Indicadores de ingresos económicos previo y posterior al evento de derrame Grupo II
(Caleta El Papagallo).

| Cat. | Indicadores | Previo (PRE) | Posterior (POST) | Test | Cat. |
|---------|---|-----------------|---------------------|------|---------|
| Armador | Mediana ingreso total del buzo | \$207.468 | \$107.012 | 85 | > 0,001 |
| | Mediana de Ingreso Per cápita familiar | \$64.597 | \$38.161 | | |
| | Aporte del ingreso pescador al grupo familiar | 81% | 70% | | |
| Buzos | Mediana ingreso total del buzo | \$167.477 | \$95.723 | | |
| | Mediana de Ingreso Per Cápita | \$54.073 | \$35.190 | | |
| | Aporte del ingreso buzo al grupo familiar | 79% | 69% | | |

Fuente: Elaboración IFOP.

En cuanto, a la situación socioeconómica del Grupo II se pudo evidenciar que hubo variaciones significativas en la categoría de estos usuarios, ya que previo al evento de derrame el 22% de éstos se encontraba sobre la Línea de la Pobreza estimada (CASEN, 2013) mientras que el 78% estuvo en una situación de pobreza.

Posterior al evento (meses de septiembre a diciembre), el 96% del Grupo II presentó una disminución de sus ingresos que los ubicó bajo la Línea de Pobreza y sólo el 4% se mantuvo sobre ésta, reflejando efectos significativos en cuanto a la disminución de los ingresos.

Lo anterior, se evidenció también en los cambios asociados a la distribución de los ingresos per cápita, observándose un cambio en la distribución en los quintiles de ingresos, ya que en una situación previa al derrame, el 78% Grupo se concentró en el quintil II de ingresos³⁹, y el 17% en el primer quintil, pasando a concentrarse en un 98% en el quintil I, los que implica en términos aproximados ubicarse en situación de pobreza en el país (**Figura 17**).

³⁹ A pesar de que prácticamente toda la población del grupo, tiene ingresos por arriba de la línea de pobreza, se encuentra lo suficientemente cerca de ella como para ser caracterizada en situación de elevada vulnerabilidad socioeconómica. por encontrarse (FUSUPO, 2014).



Lo anterior se produjo principalmente por el cese de las actividades extractivas durante un periodo de tres meses (septiembre a diciembre 2014) producto de la restricción de la actividad emitida por la autoridad sanitaria (Res. Ex. N°778).

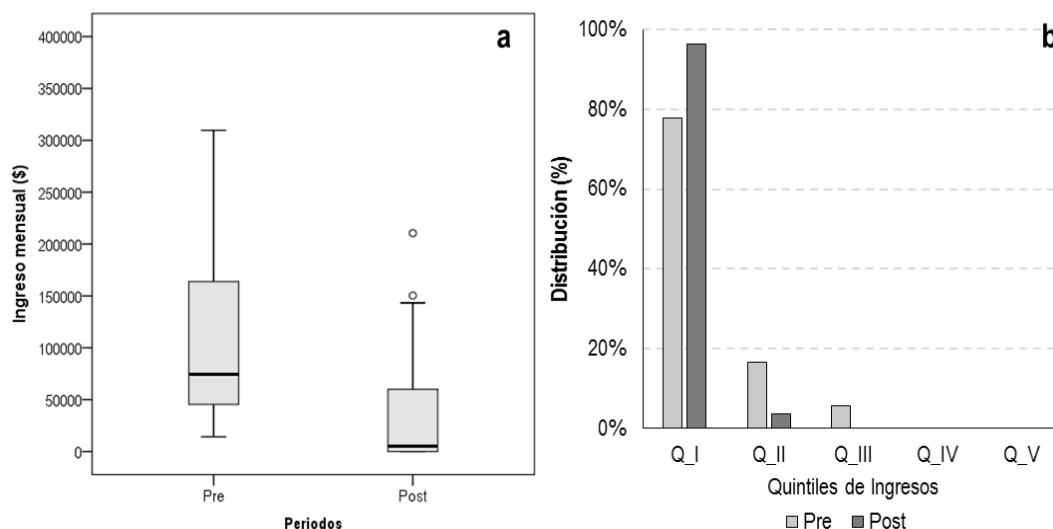


Figura 17. Evaluación de los impactos socioeconómicos por medio de a) variación de los ingresos y b) distribución de los ingresos por quintiles, para los periodos pre y post evento del Grupo II.

Respecto de la estructura del ingreso, y previo al evento de derrame, el 49% de los ingresos de los pescadores artesanales provino del desarrollo de la actividad en ALA, seguido por los aportes provenientes de la actividad alternativa (33%); mientras que posterior al evento, sólo el 18% de los ingresos provino de la actividad en ALA, siendo la actividad alternativa quien concentró el principal aporte del ingreso (52%), seguido del aporte familiar (29%) (**Figura 18**).

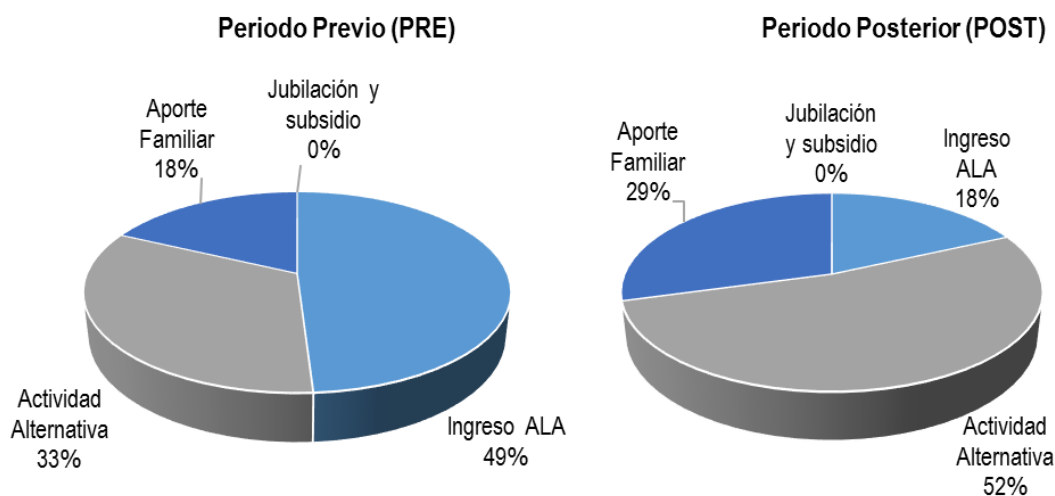


Figura 18. Composición porcentual del ingreso para los pescadores, para los periodos Previo (Pre) y Posterior (Post), Grupo II.

- **Grupo III**

El Grupo III, correspondió principalmente a la categoría de armadores y pescadores con dedicación al desembarque de recursos demersales. Este grupo, se ubicó principalmente en las caletas de Loncura y Horcón.

Para la categoría de armadores, los ingresos presentaron variaciones entre ambos periodos pre y post evento, pasando de los \$278 mil mensuales anterior al derrame (julio a 23 de septiembre), a percibir una mediana de ingresos mensual de \$157 mil posterior a dicho acontecimiento, disminuyendo alrededor de un 43%. Esta reducción resultó ser levemente significativa estadísticamente, basados en la aplicación del test no paramétrico U Mann Whitney con un valor de 2.440 y una potencia “p” de 0,049.

En el caso de la categoría de pescadores, el derrame de hidrocarburos también tuvo significativas variaciones en la mediana del ingreso total percibido durante el periodo previo al derrame (julio al 23 septiembre), pasando de un ingreso mensual de \$151 mil pesos, a \$91 mil pesos mensuales posterior al derrame de hidrocarburos (24 de septiembre a diciembre), situación que generó una disminución en torno a un 39%.

Respecto al ingreso del grupo familiar, este aportó en promedio un 50% del total del presupuesto familiar en ambas categorías. Posterior al evento se redujo levemente este aporte en un 6% para el caso de los armadores y pescadores (**Tabla 19**).



En cuanto a las fuentes de datos analizadas (primarias y secundarias), se pudo inferir que éstos presentaron una diferencia en lo declarado en las encuestas y el análisis de los datos de SERNAPESCA, pero manteniendo una similar tendencia en la disminución de los ingresos.

Es así, que el 90% de los encuestados indicó haber obtenido una mediana de ingresos mensual de \$350 mil pesos anterior al evento, pasando a obtener un ingreso promedio de \$250 mil, reduciéndose en un 29% de sus ingresos percibidos.

Tabla 19.

Indicadores de ingresos económicos previo y posterior al evento de derrame Grupo III
(Caleta de Loncura y Horcón.

| Cat. | Indicadores | Previo (PRE) | Posterior (POST) | Test U M-W | Potencia |
|----------|---|--------------|------------------|------------|----------|
| Armador | Mediana ingreso total del pescador | \$278.202 | \$ 157.363 | 2440 | 0,049 |
| | Mediana de Ingreso Per cápita | \$119.567 | \$79.288 | | |
| | Aporte del ingreso pescador al grupo familiar | 59% | 54% | | |
| Pescador | Mediana ingreso total del pescador | \$151.581 | \$91.162 | | |
| | Mediana de Ingreso Per Cápita | \$76.030 | \$57.221 | | |
| | Aporte del ingreso pescador al grupo familiar | 51% | 45% | | |

Fuente: Elaboración IFOP

El evento de derrame generó variaciones relacionadas en los niveles de vulnerabilidad económica en la que se encontraron los pescadores. Previo al evento, el 43% de los pescadores presentaron ingresos por sobre línea de pobreza y el 57% se ubicó en ésta. Posterior al evento, 26% de los pescadores se mantuvieron sobre la Línea de Pobreza y el 74% se concentró bajo la Línea, manteniéndose durante el periodo analizado en nivel de pobreza.

Lo anterior, también se evidenció en los cambios de la distribución de ingresos per cápita, distribuidas en quintiles, observándose que en una situación previa al derrame, éstos estaban concentrados principalmente en un 56% en el primer quintil y el 19% en el segundo quintil, el resto (25%) se ubicó en el IV y V quintil. Posterior al evento, esta distribución varió trasladando al 70% de los usuarios al primer quintil de ingresos, el 18% restante se ubicó en el segundo quintil y el 2% en el IV quintil (Figura 19).

La variación que mantuvo la concentración de usuarios en el I quintil de ingreso, se debió principalmente, y similar a los grupos analizados anteriormente, al periodo que tuvieron cese en la actividad extractiva en ALA, producto de la resolución emitida por la Seremi de Salud, afectando su principales fuentes de ingresos. Respecto de la actividad en AMERB, ésta también fue limitada



posterior al evento registrado, y en particular Horcón, no tuvo cosechas previas al derrame de hidrocarburos, reduciendo sus ingresos percibidos.

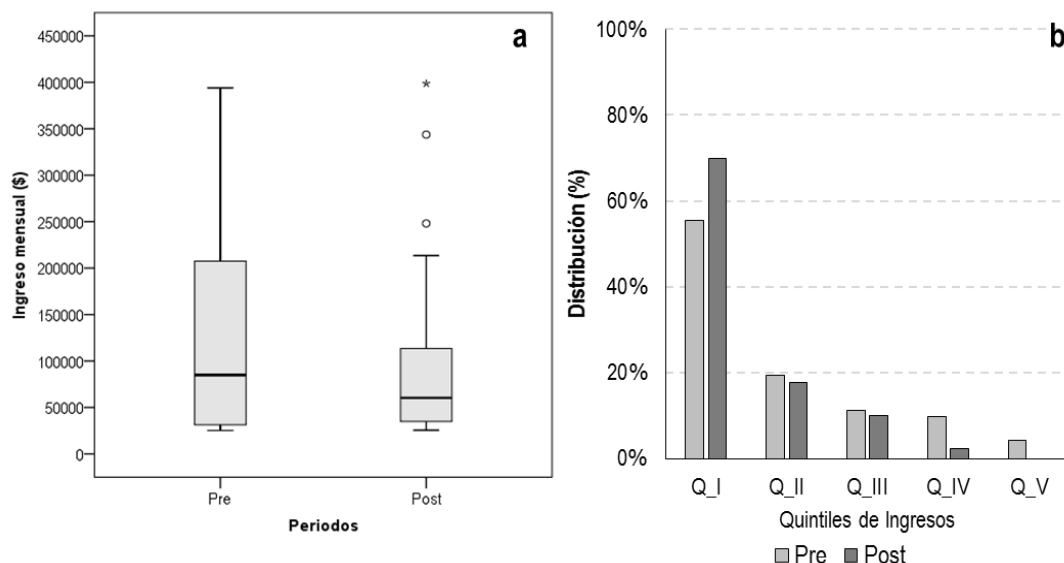


Figura 19. Evaluación de los impactos socioeconómicos por medio de a) variación de los ingresos y b) distribución de los ingresos por quintiles, para los periodos pre y post evento.

Respecto de la estructura del ingreso del hogar, previo al derrame, estaba constituido principalmente en 42% por los ingresos percibidos en ALA, seguido por el aporte del grupo familiar (38%), y 20% restante por actividades alternativas y jubilación o subsidios. Posterior al evento, la estructura del ingreso familiar cambia, siendo el principal ingresos el aporte familiar con un 44%, seguido 34% por la actividad en ALA y un 22% del aporte por actividad alternativa y jubilación o subsidios. (**Figura 20**).

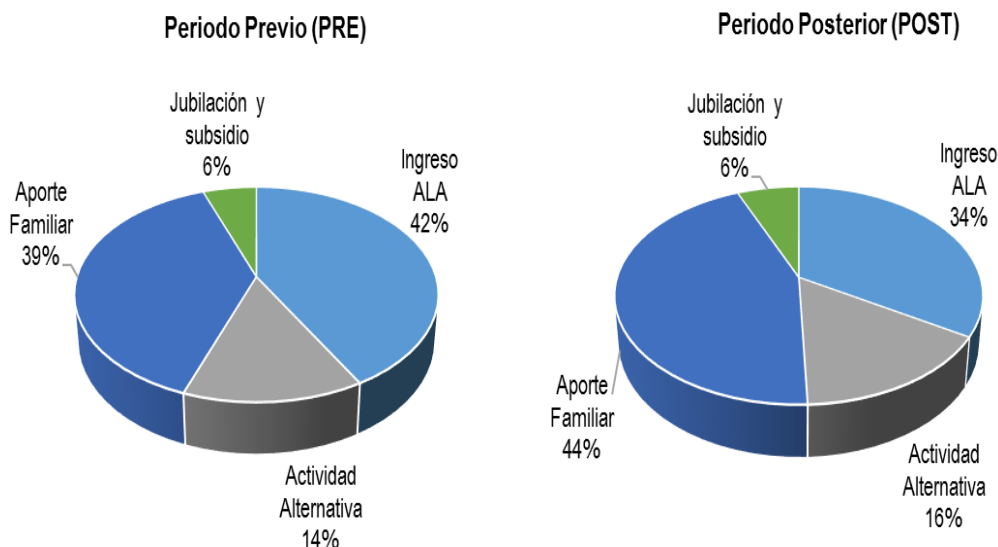


Figura 20. Composición porcentual del ingreso para los pescadores, para los periodos Pre y Post evento de derrame, para el Grupo III.

- **Grupo IV**

Correspondió principalmente a los usuarios asociados a las caletas de Ventanas, Maitencillo y Cachagua, dedicadas principalmente a actividades alternativas a la pesca vinculada a servicios industriales, comercio y turismo.

Para este grupo de usuarios, los ingresos presentaron leves variaciones entre ambos periodos analizados, reduciendo un 8% de los ingresos mensuales percibidos por los armadores y en el caso de los pescadores, se presentó una reducción del 10% de los ingresos posterior al evento de derrame. Según la aplicación del test U Mann Whitney (con un valor de 893 y una potencia “p” de 0,358), éstos no presentaron una diferencia estadísticamente significativas, siendo un grupo en el cual el evento de derrame no generó impactos en los ingresos.

Respecto del ingreso familiar, los usuarios de ambas categorías mantuvieron un aporte en torno al 70%, siendo la principal fuente de ingreso de la familia. El aporte del pescador al grupo familiar, no presentó diferencias significativas en cuanto al periodo pre y post del evento, registrándose una disminución para ambas categorías del 2% (Tabla 20).

Respecto de las fuentes de datos primarias los ingresos declarados posteriores al evento del derrame, fueron en promedio de 200 mil pesos, registrándose una disminución de 24% respecto del periodo anterior al evento, evidenciando diferencias en relación a la estimación realizada a través de fuentes secundarias.



Tabla 20.

Indicadores de ingresos económicos previo y posterior al evento de derrame correspondiente al Grupo IV (caletas de Ventanas, Maitencillo y Cachagua).

| Cat. | Indicadores | Previo (PRE) | Posterior (POST) | Test U M-W | Potencia |
|----------|---|--------------|------------------|------------|----------|
| Armador | Mediana ingreso total del pescador | \$356.624 | \$324.385 | 893 | 0,358 |
| | Mediana de Ingreso Per cápita | \$146.165 | \$136.187 | | |
| | Aporte del ingreso pescador al grupo familiar | 74% | 72% | | |
| Pescador | Mediana ingreso total del pescador | \$293.943 | \$265.052 | | |
| | Mediana de Ingreso Per Cápita | \$126.764 | \$117.822 | | |
| | Aporte del ingreso pescador al grupo familiar | 71% | 69% | | |

Fuente: Elaboración IFOP.

Tal como se mencionó anteriormente, el evento de derrame no presentó variaciones significativas en los niveles de ingresos, es así como tanto previo como posterior al evento el 100% de los pescadores presentaron ingresos por sobre la línea de pobreza.

Asimismo, no se evidenciaron cambios en la distribución de los ingresos per cápita, predominando para ambos periodos una concentración de los ingresos en los quintiles II y III, que representaron el 88% para los periodos previo al derrame y el 97% posterior al mismo, siendo el quintil IV donde se presentaron los mayores descensos (**Figura 21**).

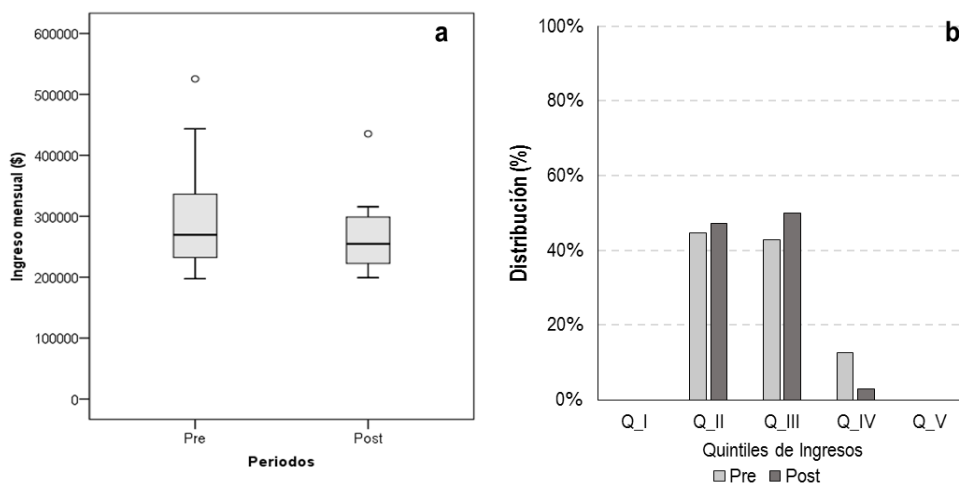


Figura 21. Evaluación de los impactos socioeconómicos por medio de a) variación de los ingresos y b) distribución de los ingresos por quintiles, para los periodos pre y post evento.



La baja variabilidad en los ingresos de los asociados al Grupo IV, se explica por la estructura que presentan sus ingresos, donde predominó el desarrollo de actividades alternativas, concentrando el 45% del aporte total para el periodo previo al derrame y un 47% posterior a éste.

En el caso de la actividad pesquera, esta representó menos del 20% de los ingresos totales para ambos periodos. A su vez, y para el periodo de evaluación, en este grupo se realizaron eventos de cosecha de Áreas de Manejo, en las áreas de Ventanas y de Cachagua, los que en términos generales representaron alrededor del 10% y 5% de los ingresos para los periodos pre y post evento de derrame (Figura 22).

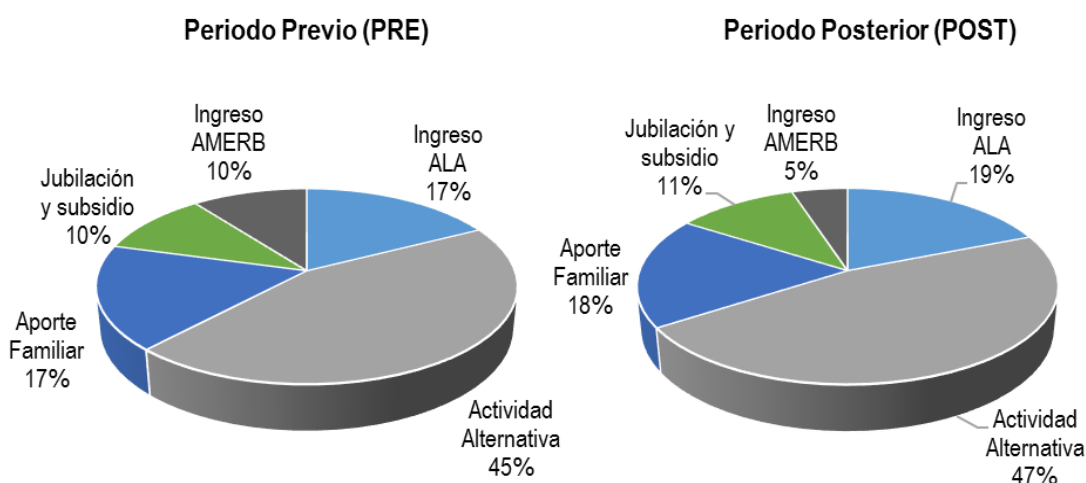


Figura 22. Composición porcentual del ingreso para los pescadores, para los periodos Pre y Post evento de derrame, para el Grupo IV.

b) Objetivo Específico2: Identificar los recursos pesqueros explotados y su nivel de afectación en el área de influencia del derrame, en términos de cantidades y precios en el mercado de playa y flujo comercial derivado.

Respecto de la identificación de los recursos pesqueros explotados en la zona de influencia durante el periodo 2014-2015, se observó que hubo una evidente disminución en los niveles desembarques, acentuado en los meses de octubre y noviembre, con una disminución del 91% y 53% respecto de los meses anteriores, para posteriormente incrementarse a niveles similares a los surgidos previo al derrame, situándose alrededor de las 1.500 t mensuales, e incluso aumentar por sobre los niveles presentados el año 2014.

De la misma manera, los ingresos brutos percibidos por el desarrollo de la actividad pesquera presentaron variaciones principalmente en los meses posteriores al derrame de hidrocarburos,



pasando de generar alrededor de \$400 millones mensuales, durante los meses de julio y agosto a menos de \$50 millones en el mes de octubre (Figura 23). Para el periodo de evaluación, correspondiente a los meses de julio a diciembre del 2014, la disminución en los desembarques significó una pérdida estimada en \$626 millones brutos aproximadamente, asociado principalmente a los menores desembarques de jibia en las caletas El Embarcadero y El Manzano.

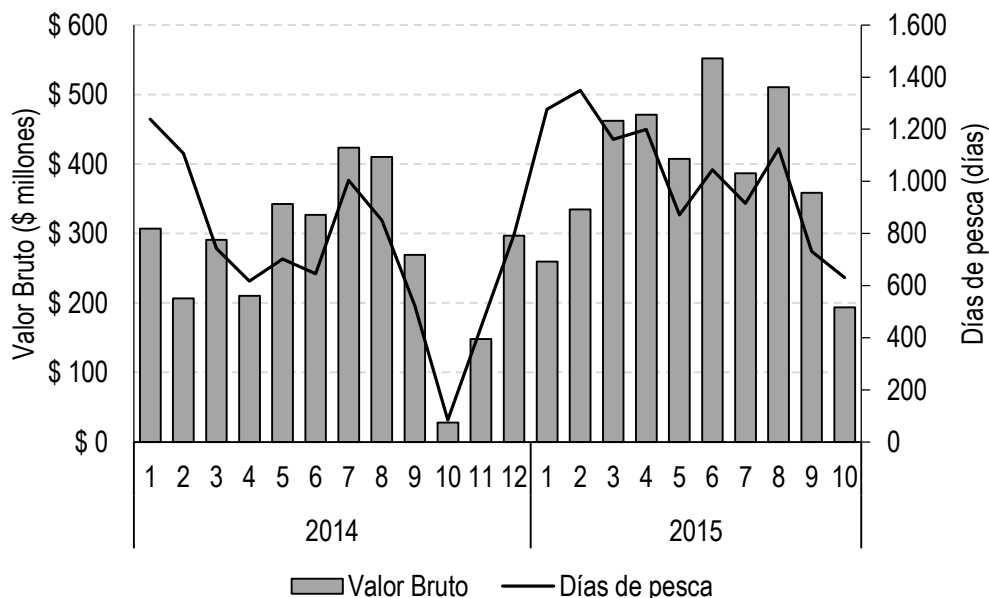


Figura 23. Evolución del valor bruto y días de pesca mensual utilizados para el desarrollo de la actividad, periodo 2014–2015 en la zona de influencia.

Si bien en la zona predominó el desembarque de recurso jibia, que concentró el 98% de los desembarques y el 90% del valor bruto de las pesquerías, hubo otros recursos de importancia local que presentaron flotas pesqueras asociadas, y que también fueron afectados por el derrame, incidiendo directamente en el desarrollo de su actividad y en los resultados económicos de las mismas.

- **Grupo I**

Actividad extractiva en área de Libre acceso (ALA)

El Grupo I, compuesto por aquellas caletas que concentraron los principales desembarques del recurso jibia (El Embarcadero y El Manzano) y donde se pudo estimar variaciones estadísticamente significativas entre ambos periodos, por medio de la aplicación test estadístico no paramétrico U Mann Whitney, pasando de 7.430 t desembarcadas para el periodo previo, a 3.095 t posterior a dicho evento. Esta situación significó que el valor bruto de la pesquería pasó de \$1.065 millones previo al evento, a \$451 millones brutos posterior al mismo, contrayéndose en un 57% (**Tabla 21**).



El desembarque del recurso jibia fue afectado principalmente durante las tres semanas posteriores al derrame producto del cese de la actividad extractiva emanada por la autoridad sanitaria (Res. Ex. N° 778). Situación que alteró los volúmenes registrados, pero no el nivel de dependencia de los pescadores que extraen dicho recurso. Esta dependencia, que fue registrada para los meses previos al derrame concentró el 99% de los desembarques, manteniendo una situación similar los meses posteriores.

En relación al flujo comercial, se pudo inferir que producto de la disminución del recurso principal aumentó el número de agentes compradores, correspondientes principalmente a personas naturales que adquirieron recursos de manera esporádica; no obstante éstos concentraron menos del 1% de las ventas totales.

Al respecto, el número de intermediarios y agentes representantes de plantas de proceso, concentraron el 98% de la demanda de los recursos comercializados, manteniéndose constante en ambos periodos de análisis (alrededor de 6 agentes). De éstos, un intermediario concentró los principales volúmenes de compra el cual evidenció un leve descenso en su participación, pasando de un 70% para el periodo previo, a un 64% para el periodo posterior.

Tabla 21.

Indicadores de ingresos económicos de la actividad extractiva previo y posterior al evento de derrame de hidrocarburos correspondiente al Grupo I.

| Indicadores | Previo (PRE) | Posterior (POST) | Test U M-W | Potencia |
|---------------------------------------|--------------|------------------|------------|----------|
| Desembarque (t.) | 7.430 | 3.095 | 14310 | >0,001 |
| Dependencia recurso principal (%) | 99% | 99% | | |
| Valor bruto (millones) | \$1.065 | \$ 451 | 14234 | >0,001 |
| Aporte recurso principal (%) – jibia- | 95% | 93% | | |
| Días totales (N°) | 1733 | 905 | 15579 | >0,001 |
| Embarcaciones por mes (N°) | 88 | 64 | | |
| Dependencia actividad en ALA (%) | 79% | 49% | | |
| Intermediarios por mes (N°) | 8 | 10 | | |
| Dependencia principal comprador (%) | 70% | 64% | | |

Fuente: Elaboración IFOP

Previo al evento de derrame, hubo alrededor de 87 embarcaciones mensuales activas, con un desembarque promedio de 28 t mensuales; posterior al evento el número de embarcaciones activas disminuyó a 64 mensual, con un desembarque de 13 t mensuales. No obstante, durante el mes de diciembre, éstas alcanzaron volúmenes similares a los observados previos al derrame.



Respecto de la dependencia a la actividad en áreas de Libre Acceso (ALA), durante los meses de septiembre y octubre se observó una significativa disminución tanto en el número de embarcaciones activas, como en la cantidad de días de pesca dedicados al desarrollo de esta actividad.

Si bien previo al derrame las embarcaciones estaban alrededor de 14 días en la mar, dedicando alrededor del 80% de su tiempo al desarrollo de esta actividad, durante el mes de octubre se evidenció el menor número de embarcaciones activas (34), con una duración promedio de 3 días mensuales, estimando que el 20% de su tiempo fue destinado al desarrollo de actividades en ALA.

Posteriormente (en los meses de noviembre y diciembre), hubo un incremento en el número de embarcaciones hasta alcanzar en diciembre cantidades similares al número previo al derrame, aumentaron los días dedicados al desarrollo de esta actividad, hasta llegar a cerca de 10 días, situación que incrementó el porcentaje de tiempo dedicado al desarrollo de esta actividad hasta alcanzar en diciembre niveles similares a los observados previo al derrame (**Figura 24**).

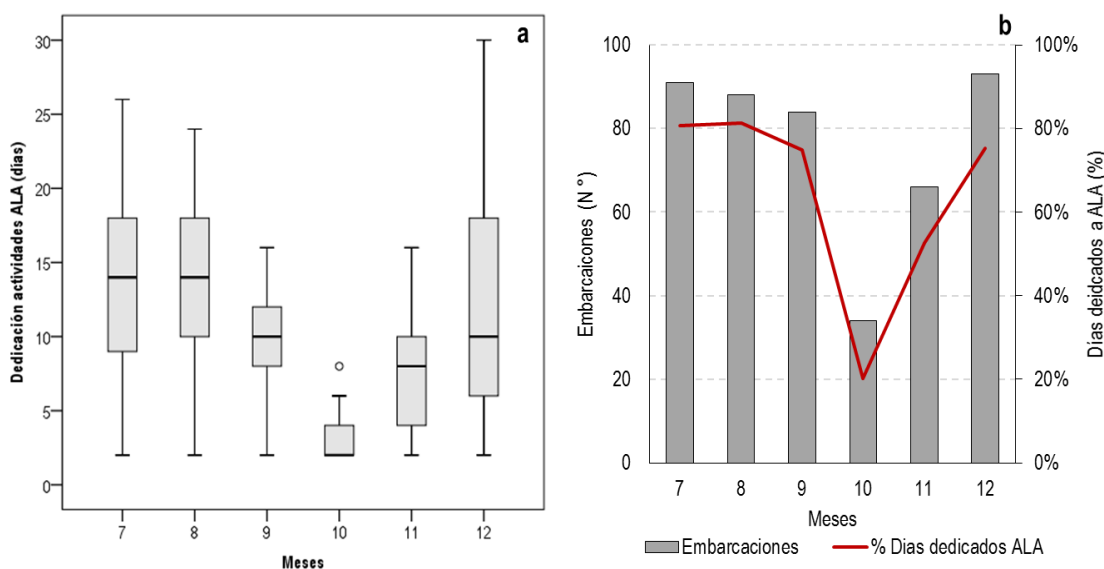


Figura 24. (a) Distribución de los días dedicados mensualmente, y (b) cantidad de embarcación operativas con su porcentaje dedicación al desarrollo de actividades en ALA, correspondiente al Grupo I.



Actividad extractiva en AMERB

De las caletas agrupadas en la categoría del Grupo I, sólo 2 organizaciones presentaron concesión de área de manejo, éstas fueron STI El Embarcadero, sector del mismo nombre y STI El Manzano sector NW Los Molles. Respecto de periodo de análisis pre y post derrame de hidrocarburo, se pudo evidenciar que estas organizaciones no reportaron cosechas de áreas.

Cabe destacar, que ambas organizaciones han mantenido discontinuidad en la operación de su AMERB, no registrando cosechas durante los últimos años. En el caso de Embarcadero, según datos SERNAPESCA, esta organización realizó cosechas durante el 2003 y 2006 de Lapas y Locos respectivamente, pero mantuvo realizando sus informes de seguimiento de manera continua hasta 2011 (ITA N°6). Sin embargo, en julio 2014 esta organización, presentó solicitud de autorización para realizar acciones de manejo en su AMERB a la Subsecretaría de Pesca de Acuicultura (SSPA), la que fue autorizada posterior al evento del derrame (abril 2015) (**Tabla 22**).

La mantención del AMERB, ha traído costos económicos para la organización, de acuerdo encuesta realizada al dirigente durante el periodo posterior al derrame 2015, éste declaró que sus costos de mantención son aproximadamente de \$5 millones anuales, por concepto de vigilancia (\$4 millones) y estudio de seguimiento del área de manejo (\$1 millón).

En el caso del sector AMERB NW Los Molles, suscrita al STI EL Manzano, la situación es similar a la anterior, presentando discontinuidad en sus cosechas desde el 2008 (SERNAPESCA 2000-2015), La organización que administra el área de manejo NW Península de Los Molles, no ha registrado cosecha desde el año 2008 (recurso lapa), producto del rechazo de la compra del recurso por parte del comprador, la organización optó por una auto- (ITA N° 10). Sin embargo, durante diciembre 2014, elabora un nuevo informe de seguimiento del AMERB, presentando solicitud de cuota de extracción a la SSPA, la que tuvo resolución a partir de abril 2015.

De acuerdo a información proporcionada por el dirigente del Sindicato, que los costos anuales generados por la mantención del AMERB, estuvieron asociados principalmente vigilancia anual (\$3 millones 800 mil) y estudio de seguimiento (\$300 mil) registrando costos totales anuales 2014 de \$4.100.000 anuales.



Tabla 22.

Descripción de la actividad registrada en las AMERB del Grupo I, correspondiente al periodo de análisis (pre y post) del derrame de hidrocarburos.

| AMERB | ITA ⁴⁰ | Resolución SSPA ⁴¹ | Recursos Principales |
|------------------------|-------------------|-------------------------------|--|
| Embarcadero | Julio 2014 | Nº: 1029 16/04/2015 | Loco, Lapa negra y rosada, Huiro negro y palo |
| NW. Pen. de Los Molles | Diciembre 2014 | Nº: 995 13/04/2015. | Loco, Lapa rosada y negra |

Fuente: Elaboración IFOP.

En relación a la evolución del precio de abastecimiento de la jibia, ésta presentó un descenso entre enero a junio del año 2014, posiblemente derivado por sobre abastecimiento de estos recursos en las plantas de proceso en ese periodo. Esta situación se revirtió a partir de septiembre del mismo año, alcanzando precios similares a los obtenidos a principio de año (**Figura 25 a**).

Al respecto, el precio de la venta de jibia, éste no presentó variaciones significativas entre los productos adquiridos dentro de la zona, en comparación con los provenientes fuera de la misma. La aplicación del test estadístico no evidenció diferencias en los precios de venta posterior al derrame (octubre a diciembre), con un nivel de significancia de 0,13 y precios promedios de 239 \$/kilo, para las plantas que compraron jibias proveniente de la localidad y 193 \$/kilo en para firmas abastecidas de recursos provenientes de otras localidades, ubicadas en la región de Valparaíso (**Figura 25 b**).

Según información SERNAPESCA, los principales agentes compradores de jibia fueron intermediarios que abastecieron el 68% de 3 plantas ubicadas en Quintero, 4 en Valparaíso y 2 en Coquimbo, todo provenientes de la bahía de Quintero.

⁴⁰ Informe Técnico AMERB

⁴¹ Resolución que autoriza la extracción de recursos en el AMERB.

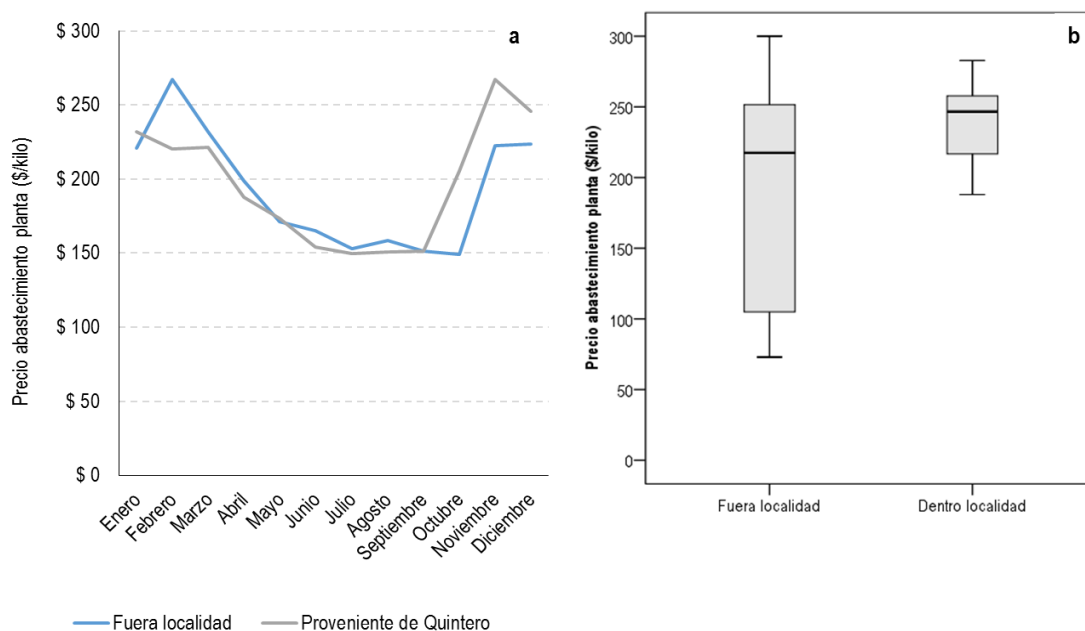


Figura 25. a) Evolución del precio de abastecimiento en plantas de proceso para la jibia adquiridas en la localidad y fuera de la misma; b) variación del precio promedios de adquisición de recursos proveniente de la localidad y fuera de la misma, para el periodo posterior al evento de derrame.

- **Grupo II**

Actividad extractiva en Áreas de Libre Acceso (ALA)

Compuesto por la caleta Papagallo y centrado principalmente en los desembarques de moluscos equinodermo y cefalópodos (MEC). Según la aplicación del test estadístico no paramétrico U Mann Whitney, este grupo presentó variaciones significativas en los desembarques registrados entre ambos periodos pasando de 9,7 t, a 2,7 t para los periodos previo y posterior al derrame respectivamente, situación que generó una variación en el valor bruto de la pesquería, pasando de \$4,7 a \$2,3 millones contrayendo su valor en un 50% (**Tabla 23**).

Los recursos principales correspondieron a picoroco y lapas, éstos concentraron aproximadamente el 64% de los desembarques totales y el 52% de los ingresos percibidos previo al derrame. Posterior al derrame, y producto de la resolución sanitaria, las cantidades desembarcadas de recursos bentónicos disminuyeron, pero no la dependencia de los recursos principales (picoroco y lapas), las que concentraron el 72% de los volúmenes y el 58% de los ingresos, presentando una leve alza en su dependencia (posterior al alzamiento de la resolución) en comparación a los meses previos al evento. Respecto del flujo comercial, el evento de contaminación no generó modificaciones sobre el modelo de transacción predominante, donde la totalidad de los recursos, salvo situaciones esporádicas, fueron



transados por medio de la venta directa de los pescadores a comerciantes y personas naturales de la zona (venta al detalle).

Tabla 23.

Indicadores productivos de la actividad extractiva previo y posterior al evento de derrame de hidrocarburos correspondiente al Grupo II.

| Indicadores | Recurso | Previo (PRE) | Posterior (POST) | Test U M-W | Potencia |
|--------------------------------------|----------|--------------|------------------|------------|----------|
| Desembarque (t.) | Total | 9,7 | 2,6 | 14 | 0,002 |
| Dependencia recursos principales (%) | Lapas | 33% | 33% | | |
| | Picoroco | 31% | 39% | | |
| Valor bruto (millones) | Total | \$ 4,69 | \$ 2,32 | 21 | 0,007 |
| Aporte recurso principal (%) | Lapas | 30% | 30% | | |
| | Picoroco | 12% | 28% | | |
| Días totales (N°) | Total | 140 | 62 | 18 | 0,005 |
| Embarcaciones al mes (N°) | Total | 4 | 1 | | |
| Dependencia actividad. ALA (%) | Total | 85% | 35% | | |

Fuente: Elaboración IFOP

En cuanto a la operación de la flota, previo al evento de derrame, y según información SERNAPESCA, en la caleta hubo cuatro embarcaciones activas mensualmente, con un desembarque promedio de 1 t mensual, para pasar posteriormente a un periodo de inactividad (octubre y noviembre) que se prolongó hasta diciembre, mes donde se registró la actividad de las cuatro embarcaciones, con un desembarque promedio de 0,5 t en dicho mes.

En relación de la dependencia a la actividad en áreas de Libre Acceso (ALA), previo al evento de derrame, ésta concentraba alrededor del 80% del tiempo dedicado por los pescadores, con una duración de 18 y 16 días mensuales durante julio y agosto respectivamente.

Durante el mes de septiembre, producto de las festividades y el evento de derrame, hubo una disminución en las salidas de pesca llegando a sólo 5 días por embarcación. Posterior al evento, principalmente en los meses de octubre y noviembre (producto de la resolución sanitaria) no se registró actividad extractiva, retomándola el mes de diciembre como la principal actividad desarrolladas por los usuarios, con una duración promedio de 14 días al mes (Figura 26).

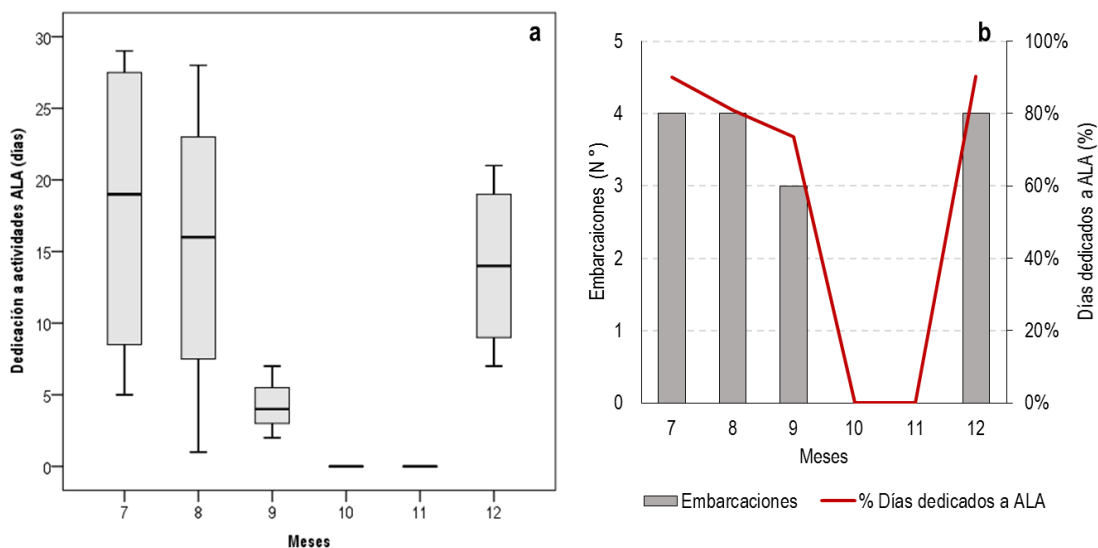


Figura 26. (a) Distribución de los días dedicados mensualmente, y (b) cantidad de embarcación operativas con su porcentaje dedicación al desarrollo de actividades en ALA, correspondiente al Grupo II.

Actividad extractiva en AMERB

Respecto de la actividad en AMERB durante el periodo de análisis pre y post derrame de hidrocarburo, el sector El STI el Papagallo no registró cosechas de su AMERB.

Cabe destacar, que la organización ha presentado discontinuidad en la operación de su AMERB, no registrando cosechas desde el año 2003 (SERNAPESCA 2000-2015) y presentando su último informe de seguimiento ese mismo año (ITA N°2). No obstante, durante el 2014, el Sindicato retomó la actividad en el AMERB mediante la elaboración del Estudio de Situación Base y propuesta del Plan de Manejo, realizado en Septiembre 2014 (situación previa al derrame), obteniendo la autorización de la para realizar extracción por la SSPA en noviembre del 2014.

Producto del derrame de hidrocarburos y la resolución sanitaria que se extendió hasta diciembre, la organización no pudo realizar la cosecha de recursos autorizada, asumiendo los costos de inversión que significó la mantención del AMERB (\$3 millones aprox.) correspondiente vigilancia y estudio de seguimiento.

Debido a la nula actividad de comercialización de los recursos del AMERB, no se pudo establecer si hubo variabilidad en los precios respecto del periodo de análisis.



- **Grupo III**

Actividad extractiva en área de Libre acceso (ALA)

Este Grupo estuvo compuesto por las caletas de Loncura y Horcón, las que concentraron los principales desembarques de recursos demersales. Respecto, al análisis de los desembarques para el periodo pre y post evento, la aplicación del test estadístico no paramétrico U Mann Whitney, no presentó variaciones estadísticamente significativas entre ambos periodos, pasando de 24 t a 14 t desembarcadas y una variación en el valor bruto de la pesquería que se redujo de \$22 a \$16 millones para los periodos pre y post derrame respectivamente (**Tabla 24**).

Los principales recursos desembarcados por este Grupo, correspondieron a merluza común y congrios (colorado y negro) los que concentraron alrededor del 75% de los desembarques y el 81% del valor bruto total previo al evento. Posterior a dicho evento, los pescadores retomaron sus actividades a fines de octubre, lo que provocó una disminución en los niveles de desembarque, situación que no afectó significativamente la importancia de los recursos principales, quienes continuaron representar el 68% de los desembarques y el 77% del valor total generado posterior al evento, presentando una leve disminución respecto del periodo previo.

Respecto del flujo comercial, no se observaron modificaciones sobre el modelo de transacción predominante, donde alrededor del 98% de los recursos fueron comercializados directamente por los pescadores a personas naturales que adquieren recursos en la zona. El 2% restante correspondió a la compra eventual realizada por un agente intermediario, siendo un evento aislado.

En cuanto al precio de abastecimiento de recursos demersales, no se obtuvo información fidedigna acerca de los precios de los recursos demersales que permitieran observar variabilidad en una situación de pre y post derrame.

Tabla 24.

Indicadores de ingresos económicos de la actividad extractiva previo y posterior al evento de derrame de hidrocarburos correspondiente al Grupo III.

| Indicadores | Recurso | Previo (PRE) | Posterior (POST) | Test U M-W | potencia |
|--|----------|--------------|------------------|------------|----------|
| Desembarque (t.) | Total | 23,5 | 14,1 | 700,5 | 0,298 |
| Dependencias de los recursos principales (%) | Merluza | 56% | 58% | | |
| | Congrios | 19% | 10% | | |
| Valor bruto (millones) | Total | \$ 22,6 | \$ 16,1 | 706,5 | 0,325 |
| Aporte recurso principal (%) | Merluza | 44% | 54% | | |
| | Congrios | 37% | 22% | | |
| Días totales (N°) | Total | 335 | 302 | 673 | 0,193 |
| Embarcaciones al mes (N°) | Total | 13 | 14 | | |
| Dependencia actividad en ALA (%) | Total | 57% | 41% | | |

Fuente: Elaboración IFOP



Basados en la información SERNAPESCA, en ambas caletas hubo alrededor de 13 embarcaciones mensuales activas, con un desembarque promedio de 0,8 t mensuales durante los meses de julio y agosto; durante septiembre, por efecto de las festividades como del evento de derrame, hubo una disminución en el número de embarcaciones llegando a 11 y en sus desembarques se registraron 0,2 t mensuales.

No obstante, en la última semana de septiembre y hasta mediados de octubre, hubo un periodo en que no se registró actividad, para posteriormente incrementar el número de embarcaciones, incluso superando la situación previa al evento de derrame, llegando en noviembre a 22 embarcaciones con desembarque promedio mensual de 0,45 t por embarcación.

Lo anterior, se reflejó en la proporción de tiempo dedicado por los pescadores al desarrollo de actividades en áreas de Libre Acceso (ALA). Durante los meses de julio y agosto estas representaron un 67% y 55% del tiempo dedicado por los pescadores, correspondiente a 12 y 9 días respectivamente. No obstante, durante septiembre se registró una disminución en las salidas, alcanzando los cinco días mensuales por embarcación, disminuyendo la dependencia a la actividad en un 49% del tiempo dedicado. En octubre, se registraron sólo 2 salidas de pesca, situación que se incrementó a partir noviembre y diciembre, obteniendo a niveles similares a los registrados en la situación previa al derrame, representando cerca del 55% del tiempo destinado a la actividad (Figura 27).

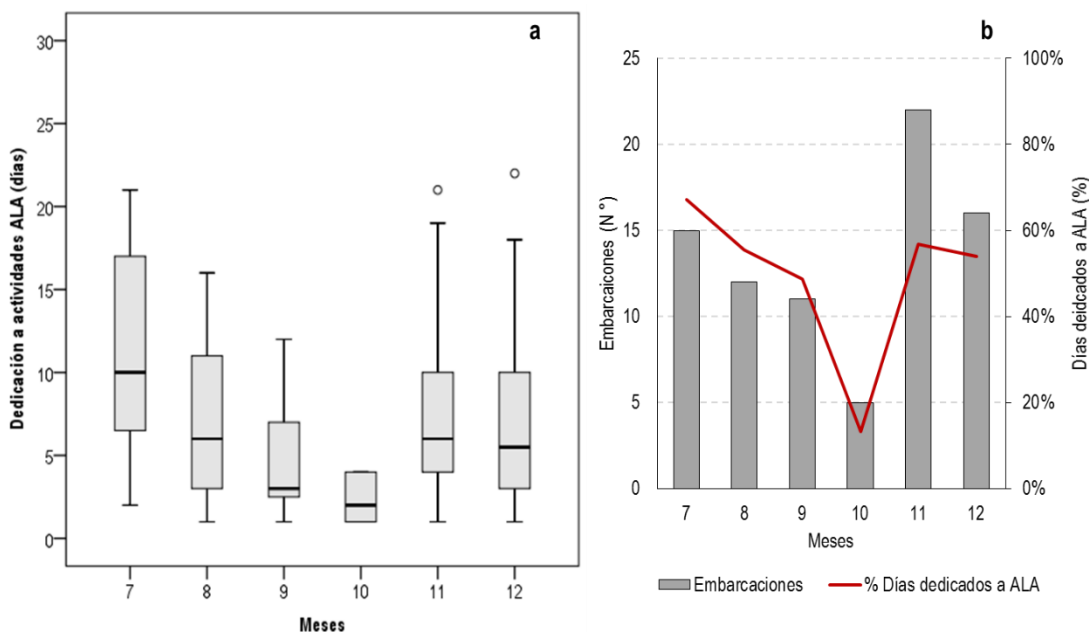


Figura 27. (a) Distribución de los días dedicados mensualmente, y (b) cantidad de embarcación operativas con su porcentaje dedicación al desarrollo de actividades en ALA, correspondiente al Grupo III.



Actividad extractiva en AMERB

Respecto de la actividad en AMERB, sólo una organización (STI de Horcón) tuvo suscrita una durante el periodo de análisis pre y post derrame de hidrocarburo, la cual no registró actividad de cosechas. Cabe destacar, que la organización ha presentado continuidad en la operación de su AMERB desde sus inicios presentando cosechas de loco y lapas. Esta organización, presentó su último informe de seguimiento en mayo 2014 (ITA N°14), siendo la última cosecha realizada previo al derrame, durante el 2013 y posterior a éste, en enero del 2015.

- **Grupo IV**

Actividad extractiva en área de Libre acceso (ALA)

Este Grupo estuvo compuesto por las caletas de Ventanas, Maitencillo y Cachagua, dedicadas principalmente al desembarque de algas (particularmente en Ventanas) y recursos demersales. La aplicación del test estadístico no paramétrico U Mann Whitney, para los periodos pre y post evento no evidenciaron diferencias estadísticamente significativas en los desembarque e ingresos brutos generados, pasando de 10 t a 6,2 t desembarcadas respectivamente, generando un valor bruto de \$8,7 a \$5,2 millones de pesos para ambos periodos.

Los principales recursos desembarcados previo al evento fueron huiro palo, merluza común, jurel y congrio, siendo un portafolio mayor de recursos en comparación a otros grupos, los que concentraron alrededor del 76% de los desembarques y al 63% del valor bruto total. Posterior al evento, se retomaron las actividades extractivas en ALA hacia fines de octubre, situación que generó una disminución en los niveles de desembarques y una variación en la composición de los recursos principales.

Respecto de los recursos principales, el huiro palo paso de representar el 48% de los desembarques totales previo al evento, al 9% posterior a éste. Similar situación se observó en el caso de los congrios que pasaron de representar el 16% de los desembarques totales a sólo el 3%. Por el contrario, en el caso de la merluza común y el jurel, hubo un incremento en sus niveles de desembarques posterior al derrame, concentrando el 12% al 56% posterior a dicho evento (**Tabla 25**).

La variación de los desembarques también afectó la composición del valor bruto, donde los congrios pasaron de representar el 46% al 9% del valor total. Por el contrario, la merluza y el jurel pasaron de aportar el 10% del valor total al 53% para el periodo posterior al derrame.

Respecto del flujo comercial, no se observaron modificaciones sobre los modelos de transacción predominante para los diferentes recursos. En el caso de las algas hubo un agente comprador asociado una empresa dedicada a la adquisición éstas; mientras que en el caso de los recursos demersales, estos fueron comercializado en su totalidad de manera directa por los pescadores, siendo vendidos a personas naturales como venta directa.



Los cambios en la estructura e importancia de los recursos desembarcados estuvieron condicionados por los bajos niveles de desembarques, situación que generó una mayor sensibilidad a las variaciones en los desembarques producto de las decisiones de los pescadores (**Tabla 25**).

Tabla 25.

Indicadores de ingresos económicos de la actividad extractiva previo y posterior al evento de derrame de hidrocarburos correspondiente al Grupo IV.

| Indicadores | Recurso | Previo (PRE) | Posterior (POST) | Test U M-W | Potencia |
|---|------------|--------------|------------------|------------|----------|
| Desembarque (t.) | Total | 10 | 6,2 | 244 | 0,857 |
| Dependencia de recursos principales (%) | Huiro palo | 48% | 9% | | |
| | Merluza | 1% | 32% | | |
| | Jurel | 11% | 24% | | |
| | Congrio | 16% | 3% | | |
| Valor bruto (millones) | Total | \$8,7 | \$5,2 | 231 | 0,636 |
| Aporte recurso principal (%) | Huiro palo | 7% | 1% | | |
| | Merluza | 1% | 33% | | |
| | Jurel | 9% | 19% | | |
| | Congrio | 46% | 9% | | |
| Días totales (N°) | Total | 28 | 18 | 219 | 0,453 |
| Embarcaciones al mes (N°) | Total | 10 | 5 | | |
| Dependencia actividad ALA (%) | Total | 26% | 15% | | |

Fuente: Elaboración IFOP.

Respecto al número de embarcaciones activas, y según información SERNAPESCA, durante los meses de julio a septiembre hubo alrededor de 10 embarcaciones, con un desembarque promedio de 4 t mensuales. Posterior al evento de derrame, hubo una disminución en el número de embarcaciones y en sus desembarques, registrándose en octubre dos embarcaciones activas; mientras que en noviembre y diciembre, se observó un incremento a 5 y 8 botes respectivamente, siendo inferior a la cantidad de embarcaciones que hubo previo al evento.

De igual manera, se observó un descenso en el tiempo dedicado al desarrollo de actividades en ALA pasando de representar en los meses de junio a septiembre un 26% del total dedicado por los pescadores correspondiente a 5 días en promedio mensual, a representar en promedio el 13% del tiempo dedicado posterior al evento de derrame, octubre a diciembre. Si bien, posterior al evento no hubo variaciones en el tiempo dedicado a esta actividad (5 días mensuales), se pudo observar una disminución en el número de embarcaciones, situación que explica el descenso en la dependencia en el desarrollo de esta actividad (**Figura 28**).



En cuanto al precio de abastecimiento de recursos comercializados durante el periodo de estudio, no se logró obtener información fidedigna que permitieran determinar su hubo variación en ellos.

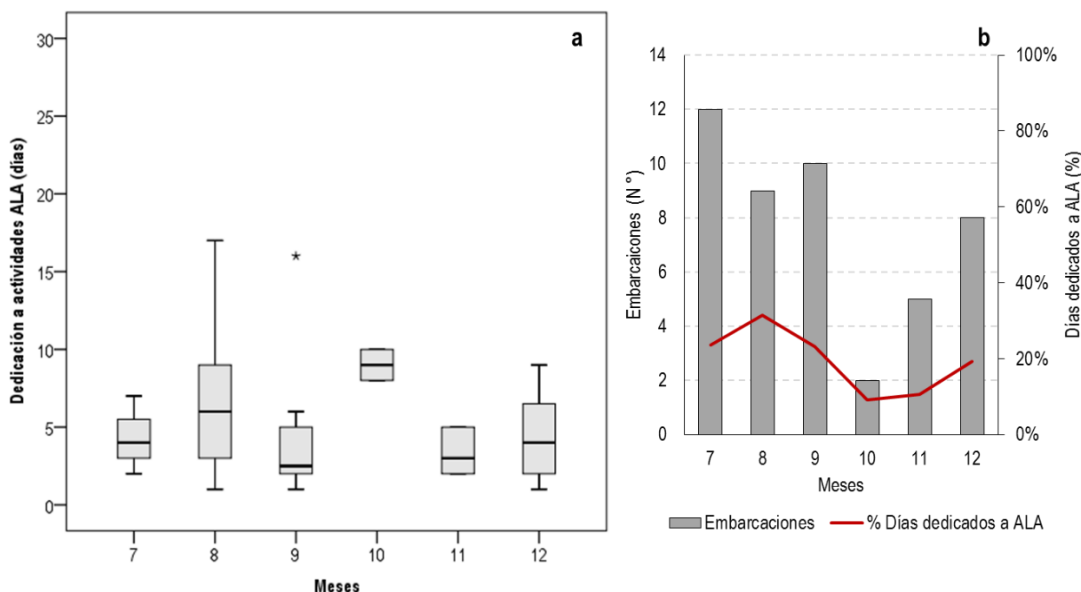


Figura 28. (a) Distribución de los días dedicados mensualmente, y (b) cantidad de embarcación operativas con su porcentaje dedicación al desarrollo de actividades en ALA correspondiente al Grupo IV.

Actividad extractiva en AMERB

Las tres organizaciones conforman el Grupo IV tienen suscritas áreas de manejo, correspondientes al, STI Ventanas, sector Punta Lunes, STI Maitencillo, sector del mismo nombre y el STI Las Cujas, Cachagua sector A. Respecto de periodo de análisis pre y post derrame de hidrocarburo, se pudo evidenciar que algunas de éstas tuvieron cosechas en su área de manejo. Cabe destacar, que todas las organizaciones han mantenido continuidad en la operación de su AMERB, pero no necesariamente las cosechas registradas fueron en el periodo de análisis (pre y post evento).

En el caso del sector Punta Lunes, según datos SERNAPESCA, durante la situación previa al derrame, se registraron cosechas entre julio y agosto de algas (huïro) con 1.8 y 2 t respectivamente. Posterior al derrame, se registró una cosecha de huïro el día después de éste (25/9/2014) con 1,4 t, además una segunda en noviembre y diciembre 2014 con 1.5 y 1.9 toneladas respectivamente.

Respecto del sector de Maitencillo, ésta registrado continuidad en la operación de su AMERB desde sus inicios presentando cosechas de loco y lapas. En cuanto al periodo de análisis, ésta organización



no registró cosechas, la última registrada fue el 2013 y el 2015 posterior al evento de contaminación principalmente del recurso erizos y en menor medida de locos.

Y por último el AMERB de Cachagua sector A, si bien es reciente su conformación 2013, esta organización, registró su primera cosecha en agosto 2014 (previo al derrame) realizando sólo un evento extractivo, producto del derrame y el cese de la actividad (Res Ex. N° 778) no pudieron terminar la cosecha autorizada posterior al evento, ni tampoco dar cumplimiento al acuerdo con el comercializador, postergando la cosecha a noviembre del 2015.

Respecto a la estimación de los precios recursos bentónicos comercializados, no se pudo evidenciar si éstos registraron variabilidad en las AMERB de Cachagua y Maitencillo, ya que no registraron actividad de cosechas, en el periodo de análisis. No obstante, el sector de Ventana si bien registró actividad, no se observó variabilidad de los precios del recurso huiro en el periodo de estudio, manteniéndose en los \$110 kilo.

c) Objetivo específicos N°3: Evaluar en términos cualitativos el efecto percibido por los usuarios, respecto de los recursos explotados por la flota artesanal.

De acuerdo a la metodología propuesta, el 9 de junio de 2015 se visitó a los stakeholders que se encontraban disponibles en sus sitios de trabajo rutinarios o que se encontraban en sus sedes sindicales. En total se interactuó con 103 personas entre el 13 de junio y el 15 de julio de 2015 (Tabla 26).

Tabla 26.
Número de personas asistentes a los Talleres.

| FECHA 2015 | LUGAR | SIGLAS (Lugar) | No Pesonas |
|--------------|-------------------------------|----------------|------------|
| 13 DE JUNIO. | MAINTENCILLO (M) | M | 3 |
| 17 DE JUNIO. | CALETA LAS CUJAS (CJS) | CJS | 13 |
| 25 DE JUNIO. | CALETA HORCON (H) | H | 11 |
| 30 DE JUNIO. | PAPAGALLO (PPG) | PPG | 12 |
| | EMBARCADERO (E) | E | 4 |
| 11 DE JULIO | COOP.ALCATRAZ (VENTANAS)(CAV) | CAV | 18 |
| 14 DE JULIO | STI VENTANAS (V) | V | 14 |
| 15 DE JULIO | STI EL MANZANO | MZO | 28 |
| Total | | | 103 |

Fuente: Elaboración IFOP

El número de Problemas que se logró recoger fue de 73 más un Relato que correspondió a una dinámica interactiva de conversaciones. Esto se presenta en el **Anexo 16**.



En la **Figura 29** se presenta el resultado del primer Trabajo de Gabinete, en el cual sin la participaci3n de los usuarios, mediante el Juicio experto se interpret3 la percepci3n colectiva de los efectos del derrame por parte de los usuarios. En la **Tabla 27** se indican los problemas que sustentan el an3lisis.

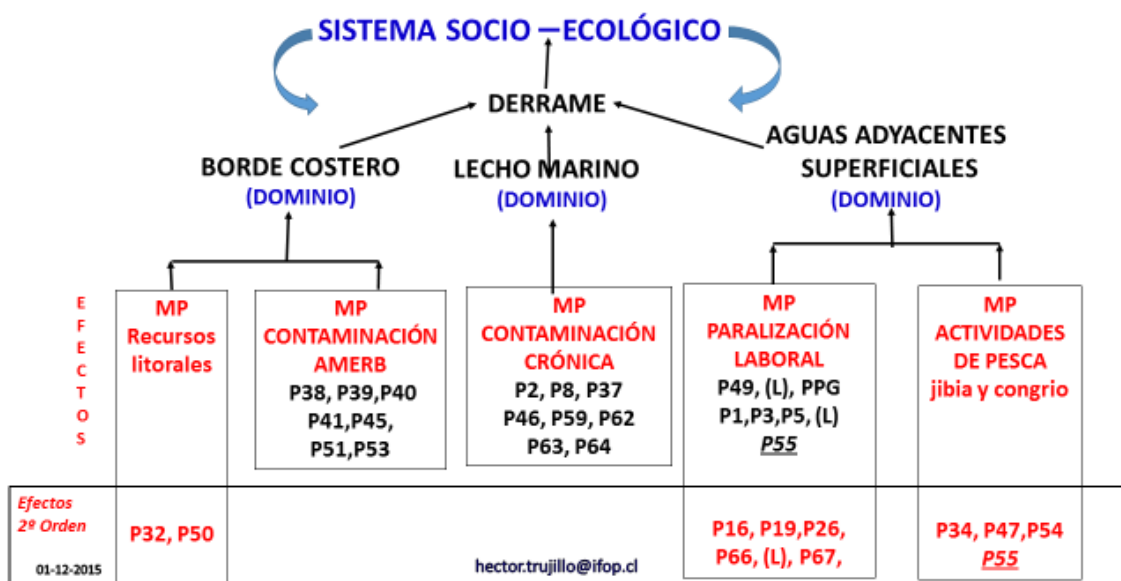


Figura 29⁴². Percepci3n Colectiva de los Efectos directos del derrame de crudo percibidos como Problemas (P) por parte de los usuarios. Interpretaci3n seg3n Juicio experto que indica cu3les son los 3mbitos o Dominios afectados: Borde Costero, Lecho Marino y, Aguas Adyacentes Superficiales.

⁴² Sugerencia: Las Figura 2 y 3 se leen bottom-up para inferir inductivamente los Dominios. Luego en ambos casos, top-down, se descubre la reacci3n del sistema socio-ecol3gico.



Tabla 27.

Problemas (Distinciones) identificados por los usuarios en los Dominios: Borde Costero, Lecho Marino y, Aguas Adyacentes Superficiales. Se indica con una sigla la caleta en la cual los stakeholders lo percibieron: (Ej. CJS: Las Cujas; PPG: Papagallo; H: Horcón; M: Maitencillo; E: Embarcadero; CAV: Cooperativa Alcatraz de Ventana; L: Loncura).

PROBLEMAS (DISTINCIONES).

(CJS) Problema 32. El derrame afectó la extracción de mariscos y algas en la baja marea (de parte de las mujeres del Sindicato).

(PPG) Problema 50. Percibimos varios recursos varado producto del derrame, lapas, caracoles y otros.

MACROPROBLEMA (MP): RECURSOS LITORALES

PROBLEMAS (DISTINCIONES).

(H) Problema 38. Producto de la contaminación disminuyó la cosecha en el AMERB, dejamos de percibir el ingreso que teníamos programado.

(H) Problema 39. Habíamos realizado el ESBA para cosechar 22 mil recursos del AMERB; debido a la restricción de la SEREMI de Salud no se pudo cosechar.

(H) Problema 40. El derrame impidió la cosecha en AMERB, además no se pudo salir a pescar por resolución de Servicio de Salud que aproximadamente duró 5 meses.

(H) Problema 41 El derrame afectó la siembra del AMERB y la pesca.

(H) Problema 45. Los recursos del AMERB ya no tienen el color que tenían antes, producto de la contaminación.

(PPG) Problema 51. Se percibió una disminución del recurso, algunos muertos y otros se alejó en ALA .

(PPG) Problema 53. El derrame afectó nuestra AMERB, perdimos todo el esfuerzo invertido, ya que estábamos con muchas expectativas de levantar nuevamente nuestra área.

MACROPROBLEMA (MP): CONTAMINACIÓN AMERB

PROBLEMAS (DISTINCIONES).

(M) Problema 2. La contaminación en el área (acumulada en el área) es tal que a 25-30 metros de profundidad) los trajes se ponen de amarillos (Isla Cachagua Norte). Es contaminación antigua. Las manos se ponen aceitosas. Cuando se bucea al congrio.

(M) Problema 8. He observado barcos a la espera frente a Maitencillo para entrar en Ventanas. Descargan aguas de lastre y eso es contaminación.

(H) Problema 37 Existencia de contaminación acumulativa en toda la zona.

(H) Problema 46. Las empresas del sector vertían agua caliente en la costa sin autorización.

(E) Problema 59. Consideran que las plantas termoeléctricas y ENAMI están destruyendo la zona y la comunidad no se hace parte del desarrollo de estrategias para la defensa de la zona.

(CAV) Problema 62. Nosotros no podemos comunicar la problemática de contaminación acumulada ya que nos perjudica la venta de nuestros recursos.

(CAV) Problema 63. Es muy tardía la implementación de este Proyecto, ya que hace 40 años tenemos problemas de contaminación.

MACROPROBLEMA (MP): CONTAMINACIÓN CRONICA

PROBLEMAS (DISTINCIONES).

(M) Problema 1. Buceador responde: SERNAPESCA discrepaba de los criterios de los funcionarios de SALUD, en consecuencia no se pudo bucear en Maitencillo durante 3 meses. Tengo 62 años. Recién a fines de diciembre pudo hacerse algo.



- (M) **Problema 3.** Estos meses sin trabajar me generaron pérdidas de alrededor de \$135.000. La descomprensión me ha causado problemas. Apenas 15 años en el Seguro Social.
- (M) **Problema 5.** Las actividades de pesca se paralizaron entre septiembre y diciembre de 2014.
- (M) **Problema 16.** Maintencillo no recibió nada.
- (M) **Problema 19.** Unos se arreglaron.
- (M) **Problema 26.** En general la política de arreglarse y pitutos.
- (PPG) **Problema 49.** Estuvimos 3 ½ meses sin trabajar y no recibimos ninguna mitigación, sólo el pago por limpieza de playa emitido por la ENAP.
- (E) **Problema 55.** Se estuvo sin zarpe aproximadamente 3 semanas con el propósito de subir precios y aumentar el poder de compra. No obstante el precio de la jibia no se ha recuperado manteniéndose a la baja.
- (CAV) **Problema 66.** Las empresas no son precavidas en la entrega de compensaciones, ya que aparecen muchas personas en lista para recibir beneficios y ellos no son pescadores y ni parte de la comunidad afectada.
- (CAV) **Problema 67.** La comunidad no ha sido beneficiada bajo ninguna entrega de compensaciones, los beneficios se van a otras personas.
- (L) Estuvimos tres meses sin salida de pesca, recibieron pago \$750.000 por ENAP para realizar labores de limpieza en playa, el contrato fue por 3 meses no obstante, solo se llevó a cabo en uno, actualmente tienen una demanda laboral.
- (L) Hubo disparidad en compensaciones ya que otras caletas negociaron con ENAP, \$1500.000 para realizar los trabajos de limpieza en la playa, incorporando al beneficio que era de los pescadores a otras personas que aparecieron en las listas. ENAP fue poco rigurosos en otorgar a quién correspondía el acuerdo.
- (L) También hubo mucho aprovechamiento, el total de pescadores afectados fueron 460, sin embargo más del triple recibió beneficio por parte de ENAP.
- (L) Algunas de los integrantes de las familias también se desempeñan en la pesca., principalmente las mujeres se dedican a vender carapacho mediante venta informal en comercio y a venta en playa, el ½ \$4000.

MACROPROBLEMA (MP): PARALIZACIÓN LABORAL

PROBLEMAS (DISTINCIONES).

- (CJS) **Problema 34.** Después del derrame el 30 de enero 2015 se nos autoriza la extracción del recurso loco, pero por segunda vez se cierra el área por la Autoridad Marítima por la aparición de tiburones en la zona durante 15 días aproximados. Después entra en veda hasta tanto no se hagan nuevos estudios.
- (PPG) **Problema 47-** El derrame afectó profundamente a los socios del STI, ya que todos somos buzos y teníamos restringido el acceso al mar y se abrió sólo en octubre 2014 para la jibia.
- (E) **Problema 54.** El derrame de petróleo influyó bastante comercialmente ya que se empezó con especulaciones en el sector industrial y producto de esta pesca industrial sobre el recurso jibia se generó una sobre oferta en las plantas, lo que produjo una disminución de los precios.
- (E) **Problema 55.** Se estuvo sin zarpe aproximadamente 3 semanas con el propósito de subir precios y aumentar el poder de compra. **No obstante el precio de la jibia no se ha recuperado manteniéndose a la baja.**

MACROPROBLEMA (MP): ACTIVIDADES DE PESCA

Fuente: Elaboración IFOP



Un nuevo análisis de tipo colectivo se efectuó en Gabinete utilizando los Problemas (P) que no se tomaron en cuenta o remanentes del primer análisis. Esto se presenta en la Figura 30 cuyo sustento lo proporciona la **Tabla 28**.

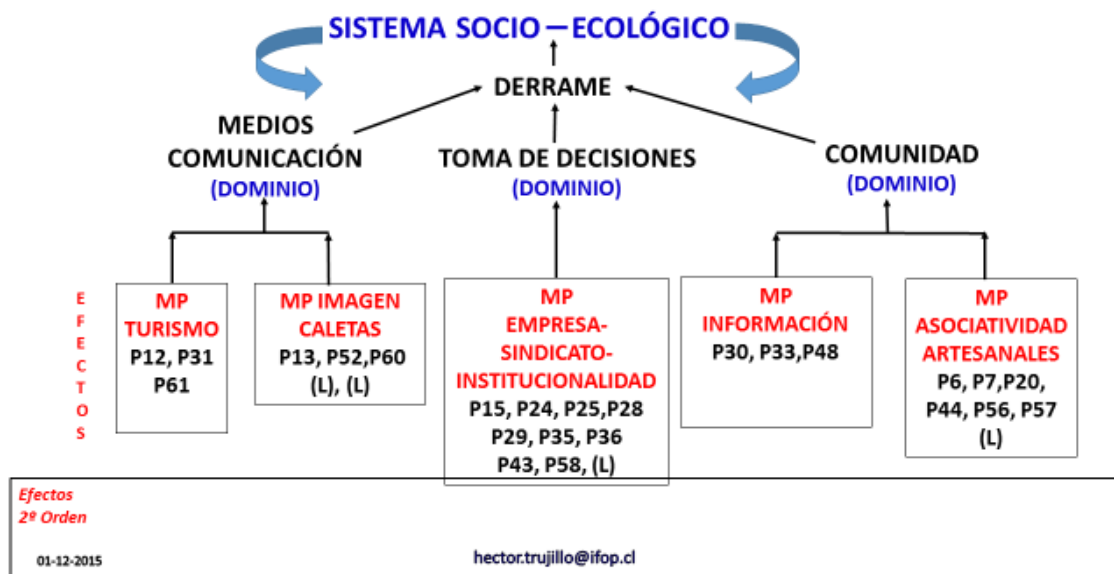


Figura 30. Percepción Colectiva de los Efectos directos del derrame de crudo percibidos como Problemas (P) por parte de los usuarios. Interpretación según Juicio experto que indica cuáles son los ámbitos o Dominios afectados: Medios de Comunicación, Toma de Decisiones y la Comunidad.

Tabla 28.

Problemas (Distinciones) identificados por los usuarios, en los dominios: Medios de Comunicación, Toma de Decisiones y la Comunidad. Se indica con una sigla la caleta en la cual los stakeholders lo percibieron: (Ej. **CJS**: Las Cujas; **PPG**: Papagallo; **H**: Horcón; **M**: Maitencillo; **E**: Embarcadero; **CAV**: Cooperativa Alcatraz de Ventana; **L**: Loncura.

PROBLEMAS (DISTINCIONES).

(M) Problema 12. Se perdió el Turismo. Cayó el consumo. Lo que se comercializa viene de Lebu por ejemplo la reineta y el ostión de los criaderos de Tongoy.

(CJS) Problema 31. Afectó a las familias de los pescadores ya que la imagen para el turismo decayó en forma brutal.

(CAV) Problema 61. Disminuyó el turismo y la compra de recursos.

MACROPROBLEMA (MP): TURISMO

PROBLEMAS (DISTINCIONES).

(M) Problema 13. El efecto mediático afectó a la Caleta.

(PPG) Problema 52. En esta organización afectó de manera general a todos los socios, percibiendo un daño en sus familias



(CAV) Problema 60. Producto de la información que salió en los medios sobre contaminación, dañaron la imagen de Ventanas.

(L) Consideran que no hubo baja en los precios de los pescados ya que extraemos a 2 o 3 millas de la costa, si observaron que el piure estaba contaminado lo que generó desconfianza-

(L) Respecto del impacto del derrame, indicaron que disminuyó el flujo de personas, y afectó la imagen comercial. Sobre todo cuando salían a pescar volvían con las embarcaciones manchadas con petróleo.

MACROPROBLEMA (MP): IMAGEN CALETAS.

PROBLEMAS (DISTINCIONES).

(M) Problema 15. A Papagallo-Manzano-Embarcadero Ventanas, Horcón le dieron ayudas (en mercaderías).

(M) Problema 24. Desorden en la ayuda

(CJS) Problema 28. Las Autoridades se tiran la pelota unos con otros.

(CJS) Problema 29. El Estado no toma las medidas de contingencia adecuadas.

(H) Problema 35. ENAP y Capitanía de Puerto de Quintero sabía lo que había ocurrido la noche del derrame y nosotros nos enteramos después. No se nos informó a tiempo.

(H) Problema 36 Consideramos que un motivo del derrame fue negligencia de la Autoridad Marítima, ya que había marea alta y de igual manera se autorizó la descarga.

(H) Problema 43. Se informó al Gobernador sobre las pérdidas declaradas en el área de manejo principalmente, se acordó la reposición de los daños y hasta ahora no se ha tenido respuesta.

(E) Problema 58 Respecto de la AMERB del STI Embarcadero señalan que pueden explotar producto de las resoluciones sanitarias por efecto de la contaminación y no han obtenido resolución de cuota.

(L) La actividad demoró app., 5 meses en estabilizarse, y aún no se determina al responsable.

MACROPROBLEMA (MP): EMPRESA-SINDICATO-INSTITUCIONALIDAD

PROBLEMAS (DISTINCIONES).

(CJS) Problema 30 Después del derrame poca información acerca de las consecuencias del derrame-

(CJS) Problema 33. El Sindicato no ha recibido ninguna información de parte de CONAF, Servicio Nacional de Salud, Medio Ambiente, Gobernación

(PG) Problema 48. El derrame afectó principalmente a la puntilla de San Fuentes, sólo podía ingresar la armada a nosotros se nos prohibió la entrada para saber que sucedía.

MACROPROBLEMA (MP): INFORMACIÓN

PROBLEMAS (DISTINCIONES).

(M) Problema 6. Existe mucha desunión entre los puestos de mariscos. De unos 18 buzos Apenas 8 están activos. Hay mucho egoísmo. Vivo en Puchuncavi y tengo que transportarme hasta la Caleta. Tengo 4 hijos.

(M) Problema 7. Nadie cree en nadie. Reina la desconfianza.

(M) Problema 20. Desunión entre Horcón y Ventana.

(H) Problema 44. La situación provocó malestar colectivo y desánimo en los pescadores porque no podía trabajar en el mar.

(E) Problema 56 Los pescadores mantienen un conflicto con la Comunidad en general ya que ésta considera que los pescadores sólo quieren conseguir beneficios a raíz del derrame.

(E) Problema 57. Otros conflictos lo mantienen con la Organización Caletas Unidas, formadas por distintos dirigentes de otras organizaciones tales como STI El Manzano, Maitencillo, Loncura y Alcatraz. Esta asociación tiene su origen en la Municipalidad de Quintero y mantienen redes con políticos y empresas. Todos los Proyectos fracasados han sido generados por ellos. No hay confianza en su gestión por parte de los otros Sindicatos, ya que no hay recambio generacional.

(L) El derrame provocó que se generasen conflictos con otras organizaciones que no son parte de las Caletas Unidas.

MACROPROBLEMA (MP): ASOCIATIVIDAD ARTESANALES

Fuente: Elaboración IFOP



Por otra parte, la percepción que tuvieron los usuarios de los efectos del derrame en cada una de sus Caletas, fue analizada mediante Juicio experto y se representó en base a la frecuencia de aparición en cada Caleta de problemas que individualmente señalan hechos concretos de los efectos. Esto se presenta en el **Figura 31** y en la **Tabla 29** los Problemas que indican el efecto sobre los recursos.

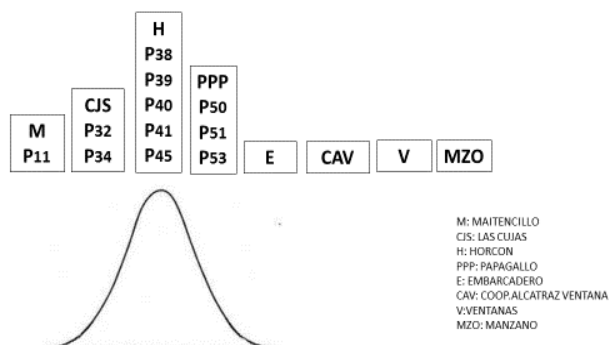


Figura 31. Distribución de los problemas que señalan cómo el derrame afectó los recursos, según la percepción de los usuarios de cada Caleta.

Tabla 29.
Percepciones que indican cómo cada Caleta visualizó la afectación de los recursos.

| CALETA | PERCEPCIONES |
|------------------|---|
| Maitencillo | P ₁₁ : El derrame no afectó mucho a la Caleta |
| Las Cujas | P ₃₂ : El derrame afectó la extracción de mariscos y algas en la baja marea (de parte de las mujeres del Sindicato) P ₃₄ : Después del derrame el 30 de enero 2015 se nos autoriza la extracción del recurso loco, pero por segunda vez se cierra el área por la Autoridad Marítima por la aparición de tiburones en la zona durante 15 días aprox. Después entra en veda hasta no se hagan nuevos estudios. |
| Horcón | P ₃₈ : Producto de la contaminación disminuyó la cosecha en el AMERB, dejamos de percibir el ingreso que teníamos programado. P ₃₉ : Habíamos realizado el ESBA para cosechar 22 mil recursos del AMERB; debido a la restricción de la SEREMI de Salud no se pudo cosechar. P ₄₀ : El derrame impidió la cosecha de AMERB, además no se pudo salir a pescar por resolución del Servicio de Salud que aproximadamente duró 5 meses. P ₄₁ : El derrame afectó la siembra del AMERB y la pesca. P ₄₅ : Los recursos del AMERB ya no tienen el color que tenían antes, producto de la contaminación. |
| Papagallo | P ₅₀ : Percibimos varios recursos varados producto del derrame, lapas, caracoles y otros P ₅₁ : Se percibió una disminución del recurso, algunos muertos y otros se alejó en Ala y AMERB. P ₅₃ : El derrame afectó nuestra AMERB, perdimos todo el esfuerzo invertido, ya que estábamos con muchas expectativas de levanta nuevamente nuestra área. |
| Embarcadero | No hay manifestaciones de problemas que indiquen deterioro de recursos |
| Alcatraz/Ventana | No hay manifestaciones de problemas que indiquen deterioro de recursos |
| Ventana | No hay manifestaciones de problemas que indiquen deterioro de recursos |
| Loncura | No hay manifestaciones de problemas que indiquen deterioro de recursos |

Fuente: Elaboración IFOP



4.5 Análisis integrado del impacto socioeconómico del derrame de hidrocarburos

En relación a los principales indicadores productivos, todos los grupos presentaron una disminución en los volúmenes desembarcados y una pérdida asociada al valor bruto de la pesquería, estimada en el orden de los \$626 millones.

Al respecto, las principales disminuciones en los volúmenes de desembarques estuvieron asociadas a los grupos I y II respecto del periodo pre y post derrame, correspondiente al 58% a 73% respectivamente, generando pérdidas económicas del orden del 58% y 51%.

En efecto, durante el periodo posterior al derrame, se observó una disminución en la dedicación temporal de la actividad, reflejado en salidas de pesca. El grupo que presentó la mayor disminución de la dedicación de la actividad extractiva correspondió al Grupo II (50%) seguida por el Grupo I (30%) y en la operación de embarcaciones. No obstante fue un problema transversal manifestado por los pescadores artesanales (Macro problemas: Paralización Laboral y Actividades de Pesca); no obstante, la duración temporal varió entre las caleta.

En el caso de los impactos en los ingresos de los pescadores, el Grupo I, II y III presentaron diferencias significativas en los meses posteriores al derrame, con una disminución promedio en los ingresos netos percibidos por los pescadores o buzos del orden del 58%, 40% y 43% respectivamente, situación que fue percibida como un problema por los usuarios (**Tabla 30**).

Al respecto, en el Grupo I los pescadores pasaron de concentrarse en los quintiles III y IV⁴³, a concentrarse en los quintiles II y III, correspondiente a personas que tiene ingresos sobre la línea de pobreza, pero son vulnerables a cualquier evento que se produzca tales como, pérdida de empleo de jefe de familia o situaciones del entorno, escenario que los ubicaría inmediatamente en una situación de pobreza.

Por su parte, el Grupo II y III, correspondientes a las caletas Papagallo, Loncura y Horcón, pasaron de concentrar sus ingresos en el quintil II, vinculados a personas que se ubican en una situación de vulnerabilidad socioeconómica, a concentrarse en el quintil I, como usuarios en situación de pobreza en el país (FUSUPO, 2014).

El Grupo IV, mantuvo su posición en los quintiles de ingreso en una situación pre y post evento, esta invariabilidad pudo estar dada por que la fuente de ingreso principal de este grupo proviene de actividades alternativas a la pesca y que no fueron directamente afectadas por la situación de derrame de hidrocarburos. No obstante, dicho grupo declaran percibir impactos indirectos asociado a la pérdida de imagen y a una disminución de turistas (Macro Problemas: Turismo e Imagen caleta).

⁴³ Grupos de personas ubicados lejos de la línea de pobreza, pero que tienen un patrón ajustado de vida, accediendo en buena parte de los casos a servicios sociales subsidiados por el Estado (FUSUPO 2014).



Tabla 30.

Evaluación comparativa de los principales indicadores productivos y económicos de evaluación de los impactos pre y post para los diferentes grupos.

| OE | Indicadores | GRUPO I | | GRUPO II | | GRUPO III | | GRUPO IV | |
|----------------|---|-----------|-----------|-----------|----------|-----------|----------|-----------|-----------|
| | | PRE | POST | PRE | POST | PRE | POST | PRE | POST |
| Socioeconómico | Mediana ingreso mensuales total del pescador | \$760.995 | \$375.035 | \$167.477 | \$95.723 | \$151.581 | \$91.162 | \$293.943 | \$265.052 |
| | Mediana de Ingreso Per cápita mensual familiar | \$262.456 | \$144.143 | \$54.073 | \$35.190 | \$76.030 | \$57.221 | \$126.764 | \$117.822 |
| | Aporte del ingreso pescador al grupo familiar (%) | 85% | 77% | 79% | 69% | 51% | 45% | 71% | 69% |
| | Ingreso ALA (%) | 73% | 59% | 49% | 18% | 42% | 34% | 17% | 19% |
| | Ingreso AA (%) | 12% | 18% | 33% | 52% | 14% | 16% | 45% | 47% |
| | Quintiles de ingresos | IV y V | II y III | II | I | I y II | I | II y III | II y III |
| | Concentración Quintiles % | 70% | 59% | 78% | 98% | 75% | 70% | 88% | 97% |
| Productivo | Desembarque (t.) | 7.430 | 3.095 | 10 | 3 | 24 | 14 | 10 | 6 |
| | Dependencia recursos principales (%) | 99% | 99% | 64% | 72% | 75% | 68% | 76% | 68% |
| | Valor bruto (millones) | \$1.065 | \$451 | \$4,7 | \$2,3 | \$22,6 | \$16,1 | \$8,7 | \$5,2 |
| | Aporte recurso principal (%) | 95% | 93% | 52% | 58% | 81% | 76% | 63% | 62% |
| | Días totales (N°) | 1733 | 905 | 140 | 62 | 335 | 302 | 28 | 18 |
| | Embarcaciones por mes (N°) | 88 | 64 | 4 | 1 | 13 | 14 | 10 | 5 |
| | Tiempo dedicado en ALA (%)) | 79% | 49% | 85% | 35% | 57% | 41% | 26% | 15% |

Fuente: Elaboración IFOP



Efecto de las Compensaciones en el ingreso de los pescadores

Respecto de las compensaciones que realizó la empresa a los pescadores, se pudo inferir mediante información ENAP, el número total de beneficiados fueron 757 pescadores que colaboraron en labores de control y limpieza, además de 40 embarcaciones pertenecientes a Horcón, Ventanas, Embarcadero, el Manzano y Loncura⁴⁴.

Esta compensación, según entrevista y encuestas realizadas a los pescadores de la zona afectada, fue distribuida en dos fases, la primera correspondió a un bono de \$1 millón y \$500 mil para los pescadores de la bahía de Quintero, que fue mediante un acuerdo establecido con los pescadores y aproximadamente \$600 mil para los de las caletas adyacentes.

Grupo I.

Basado en la aplicación de la encuesta, el 84% de los pescadores asociados a este grupo indicó haber percibido alguna compensación por parte de la empresa, asociado principalmente al pago por labores de limpieza de la playa.

Respecto del impacto de esta compensación en los ingresos de los pescadores, se pudo evidenciar, a partir de la aplicación del test estadístico U Mann Whitney, que esta fue estadísticamente significativa para los pescadores y no para los armadores, en los ingresos registrados en el periodo previo al derrame y posterior al mismo.

En el caso de los pescadores que percibieron una compensación por parte de la empresa, en términos generales, éstos presentaron ingresos similares a superiores en comparación a los obtenidos previos al evento de derrame. Por su parte, la compensación percibidas por los armadores, generó que los ingresos percibidos previo y posterior al evento se mantuvieran en niveles similares, atenuando los impactos económicos generado por el derrame (**Tabla 31**).

La aplicación de un valor compensatorio a la interrupción del desarrollo de actividades en ALA permitió, que armadores y pescadores, atenuaran los impactos socioeconómicos. Más aún, en el caso de los pescadores se estimó un incremento en los ingresos alrededor de un 21%, en comparación a los obtenidos previo al evento, producto del aporte realizado por las compensaciones (**Figura 32**).

⁴⁴ Desarrollo Plan de Emergencia Derrame Terminal Quintero. Pp. 134



Tabla 31.

Comparación de los ingresos previo y posterior al evento del derrame, considerando la compensación percibida para los armadores y pescadores del grupo I.

| Cat. | Indicadores | Ingresos (\$) sin compensación | Ingresos (\$) con compensación | Test U M-W | Potencia |
|-----------------|------------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|------------|----------|
| Armador | Mediana ingreso total del pescador | 1.443.619 | 1.557.038 | 11513 | 0,388 |
| | Intervalo Confianza (95%) | 1.418.550- 1.643.825 | 1.405.235 –1.716.568 | | |
| Pescador | Mediana ingreso total del pescador | 760.995 | 922.075 | 9439 | 0,001 |
| | Intervalo Confianza (95%) | 748.460- 861.098 | 986.602 - 1.276.262 | | |

Fuente: Elaboración IFOP.

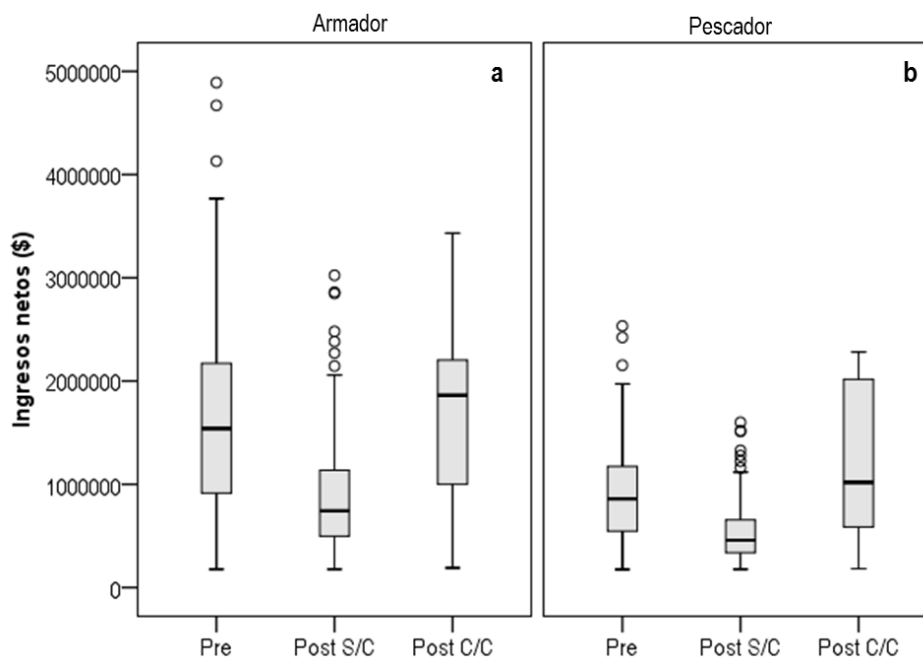


Figura 32. Distribución de los ingresos percibidos para los escenarios previo y posterior al evento de derrame (con y sin compensación) para armadores y pescadores, del grupo I.

**Grupo II.**

En este grupo el 100% de los pescadores indicó haber percibido alguna compensación por parte de la empresa, y que estuvo asociado al pago por labores de limpieza de la playa, según los datos levantados en la encuesta. Respecto a las compensaciones percibidas, a partir de la aplicación del test estadístico se evidenció que éstos fueron estadísticamente significativos, tanto para pescadores como los armadores, con una significancia menor a 0,05.

Las compensaciones otorgadas a los armadores y pescadores generaron que los ingresos posteriores al evento se mantuvieran e incluso aumentar en comparación a los percibidos previos a la ocurrencia de dicho evento (**Tabla 32**).

Tabla 32.

Comparación de los ingresos previo y posterior al evento del derrame, considerando la compensación percibida para los armadores y pescadores del grupo II.

| Cat. | Indicadores | Ingresos (\$) sin compensación | Ingresos (\$) con compensación | Test U M-W | Potencia |
|----------|------------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|------------|----------|
| Armador | Mediana ingreso total del pescador | 207.468 | 535.583 | 17 | 0,003 |
| | Intervalo Confianza (95%) | 106.606 – 308.328 | 419.840 – 651.326 | | |
| Pescador | Mediana ingreso total del pescador | 129.262 | 567.500 | 17 | 0,003 |
| | Intervalo Confianza (95%) | 95.433 – 239.520 | 412.971 – 635.616 | | |

Fuente: Elaboración IFOP.

Según las estimaciones realizadas, las compensaciones percibidas generaron un incremento en los ingresos medios del orden del 150% y 300% para los armadores y pescadores, demostrando una variación en los ingresos analizados precedentemente sin el efecto de la compensación (**Figura 33**)

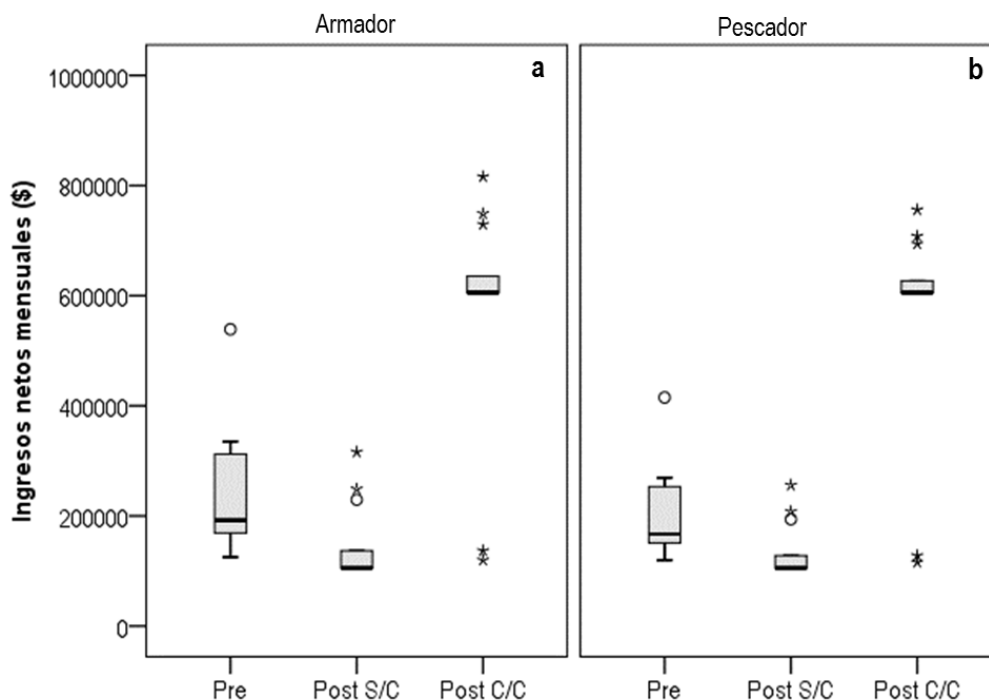


Figura 33. Distribución de los ingresos percibidos para los escenarios previo y posterior al evento de derrame (con y sin compensación) para armadores y pescadores, del Grupo II.

Grupo III.

De las caletas que componen éste grupo, sólo los pescadores pertenecientes a caleta Loncura percibieron compensaciones económicas, o pago por servicios de limpieza, por parte de la empresa. Según la aplicación del a encuesta, el 39% de los pescadores asociados al grupo III declararon haber percibido compensaciones por parte de los pescadores.

Respecto de este conjunto, y a partir de la aplicación del test estadístico U Mann Whitney (con un nivel de significancia observada de $p = 0,0001$), se evidenció que el monto económico percibido generó impactos estadísticamente significativos en armadores y pescadores.

Para los usuarios pertenecientes a esta caleta, las compensaciones otorgadas generaron incrementos en los ingresos medios por sobre los ingresos percibidos previos a la ocurrencia de dicho evento (Tabla 33).

De las estimaciones realizadas, se pudo determinar que las compensaciones percibidas generaron incremento en los ingresos medios por sobre el 100% para los armadores y pescadores. Este



significativo incremento, se debió a que los pescadores dejaron de operar tan sólo un mes, retomando rápidamente sus fuentes de ingresos previas al evento (**Figura 34**).

Tabla 33.

Comparación de los ingresos previo y posterior al evento del derrame, considerando la compensación percibida para los armadores y pescadores del grupo III.

| Cat. | Indicadores | Ingresos (\$) sin compensación | Ingresos (\$) con compensación | Test U M-W | Potencia |
|----------|------------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|------------|----------|
| Armador | Mediana ingreso total del pescador | 278.201 | 600.400 | 58 | 0,0001 |
| | Intervalo Confianza (95%) | 165.502 – 390.900 | 548.812 – 651.998 | | |
| Pescador | Mediana ingreso total del pescador | 158.581 | 562.681 | 24 | 0,0001 |
| | Intervalo Confianza (95%) | 95.232 – 207.931 | 536.887 – 588.475 | | |

Fuente: Elaboración IFOP

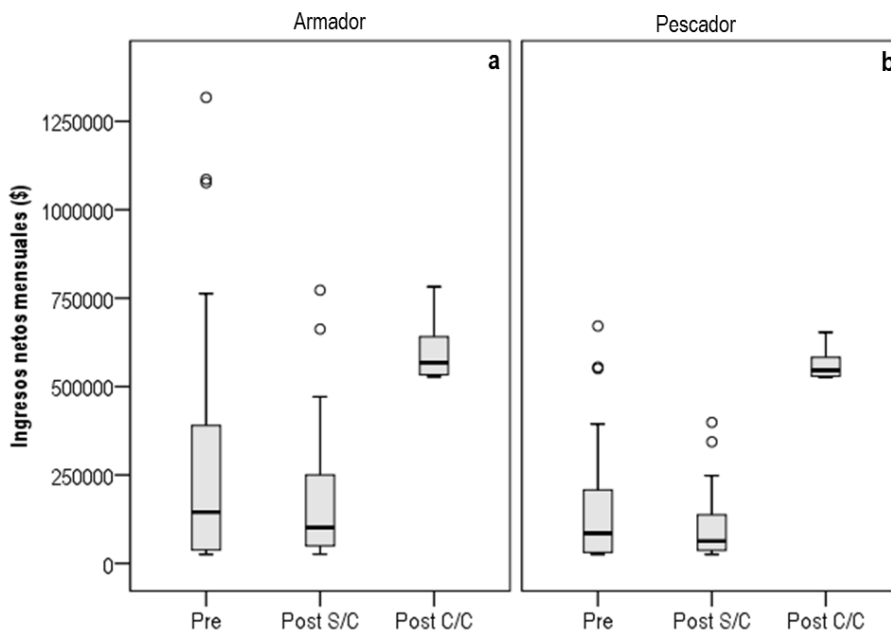


Figura 34. Distribución de los ingresos percibidos para los escenarios previo y posterior al evento de derrame (con y sin compensación) para armadores y pescadores, del grupo III.



Grupo IV.

Respecto a este Grupo, s3lo los pescadores asociados a los sindicatos de caleta Ventana percibieron alg3n tipo de compensaciones econ3micas, o pagos por el servicio de limpieza, por parte de la empresa causante del derrame. Seg3n lo reportado mediante la aplicaci3n de la encuesta, el 56% de los pescadores asociado al grupo IV declar3 haber percibido un monto econ3mico.

Para este conjunto, y a partir de la aplicaci3n del test estadístico U Mann Whitney, se evidenci3 que el monto econ3mico percibido fue estadísticamente significativos en armadores y pescadores (con un nivel de significancia observada de $p = 0,0001$) generando incrementos en los ingresos para ambos tipos de usuarios (**Tabla 34**).

La aplicaci3n de un monto compensatorio, basado en las estimaciones realizadas, permiti3 atenuar los efectos asociados al cese de actividades desarrolladas en 3reas de libre acceso. M3s a3n, ambas categorías de pescadores, evidenciaron incrementos en sus ingresos por sobre los obtenidos previo al derrame (**Figura 35**).

Tabla 34.

Comparaci3n de los ingresos previo y posterior al evento del derrame, considerando la compensaci3n percibida para los armadores y pescadores del grupo IV.

| Cat. | Indicadores | Ingresos (\$) sin compensaci3n | Ingresos (\$) con compensaci3n | Test U M-W | Potencia |
|----------|------------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|------------|----------|
| Armador | Mediana ingreso total del pescador | 359.624 | 731.364 | 8 | 0,0001 |
| | Intervalo Confianza (95%) | 299.007 – 414.241 | 665.475 – 760.282 | | |
| Pescador | Mediana ingreso total del pescador | 293.942 | 674.347 | 7 | 0,0001 |
| | Intervalo Confianza (95%) | 262.298 – 325.586 | 648.400 – 700.294 | | |

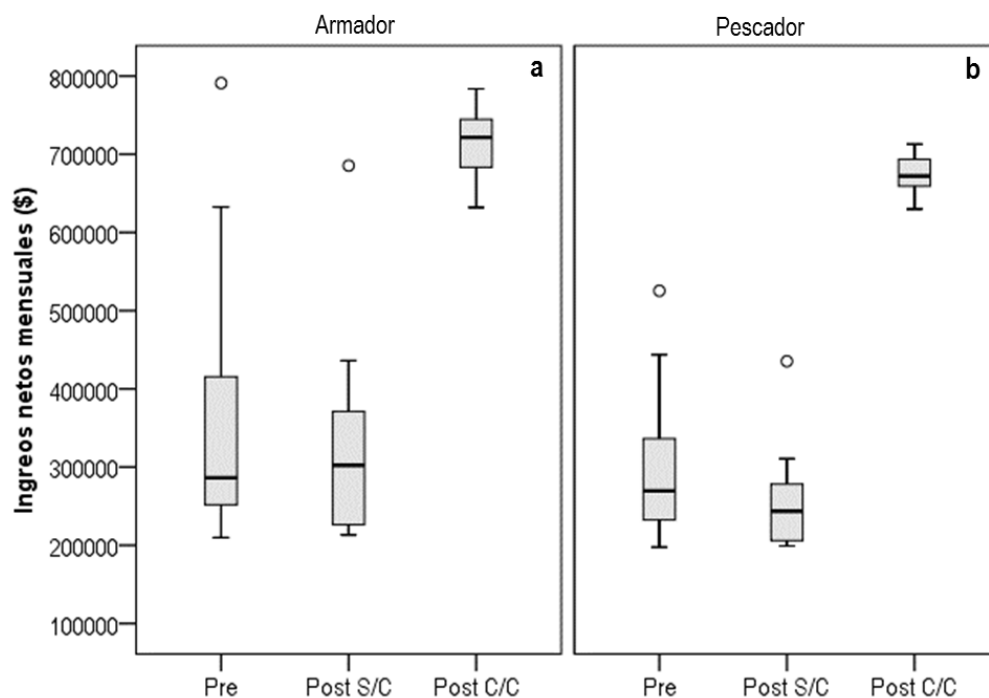


Figura 35. Distribuci3n de los ingresos percibidos para los escenarios previo y posterior al evento de derrame (con y sin compensaci3n) para armadores y pescadores, del Grupo IV.



5. DISCUSIÓN

Los vertimientos de petróleo son situaciones recurrentes que afectan el desarrollo de un conjunto de actividades asociados a un espacio costero, como fue el caso de la bahía de Quintero. El transporte y descarga de petróleo por vía marítima tiene intrínsecamente asociado el riesgo de generar daños potenciales que varían tanto geográficamente, por valor natural de las zonas afectadas y uso de los recursos utilizables, y por la manera que estos son gestionados; no obstante, es imposible imaginar el movimiento de grandes cantidades de hidrocarburos por el mar sin la presencia de riesgos (González-Laxe *et al.*, 2003).

La historia de derrames de petróleo indica que algunas industrias, como la pesquera, han experimentado pérdidas causadas por daños directos (González-Laxe *et al.*, 2003). Los reiterados derrames generan eventos acumulativos que disminuyen la capacidad del sistema humano o ecológico para resistir o adaptarse al cambio (Gómez, 2001).

Es así, como los constantes eventos de contaminación sufridos en la zona, generan ciertas complejidades para estimar los efectos que tuvo directamente el derrame del 24 de septiembre del 2014, ocurrido en la bahía de Quintero en los ámbitos socioeconómico y económico productivo, principalmente porque existieron diferencias en los niveles de afectación que tuvieron los pescadores artesanales, productos de las distintas actividades económicas que realizan.

En este contexto, es posible sostener que distintos grupos de usuarios enfrentaron el mismo riesgo generado por el derrame, pero eso no significa que sean igualmente vulnerables, existiendo una compleja interacción entre los elementos externos (derrame u otro evento exógeno) y la capacidad del individuo en generar recursos económicos que determina su vulnerabilidad (Gómez, 2001), asociados principalmente a la extensión del efecto y su capacidad de reconversión.

Para evidenciar estas diferencias, se utilizó un modelo de agrupación de las caletas con características económicas y productivas similares, sobre las cuales se estimaron los niveles de impacto en el ámbito económico productivo y socioeconómico, estableciendo un análisis comparativo entre una situación previa al derrame de hidrocarburos y posterior a éste. Esta metodología ha sido utilizada anteriormente por Shelton (1976), Edgar *et al.* (2003) y Born *et al.* (2003) para estimar los efectos económicos de los derramamientos de hidrocarburos en el mar.

Para determinar el periodo de análisis comparativo entre una situación previa y post derrame, se realizó un análisis estadístico basado en la información cuantitativa disponible, determinando que durante el periodo septiembre a diciembre hubo una disminución significativa de los desembarques. Dicho análisis fue validado mediante información cualitativa asociada a la Resolución N°778 de la SEREMI de Salud en la cual se restringió el desarrollo de cualquier tipo de actividad extractiva en la



zona de estudio, durante el 6 al 20 de octubre para extracción de jibia, pero extendida hasta el 20 de diciembre para la realización de actividades bentónicas.

Respecto de los impactos económicos productivos y socioeconómicos de los pescadores asociados a la zona de estudio, éstos fueron categorizados de acuerdo a su principal actividad productiva y caleta pesquera de pertenencia. Los pescadores del Grupo I, pertenecientes a las caletas El Embarcadero y El Manzano, y dedicados principalmente a la extracción de jibia, los impactos del derrame fueron estadísticamente significativos, generando variaciones tanto en los niveles de desembarque, operación de la flota e ingresos obtenidos. Situación principalmente gatillada por la resolución (N°778) emitida por la Seremi de Salud, que prohibió realizar la actividad extractiva. No obstante, esta situación cambia mejorando de manera paulatina a mediados de octubre, normalizando el desarrollo de la actividad atenuando los efectos del derrame.

El Grupo II concentró a pescadores dedicados principalmente a la extracción de recursos bentónicos en la caleta Papagallo. Producto del derrame, y en consecuencia con la resolución N°778, éstos vieron afectado el desarrollo de su actividad hasta fines del mes de diciembre del 2014, provocando diferencias estadísticamente significativas tanto en el ámbito económico productivo como socioeconómico, generando una situación de reducción en los ingresos, llegando las estimaciones a valores bajo la línea de pobreza. No obstante, ésta disminución corresponde a una situación transitoria ocurrida en un lapso de tiempo acotado a los meses de evaluación post evento de derrame normalizándose durante los primeros meses del 2015.

En el caso de los pescadores dedicados a la pesca demersal (Grupo III), ubicados en las caletas de Horcón y Loncura, ocurrió una situación contradictoria; si bien los indicadores económicos productivos no evidenciaron una variación significativa, los ingresos estimados para este grupo de pescadores fueron significativos. Lo anterior se explica en el hecho que posterior al evento, y una vez autorizados para reactivar su actividad productiva, se evidenció un incremento en el número de embarcaciones y usuarios en comparación al periodo previo al evento, provocando una disipación de los niveles de ingresos y una menor renta.

Para los pescadores asociado al grupo IV (caletas de Ventana, Maitencillo y Cachagua) el efecto del derrame no fue estadísticamente significativo, tanto para los ámbitos económicos productivos como socioeconómicos, producto que este grupo se dedicó principalmente al desarrollo de labores alternativas, asociados a servicios industriales y turísticos, por sobre la pesca en áreas de libre acceso.

Respecto a los principales indicadores productivos, en términos generales, durante el periodo de análisis hubo una disminución en los volúmenes desembarcados y una pérdida asociada al valor bruto de la pesquería artesanal, estimada en el orden de los \$626 millones, valor que resultó ser mayor al estimado por el Servicio Nacional de Pesca y Acuic. , valorado en \$416 millones⁴⁵ . No obstante ambas

⁴⁵ Fuente de información SERNAPESCA, V Región. Estimaciones realizadas en octubre del 2014. Documento no publicado.



estimaciones no son comparables entre sí, producto que se basaron en diferentes criterios metodológicos. Esta diferencia metodológica radica principalmente porque en el presente estudio en el ámbito productivo de la actividad pesquera, se realizó un análisis comparativo entre dos periodos de tiempo analizando la situación pre y post derrame considerando en el análisis a las actividades realizadas en áreas de manejo y actividades de libre acceso. No obstante, los criterios y estimaciones utilizados por SERNAPESCA se basaron específicamente en la valoración de los remanentes de las cuotas de extracción autorizadas las áreas de manejo, cuantificando la pérdida potencial ante el impedimento de extracción de dichos recursos de las ocho áreas de manejo priorizada en el estudio más las de Zapallar, sectores A y B.

En cuanto a la comercialización de los productos y precios de los mismos, estos no evidenciaron variaciones significativas, producto que el modelo comercial que predominó en la zona correspondió a la venta directa de los pescadores al público y no a través de agentes intermediarios. En este sentido el único recurso que presentó una cadena comercial más elaborada correspondió a la jibia que re-estableció su actividad hacia fines del mes de octubre. A su vez, no se evidenciaron cambios significativos en los precios de transacción durante los periodos pre y post. Lo anterior quedó de manifiesto en la comparación de los precios de venta en planta con firmas ubicadas en localidades vecinas, donde no hubo variaciones que fuesen atribuibles al derrame de crudo.

Por otra parte, en relación a los efectos del derrame del 24 de septiembre percibidos por los pescadores artesanales de la zona afectada, se pudo evidenciar que la mayoría de los problemas identificados se remitieron a la permanente situación de eventos de contaminación ocurridos en la zona. No obstante, los principales efectos del derrame de petróleo ocurrido en la bahía de Quintero se asociaron a tres ámbitos: i) medios de comunicación social; ii) la toma de decisiones institucionales, y iii) la reacción de la comunidad.

En cuanto a los efectos percibidos por los medios de comunicación social (medios de prensa), los pescadores señalaron que, si bien estos medios mostraron el impacto generado por el derrame, por otra parte, generó daño en la imagen de la zona afectando la actividad turística, específicamente a la cercana a la bahía de Quintero. Al respecto, la literatura señala, que las reacciones del mercado frente a la información relacionada con riesgos ambientales pueden tener graves consecuencias económicas para las empresas que participan en el proceso de producción y en consecuencia para el sector productivo.

Por ende, es necesario prestar especial atención a la importancia del proceso de amplificación de los efectos de los riesgos a través de los medios de comunicación, por ejemplo, los periódicos (Chung 2011, Domínguez *et al.* 2013). Si bien, en el marco del derrame en la bahía de Quintero los recursos no evidenciaron una disminución en los precios de primera venta, los medios de prensa pueden generar un impacto negativo sobre los precios y el consumo, tal como han reportado Goodlad (1996) para el derrame de Braeroil en Escocia, y Born *et al.* (2003) para el vertimiento de hidrocarburo de Jessica en Ecuador y Domínguez *et al.* (2013) para el derrame de Prestige en España.



En el caso del efecto percibido respecto de la toma de decisiones por la institucionalidad, 3ste apunt3 principalmente al manejo de la crisis, en t3rminos de log3stica, informaci3n y desarticulaci3n institucional, para afrontar la situaci3n acontecida. Situaci3n atribuida principalmente al efecto de la resoluci3n sanitaria que prohibi3 la actividad extractiva durante un tiempo, generando a3n m3s presi3n sobre los pescadores, ya que no s3lo manifestaron el impacto que tuvo el derrame como efecto directo, sino tambi3n percibieron a dicha resoluci3n, como un impacto relevante en su actividad, producto de que no fue estimada la p3rdida potencial que significar3a en la actividad de 3reas de manejo.

Tambi3n el grupo de afectados percibi3 que hubo asimetr3a en la informaci3n emanada de los medios de prensa y de la institucionalidad, provocando desconfianza e incertidumbre sobre el manejo del conflicto que en parte afect3 a las relaciones de los pescadores con su entorno comunitario, como tambi3n entre las organizaciones de pescadores artesanales.

En cuanto al efecto de las compensaciones econ3micas otorgadas por la ENAP result3 bastante complejo en determinar su impacto, ya que se observ3 que no fue una distribuci3n inclusiva dentro de los grupos afectados, y con diferentes m3todos de asignaci3n. Uno de ellos fue el pago por servicios de limpieza dirigido directamente a un grupo de pescadores y el otro m3todo fue la asignaci3n directa a los afectados de la zona costera en que se produjo el vertimiento (bah3a de Quintero).



6. CONCLUSIONES

- En relación a los principales indicadores productivos, todos los grupos presentaron una disminución en los volúmenes desembarcados y una pérdida asociada al valor bruto de la pesquería, estimada en \$626 millones (posterior al derrame, a dic 2014.).
- Al respecto, las principales disminuciones en los volúmenes de desembarques estuvieron asociadas a los Grupos I (El Manzano y Embarcadero) y II (Papagallo), con un 58% a 70% respectivamente.
- Los Grupos I (El Manzano y Embarcadero), II (Papagallo) y III (Loncura y Horcón) presentaron diferencias estadísticamente significativas en los ingresos en los meses posteriores al derrame, con una disminución del orden del 51%, 43% y 40% respectivamente.
- El Grupo IV (Ventanas, Quintero y Cachagua), tuvo una disminución marginal del ingreso en una situación pre y post evento, ya que su fuente principal de ingresos correspondieron a actividades alternativas.
- En cuanto a las percepciones, los principales problemas identificados fueron los siguientes:
 - En los grupos I, II y III fueron: Contaminación en AMERB, Paralización laboral, Institucionalidad y asociatividad artesanal.
 - El Grupo IV, declararon impactos indirectos asociado a la pérdida de imagen y a una disminución de turistas.
 - El mecanismo asociado a la asignación de mitigación producto del derrame, provocó asimetrías y malestar entre los usuarios, debido a las diferencias de beneficios recibidos por éstos.



7. RECOMENDACIONES

A raíz de las problemáticas detectadas en los talleres realizados con pescadores artesanales, se pudieron desprender algunas recomendaciones que permitan diseñar estrategias que habiliten a las instituciones de manera sistemática y oportuna ante situaciones críticas como fue el derrame del 24/S, con el propósito de atenuar los efectos en los grupos sociales que habitan la costera afectada.

En este contexto, es importante esclarecer hacia dónde apuntan dichas estrategias de contención ante una crisis en el contexto de la bahía de Quintero, determinando si serán diseñadas para un evento en particular o se generarán estrategias de mitigación a largo plazo para contrarrestar los efectos generados en la comunidad costera. Esta diferenciación, tiene como propósito brindar un marco de acción a corto y largo plazo, que permita establecer criterios para generar mecanismos de soporte y/o de reparación mediante objetivos claros, transparentes y concretos.

Dichos mecanismos, deben asegurar una canalización efectiva e inclusiva en cuanto a su distribución a los principales grupos de afectados, mediante un proceso transparente, con criterios definidos y no responda a intereses personales y/o a presiones políticas de algunos sectores o grupos de interés.

Al respecto, resulta necesario diseñar un Plan de contingencias contra derrames de hidrocarburos a escala local, instrumento que permita diseñar y sostener líneas de acción para prevenir, mitigar y corregir los daños que puedan ocasionar a la comunidad costera. Junto con establecer un diagnóstico Socioeconómico, que permita dimensionar el número de personas que realmente opera en la zona, su demografía, categorías de pescadores, características productivas de las pesquerías, fuentes de ingresos, actividad económica principal, estimación pobreza entre otros factores. Lo que permitirá reconocer a la multiplicidad de agentes que operan actualmente en el sistema y con ello estimar los efectos de manera diferenciada, su vulnerabilidad socioeconómica y aminorar la desconfianza arraigada en la distribución de prestaciones asociadas a atenuar los efectos económicos que provocan estos eventos y que gatillan una serie de conflictos entre las organizaciones y sus comunidades.



8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Anguita, J., Labrador, J., & Campos, J. D. 2003. La encuesta como técnica de investigación. Elaboración de cuestionarios y tratamiento estadístico de los datos (I). Atención primaria, 31(8), 527-538 [en línea] [http://dx.doi.org/10.1016/S0212-6567\(03\)79222-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0212-6567(03)79222-1)
- Asún, R. 2006. Construcción de cuestionarios y escalas: El proceso de la producción de información cuantitativa. En M. Canales Metodologías de investigación social (1° Ed.). LOM Ediciones. Santiago. 406 p.
- Berkes, Fikret. 2011. The Concept of Marine Social_Ecological Systems. En World Fisheries: A Social-Ecological Analysis 1st Edition by Rosemary Ommer (Author), Ian Perry (Author), Kevern L. Cochrane (Author), Philippe Cury (Author) Wiley_Blackwell. 418pp.
- Born A., E. Espinoza, J.C. Murillo, F. Nicolaidis, G. Edgar. 2003. Effects of the Jessica oil spill on artisanal fisheries in the Galápagos. Mar Pollut Bull. 47 (7-8). pp 319-324.
- Cano, M., Mestres, F., Vives Rego, J. 2010. La Weltanschauung (cosmovisión) en el comportamiento medioambiental del siglo XXI: Cambios y consecuencias. Disponible en: <http://europa.sim.ucm.es/compludoc/AA?articuloid=821073>
- Checkland, P. 2005. Systems Thinking, Systems Practice. Includes a 30-year retrospective. Wiley. 330 pp.
- Checkland, P. and J. Poulter. 2006. Learning for action. A definitive account of Soft Systems Methodology and its use for Practitioners, Teachers and Students. John Wiley and Sons, Ltd. 299 pp.
- Chung, I.J (2011). "Social Amplification of Risk in the Internet Environment". Risk Analysis, 31(12): [online 27-05-2016] 1883-96. <http://doi.org/c2477b>.
- Domínguez, R. & M. Loureiro (2013). Environmental accidents and stigmatized fish prices: Evidence from the Prestige oil spill in Galicia. Economía Agraria y Recursos Naturales. ISSN: 1578-0732. E-ISSN: 2174-7350. Vol. 13, 2. pp. 103-126
- Edgar, G.J., Marshall, P.A., Mooney, P., 2003. The effect of the Jessica grounding on Galápagos reef fish communities adjacent to the wreck site. Marine Pollution Bulletin, doi: 10.1016/S0025-326X (03)00158-9.
- Fundación de la Superación de la Pobreza 2014. Brechas socioeconómicas de la población chilena, [en línea]: <http://www.superacionpobreza.cl/wp-content/uploads/2014/01/cap1.pdf>



- Galbiati, J. 2011. Análisis de Conglomerados. 21 p. [en línea]
<http://ecosdelaeconomia.files.wordpress.com/2011/09/conglomerados.pdf>
- G3mez, J. 2001. Vulnerabilidad y medio ambiente, documento presentado al seminario internacional "Las diferentes expresiones de la vulnerabilidad social en Am3rica Latina y el Caribe". CEPAL. Santiago de Chile, 20 y 21 de junio de 2001.
- Gonz3lez-Laxe, F. 2003. El Impacto del Prestige. An3lisis y evaluaci3n de los daos causados por el accidente del Prestige y dispositivos para la regeneraci3n medioambiental y recuperaci3n econ3mica de Galicia. Instituto de Estudios Econ3micos de Galicia. Fundaci3n Pedro Barrie de la Maza. Coru3a. Espa3a. 639 pp.
- Goodlad, J., 1996. Effects of the Braer oil spill on the Shetland seafood industry. Science of the Total Environment 186, 127–133.
- Levin, R., Rubin, D., Balderas, M., Del Valle, J.C., G3mez, R. 2007. Estadística para Administraci3n y Economía. Séptima Edici3n. Pearson Educaci3n. M3xico. 952 p.
- Maturana, H. 1997. La Objetividad. Un argumento para obligar. Dolmen Ediciones. 148 pp.
- Ministerio de Desarrollo Social. Reporte Comunales N31: Puchuncaví, Regi3n de Valparaíso. Observatorio Social. 7 de febrero 2014 [en línea]:
http://observatorio.ministeriodesarrollosocial.gob.cl/indicadores/pdf/comunal_general/valparaiso/Puchuncavi_2013.pdf
- Ministerio de Desarrollo Social. Reporte Comunales N31: Quintero, Regi3n de Valparaíso. Observatorio Social. 7 de febrero 2014 [en línea]:
http://observatorio.ministeriodesarrollosocial.gob.cl/indicadores/pdf/comunal_general/valparaiso/Quintero_2013.pdf
- Montgomery, D. y Runger, G 2002. Probabilidad y estadística aplicadas a la ingeniería (2ª Edici3n). Serie Mc. Graw Hill. M3xico. 817 p.
- Munn, R.E (ed). 1979.. Environmental Impact Assessment. Principles and Procedures. John Wiley and Sons.
- Observatorio Ministerio de Desarrollo Social. Metodología de estimaci3n de la pobreza, Encuesta CASEN 2013 [en línea]:
http://observatorio.ministeriodesarrollosocial.gob.cl/casen/casen_def_pobreza.php
- Olsen, A. Sjhirley. 1982. Group planning and problem solving methods in engineering management. John Wiley and Sons. New York,



Ordinario N° 360 29/09/2014. Informa sobre derrame de petróleo en la bahía de Quintero. Valparaíso 10 de octubre de 2014. Ministerio de Medio Ambiente Gobierno de Chile. 209 p. [en línea]: <https://www.camara.cl/pdf.aspx?prmTIPO=OFICIOFISCALIZACIONRESPUESTA&prmID=64026&prmNUMERO=360&prmRTE=11109>

Padua, J., Ahman, I., Apezechea, H., & Borsotti, C. 1987. Técnicas de investigación aplicadas a las ciencias sociales. Fondo de Cultura Económica. México. 351 p.

Pérez, Z. 2011. Los diseños de método mixto en la investigación en educación: Una experiencia concreta. Revista Electrónica Educare, 15(1), 15-29 [en línea]: <mixtofile:///C:/Documents%20and%20Settings/evelyn.grego/Mis%20documentos/Downloads/Dialnet-LosDisenosDeMetodoMixtoEnLaInvestigacionEnEducacio-3683544.pdf>

Ramírez, H. 2012. Carpeta Informativa Situación socioeconómica y Ambiental Caleta de Ventanas. Sindicato de Pescadores Artesanales de Caleta de Ventanas. Agosto 2012.

Resolución N°778. Dispuesto en el Artículo 3°, 73 y 75 del Código Sanitario; en el DL 2763/79, modificado por ley 19.937 del Ministerio de Salud. 06 de octubre 2014. SEREMI de Salud de la Región de Valparaíso.

Salvador, M. 2001. "Análisis de conglomerados o clúster [en línea] <http://www.5campus.org/leccion/cluster>

Servicio Nacional de Pesca. Registro pesquero de organizaciones artesanales [en línea]: http://webmail.sernapesca.cl/sernapesca/valida_permisos.asp

Shelton, R.G.T., 1976. Environmental effects of oil and the chemicals used to control it on fisheries. In: Wardley-Smith, J. (Ed.). The Control of Oil Pollution on the Sea and Inland Waters. Graham & Trotman Ltd, London, pp. 51–56.

Subsecretaría de Pesca y Acuicultura. Áreas de Manejo y Explotación de Recursos Bentónicos. Informe Evaluación propuesta técnica de estudio de situación base del área Cachagua, sector A.

Subsecretaría de Pesca y Acuicultura. Áreas de Manejo y Explotación de Recursos Bentónicos. Informe Evaluación propuesta técnica de estudio de situación base del área Papagallo, septiembre 2014.

Subsecretaría de Pesca y Acuicultura. Áreas de Manejo y Explotación de Recursos Bentónicos. Informe de Seguimiento AMERB N°6, sector EL Embarcadero, julio 2014.



- Subsecretaría de Pesca y Acuicultura. Áreas de Manejo y Explotación de Recursos Bentónicos. Informe de Seguimiento AMERB N°10, sector NW Península de Los Molles, diciembre 2014.
- Subsecretaría de Pesca y Acuicultura. Áreas de Manejo y Explotación de Recursos Bentónicos. Informe de Seguimiento AMERB N°13, sector Ventanas, septiembre 2013.
- Subsecretaría de Pesca y Acuicultura. Áreas de Manejo y Explotación de Recursos Bentónicos. Informe de Seguimiento AMERB N°6, sector EL Embarcadero, rectificado Febrero, 2015.
- Subsecretaría de Pesca y Acuicultura. Áreas de Manejo y Explotación de Recursos Bentónicos. Informe de Seguimiento AMERB N° 14, sector Horcón 2014.
- Subsecretaría de Pesca y Acuicultura. Áreas de Manejo y Explotación de Recursos Bentónicos. Informe de Seguimiento AMERB N° 14, sector Maitencillo 2014.
- Subsecretaría de Pesca y Acuicultura. Régimen de áreas de Manejo. Resoluciones por región. Disponible en: <http://www.subpesca.cl/normativa/605/w3-propertyvalue-50883.html>
- Warner, M.L., and E. Preston. 1974. A review of environmental impact assessment methodologies. Washington, D.C.: U.S Environmental Protection Agency. (Publication No EPA 600/%-74-002).
- Wathern, P. (ed). 1998. Environmental Impact Assessment: Theory and Practice. Routledge revised edition.
- Ward, J. 1963. Hierarchical grouping to optimize an objective function. Journal of the American Statistical Association. Vol 58. Issue 30. pp 236-244.



Línea de Investigación N° 8

Evaluación de servicios ecosistémicos





1. INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas marinos y costeros proporcionan una gran variedad de bienes y servicios esenciales para la mantención del bienestar de nuestra sociedad (MEA 2005, Beaumont *et al.* 2007), sin embargo, presiones antropogénicas como la contaminación acuática, tienen impactos profundos en el funcionamiento de éstos y en su capacidad de provisión (Worm *et al.* 2006).

El uso del concepto de bienes y servicios ecosistémicos, entendidos como los beneficios que los humanos reciben directa o indirectamente de las funciones de los ecosistemas (Costanza *et al.* 1997) es promovido como un enfoque que permitiría integrar dimensiones ecológicas y socio-económicas de una manera útil para la toma de decisión ambiental (Tallis *et al.* 2009).

Los bienes ecosistémicos son aquellos recursos tangibles utilizados por el hombre como insumos en la producción o en el consumo final y que se gastan y transforman en el proceso, mientras que los servicios ecosistémicos, tienen como principal característica que no se gastan ni se transforman en el proceso, pero generan indirectamente utilidad al consumidor, como por ejemplo, el paisaje que ofrece un ecosistema (MEA 2005). Utilizar el concepto de servicios ecosistémicos puede proporcionar un lenguaje común a diferentes actores (*e.g.* administradores y usuarios), facilitando la comparación y evaluación entre alternativas de manejo (Granek *et al.* 2010). A su vez, la evaluación de servicios ecosistémicos puede involucrar análisis cualitativos y cuantitativos, desde una representación conceptual de cómo las actividades humanas dependen y afectan los ecosistemas hasta la cuantificación del valor monetario de servicios particulares (MEA 2005, Leslie & McLeod 2007, Granek *et al.* 2010). En términos generales, se puede establecer que para los bienes ecosistémicos es posible establecer métodos de valoración económico directo centrado en precios de mercado, mientras que para los servicios ecosistémicos están los métodos de valoración indirecta (*e.g.* precios hedónicos o costo de viaje) o métodos de valoración contingente o de mercado construido (MEA 2005, Remoundou *et al.* 2009).

La valoración económica de la biodiversidad y los ecosistemas tiene como objetivo asignarle valores monetarios a los bienes y servicios, independientemente de que estos tengan o no un mercado. El no tener un valor en el mercado, determina que cuando una parte, o la totalidad, de estos bienes y servicios desaparecen esta disminución no es contabilizada. Así, los costos asociados a la pérdida de biodiversidad o de servicios ecosistémicos generalmente no son tomados en cuenta en la evaluación de los proyectos de inversión. La valoración económica de un ecosistema genera un valor más real de los recursos naturales y sus funciones y de la estructura de costos de cualquier proyecto que involucre una conversión en el uso de recursos naturales. De esta forma, se obtiene una mejor referencia a la hora de inversiones o gastos públicos y es una parte esencial de cualquier decisión ambiental y política. Sin embargo, en la práctica resulta muy difícil poder asignarles un valor económico a todos los bienes y servicios ecosistémicos presentes en un ecosistema dado, razón por la cual, la mayoría de los estudios sobre valoración económica de ecosistemas se centran sólo en algunos bienes o servicios (MEA 2005, Figueroa *et al.* 2010, TEEB 2010, Christie *et al.* 2012).



Esta línea de investigación tuvo por objeto identificar los principales servicios ecosistémicos presentes en el área de estudio y luego, estimar la pérdida de valor económico del ecosistema por efecto del derrame de hidrocarburo, considerando para ello, un tipo particular de servicio ecosistémico, que correspondió al servicio de provisión.



2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo general

Estimar la pérdida de valor económico del ecosistema de la Bahía de Quintero por efecto del derrame de hidrocarburos.

2.2 Objetivos específicos

- Identificar los principales bienes y servicios ecosistémicos provistos por la Bahía Quintero.
- Identificar y medir la tasa de cambio de variables productivas asociadas a servicios ecosistémicos de provisión atribuibles al derrame de hidrocarburos.
- Valorar económicamente el cambio en las variables productivas afectadas, tanto en el corto plazo, como en el largo plazo.



3. METODOLOGÍA

3.1. Identificación de servicios ecosistémicos provistos por la Bahía Quintero

La metodología base para la estimación de pérdida de valor económico del ecosistema de la Bahía de Quintero por efecto del derrame fue la de valoración de bienes y servicios ecosistémicos (e.g. Bateman *et al.* 2002, Haab & McConnell 2002, Figueroa *et al.* 2010). Una etapa inicial del desarrollo de esta metodología correspondió a la identificación, clasificación y descripción cualitativa de los principales servicios ecosistémicos provistos por el ecosistema marino-costero del área de estudio (**Tabla 1**). Para identificar los servicios se comenzó por describir los principales componentes naturales y humanos que definen al ecosistema(s) asociado al área de estudio. Para ello, se realizó una exhaustiva revisión bibliográfica, documental y de insumos cartográficos, orientada a la recolección de información que permita mapear y caracterizar los principales usos, hábitat y comunidades de biota marina y costera del área de estudio. Algunas de las fuentes consultadas fueron literatura científica referida al área, Estudios de Situación Base y Seguimiento de Áreas de Manejo, Estudios de Impacto Ambiental y Estudios de Caracterización Preliminar del Sitio. Adicionalmente, se realizaron visitas a terreno durante el mes de agosto del 2015. A partir de estas fuentes se obtuvo la distribución espacial de los principales componentes del ecosistema.

Luego, para la identificación de servicios ecosistémicos se investigaron dos fuentes:

- Revisión bibliográfica respecto a estudios y evaluaciones nacionales e internacionales de provisión de bienes y servicios ecosistémicos asociados a ecosistemas marinos y costeros.
- Inferencia de provisión de servicios ecosistémicos a partir de los ecosistemas descritos para el área y los diversos usos y actividades humanas asociadas a ésta.

Los servicios ecosistémicos identificados fueron categorizados teniendo como referencia las clasificaciones aportadas principalmente por: de Groot *et al.* (2002), Millenium Ecosystem Assessment (MEA), (2005), Barbier (2007), Beaumont *et al.* (2007), TEEB (2010), Haines-Young & Potschin (2011) y Liqueste *et al.* (2013) (**Tabla 1**).

3.2 Medición tasa de cambio de variables productivas asociadas a servicios ecosistémicos de provisión atribuibles al derrame de hidrocarburos

Una siguiente etapa consistió en cuantificar en términos físicos los bienes y servicios ecosistémicos provistos, es decir, establecer las cantidades en que se dispone de estos bienes y servicios. Dado que los objetivos establecidos para la línea de investigación N°8 tienen una marcada orientación productiva y considerando la identificación de los beneficiarios (organizaciones de pescadores artesanales que



administran AMERB), el enfoque de la valoración estuvo en los servicios de provisión, específicamente Materias Primas y/o Alimentos (**Tabla 1**). Se propuso como enfoque para medir eventuales cambios en las variables productivas (e.g. abundancia, biomasa) atribuibles al derrame, la evaluación y proyección de stock de especies hidrobiológicas de relevancia comercial con énfasis en los recursos objetivos de las AMERB que fueron evaluados en la línea de investigación N° 3, siendo uno de los objetivos específicos de esta línea, evaluar los cambios en las densidades, abundancias y biomásas de las especies principales en comparación a los seguimientos y evaluaciones realizadas antes del derrame y que se encontraban disponibles.

3.3 Valoración económica variables productivas afectadas

Finalmente, corresponde medir el valor económico del servicio ecosistémico. La elección de una determinada técnica y método de valoración debe ser específica al servicio identificado, considerando la existencia de mercados asociados en forma directa o indirecta y los posibles valores de uso y no uso existentes. Para el caso de las materias primas, ellas son derivadas de recursos biológicos y corresponden a valores de uso directo que reflejan servicios ecosistémicos que son directamente capturados por los mercados económicos. Para el presente estudio, se propuso utilizar un método de valoración directa, que corresponde a los precios directos de mercado (García Negro *et al.* 2009; Depellegrin & Blazauskas 2013). La sencillez de este método está determinada por la existencia de un precio que a través de la interacción de la oferta y la demanda refleja la escasez relativa del activo ambiental.

3.4 Monitoreo de valoración económica basada en servicios ecosistémicos para la Bahía de Quintero

Para complementar el desarrollo de este objetivo se realizó una revisión bibliográfica para explorar y proponer lineamientos para un programa de monitoreo de la bahía de Quintero teniendo como enfoque la valoración sobre los diversos servicios ecosistémicos identificados para el área.



Tabla 1.

Clasificación de servicios ecosistémicos (adaptado de Millenium Ecosystem Assessment 2005, Beaumont et al. 2007, TEEB 2010).

| Categoría | Descripción | Ejemplos |
|------------|--|---|
| Provisión | Productos obtenidos desde los ecosistemas | -Alimentos, Materias Primas, Agua dulce, Recursos medicinales, Energía, Vías marítimas |
| Regulación | Beneficios obtenidos desde la regulación de los procesos ecosistémicos | -Regulación calidad del aire y el clima local, Secuestro y almacenamiento de carbono, Moderación de los desastres naturales, Tratamiento de las aguas residuales, Prevención de la erosión costera, Regulación biológica, Control de la contaminación |
| Culturales | Beneficios no-materiales obtenidos desde los ecosistemas | -Actividades recreativas, Turismo, Apreciación estética e inspiración para la cultura, el arte y el diseño, Experiencia espiritual y sentido de pertenencia |
| Soporte | Procesos necesarios para mantener todos los demás servicios | -Hábitats para las especies, Mantenimiento de la diversidad genética, Estructura y dinamismo trófico, Resiliencia |

4. RESULTADOS

4.1. Identificación de servicios ecosistémicos provistos por la bahía de Quintero

4.1.1 Usos y elementos naturales característicos del área de estudio

Centros poblados e infraestructura costera

Siete son los centros poblados costeros presentes en el área de estudio (**Figura 1**). Sin embargo existen una serie de proyectos inmobiliarios consolidados y en construcción que se encuentran dispersos y asociados en casi toda la costa del área de estudio (**Figura 1 y 2**). Respecto a infraestructura costera podemos mencionar los terminales de embarque y descarga asociados al Parque Industrial Quintero, el muelle ASIMAR y el club de Yates de Quintero (**Figura 1 y 3**).

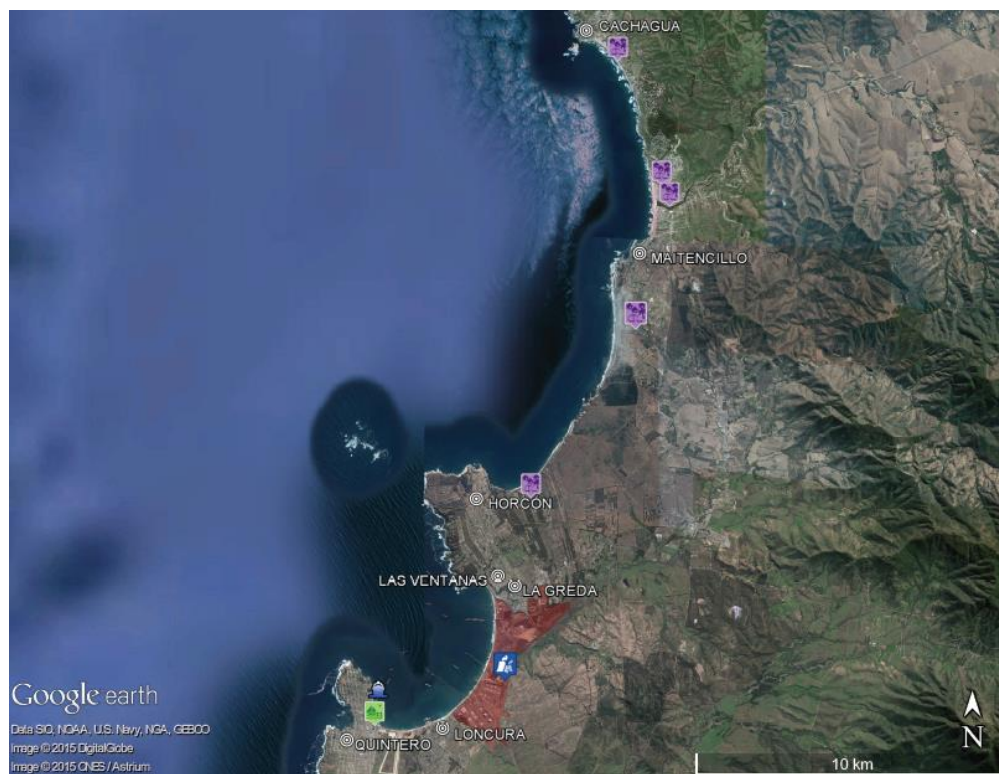


Figura 1. Centros poblados e infraestructura costera presentes en el área de estudio



Figura 2. Ejemplo de proyectos inmobiliarios presentes en el área de estudio. A. Cachagua. B. Maitencillo. C. Horcón (Fuente: www.costaquilen.cl).

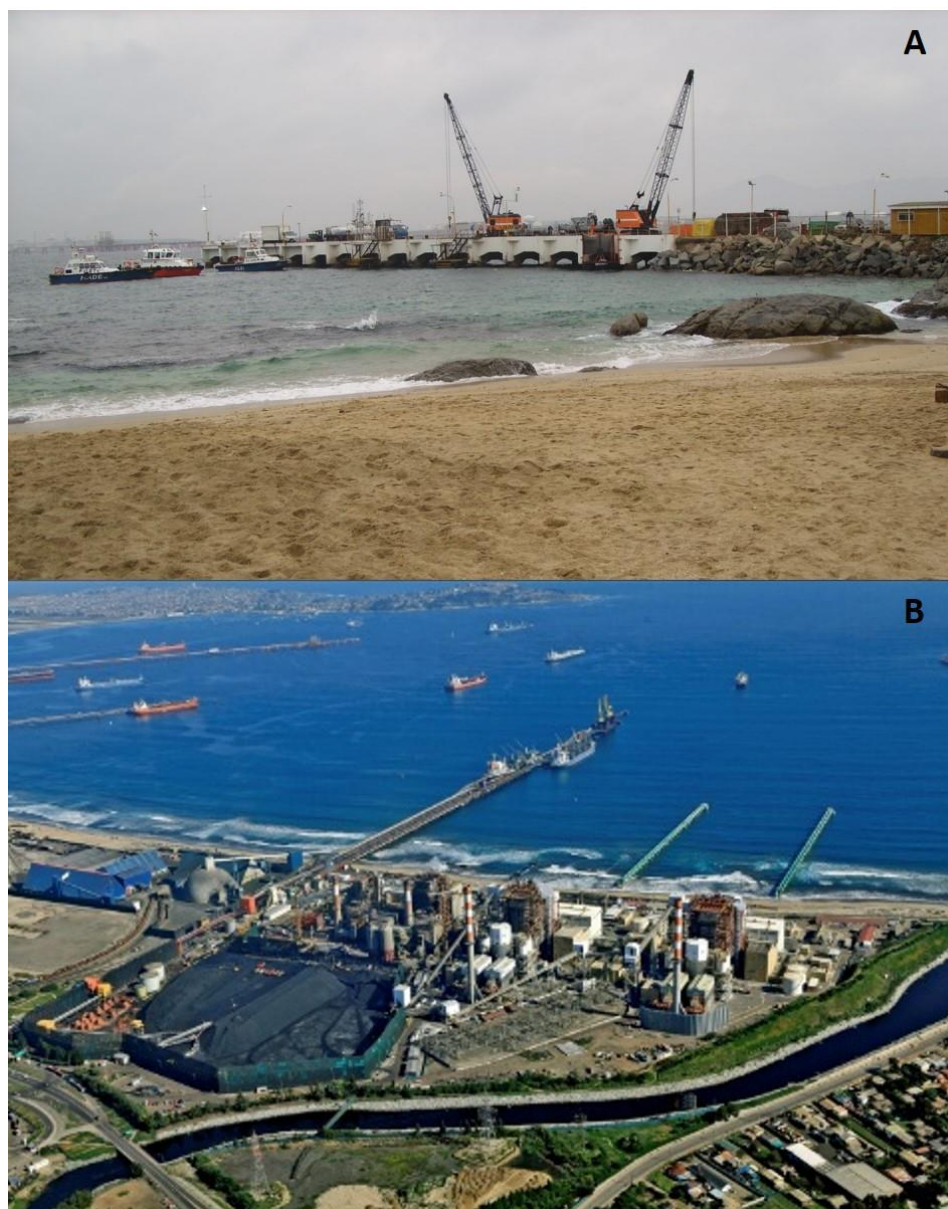


Figura 3. Desarrollo portuario en el 1rea de estudio. A. Muelle ASIMAR Quintero. B. Terminales portuarios Parque Industrial Quintero (Fuente: www.fotografiaaerea.cl).



Caletas

Siete son las caletas administradas por las organizaciones de pescadores artesanales (Figura 4). El nivel de implementación, operatividad e infraestructura es variable entre las diferentes caletas (e.g., Figura 5).

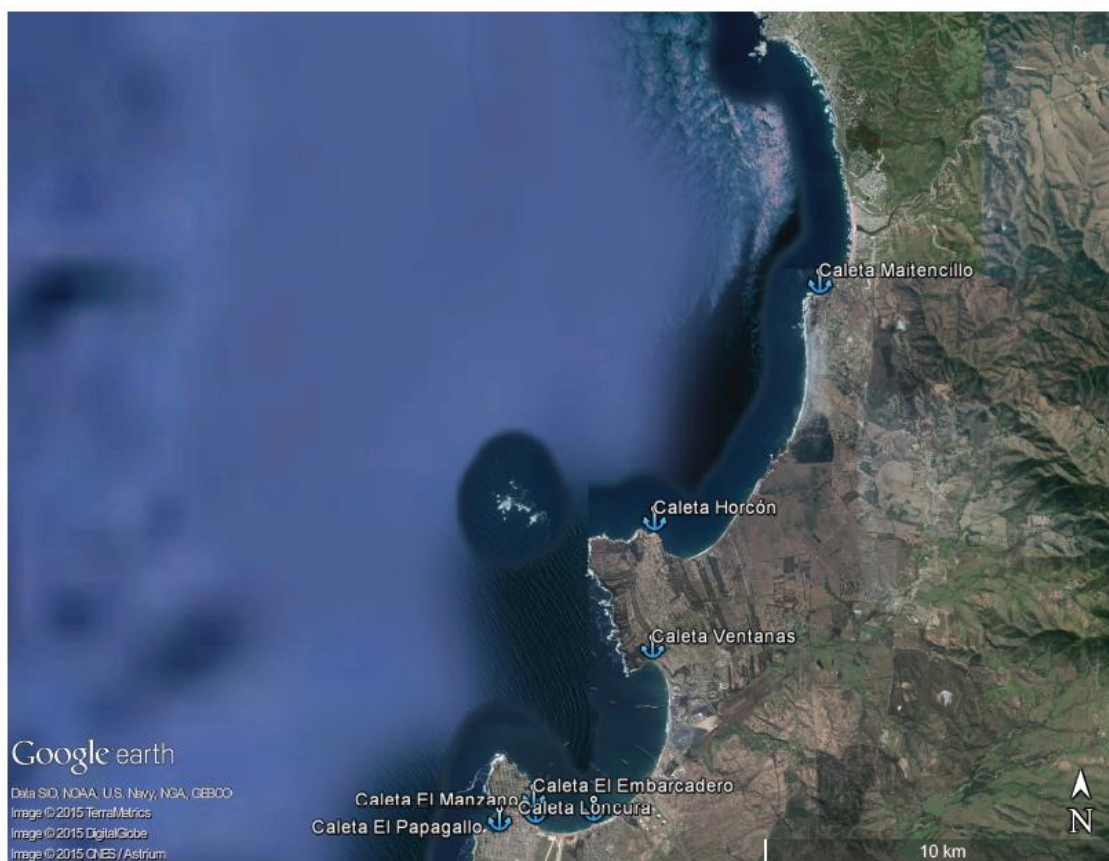


Figura 4. Caletas de pescadores artesanales presentes en el área de estudio.



Figura 5. Caletas de pescadores artesanales presentes en el área de estudio. A. El Manzano. B. Loncura. C. Ventanas.



Playas

Al menos 42 playas est1n descritas para el 1rea de estudio (**Figura 6**). Existe una gran variabilidad en cuanto al tipo de uso (e.g. balneario, paisajismo, descanso), morfolog1a, intensidad de uso, tama1o, accesibilidad, cercan1a a centros industriales, entre otros (**Figura 7**).

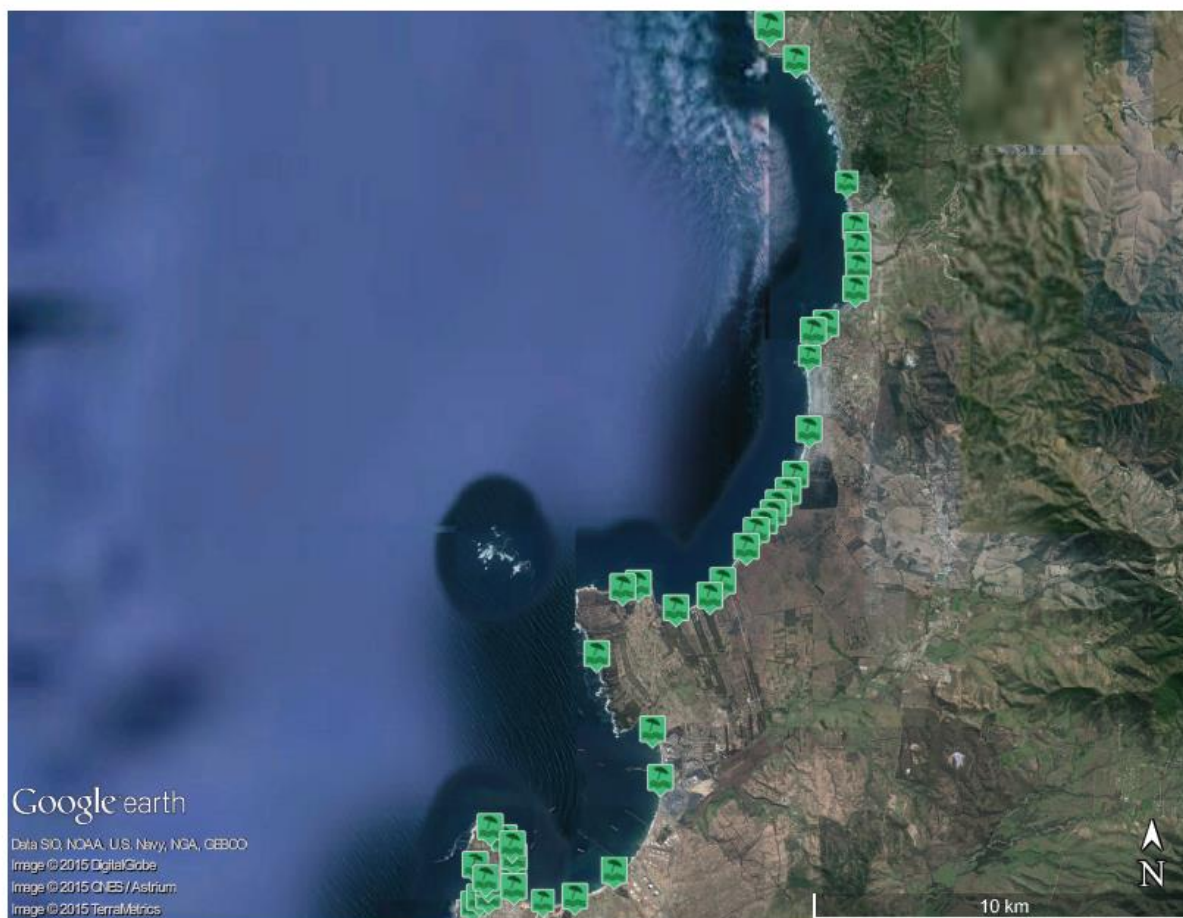


Figura 6. Playas y balnearios presentes en el 1rea de estudio.



Figura 7. Playas en el área de estudio que representan diferentes morfologías, intensidad de uso, tamaño, accesibilidad, cercanía a centros industriales, entre otros. A. Quirilluca. B. Maitencillo. C. Los Tebos. D. Ventanas.



Áreas de Manejo y Explotación de Recursos Bentónicos (AMERB)

En el área de estudio se encuentran 8 AMERB (**Figura 8**) administradas por diferentes organizaciones de pescadores. Los principales elementos naturales que caracterizan a las diferentes AMERB se muestran en la **Tabla 2**. Destacan las comunidades bentónicas dominadas por el alga huiro palo (*Lessonia trabeculata*). En cuanto a las especies que son principalmente objeto del manejo y explotación en las AMERB destacan el loco (*Concholepas concholepas*), la lapa negra (*Fissurella latimarginata*), la lapa rosada (*Fissurella cumingi*) y el erizo rojo (*Loxechinus albus*).

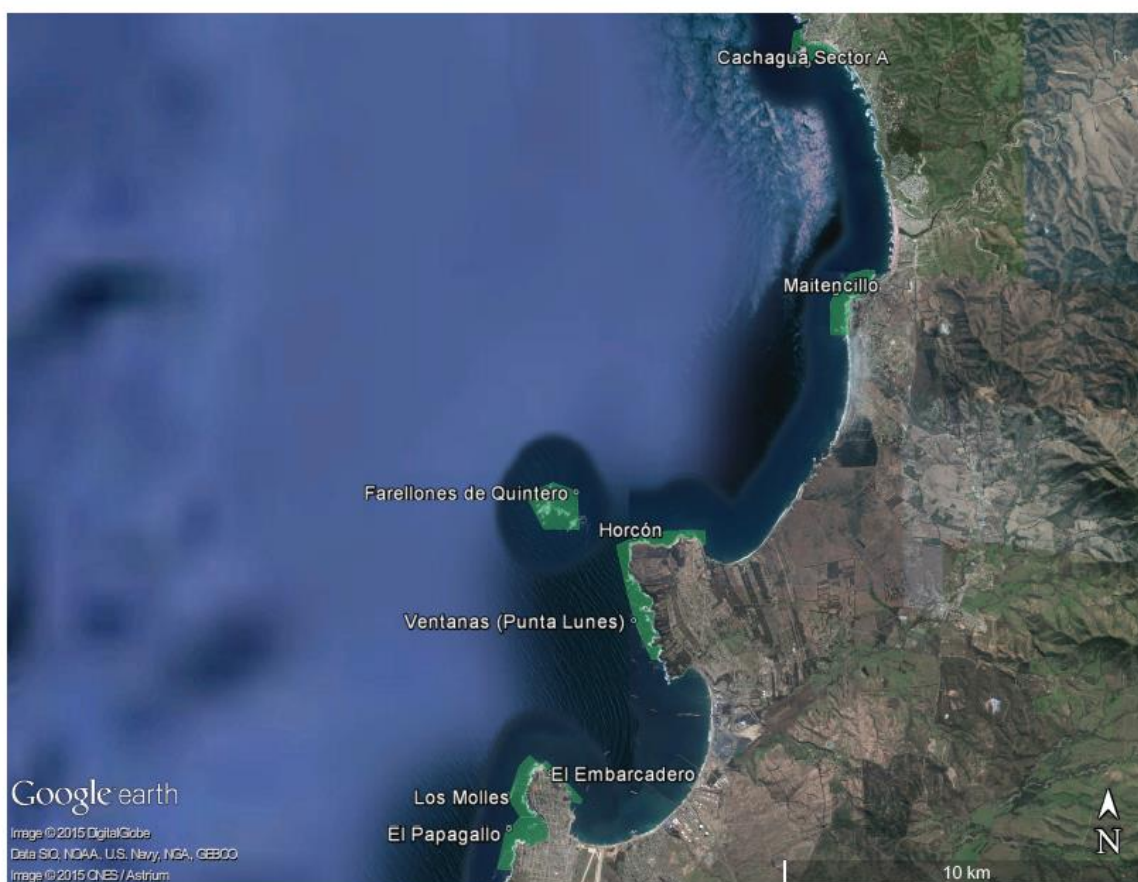


Figura 8. Áreas de Manejo y Explotación de Recursos Bentónicos presentes en el área de estudio.



Tabla 2.
Elementos naturales característicos de las diferentes AMERB del área de estudio.

| AMERB | Especies principales (recursos explotados) | Componentes comunitarios característicos |
|------------------------|--|--|
| Cachagua Sector A | Loco, Lapa negra, Lapa rosada, Lapa reina, erizo | Principal comunidad bentónica estructurada por el huiro palo. Se reportan al menos 29 especies de invertebrados bentónicos dentro de la comunidad identificándose diversas especies de herbívoros, carnívoros, carroñeros y filtradores. Al menos 9 especies de peces costeros han sido registradas. |
| Maitencillo | Loco, Lapa negra, Lapa rosada, erizo | Principal comunidad bentónica estructurada por huiro palo. |
| Farellones de Quintero | Loco, Lapa negra, Lapa rosada, Lapa reina, erizo | Principal comunidad bentónica estructurada por huiro palo y huiro negro. Se reportan al menos 12 especies de invertebrados bentónicos dentro de la comunidad. |
| Horcón | Loco, Lapa negra, Lapa rosada, erizo | Principal comunidad bentónica estructurada por huiro palo y huiro negro. Se reportan al menos 23 especies de invertebrados bentónicos, 6 especies de peces, 10 especies de algas, 3 aves marinas y un mamífero marino (chungungo) dentro del AMERB. |
| Ventanas (Punta Lunes) | Loco, Lapa negra, Lapa rosada, Lapa reina, erizo, huiro palo | Principal comunidad bentónica estructurada por huiro palo. Se reportan al menos 23 especies de invertebrados bentónicos, 6 especies de peces, 18 especies de algas, 3 aves marinas y un mamífero marino (chungungo) dentro del AMERB. |
| El Embarcadero | Loco, Lapa negra, Lapa rosada, erizo, huiro palo y huiro canutillo | Principal comunidad bentónica estructurada por huiro palo. |
| Los Molles | Loco, Lapa negra, Lapa rosada | Las comunidades más representativas están compuestas por especies dominantes como huiro palo, loco, picorocos y piures |
| El Papagallo | Loco, Lapa negra, Lapa rosada, erizo | En total se han reportado en esta AMERB 75 especies. Los sitios de mayor diversidad se encuentran asociados a fondos duros dominados por las algas huiro palo y <i>Ulva</i> sp. |

Loco: *Concholepas concholepas* - Lapa negra: *Fissurella latimarginata* - Lapa rosada: *Fissurella cumingi* - Lapa reina: *Fissurella maxima* - Erizo rojo: *Loxechinus albus* - Huiro palo: *Lessonia trabeculata* - Huiro negro: *Lessonia spicata* - Huiro canutillo: *Macrocystis pyrifera*



Acuicultura

Una concesión de acuicultura, un espacio solicitado para realizar acuicultura de pequeña escala dentro de una AMERB y un hatchery artesanal administrado por la organización de pescadores de Maitencillo son los usos en acuicultura que se encuentran en el área de estudio (**Figura 9**). Es importante destacar que en la actualidad las tres áreas no se encuentran completamente operativas.

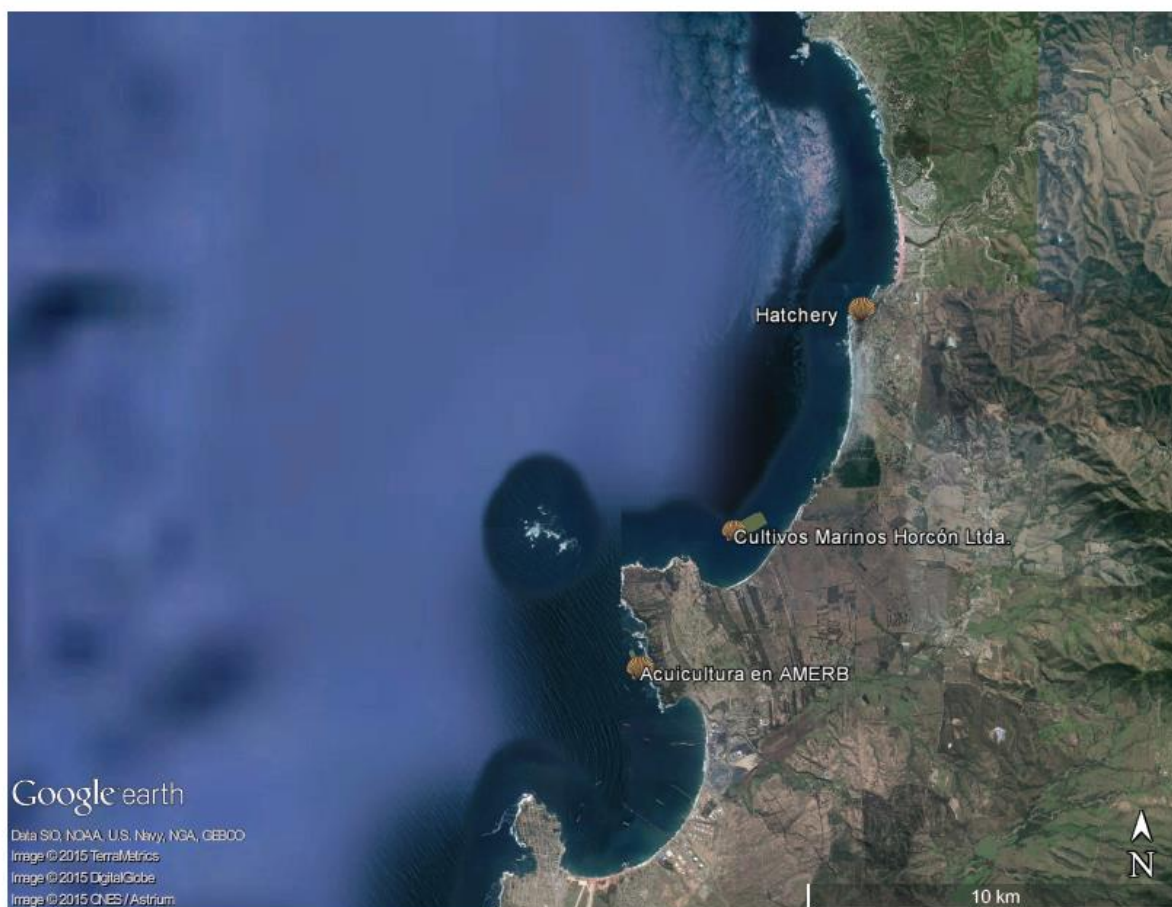


Figura 9. Áreas de acuicultura presentes en el área de estudio.



Áreas de buceo recreativo

Existen al menos 7 áreas reconocidas donde se practica buceo recreativo de forma frecuente (**Figura 10**), existiendo también diversos centros de buceo. Entre los puntos de buceo destacados dentro de estas áreas podemos mencionar el cristo sumergido en el área de Quintero, naufragios en la zona de los Farellones de Quintero, y el islote Cachagua.

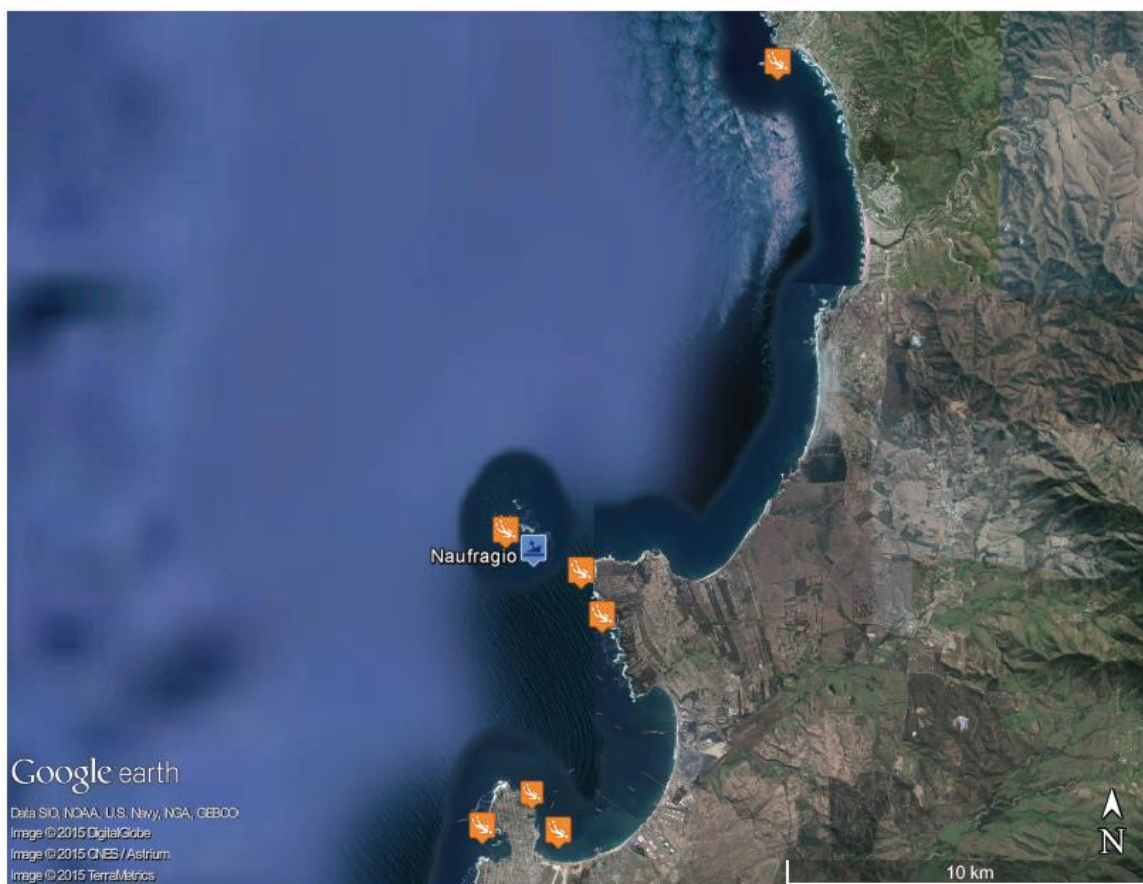


Figura 10. Áreas de práctica de buceo recreativo presentes en el área de estudio.



Áreas de otros deportes acuáticos

En diversas playas del área de estudio se encuentran puntos de práctica frecuente de surf (e.g. Cachagua, Maitencillo) (Figura 11), existiendo también escuelas de surf en Cachagua y Maitencillo. El Kayakismo es otro deporte que se practica con frecuencia en el área de Quintero y Maitencillo. Si bien no se trata de un deporte acuático, podemos mencionar el parapente costero como un deporte novedoso y que se está practicando en la costa de Maitencillo (**Figura 11**).

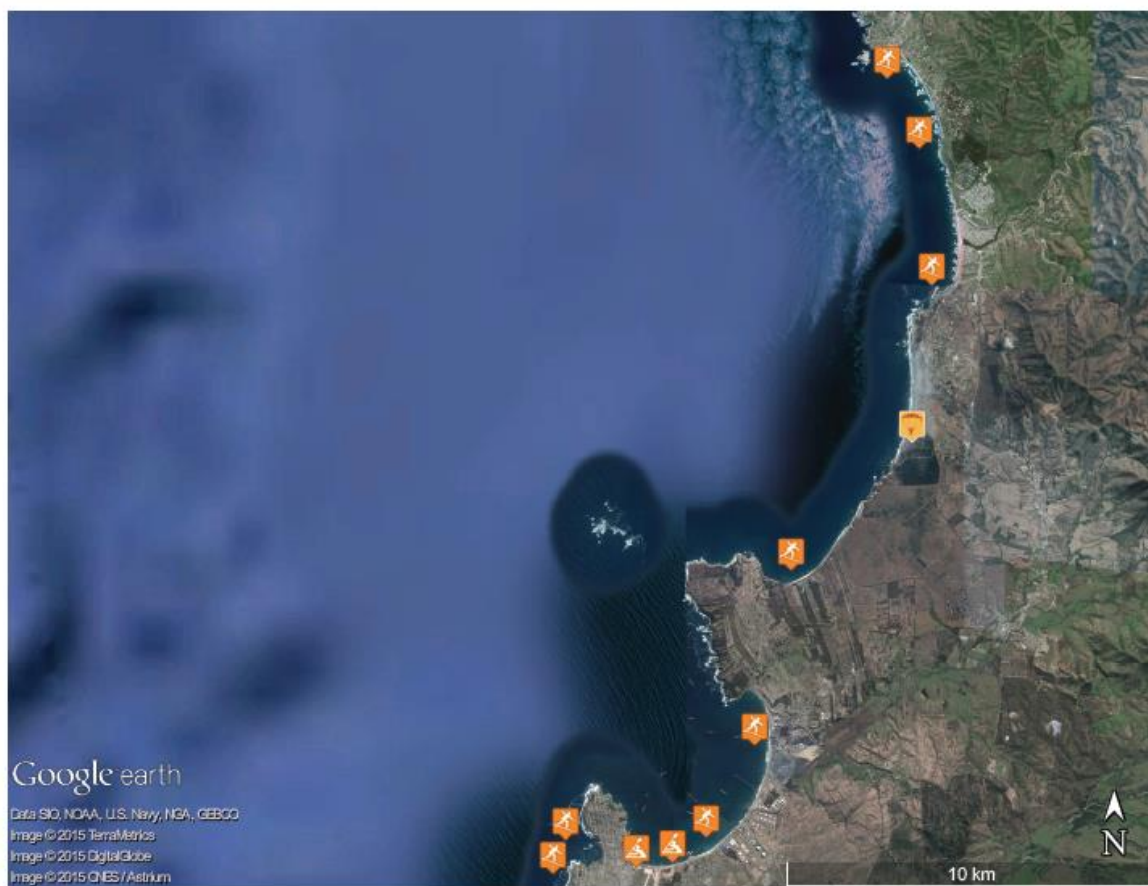


Figura 11. Áreas de práctica de deportes acuáticos presentes en el área de estudio.



Pesca deportiva

En diversas playas del área de estudio se encuentran puntos de práctica de pesca deportiva, destacando las playas al sur de Cachagua y las playas adyacentes a Maitencillo (**Figura 12**), siendo el lenguado (*Paralichthys adspersus*) y corvina (*Cilus gilberti*) las especies más representativas.

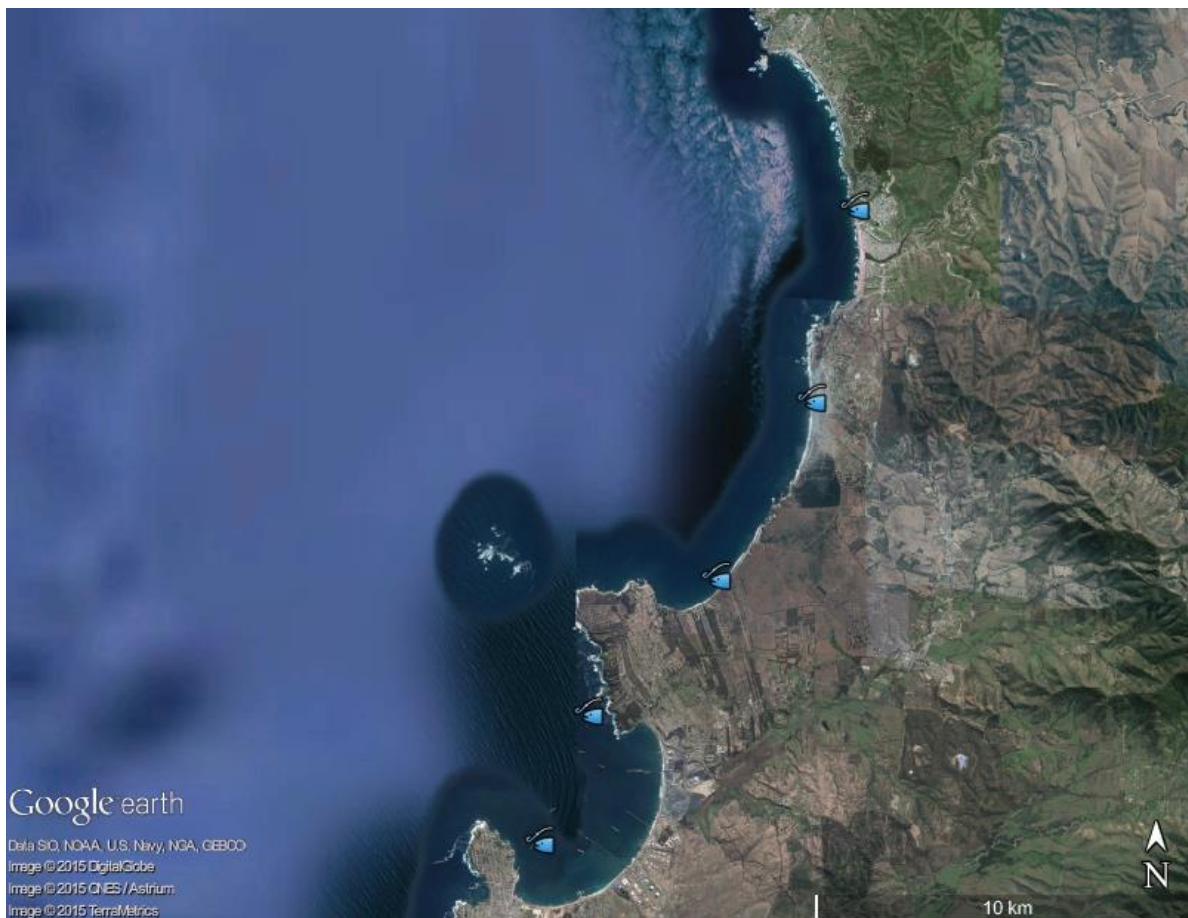


Figura 12. Áreas de práctica de pesca deportiva presentes en el área de estudio.

Áreas de interés paisajístico y turismo costero

En el área de estudio existen diferentes atractivos turísticos basados en características naturales y paisajísticas costeras (**Figura 13**). Podemos mencionar senderos o paseos peatonales costeros en los sectores de Cachagua (Paseo Peatonal Zapallar-Cachagua), Ventanas (Paseo Los Girasoles), Loncura (Paseo peatonal GNL Quintero-Loncura) y Quintero (Sendero costero) (**Figura 14**). Paseos a caballo y en carreta son atractivos típicos de sectores como Loncura (**Figura 13**). Diversos miradores y puntos de gran atractivo paisajístico pueden ser encontradas en el área de estudio, como por ejemplo, La Portada y Punta Fraile en Maitencillo, Las Ventanas en Ventanas, y la Cueva del Pirata y Puntilla Sanfuentes en Quintero (**Figura 13**). Otra actividad turística corresponde a paseos en lancha como los que se ofrecen en Maitencillo, Ventanas y Loncura (**Figura 13**), los que pueden ser parte de rutas o circuitos turísticos costeros (e.g. **Figura 15**). Finalmente es importante mencionar el turismo gastronómico asociados a todos los poblados costeros del área de estudio (e.g. **Figura 14**).

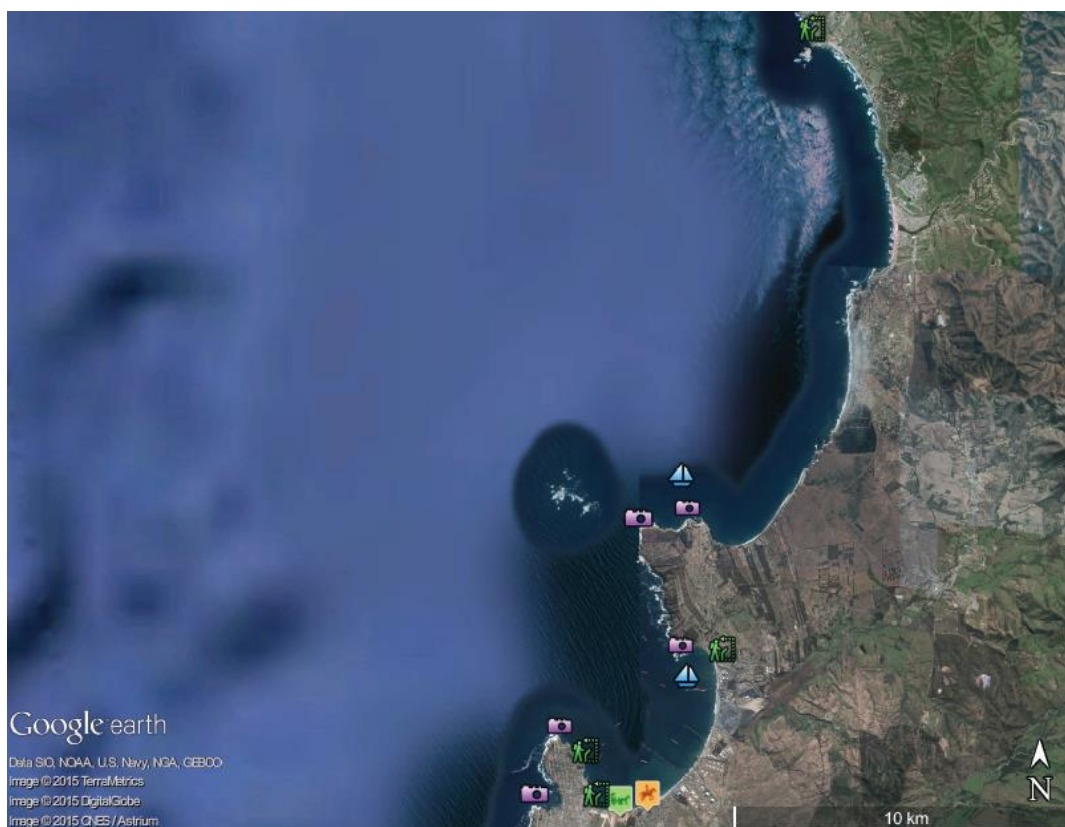


Figura 13. Áreas de interés paisajístico y turismo costero presentes en el área de estudio.



Figura 14. Áreas de interés paisajístico y turismo costero. A. Paseo peatonal GNL Quintero-Loncura. B. Paseo peatonal Cachagua. C. Restaurant en costa Maitencillo. D. Restaurant en Caleta Loncura.



Figura 15. Señalética de promoción de circuitos y actividades turísticas para el borde costero de Loncura.



Áreas relevantes para el avistamiento de biota marina

Cuatro son las principales áreas en la cuales se realizar turismo de avistamiento de biota (**Figura 16**). Islote Cachagua con avistamiento de aves (e.g., pingüinos, pelicanos), Farellones de Quintero o Isla de los Lobos con avistamiento de aves y lobos marinos, Quirilluca con avistamiento de piqueros y chungungo, y la bahía Quintero con avistamiento de aves.



Figura 16. Áreas relevantes para el avistamiento de biota marina presentes en el área de estudio.



Bosques de macroalgas

Bosques de algas pardas o huirales son identificables y a3n poco explotados fuera de las AMERB (**Figura 17**). Podemos mencionar los sectores de Playa Las Cujas en Cachagua y Ventanas (**Figura 18**).



Figura 17. Áreas de bosques de macroalgas presentes en el área de estudio.



Figura 18. Bosques de macroalgas en A. Playa las Cujas (Sector Cachagua) y B. Las Ventanas.



Sitios costeros de relevancia para la biodiversidad

En el área de estudio encontramos diversos sitios costeros o con influencia costera reconocidos como relevantes para la conservación de la biodiversidad (**Figura 19**). Podemos destacar al islote Cachagua, Monumento Natural administrado por la Corporación Nacional Forestal (CONAF) de gran importancia ecológica para la preservación de especies como el pingüino de Humboldt (*Spheniscus humboldti*) (**Figura 20**), correspondiendo también a un sitio de nidificación para esta especie (Vianna *et al.* 2014). Adicionalmente es habitado y/o frecuentado por otras aves marinas como pingüino magallánico (*Spheniscus magellanicus*), pelicano (*Pelecanus thagus*), pato yeco (*Phalacrocorax brasilianus*) y gaviota dominicana (*Larus dominicanus*). También es posible encontrar chungungos (*Lontra Felina*). Otro sitio relevante corresponde a los Acantilados de la Quirilluca consignado como sitio prioritario de la Ecorregión Marina y Costera dentro de la Estrategia Regional de la Biodiversidad. La zona de acantilados compuesta por paredes de sustrato rocoso corresponden a un sitio de gran relevancia para la nidificación del piquero (*Sula variegata*) y la gaviota dominicana (*L. dominicanus*) (Prado 2008) (**Figura 20**). También es posible encontrar chungungos (*L. Felina*) (Valqui, 2012).

Otro sitio relevante es el Humedal de Campiche, ubicado en el sector de Ventanas, y que a pesar del enorme impacto antrópico al que ha sido sometido, tiene un importante rol como sitio de descanso y alimentación para varias especies de aves costeras migratorias, destacando el zarapito (*Numenius phaeopus*) y la gaviota de Franklin (*Larus pipixcan*).

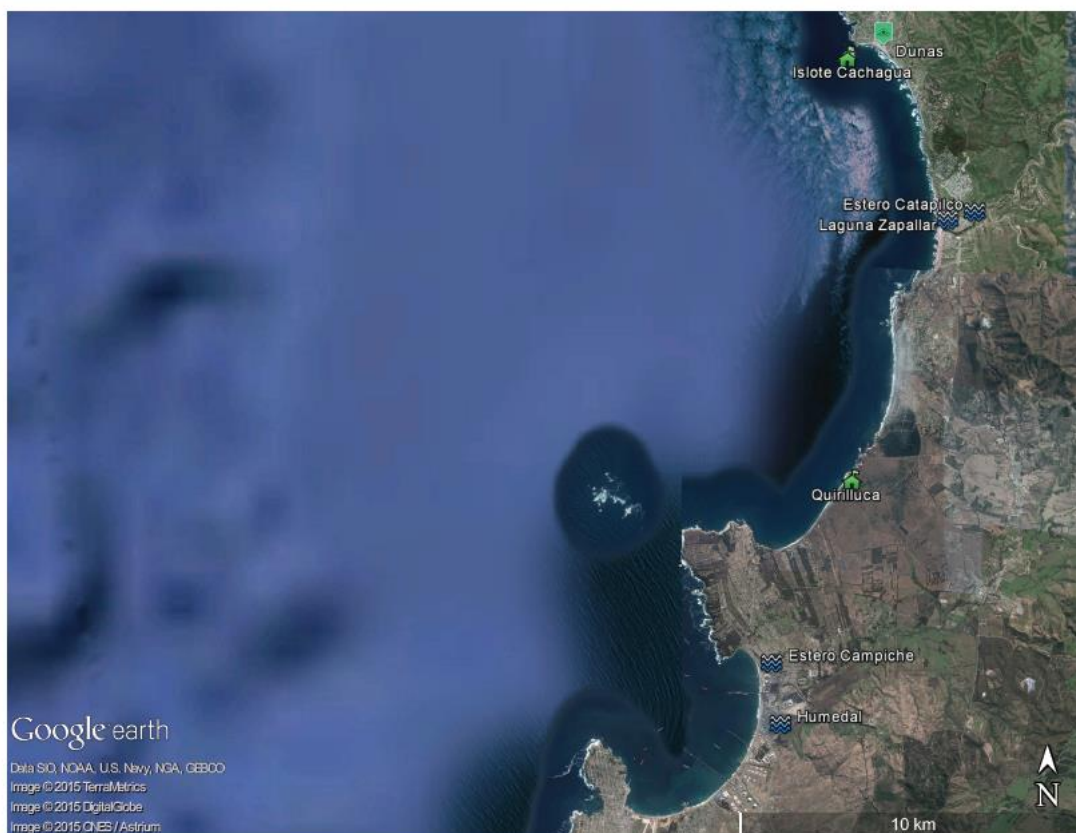


Figura 19. Sitios costeros de relevancia para la biodiversidad presentes en el área de estudio.



Figura 20. Sitios costeros de relevancia para la biodiversidad. A. Gaviota garuma (*Larus modestus*) en playa de Cachagua. B. Dunas costeras de Cachagua. C. Monumento Natural Islote Cachagua. D. Pingüinos en Islote Cachagua. E. Acantilados de Quirilluca (fuente: www.panoramio.com). F. Polluelos de piquero (*Sula variegata*) en acantilados de Quirilluca (fuente: www.ambiental.unab.cl).



Geositos costeros

Son tres los geositos costeros que se encuentran en el 1rea de estudio (**Figura 21**) y que son reconocidos por la Sociedad Geol3gica de Chile (www.sociedadgeologica.cl). De norte a sur, Acantilados costeros de Quirilluca con valor en los aspectos Esc3nico-Geol3gico-Paleontol3gico-Geomorfol3gico, Acantilados de Playa Larga de Horc3n con valor en los aspectos Esc3nico-Geol3gico-Paleontol3gico-Petrol3gico-Geomorfol3gico, y Arco de Roca Las Ventanas con valor en los aspectos Esc3nico-Geol3gico-Mineral3gico-Petrol3gico-Geomorfol3gico-Estructural.

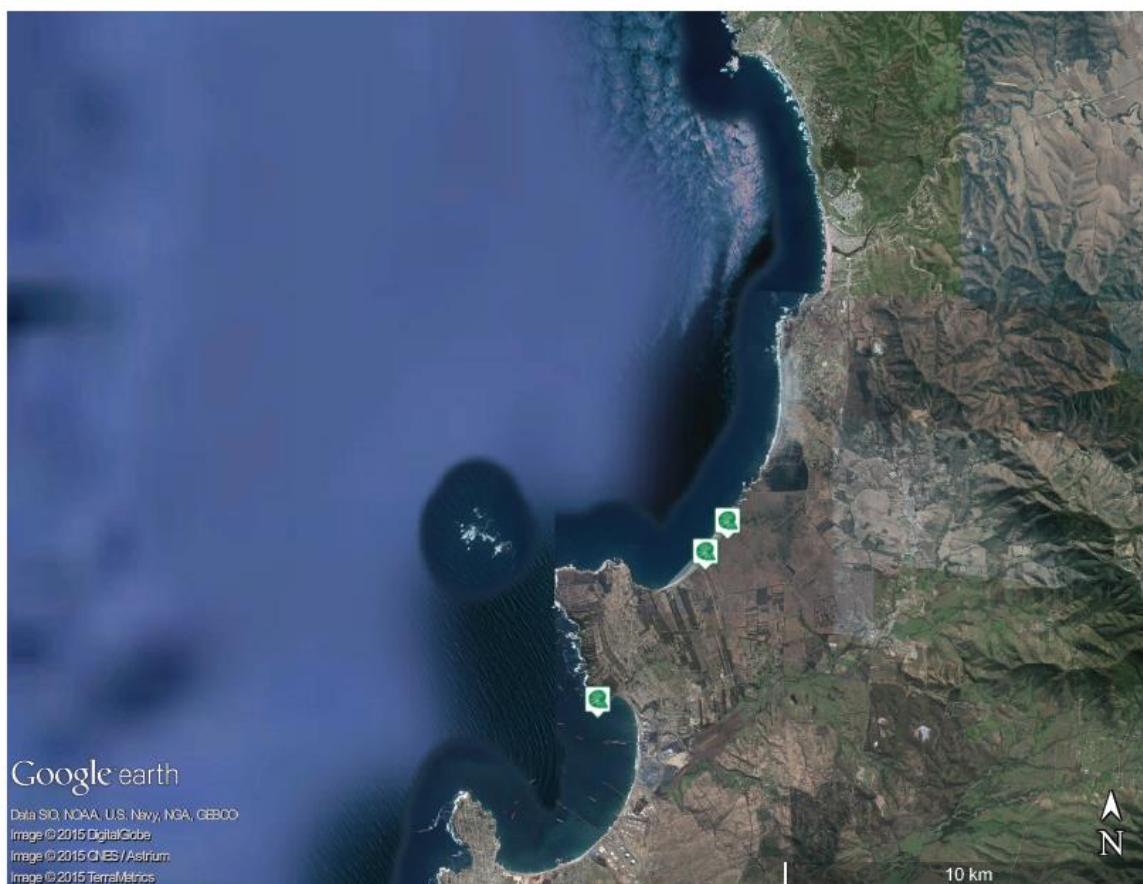


Figura 21. Geositos costeros presentes en el 1rea de estudio.



4.1.2 Categorizaci3n de servicios ecosist3micos característicos del 3rea de estudio

En la **Tabla 3** se muestra la identificaci3n y categorizaci3n de servicios ecosist3micos marino-costeros relevantes en el 3rea de estudio. Para la categoría de servicios de provisi3n, se identificaron dos tipos de servicios (Provisi3n de alimento y Materias primas). Para la categoría de servicios de regulaci3n, se identificaron dos tipos de servicios (Tratamiento y asimilaci3n de aguas residuales y Regulaci3n del clima). Para la categoría de servicios culturales, se identificaron tres tipos de servicios (Informaci3n para el desarrollo cognitivo, Turismo y recreaci3n, y Apreciaci3n est3tica). Finalmente, se identificaron dos tipos de servicios de soporte (H3bitat para especies migratorias y criadero y Protecci3n del patrimonio gen3tico).

4.2 Medici3n tasa de cambio de variables productivas asociadas a servicios ecosist3micos de provisi3n atribuibles al derrame de hidrocarburos

A partir de los resultados del objetivo específico la lín3a N°3 (Evaluar los cambios en las densidades, abundancias y biomاسas de las especies principales e indicadores ecol3gicos, en comparaci3n a los seguimientos y evaluaciones realizadas antes del derrame), no fue posible medir la tasa de cambio de variables productivas asociadas de manera específica al servicio ecosist3mico de provisi3n en AMERB y atribuibles al derrame de hidrocarburo. Para m3s detalles revisar resultados de la lín3a N° 3: Evaluaci3n de Recursos Bent3nicos en AMERB.

4.3 Valoraci3n econ3mica variables productivas afectadas

Es importante tener en consideraci3n que para el presente estudio, el enfoque de valoraci3n econ3mica producto de cambios de variables productivas asociadas a servicios ecosist3micos se circunscribieron solo a los servicios de provisi3n, y centrado en los recursos objetivos de las AMERB que son consideradas en la lín3a de investigaci3n N° 3. Dado los resultados obtenidos, no fue posible estimar una p3rdida de valor econ3mico del ecosistema de la bahía de Quintero por efecto del derrame de hidrocarburos y bajo el enfoque de valoraci3n de servicios ecosist3micos de provisi3n, lo que no significa que bajo otros enfoques y métodos de valoraci3n, que en otras 3reas de la bahía y zona de estudio, o que otros servicios ecosist3micos que ocurren en el 3rea (como los descritos en la **Tabla 3**) hayan visto afectada su provisi3n con la consecuente p3rdida de valor econ3mico.



Tabla 3.
Servicios ecosistémicos marino-costeros identificados como relevantes para el área de estudio.

| Categoría | Servicio ecosistémico | Ejemplos |
|------------|---|--|
| Provisión | Provisión de alimento | -Cosecha de peces y mariscos desde bancos naturales para consumo humano -Cosecha de mariscos desde cultivos para consumo humano |
| | Materias primas | -Extracción de algas pardas (huiros) para extracción alginatos |
| Regulación | Tratamiento y asimilación de aguas residuales | -Potencial remoción de contaminantes y nutrientes orgánicos por algas |
| | Regulación del clima | -Secuestro de carbono por bosques de macroalgas |
| Culturales | Información para el desarrollo cognitivo | -Campañas de educación ambiental -Proyectos de investigación científica |
| | Turismo y recreación | -Playas y balnearios -Práctica de pesca deportiva en playas -Práctica de buceo recreativo -Avistamiento de fauna -Surf y Kayakismo -Paseos costeros a caballo y paseos en lancha -Valor paisajístico costero en senderos y proyectos inmobiliarios costeros |
| Soporte | Apreciación estética | -Islotes, humedales y playas constituyen sitios de alimentación y descanso de aves migratorias y residentes -Islote Cachagua y Acantilados de Quirilluca constituyen sitios de nidificación de aves marinas y crianza del chungungo -AMERB pueden constituir sitios criadero para diversas especies marinas de importancia comercial y ecológica |
| | Hábitat para especies migratorias y criadero | -Monumento Natural Islote Cachagua brinda protección a las especies que en el habitan |



4.4 Elementos a considerar en un programa de monitoreo de valoración económica basada en servicios ecosistémicos para la bahía de Quintero

A continuación se presentan los resultados de la revisión bibliográfica orientada a revisar y proponer lineamientos en el contexto de un futuro programa de monitoreo de la bahía de Quintero teniendo como enfoque la valoración económica de los servicios ecosistémicos identificados para el área. Se presentan tres secciones, la primera, relacionada con consideraciones respecto a identificación y cuantificación de servicios ecosistémicos, la segunda, respecto a técnicas y métodos disponibles y comúnmente utilizados en eventos de contaminación por hidrocarburos, y la tercera, respecto a la determinación del impacto del derrame en la provisión y valoración de servicios ecosistémicos.

4.4.1 Identificación y cuantificación de servicios ecosistémicos

En el presente estudio se identificaron diversos servicios ecosistémicos presentes en el área de estudio que incluye la bahía de Quintero (**Tabla 3**). Sin embargo, en el marco de un programa de monitoreo de la bahía y en un contexto de considerar una mayor cantidad de servicios ecosistémicos, más allá de los de orientación pesquera, se deben considerar elementos adicionales. En la **Figura 22** se proponen, etapas complementarias y posteriores a la identificación de los servicios ecosistémicos.

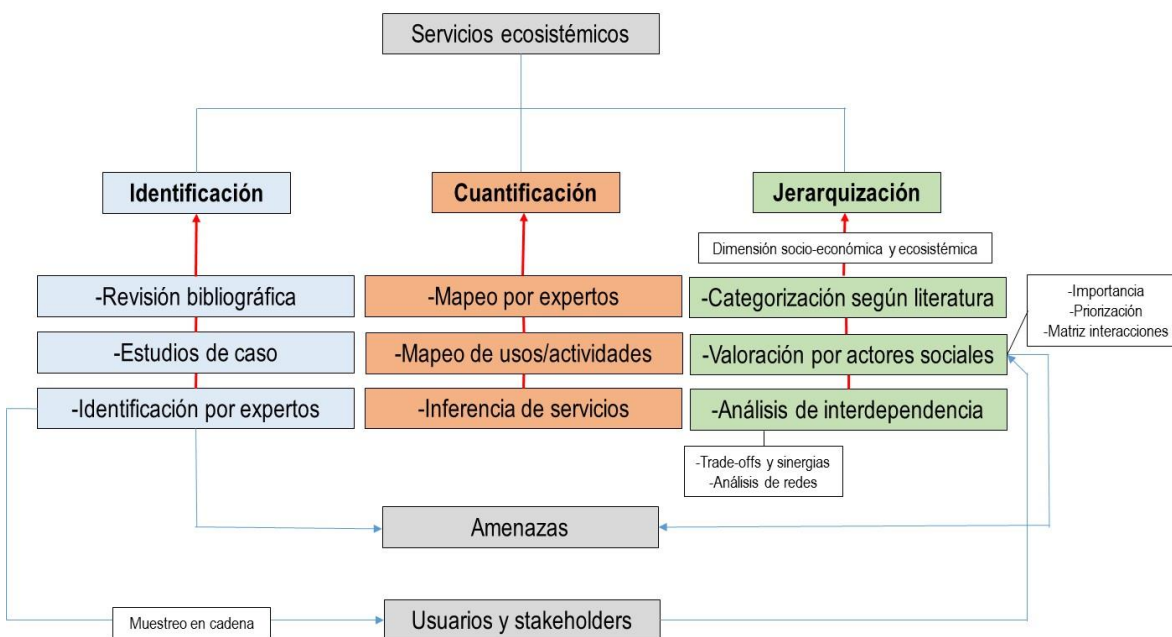


Figura 22. Diagrama conceptual que resume etapas, enfoques y metodologías para la identificación, cuantificación y jerarquización de bienes y servicios ecosistémicos, amenazas a su provisión y los diversos actores sociales involucrados.



Descripción de usuarios y actores de servicios ecosistémicos

En una región o ecosistema pueden existir una amplia gama de grupos, actores sociales o partes interesadas (i.e. stakeholders) que están involucrados, interesados o son afectados por la toma de decisiones respecto a la aplicación de una medida o sistema de manejo de recursos naturales (Pomeroy & Douvere 2008). De esta forma, es fundamental identificar a los usuarios de servicios ecosistémicos, y a otros actores involucrados directa o indirectamente en el manejo, uso y administración de recursos naturales en el área. Una metodología comúnmente utilizada para ello, corresponde a un proceso iterativo de identificación donde los actores son agregados conforme la identificación y el análisis continúa (Reed 2008). A partir de una lista inicial de actores identificados mediante opinión de expertos se aplica una técnica de muestreo no probabilística denominada bola de nieve o muestreo en cadena, donde a una muestra inicial de individuos se les solicita nombrar nuevos actores para ser incorporados a la población de estudio, a su vez éstos nombran a otros (Ritchie *et al.* 2003). La población de usuarios y actores puede ser el grupo base con el cual, posteriormente, se pueden realizar las actividades de valoración de servicios ecosistémicos. Con la información recopilada de los actores o grupo de actores se debe construir una ficha de sistematización, donde se resume la información recopilada en categorías como por ejemplo: tipo de organización al que pertenecen (e.g. agencias gubernamentales, universidades, pescadores), tipo de uso que hacen de los recursos acuáticos (e.g. usuarios directos o indirectos), servicios ecosistémicos que utilizan, manejan o administran, entre otros. Esta ficha permitirá sistematizar la información de cada actor o grupo de actores y será central para los posteriores análisis de jerarquización de servicios ecosistémicos.

Jerarquización de servicios ecosistémicos

Para efectos de valoración de los diversos servicios ecosistémicos identificados en un área (e.g. **Tabla 1**) es necesario ordenar y jerarquizar de acuerdo a ciertos criterios. Por ejemplo, se puede hacer una ordenación jerárquica considerando criterios de importancia económica, ambiental (o ecosistémica) y social. Para poder calificar cada servicio identificado, considerando los diversos criterios, se debiese realizar un análisis con de ellos al menos con los siguientes enfoques:

-Revisión bibliográfica. Revisar estudios y experiencias nacionales e internacionales de valoración y priorización de servicios ecosistémicos asociados a ecosistemas acuáticos.

-Valoración por actores sociales. A través de instrumentos de medición (e.g. cuestionario) se pueden medir percepciones respecto a: i) valoración de bienes y servicios ecosistémicos, ii) valoración de amenazas a la provisión de servicios ecosistémicos, y iii) valoración de interacciones entre las diferentes actividades/ usos y servicios ecosistémicos identificadas para el área.

A continuación se presenta una propuesta de cuestionario que permitiría la valoración de servicios ecosistémicos por parte de actores identificados para el área de estudio. En la primera sección del cuestionario, y a partir de una lista de bienes y servicios ecosistémicos identificados en el área, se



solicita a cada actor encuestado identificar la existencia de estos servicios en el área y evaluarlos (e.g. con una escala de 5 puntos, según la importancia que le asignan) considerando las dimensiones económica, ambiental (o ecosistémica) y social. Luego, se le solicita nombrar cinco servicios que cada actor priorizaría para asegurar o mantener su provisión, también considerando las tres dimensiones anteriormente señaladas. En una segunda sección, y a partir de una lista de actividades/usos identificados para el área de estudio, se solicitará evaluarlos según el nivel de amenaza (escala de intensidad de 5 puntos, desde muy baja a muy alta) que representan para la provisión de servicios ecosistémicos en el área. En una tercera sección, se puede utilizar una adaptación del método desarrollado por Altman *et al.* (2011) basado en matrices para estimar cualitativamente la fortaleza de las interacciones entre las diferentes actividades/usos y servicios ecosistémicos. Se pueden construir tres matrices: una Matriz de Impacto Humano (MIH) con *i* filas de actividades/usos humanos y *j* columnas de servicios ecosistémicos, donde cada celda representará el efecto específico de la actividad humana sobre el servicio ecosistémico; una Matriz de Servicios Ecosistémicos (MSE) con *i* filas de servicios ecosistémicos y *j* columnas de servicios ecosistémicos, donde cada celda representa el efecto de un servicio ecosistémico sobre otro; y la Matriz de Actividades Humanas (MAH) con *i* filas de actividades/usos humanos y *j* columnas de actividades/usos humanos, donde cada celda representa el efecto de una actividad sobre otra. Para asignar puntajes a cada celda, de acuerdo a los efectos de un componente sobre otro, se utiliza un sistema jerárquico de puntuación de 0 a 5: sin efecto (puntaje 0), efecto débil (puntaje 1), efecto intermedio (puntaje 2-3) y efecto fuerte (puntaje 4-5). Puntajes parciales se suman para determinar puntajes totales del efecto de un determinado componente. Todos los puntajes de las matrices son analizados para examinar cuáles actividades y servicios corresponden a los mayores motores de cambio ecosistémico y cuales servicios ecosistémicos son los más amenazados como resultado de efectos de las actividades humanas. Adicionalmente, para el caso de la MAH se identificarán los posibles conflictos y compatibilidades entre diferentes actividades humanas.

Los resultados de las valoraciones en las tres secciones del cuestionario pueden ser evaluados considerando categoría o tipo del actor y tipo de usuario (i.e., usuario directo o indirecto) como factores. Cómo las diferentes valoraciones y priorizaciones varían entre grupos de actores y tipos de usuario pueden ser evaluadas estadísticamente.

-Análisis de interdependencia entre servicios ecosistémicos y actividades/usos. Este enfoque expande y complementa la evaluación cualitativa de la fortaleza de las interacciones entre las diferentes actividades/usos y servicios ecosistémicos realizado en la sección anterior. Existen interacciones directas e indirectas entre servicios ecosistémicos y otras variables, como por ejemplo actividades humanas, y éstas pueden ser opuestas o bidireccionales (Bennett *et al.* 2009). Estos dos tipos de interdependencia se conocen como trade-offs y sinergias, respectivamente (Raudsepp-Hearne *et al.* 2010). Los trade-offs surgen cuando la provisión de un servicio es mejorado a costa de la reducción de la disposición de otro servicio; y las sinergias ocurren cuando dos o más servicios mejoran de forma simultánea (Raudsepp-Hearne *et al.* 2010). Se propone análisis relacional simple basado en los trabajos de Cárcamo *et al.* (2014) y Rositano & Ferraro (2014), para lo cual se puede construir un modelo de red conceptual y una matriz simétrica con los principales servicios ecosistémicos y



usos/actividades identificados en el área de estudio (i.e., nodos en lenguaje de teoría de redes). Valores de relación de dependencia son asignados a pares de servicios y usos en la matriz. Un puntaje 0 indicará la inexistencia de relación de dependencia, un puntaje 1 y -1 una relación débil o indirecta positiva o negativa, respectivamente, y un puntaje 2 y -2 una relación fuerte o directa positiva o negativa, respectivamente. La puntuación puede ser asignada basada en revisión de literatura y consulta a expertos. Adicionalmente, se utilizan estos valores para evaluar propiedades de flujo y conectividad de la red, identificando los elementos claves dentro de ella (Borgatti *et al.* 2002, Prell 2012).

Modelación de servicios ecosistémicos

Un enfoque reciente que se podría considerar en el trabajo con servicios ecosistémicos, corresponde al uso del modelo InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Trade-offs; <http://www.naturalcapitalproject.org/InVEST.html>). InVEST ha sido desarrollado como una herramienta basada en ArcGIS para mapear y modelar servicios ecosistémicos. Incluye modelos de ambientes terrestres, dulceacuícolas y marinos, y utiliza funciones de producción para estimar cambios en la biodiversidad y la provisión de algunos servicios ecosistémicos bajo diferentes escenarios climáticos, demográficos o de manejo (Guerrey *et al.* 2012).

Definición de servicios ecosistémicos para análisis y valoración económica

Considerando los resultados de la jerarquización de servicios ecosistémicos en sus dimensiones económica, ambiental y social, se puede disponer de un listado preliminar y prioritario de servicios ecosistémicos.

4.4.2 Valoración económica aplicable a derrames de hidrocarburo

El valor económico de un ecosistema puede estimarse a través del Valor Económico Total (VET), metodología que encuentra su marco conceptual en la Economía Neoclásica y se fundamenta en la Teoría de las Preferencias y en la Teoría de Mercado. Para llegar a obtener el Valor Económico Total (VET) de un ecosistema o un recurso natural es necesario obtener las estimaciones de dos tipos de valores: i) valores de uso (directos e indirectos) y ii) valores de no uso (e.g. existencia, legado o herencia y opcional) (Bateman *et al.* 2002, NRC 2004, MEA 2005, Remoundou *et al.* 2009). La siguiente ecuación describe los elementos que contribuyen al VET de un ecosistema o recurso natural:

$$VET = VU_{dir} + VU_{ind} + VE + VH + VO$$

Donde:

- VET = Valor Económico Total del ecosistema o recurso
- VU_{dir} = Valor de uso directo

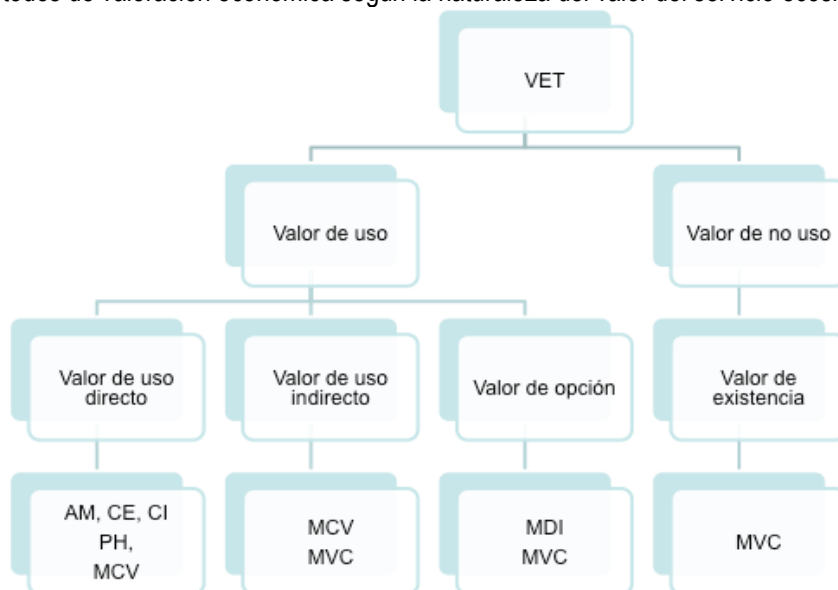


- VU_{ind} = Valor de uso indirecto
- VE = Valor de Existencia
- VH = Valor de Herencia
- VO = Valor de Demanda Opcional

Esto requiere una identificación de los servicios ecosistémicos presentes en el ecosistema. Si bien existen diferentes formas de clasificar los servicios ecosistémicos, estos se pueden sintetizar de la forma presentada en la **Tabla 1**. Para cada uno de estos servicios ecosistémicos puede existir más de una forma de valorarlos económicamente, no obstante, el método más apropiado debe tener en consideración, al menos, la naturaleza del servicio, la disponibilidad de información, el tiempo y costo disponible.

En general, los valores de uso de los servicios ecosistémicos son capturados con los métodos de precios de mercado, costos evitados o inducidos, costo de viaje y precios hedónicos, todos ellos clasificados como preferencias reveladas. Para estimar los valores económicos de no uso generalmente se emplea el método de valoración contingente y los experimentos de elección, los que son clasificados como preferencias declaradas (Vásquez 2010). En la **Tabla 4** se muestran los métodos de valoración más utilizados según la naturaleza del valor del servicio ecosistémico.

Tabla 4.
Métodos de valoración económica según la naturaleza del valor del servicio ecosistémico.





Como se ha indicado anteriormente, resulta muy difícil poder asignarles un valor económico a todos los servicios ecosistémicos presentes en un área, ya sea por sub-estimación de los servicios existentes o carencia de métodos de valoración económica. Ante ello, Barbier *et al.* (1997) proponen un marco analítico de valoración económica en tres etapas, que permite jerarquizar o priorizar los servicios ecosistémicos y definir los métodos de valoración para cada uno de ellos: determinación del problema y del método de evaluación, determinación del alcance y los límites de la valoración, así como de la información requerida y determinación de métodos de recogida de datos y técnicas de valoración requeridos por la evaluación económica.

Manteniendo los ejes de esta propuesta y realizando algunas adecuaciones a estas etapas se obtienen los siguientes lineamientos generales:

Etapas 1: Determinar el problema y jerarquizar los servicios ecosistémicos

En esta etapa se debe caracterizar adecuadamente el problema general u objetivo del estudio. Esto permite definir adecuadamente el conjunto de servicios ecosistémicos a valorar. Aquí resulta fundamental jerarquizar los servicios ecosistémicos de acuerdo a la relevancia de su valor económico, independientemente que se trate de valor de uso directo, indirecto, opción o existencia.

Etapas 2: Determinar el alcance y los límites de la valoración, así como de la información requerida

Una vez jerarquizado los servicios ecosistémicos se deben seleccionar aquellos que serán valorados económicamente, de acuerdo a su relevancia, determinando el tipo de información requerida, identificando, según sea el caso, la escala cronológica del análisis, los límites geográficos y analíticos del sistema, etc.

Etapas 3: Determinar los métodos de valoración y las técnicas de recogida de datos

Seleccionado los servicios ecosistémicos a valorar se deben determinar los métodos de valoración económica para cada uno de ellos, las técnicas de recogida de datos y las fuentes de información. Aquí es importante tener en consideración las limitaciones que se originan por los medios disponibles, como el tiempo, presupuesto y personal idóneo. De esta manera, podría darse el caso que un determinado servicio ecosistémico que ocupa un lugar relevante en la jerarquía según la importancia de su valor económico, no sea posible valorarlo por falta de medios.

Teniendo en consideración el contexto particular de este estudio, cuyo origen está en el derrame de hidrocarburo en el mar ocurrido el 24 de septiembre de 2014 en las cercanías del Terminal Marítimo de ENAP Refinerías S.A., se realizó una revisión bibliográfica para identificar los métodos de valoración económica más utilizados en estudios asociados a derrames en el mar.



-El 24 de marzo de 1989 el buque petrolero Exxon Valdez tiene un accidente en las costas de Alaska derramando cerca de 40 millones de litros de petróleo. Aquí el método de valoración contingente es propuesto para estimar la multa que debiese aplicarse por el desastre ambiental ocasionado. Incluso la National Oceanic and Atmospheric Administration (Arrow *et al.* 1993) le encarga a un panel de expertos que analicen la pertinencia de utilizar el método con estos fines, los que sostienen esencialmente su pertinencia. Posteriormente, son muchas las investigaciones que buscan valorar el daño ambiental ocasionado por el Exxon Valdez utilizando el método de valoración contingente (Carson *et al.* 2003).

-El 13 de noviembre de 2002, el petrolero Prestige sufre un accidente, que deriva en su hundimiento y genera una de las catástrofes ambientales más grandes de la historia de la navegación. La mayoría de los estudios de valoración económica realizados en torno a este desastre se centraron en estimar el valor de no uso utilizando el método de valoración contingente: Loureiro *et al.* (2009) y Loureiro & Loomis (2013).

-Utilizar el método de valoración contingente en este tipo de estudios es consistente con la recomendación de la comisión de expertos nombrados por la National Oceanic and Atmospheric Administration (Arrow *et al.* 1993), que establece que puede considerarse una técnica válida para estimar el valor de no uso en la pérdida de bienestar por desastres medioambientales (Riera 1994).

-García Negro *et al.* (2009) también realizan un trabajo de valoración económica en torno al desastre del Prestige, pero lo hace utilizando herramientas de mercado, fundamentalmente se basa en los desembarques como principal indicador, sin que sus resultados puedan ser considerados concluyentes en cuanto al efecto negativo que el derrame pudo tener sobre los recursos hidrobiológicos, ya que el análisis arrojó resultados opuestos según el tipo de recurso.

-El 13 de enero de 2001 el barco petrolero Jessica sufre un accidente en las costas de las islas Galápagos, desarrollándose en los días posteriores el derrame de su carga. Born *et al.* (2003) desarrollan un análisis de captura por unidad de esfuerzo utilizando información pre y post derrame, sin encontrar diferencias significativas.

-Depellegrin & Blazauskas (2013) utilizando un modelo de derrame de petróleo integran bajo el concepto de VET la valoración de servicios ecosistémicos utilizando análisis de mercado, transferencia de beneficios y Método del Costo de Viaje.

Si bien, es de esperar que independiente del método de valoración, los resultados tengan directa relación con la magnitud del desastre ambiental, la evidencia empírica demuestra que las magnitudes de valoración económica de servicios ecosistémicos con valores de uso directo basados en instrumentos de mercados son menos relevantes que las magnitudes de los servicios ecosistémicos con valores de no uso y estimados a través del método de valoración contingente.



A continuaci3n se describen los tres m3todos m3s utilizados para evaluar econ3micamente el impacto de derrames:

An3lisis de Mercado

En t3rminos generales, los modelos que se sustentan en an3lisis de mercado tienen la ventaja de ser de f3cil aplicaci3n y entendimiento, pues se basan en informaci3n disponible a partir de datos de mercado. Requieren contar con una l3nea base claramente definida.

M3todo de Costo de Viaje

Este m3todo se basa en la idea de que el n3mero de visitas que un individuo realiza a un espacio natural depende de la distancia a la que se encuentre. De esta manera, mientras m3s cerca se encuentre de dicho lugar, menor ser3 el costo en el que debe incurrir y, por lo tanto, mayor ser3 el n3mero de visitas. De esta manera es posible establecer una relaci3n entre el costo de desplazamiento y el n3mero de visitas, obteniendo de esta manera la funci3n de demanda por dicho servicio ecosist3mico.

A partir de la funci3n de demanda es posible obtener el excedente del consumidor y sus respectivas variaciones cuando se modifica el costo de acceso o por alguna raz3n el espacio natural desaparece, se cierra o se restringe su acceso.

En t3rminos generales, el m3todo se basa en la funci3n de utilidad familiar, raz3n por la cual, un consumidor representativo busca maximizar su funci3n de utilidad sujeto a restricciones de presupuesto y tiempo (del Saz, 1997):

$$\max_{x,z} \{u(x,z) \mid y = cx + pz, T = h + x(t_1 + t_2)\}$$

donde:

x = n3mero de viajes a un determinado lugar

z = conjunto de otros bienes

h = tiempo empleado en trabajar

t_2 = tiempo de permanencia en el lugar

t_1 = tiempo empleado en el desplazamiento

T = tiempo total disponible

y^0 = ingreso ex3geno

$y = y^0 + wh$: ingreso monetario

c = costo del viaje

p = precio del conjunto de otros bienes

w = tasa de salario



Al combinar las restricciones de presupuesto y tiempo, el problema a resolver es el siguiente:

$$\max_{x,z} u(x, z) + [y^* - c^*x - pz]$$

Donde:

$c^* = w(t_1 + t_2) + c$ es el costo total

$y^* = y^0 + wT$ es el ingreso total

Las condiciones de primer orden serían:

$$\frac{\partial u}{\partial x} = \lambda c^* = \lambda[c + w(t_1 + t_2)]$$

y la funci3n general de demanda para datos de corte transversal:

$$x = f(c^*, y^*)$$

Esta funci3n de demanda corresponde a un modelo sitio-específico, por lo que variaciones en el bienestar de un individuo se refieren a un sitio concreto.

Es importante tener en consideraci3n que el modelo costo de viaje puede ser especificado en t3rminos del n3mero de viajes *per cápita* realizados desde diferentes zonas, lo que se conoce como modelo de costo de viaje zonal o mediante el uso de datos individuales, denominándolo modelo de costo de viaje individual.

En el costo de viaje zonal se estima la propensi3n media a visitar el lugar desde las diferentes zonas en que se puede dividir el área de influencia del mismo. Para ello, y mediante una encuesta *in situ*, se identifica el lugar de procedencia de los visitantes y el costo de cada uno se relaciona estadísticamente con la poblaci3n de origen del mismo, estableciendo una media de costo por zona. Su forma general est3 determinada por:

$$\frac{V_{zj}}{N_z} = f(C_{zj}, S_z, E_{jk}, e_{zj})$$

Donde:

V_{zj} = n3mero de visitas de la zona z al lugar j

N_z = poblaci3n de la zona z

C_{zj} = costo de visita de la zona z al lugar j

S_z = conjunto de variables socioecon3micas explicativas de la zona z

E_{jk} = característic3s del lugar j en comparaci3n con emplazamientos alternativos k

e_{zj} = t3rmino error



En el costo de viaje individual, la encuesta *in situ* que se aplica a los visitantes es más directa, intentando descubrir cuál es el costo en que se ha incurrido para acceder al lugar, las características socioeconómicas del grupo familiar y el número de visitas que se realizan al año. Su especificación general está dada por:

$$V_{ij} = f(C_{ij}, Y_i, D_i, Q_i, S_{ij}, e_{ij})$$

donde:

V_{ij} = número de visitas que realiza la persona i al lugar j

C_{ij} = costo de de la persona i para llegar al lugar j

Y_i = renta de la persona i

D_i = vector de características sociodemográficas del individuo i

Q_i = vector de características de calidad específicas del lugar visitado j

S_{ij} = costo para el individuo i de visitar lugares sustitutivos de j

e_{ij} = término error

El método del costo de viaje, en cualquiera de sus especificaciones, presenta algunas dificultades:

- La medición del costo del tiempo de viaje y el costo de oportunidad del tiempo asociado al viaje
- El tratamiento de los viajes multipropósitos
- La incorporación, en la estimación de la función de demanda, de los bienes sustitutos y complementarios
- Los problemas econométricos derivados de la estimación de la función de demanda

Método de Valoración Contingente

El método de valoración contingente es un método hipotético y directo que se basa en la información que revelan las personas cuando se les pregunta sobre la valoración del bien o servicio ecosistémico objeto de estudio (del Saz, 1997).

El método de Valoración Contingente parte del supuesto de que el bienestar de los individuos depende de la calidad de un bien ecosistémico (h) y de su ingreso (Y). Si bien el individuo conoce su función de utilidad con certeza, esta no es observable en su totalidad por el investigador (Osorio y Correa, 2009).

De esta forma las funciones de utilidad estarían representadas por:

$$U(h, Y; S) = V(h, Y; S) + \varepsilon$$

Donde $V(h, Y; S) + \varepsilon$ representa a función de utilidad indirecta.

Para analizar si el individuo acepta o no el cambio en su nivel de utilidad, en el modelo es posible determinar la máxima disponibilidad a pagar por una mejora en la calidad ambiental o una



compensación por renunciar a un cambio favorable. Es importante tener en consideración que existe suficiente evidencia empírica que la disposición a ser compensados es mayor a la disposición a pagar (DAP), lo que indudablemente sobredimensiona los beneficios agregados. Luego, siguiendo la recomendación de Walsh (1986), Bishop & Heberlein (1979) y Arrow et al. (1993), se entregan los fundamentos y orientaciones teóricas para utilizar la DAP.

La DAP de un individuo, que le permite obtener una mejora del servicio ecosistémico, o simplemente una mejora ambiental, es mayor o igual a la utilidad que percibe sin dicha mejora:

$$V(h_1, Y - DAP; S) + \varepsilon_1 \geq V_0(h_0, Y; S) + \varepsilon_0$$

Donde la respuesta a la proposición de pagar por una mejora ambiental es una variable aleatoria con distribución de probabilidad determinada por:

$$P_0 = \Pr(V_1(h_1, Y - DAP; S) - V_0(h_0, Y - DAP; S) \geq \varepsilon_0 - \varepsilon_1)$$

Es importante tener en consideración que para poder estimar la función de distribución de probabilidades se pueden utilizar dos formas funcionales para la utilidad indirecta: forma lineal y forma semi-logarítmica.

El Método de Valoración Contingente se basa en la aplicación de una encuesta, la que tradicionalmente se compone de tres bloques: el primero contiene información relevante sobre el objeto de valoración., el segundo busca averiguar la disposición a pagar del encuestado por el bien o servicio ecosistémico y el tercero indaga sobre algunas de las características socioeconómicas más relevantes del encuestado (renta, edad, sexo, estado civil, nivel de estudios, etc).

En términos generales, se definen las siguientes fases:

- Definir con precisión lo que se desea valorar
- Definir la población relevante
- Decidir la modalidad de entrevista
- Seleccionar la muestra
- Redactar el cuestionario
- Realizar las entrevistas
- Explorar estadísticamente las respuestas
- Presentar e interpretar los resultados

Existen diferentes maneras de preguntar por la DAP, alguna de ellas son:

- Formato abierto: en este caso el entrevistador sólo espera una respuesta a la pregunta formulada ¿cuánto pagaría por...?



- Formato “subasta”: el entrevistador adelanta una cifra y pregunta al entrevistado si estaría dispuesto a pagar esa cifra o no. Si la respuesta es positiva, la cifra original se eleva una cantidad predeterminada, y si es negativa, se reduce, hasta que el entrevistado finalmente se queda con una cantidad.
- Formato binario o dicotómico: se plantea la pregunta no de forma abierta, sino binaria ¿pagaría usted tanto por...? ¿sí o no?
- Método de ordenación contingente: se presenta a la persona entrevistada una colección de alternativas y se le pide que las ordene de más a menos preferida.

Los principales problemas del método de Valoración Contingente derivan básicamente de la posibilidad de que la respuesta ofrecida por el entrevistado no refleje la verdadera valoración que le confiere al recurso analizado. Los posibles sesgos en la respuesta son múltiples:

- El sesgo originado por el punto de partida. Este sesgo aparece cuando la cantidad sugerida en primer lugar en el formato subasta condiciona la respuesta final.
- El sesgo del medio o vehículo de pago. Las personas no son indiferentes entre los distintos medios de pago, y el ofrecido en el cuestionario puede condicionar la respuesta.
- El sesgo del entrevistador o sesgo de complacencia. Cuando el ejercicio se lleva a cabo entrevistando directamente a la persona y se ha observado que ésta tiende a exagerar su disposición a pagar por mejorar el medio ambiente.
- El sesgo del orden. Aparece cuando se valoran simultáneamente varios bienes y la valoración de cada uno de ellos es función del puesto que ocupa en la encuesta.
- El sesgo de la información, generado habitualmente por una carencia de información relativa del activo o activos a valorar
- El sesgo de la hipótesis. Dado el carácter meramente hipotético de la situación planteada al entrevistado, éste puede no tener ningún incentivo en ofrecer una respuesta correcta.
- El sesgo estratégico. Es el sesgo complementario al anterior. Aparece cuando la persona cree que con su respuesta puede influir en la decisión final que se tome sobre el activo o la propuesta sometida a valoración y, por tanto, actúan estratégicamente bajo este supuesto.

4.4.3. Medición del impacto del derrame en provisión de servicios ecosistémicos

Uno de los grandes desafíos de implementar un enfoque basado en servicios ecosistémicos para valoración económica de impactos o daños de eventos como derrames, corresponde a la capacidad de demostrar y medir relaciones causales entre el derrame, el daño ecosistémico y la disminución en la provisión de uno o varios servicios ecosistémicos, y el valor económico de ésta disminución (Mayer *et al.* 2012). Al respecto diversos autores (e.g. Boyd 2010; Mayer *et al.* 2012; Depellegrin & Blazauskas 2013; Kennedy & Cheong 2013; Petrolia 2014) han apuntado al menos tres obstáculos para implementar el enfoque de valoración de servicios ecosistémicos:



1. *Línea base de servicios ecosistémicos.* Se refiere a la dificultad en establecer una línea base sólida de los bienes y servicios proporcionados por un ecosistema o área, de forma previa al derrame, incluyendo la captura de la variabilidad espacial en la producción de éstos.
La mayor parte de los datos para establecer condiciones de línea base, es decir el estatus del ecosistema y servicios antes de ocurrido el evento, deben ser colectados de manera previa al inicio del evento y antes de que los efectos se manifiesten. Una alternativa es la reconstrucción de una línea base con información histórica del ecosistema, sin embargo la información histórica no siempre está disponible o es de difícil acceso o mala calidad, dificultando la cuantificación de pérdida de servicios ecosistémicos en el pasado y producto de otros eventos o actividades industriales. Otra alternativa, es definir condiciones de línea base a partir de sitios de referencia. En el caso del área de estudio del proyecto, se evidenció la ausencia de evaluaciones de servicios ecosistémicos y una carencia de información sistematizada que permita reconstruir una línea base sólida. En este sentido las AMERB y los estudios asociados a su desempeño constituyen la única opción de contar con algunos insumos de línea base pero que son acotados espacialmente y con énfasis en la pesca.
2. *Modelación del impacto del derrame.* Se refiere a la dificultad en desarrollar un modelo que realice predicciones del impacto del derrame en el ecosistema y proporcione estimaciones de la magnitud en que son afectados los servicios ecosistémicos. El desarrollo en cuanto a entender cómo cambios en la estructura y función de los ecosistemas (producto de eventos como un derrame) conducen a cambios en la provisión de servicios ecosistémicos, es aún limitado (Alló & Loureiro 2013, Depellegrin & Blazauskas 2013, Chang *et al.* 2014). Un punto importante, es entender que la estructura y funciones del ecosistema no son sinónimo de servicios ecosistémicos. Funciones de producción ecológica pueden ser usadas para describir como la estructura y funciones del ecosistema determinan la provisión de diversos servicios ecosistémicos. Estas funciones pueden entenderse como funciones de transferencia o un modelo que cuantitativamente describe las interrelaciones e interacciones entre cambios en la condición del ecosistema (e.g. pérdida de hábitat por un derrame) y cambios en la provisión de servicios ecosistémicos (e.g. Cosecha de peces y mariscos, avistamiento de fauna, práctica de buceo recreativo). Es importante destacar entonces, que cambios o pérdidas en la estructura y funciones del ecosistema pueden afectar diversos servicios ecosistémicos (Granek *et al.* 2010).
3. *Valoración económica de la pérdida de servicios ecosistémicos.* Se refiere a la dificultad en establecer valores económicos para la pérdida de servicios ecosistémicos, incluyendo además la incerteza respecto al valor futuro de éstos. Sobre esto se ha discutido en la sección 4.4.2. Sin embargo, se puede agregar que la experiencia internacional es más representativa respecto a intentar estimar el VET de un ecosistema o de ciertos servicios ecosistémicos, más que determinar el valor económico del cambio o pérdidas en la provisión de servicios ecosistémicos producto de eventos de contaminación o cambios ambientales (Petrolia 2014), como lo que fue propuesto como objetivo específico N° 3 para la presente línea de investigación del proyecto.



Históricamente, la evaluación y estimación de compensación de daños ambientales productos de eventos como derrames, ha sido abordada a través de enfoques de equivalencia ecológica más que enfoques que apunten a evaluar y restaurar servicios ecosistémicos. Dentro de los enfoques de equivalencia destacan, los Análisis de Equivalencia de Hábitat y los Análisis de Equivalencia de Recursos, ambos desarrollados en los noventa en Estados Unidos, y frecuentemente aplicados por la NOAA y otras agencias alrededor del mundo (Mayer *et al.* 2012).

El Análisis de Equivalencia de Hábitat mide los daños en términos de superficie dañada (Dunford *et al.* 2004). El Análisis de Equivalencia de Recursos se centra en evaluar el daño sobre organismos específicos (Zafonte & Hampton 2007).

Ambos enfoques han sido diseñados como herramientas que permitirían tanto a los responsables como a los afectados estimar un daño potencial y estimar costos asociados a la restauración del daño (Dunford *et al.* 2004). Ambos enfoques se pueden alimentar con información proveniente de medidas directas de campo y laboratorio, y de la literatura científica (Mayer *et al.* 2012). Sin embargo, estos análisis no dan cuenta explícitamente del hecho que el valor de un servicio ecosistémico particular es dependiente de la conexión entre este servicio y la capacidad de ser utilizado o que la sociedad sea beneficiada por su existencia (Dunford *et al.* 2004).

Los análisis de Equivalencia tienen limitaciones derivadas de los supuestos de partida en los que se fundamentan. Un supuesto fundamental es que los servicios proporcionados por el hábitat impactado y los del hábitat recuperado han de ser del mismo tipo y calidad. Sin embargo, puede que conseguir la restauración del hábitat hasta que sea del mismo tipo y calidad que el impactado no sea práctico, sea demasiado costoso, o incluso no sea apropiado desde el punto de vista ecológico (Dunford *et al.* 2004, Mayer *et al.* 2012). Adicionalmente, otro desafío corresponde a cómo se determinan y cómo se distribuyen los beneficios y costos entre los actores sociales involucrados y/o afectado (Mayer *et al.* 2012).

Recientemente, el enfoque de servicios ecosistémicos ha sido fuertemente sugerido como alternativa o complemento para los análisis de Equivalencia utilizados para evaluar daño ambiental (Mayer *et al.* 2012, Kennedy & Cheong 2013). Sin embargo, su aplicación es aún escasa. Una excepción lo constituye un modelo propuesto por Depellegrin & Blazauskas (2013) para la costa de Lituania en el mar Báltico. Su modelo está basado en la evaluación de cuatro servicios ecosistémicos usando métodos como costo de viaje, precios de mercado y transferencia de beneficios. Servicios ecosistémicos fueron estimados para una franja costera de aproximadamente 90 km, usando información geográfica disponibles de su distribución. La estimación económica fue integrada con una estimación de costos asociadas a potenciales daños por derrames mediante el uso de un modelo tridimensional de dispersión de partículas. El modelo predictivo fue testeado para una franja de 30 km de costa considerada más vulnerable a derrames. El enfoque de este modelo de cuantificación de costos (especialmente explícito) producto de daños por derrames, es sugerido por los autores como una herramienta de evaluación aplicable para otras zonas costeras para ayudar a los tomadores de decisión respecto a entregar una visión preliminar de estimación de costos y compensaciones



causadas por derrames de hidrocarburos. Es importante indicar que los autores destacan la relevancia de contar con líneas base de cuantificación de servicios ecosistémicos para poder desarrollar modelos como los que sugieren.



5. DISCUSIÓN

Más que nunca, se hace imperioso que los enfoques de manejo consideren a los humanos como parte integral de los ecosistemas, ya que las personas se benefician de los ecosistemas y a su vez, actúan como agentes que influyen los procesos ecosistémicos (Levin *et al.* 2009). Para promover la sustentabilidad ambiental y la provisión de beneficios socio-económicos a largo plazo, se requiere de la incorporación efectiva de información científica que permita entender las relaciones y los compromisos entre servicios ecosistémicos, actividades humanas y eventos como los derrames de hidrocarburos (e.g. trade-offs y sinergias) (Granek *et al.* 2010, Chang *et al.* 2014).

El presente proyecto, entrega una identificación inicial de bienes y servicios ecosistémicos para el área de estudio sobre la cuál trabajar para construir una línea base que incluya su cuantificación, jerarquización, interrelaciones y valoración económica (cuando sea posible). Al respecto, diversos autores (MEA 2005, Boyd & Banzhaf 2007, Waite *et al.* 2015) indican que una correcta identificación y valoración de los servicios ecosistémicos contribuiría a reducir la tendencia a subvalorar los ecosistemas en la toma de decisiones, permitiendo un mejor uso o un uso racional y sustentable de los recursos naturales

Es importante señalar que la aplicación de cualquier política o sistema de manejo, junto con los beneficios y costos asociados a ésta, siempre implicará un cambio en la calidad ambiental, en el funcionamiento ecosistémico y en el nivel de los servicios de los ecosistemas, ya sean positivos o negativos (MEA 2005). Por lo tanto, un ejercicio de valoración económica debiese apuntar a la cuantificación de los cambios de estos valores (NRC 2004).

La literatura muestra que si bien los estudios de valoración económica de servicios ecosistémicos han aumentado considerablemente alrededor del mundo, a la fecha estas valoraciones son raramente utilizada para la toma de decisión (Waite *et al.* 2015, Marre *et al.* 2016, Posner *et al.* 2016). Lo anterior es aún más notable en caso de derrames de hidrocarburos (Mayer *et al.* 2012).

El enfoque de evaluación de daños utilizando servicios ecosistémicos, no sólo se centra en la restauración de los recursos dañados, sino también en establecer y mantener el valor de los beneficios derivados de los ecosistemas para la sociedad. Esta visión más amplia puede ser de valor para la comprensión de evento de magnitud, duración, frecuencia y complejidad como los derrames y eventos de contaminación que ocurren en bahías como Quintero. . La incorporación de un enfoque de servicios ecosistémicos para evaluación de los daños debiese ser más beneficiosa respecto a la identificación de un conjunto más amplio de alternativas de restauración (Dunford *et al.* 2004, Mayer *et al.* 2012). Es importante destacar que las decisiones finales sobre los proyectos de compensación y restauración, debiesen ser procesos que incluye los diversos actores sociales involucrados y afectados (Mayer *et al.* 2012, Petrolia 2014).



Respecto al derrame de hidrocarburo ocurrido en la bahía de Quintero el año 2014, y su impacto en la provisión del servicio ecosistémico de provisión, y como se indicó anteriormente (y en base a los resultados de la evaluación de cambios en las densidades, abundancias y biomاسas de las especies principales e indicadores ecológicos en las AMERB, en comparación a los seguimientos y evaluaciones realizadas antes del derrame), no fue posible medir ni valorar económicamente la tasa de cambio en este servicio ecosistémico y atribuible al derrame, indicando que la metodología de evaluación no detectó efectos letales producto del derrame y que hayan alterado la abundancia o biomasa de las especies principales explotadas en las AMERB de estudio. También como se indicó anteriormente, esto no significa que bajo otros enfoques y métodos de valoración, que en otras áreas de la bahía y zona de estudio, que otros estadios de desarrollo de biota (e.g. larvas), o que otros servicios ecosistémicos que ocurren en el área hayan visto afectada su provisión con la consecuente pérdida de valor económico. Adicionalmente el tiempo de la evaluación posterior al derrame es una variable a considerar y evaluar en futuros programas de monitoreo. Otro factor relevante lo constituye la complejidad que impone la evaluación de impacto de derrames de hidrocarburo, en una situación de contaminación crónica como la indicada para la bahía de Quintero (e.g. presencia de metales pesados, ver Resultados Línea 5-6).

Generalmente en cuerpos de agua con alta intervención antrópica como bahía Quintero, ocurren numerosos procesos dinámicos (incluyendo usos históricos y eventos de contaminación diferentes a derrames de hidrocarburo) que afectan al ecosistema, y que complican la tarea de aislar el impacto de derrames de hidrocarburo (Mayer *et al.* 2012).

Evaluaciones de derrames en otras partes de mundo y utilizando servicios ecosistémicos (i.e. pesca o servicios de provisión) y métodos de valoración económica (e.g. precios de mercado) no han encontrado resultados concluyentes respecto a impactos económicos negativos en un servicio ecosistémico particular y producto del derrame (Born *et al.* 2003, García Negro *et al.* 2009). Lo anterior nos llama la atención respecto a considerar la inclusión de diversos servicios ecosistémicos y enfoques para la una mejor evaluación de los impactos de derrames y su respectiva valoración económica a modo de no subestimar los reales impactos, sobre todo cuando las percepciones respecto a los impactos de derrames pueden ser altas (e.g. Born *et al.* 2003, Boyd 2010, Chang *et al.* 2014)



6. CONCLUSIONES

Para el área de estudio, 18 servicios ecosistémicos marino-costeros fueron identificados como relevantes. Para la categoría de servicios de provisión, se identificaron dos tipos de servicios (Provisión de alimento y Materias primas). Para la categoría de servicios de regulación, se identificaron dos tipos de servicios (Tratamiento y asimilación de aguas residuales y Regulación del clima). Para la categoría de servicios culturales, se identificaron tres tipos de servicios (Información para el desarrollo cognitivo, Turismo y recreación, y Apreciación estética). Finalmente, se identificaron dos tipos de servicios de soporte (Hábitat para especies migratorias y criadero y Protección del patrimonio genético).

Servicios ecosistémicos identificados constituyen una primera aproximación para generar una línea base de servicios ecosistémicos para el área de estudio, sobre la cual se debe profundizar en su cuantificación, jerarquización, estudio de interrelaciones y valoración económica (cuando sea posible).

La metodología aplicada para evaluar impactos del derrame del 2014 en las especies principales de las AMERB (Línea N° 3) no detectó impactos significativos atribuibles al derrame, no pudiéndose estimar una tasa de cambio en las variables asociadas al servicio ecosistémico de provisión que se había propuesto valorar.

Enfoques metodológicos que apuntan a evaluar efectos letales en la biota pueden subestimar impactos de derrames sobre la provisión de servicios ecosistémicos, por ello es necesario ampliar la evaluación con diversos enfoques de estimación de daños y abordando diversos servicios ecosistémicos.

No todos los servicios pueden ser valorados económicamente por problemas de cuantificación de los servicios, ausencia de métodos de valoración económica, ente otros, por lo tanto el VET total es sólo un aproximación a un hipotético valor real de un ecosistema.

A nivel mundial, el enfoque de servicios ecosistémicos es una aproximación que ha sido poco incorporada en evaluación de impacto de derrames y en procesos de toma de decisión asociados.

El enfoque de servicios ecosistémicos es una aproximación altamente recomendable de incluir en evaluación de impacto de derrames, sin embargo, requiere una fuerte desarrollo de investigación en generación de línea base, modelación de impactos, ente otros.



7. RECOMENDACIONES

En el marco de un programa de monitoreo y evaluaci3n de da1os e impactos productos de derrames en bahía Quintero y desde la perspectiva de la evaluaci3n de servicios ecosistémicos se sugiere:

- Construir una línea base de servicios ecosistémicos para el área, utilizando los servicios identificados en el presente estudio, y profundizando en cuanto a su distribuci3n espacial, cuantificaci3n, jerarquizaci3n (incluyendo a los diversos actores sociales afectados e interesados), estudio de interrelaciones y valoraci3n económica.
- Para evaluar impacto de derrames bajo un enfoque de ecosistemas, se debe incorporar la evaluaci3n y valoraci3n de otros servicios ecosistémicos, más allá de los exclusivamente ligados a la pesca (e.g. servicios de regulaci3n, servicios culturales)
- El enfoque de servicios ecosistémicos debe ser incorporado como herramienta de evaluaci3n de impactos de derrames a otros enfoques como la modelaci3n de impactos.
- Para obtener buenas estimaciones de los impactos (sobre todo los de corto plazo) sobre el ecosistema, es fundamental realizar mediciones lo más cercana a la ocurrencia del evento.
- Cálculos monetarios para estimar el VET del ecosistema deben ser claros para los diversos actores sociales, respecto a los alcances de los métodos y servicios valorados.



8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alló M, Loureiro M (2013) Estimating a meta-damage regression model for large accidental oil spills. *Ecological Economics* 86:167-175.
- Altman I., Blakeslee AMH, Osio GC, Rillahan CB, Teck SJ, Meyer JJ, Byers JE, Rosenberg AA (2011) A practical approach to implementation of ecosystem-based management: a case study using the Gulf of Maine marine ecosystem. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9:183-189.
- Arrow K, Solow R, Portney PR, Leamer EE, Radner R, Schuman H (1993) Report of the NOAA panel on contingent valuation. *Federal register*, 58(10): 4601-4614.
- Barbier EB (2007) Valuing ecosystem services as productive inputs. *Economic Policy* 49:178-229.
- Barbier E, Acreman M, Knowler D (1997) A guide for policy makers and planners, Ramsar Convention Bureau, Gland, Switzerland.
- Bateman I, Carson R, Day B, Hanemann WM, Hanley N, Hett T, Jones-Lee M, Loomes G, Mourato S, Ozdemiroglu E, Pearce DW, Sugden R, Swanson S (2002) Guidelines for the Use of Expressed Preference Methods for the Valuation of Preferences for Non-market Goods. Edward Elgar, Cheltenham.
- Beaumont NJ, Austen MC, Atkins JP, Burdon D, Degraer S, Dentinho TP, Deros S, Holm P, Horton T, van Ierland E, Marboe AH, Starkey DJ, Townsend M, Zarzycki T (2007) Identification, definition and quantification of goods and services provided by marine biodiversity: Implications for the ecosystem approach. *Marine Pollution Bulletin* 54:253-265.
- Bennett EM, Peterson GD, Gordon LJ (2009) Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters* 12:1-11.
- Bishop RC, Heberlein TA (1979) Measuring values of Extra-Market goods: Are Indirect Measures Biased? *American Journal of Agricultural Economics* 61: 926-930.
- Borgatti SP, Everett MG, Freeman LC (2002) Ucinet for Windows: Software for Social Network Analysis. Harvard, MA: Analytic Technologies.
- Born A, Espinoza E, Murillo J, Nicolaidis F, Edgar G (2003) Effects of the Jessica oil spill on artisanal fisheries in the Galápagos. *Marine Pollution Bulletin* 47: 319-324.



- Beaumont. NJ, Austen MC, Atkins JP, Burdon D, Degraer S, Dentinho TP, Derous S, Holm P, Horton T, van Ierland E, Marboe AH, Starkey DJ, Townsend M, Zarzycki T (2007) Identification, definition and quantification of goods and services provided by marine biodiversity: Implications for the ecosystem approach. *Marine Pollution Bulletin* 54:253-265.
- Boyd J, Banzhaf S (2007). What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63:616-626.
- Boyd J (2010) Lost ecosystem goods and services as a measure of marine oil pollution damages. *Resources for the Future Discussion Paper*, (10-31).
- Cárcamo PF, Garay-Flühmann R, Squeo FA, Gaymer CF (2014) Using stakeholders' perspective of ecosystem services and biodiversity features to plan a marine protected area. *Environmental Science & Policy* 40:116–131.
- Carson R, Mitchell R, Hanemann M, Kopp R, Presser S, Ruud P (2003) Contingent Valuation and Lost Passive Use: Damages from the Exxon Valdez Oil Spill. *Environmental and Resource Economics* 25: 257-286.
- Chang SE, Stone J, Demes K, Piscitelli M (2014) Consequences of oil spills: a review and framework for informing planning. *Ecology and Society* 19(2): 26.
- Christie, M., Fazey, I., Cooper, R., Hyde, T., Kenter, J.O., 2012. Christie M, Fazey I, Cooper R, Hyde T, Kenter JO (2012) An evaluation of monetary and non-monetary techniques for assessing the importance of biodiversity and ecosystem services to people in countries with developing economies. *Ecological Economics* 83:67–78.
- Costanza R, d'Arge R, de Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill R, Paruelo J, Raskin R, Sutton P, van den Belt M (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253-260.
- de Groot RS, Wilson MA, Boumans RMJ (2002) A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41:393-408.
- Del Saz S (1997) Los métodos indirectos del coste de viaje y de los precios hedónicos: Una aproximación. *Economía agraria* 179: 167-190.
- Depellegrin D, Blazauskas N (2013) Integrating ecosystem service values into oil spill impact assessment. *J. Coast. Res.* 29 (4): 836-846.
- Dunford RW, Ginn TC, Desvousges WH (2004) The use of habitat equivalency analysis in natural resource damage assessments. *Ecological Economics*: 48: 49-70.



- Haab T, McConnell K (2002) Valuing Environmental and Natural Resources: The Econometrics of Non-Market Valuation. Edward Elgar Publishing, Cheltenham.
- Figueroa E (2010) Valoración económica detallada de las áreas protegidas de Chile. (Fondo del Medio Ambiente Mundial, Ministerio de Medio Ambiente de Chile, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo). Proyecto Creación de un sistema nacional integral de áreas protegidas para Chile. 232 p.
- Freeman AM (2003) The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods, second edition. Resources for the Future, Washington, DC.
- García Negro M, Villasante S, Carballo A, Rodríguez G (2009) Estimating the economic impact of the Prestige oil spill on the Death Coast (NW Spain) fisheries. *Marine Policy* 33: 8-23.
- Granek EF, Polasky S, Kappel CV, Reed DJ, Stoms DM, Koch EW, Kennedy CJ, Cramer LA, Hacker SD, Barbier EB, Aswani S, Ruckelshaus M, Perillo GME, Silliman BR, Muthiga N, Bael D, Wolanski E (2010) Ecosystem Services as a Common Language for Coastal Ecosystem-Based Management. *Conservation Biology* 24:207-216.
- Guerry AD, Ruckelshaus MH, Arkema K, Bernhardt JR, Guannel G, Kim CK, Marsik M, Papenfus M, Toft JE, Verutes G, Wood SA, Beck M, Chan F, Chan KMA, Gelfenbaum G, Gold BD, Halpern BS, Labiosa WB, Lester SE, Levin PS, McField M, Pinsky ML, Plummer M, Polasky S, Ruggiero P, Sutherland DA, Tallis H, Day A, Spencer J (2012) Modeling benefits from nature; using ecosystem services to inform coastal and marine spatial planning. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management* 8:107–121.
- Haines-Young R, Potschin M (2011) Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): 2011 Update. Nottingham: Report to the European Environmental Agency.
- Kennedy CJ, Cheong S (2013) Lost ecosystem services as a measure of oil spill damages: A conceptual analysis of the importance of baselines. *Journal of Environmental Management* 128:43–51.
- Leslie HM, McLeod KL (2007) Confronting the challenges of implementing marine ecosystem-based management. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5:540-548.
- Levin PS, Fogarty MJ, Murawski SA, Fluharty D (2009) Integrated Ecosystem Assessments: Developing the Scientific Basis for Ecosystem-Based Management of the Ocean. *PLoS Biol* 7:e1000014.
- Liquete C, Piroddi C, Drakou EG, Gurney L, Katsanevakis S, Charef A, Egoh B (2013) Current Status and Future Prospects for the Assessment of Marine and Coastal Ecosystem Services: A Systematic Review. *PLoS ONE* 8(7): e67737. doi:10.1371/journal.pone.0067737.



- Loureiro M, Loomis J, Vázquez M (2009) Economic Valuation of Environmental Damages due to the Prestige Oil Spill in Spain. *Environmental and Resource Economics* 44: 537-553.
- Loureiro M, Loomis J (2013) International Public Preferences and Provision of Public Goods: Assessment of Passive Use Values in Large Oil Spills. *Environmental and Resource Economics* 56: 521-534.
- Marre JB, Thébaud O, Pascoe S, Jennings S, Boncoeur J, Coglán L (2016) Is economic valuation of ecosystem services useful to decision-makers? Lessons learned from Australian coastal and marine management. *Journal of environmental management* 178: 52-62.
- Mayer LA, Boufadel MC, Brenner J, Carney RS, Cooper CK, Deming JW, Die DJ, Eagle J, Geraci JR, Knuth BA, Lee K, Morris JT, Polasky S, Rabalais NN, Stahl Jr. RG, Yoskowitz DW (2012) Approaches for Ecosystem Services Valuation for the Gulf of Mexico After the Deepwater Horizon Oil Spill: Interim Report. National Academies Press.
- MEA (2005) Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Millennium Ecosystem Assessment. Island Press, Washington, DC.
- NRC (2004) Valuing Ecosystem Services: Toward Better Environmental Decision-Making. National Research Council. National Academy Press, Washington, D.C.
- Osorio MJ, Correa FJ (2009) Un análisis de la aplicación empírica del método de valoración contingente. *Semestre Económico* 12: 11-30.
- Petrolia, DR (2014) What Have We Learned from the Deepwater Horizon Disaster? An Economist's Perspective. *Journal of Ocean and Coastal Economics*: Vol. 2014, Article 1.
- Pomeroy R, Douvere F (2008) The engagement of stakeholders in the marine spatial planning process. *Marine Policy* 32:816-822.
- Posner S, Getz C, Ricketts T (2016) Evaluating the impact of ecosystem service assessments on decision-makers. *Environmental Science & Policy* 64: 30-37.
- Prado C (2008) Comportamiento reproductivo de *Sula variegata*, Tschudi 1845, en acantilados de Quirilluca, Horcón, Valparaíso. *Boletín Chileno de Ornitología* 14(2): 104-11.
- Prell C (2012) Social Network Analysis: history, theory & methodology. SAGE Publications Ltd, London.
- Raudsepp-Hearne C, Peterson GD, Bennett EM (2010) Ecosystem service bundle for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 11: 5242-5247.



- Reed MS (2008) Stakeholder participation for environmental management: A literature review. *Biological Conservation* 141:2417-2431.
- Remoundou K, Koundouri P, Kontogianni A, Nunes ALDP, Skourtos M. (2009) Valuation of natural marine ecosystems: an economic perspective. *Environmental Science & Policy* 12 (7):1040–1051.
- Riera P (1994) *Manual de Valoración Contingente*, Instituto de Estudios Fiscales, 112 p.
- Ritchie J, Lewis J, Elam G (2003) Designing and Selecting Samples. In: Ritchie J, Lewis J (eds) *Qualitative Research Practice A Guide for Social Science Students and Researchers*. SAGE Publications Ltd., London.
- Rositano F, Ferraro DO (2014) Ecosystem Services Provided by Agroecosystems: A Qualitative and Quantitative Assessment of this Relationship in the Pampa Region, Argentina. *Environmental Management* 53:606–619.
- Tallis H, Goldman R, Uhl M, Brosi B (2009) Integrating conservation and development in the field: implementing ecosystem service projects. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7:12-20.
- TEEB (2010). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*. Earthscan, London.
- Valqui J (2012). The marine otter *Lontra felina*: A review of its present status and implications for future conservation. *Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde*, 77(2), 75-83.
- Vásquez F (2010) Evaluación económica de los activos ambientales presentes en la red de reservas marinas decretadas en el país bajo la ley general de pesca y acuicultura, Informe Final Proyecto FIP N° 2008-56.
- Vianna JA, Cortes M, Ramos B, Sallaberry-Pincheira N, González-Acuña D, Dantas GPM, Morgante J, Simeone A, Luna-Jorquera G. (2014) Changes in abundance and distribution of humboldt penguin *Spheniscus humboldti*. *Marine Ornithology* 42: 153–159.
- Waite R, Kushner B, Jungwiwattanaporn M, Gray E, Burke I (2015) Use of coastal economic valuation in decision making in the Caribbean: Enabling conditions and lessons learned. *Ecosystem Services* 11: 45-55.
- Walsh RG (1986) *Recreation Economic Decisions: Comparing Benefits & Costs*. Venture: Pennsylvania.



Worm B, Barbier EB, Beaumont N, Duffy JE, Folke C, Halpern BS, Jackson JBC, Lotze HK, Micheli F, Palumbi SR, Sala E, Selkoe KA, Stachowicz JJ, Watson R (2006) Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science* 314:787-790.

Zafonte M, Hampton S (2007) Exploring welfare implications of resource equivalency analysis in natural resource damage assessments. *Ecological Economics* 61:134-145.



Consideraciones para proyectos de biorremediación

Técnicas de recuperación de fondos marinos y columna de agua en presencia de metales pesados e hidrocarburos





1. INTRODUCCI3N

La acumulaci3n de metales pesados e hidrocarburos en bahías, puertos y costas marinas se ha convertido en una situaci3n recurrente en el mundo. Las causas de esta contaminaci3n han estado asociadas a consecuencia de las emisiones atmosféricas que decantan en los ambientes marinos, contaminantes de aguas continentales que acaban en el borde costero, descargas marinas directas o derrames de contaminantes por accidentes en el transporte o en los procesos de obtenci3n y producci3n de ciertas sustancias (Karnuasagar 2007). De hecho, en la última d3cada nos hemos dado cuenta que el océano no es capaz de diluir de forma ilimitadas estos contaminantes, cuya presencia ha producido externalidades negativas en el ambiente (Hollert 2003, Karnuasagar 2007).

Entre estos contaminantes podemos mencionar la presencia de metales pesados e hidrocarburos, los cuales son elementos t3xicos, que se acumulan a trav3s de los distintos niveles tr3ficos, alterando la biodiversidad y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos (Voleky 1997, Mendoza et al. 1998; Machado et al. 2016), por lo que a nivel mundial se han estado buscando diversas maneras de mitigaci3n (tratamiento) y han aumentado las herramientas de prevenci3n (regulaciones) para evitar la presencia de estos contaminantes en los ecosistemas marinos.

En Chile, el Complejo industrial de Quintero es uno de los mas grande de nuestro país, el cual cuenta con aproximadamente 19 empresas en sus alrededores. Entre las industrias más importantes podemos mencionar aquellas dedicadas a la generaci3n eléctrica en base a carb3n, gas y petr3leo, una refinería y fundici3n minera y también cuenta con un gaseoducto e instalaciones de almacenamiento de estos gases (MCPDVP 2013).

En consecuencia es evidente suponer que esta bahía tiene una carga ambiental extremadamente alta, por lo que urge investigar medidas de mitigaci3n y prevenci3n para la Bahía de Quintero de tal manera que, asumiendo un costo rentable pero también efectivo, se logre disminuir la carga de elementos químicos presentes en la bahía. Por consiguiente, la presente secci3n tiene la finalidad de evaluar las últimas técnicas de biorremediaci3n existentes en el mundo y que podrían ser aplicables a la Bahía de Quintero.



2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo general

-Estudiar las posibles técnicas de recuperación de los fondos marinos y columna de agua ante la presencia de metales pesados e hidrocarburos que se puedan aplicar a la bahía de Quintero.

2.2 Objetivos específicos

- Identificar posibles métodos de recuperación biológica y sus deficiencias
- Contextualizar como se podría aplicar en la Bahía de Quintero.



3. METODOLOGÍA

3.1 Búsqueda de la informaci3n

El presente trabajo se enfoc3 en identificar la existencia de t3cnicas de recuperaci3n de ambientes marinos. Se realiz3 una b3squeda en distintos motores de b3squeda de art3culos cient3ficos como Science Direct, utilizando palabras o frases claves, como bioremediation, biosorption, bioaccumulation, phytoremediation, sediment and sea water, descartando de forma inmediata informaci3n que procediera de sitios web sin m3rito investigativo o sin referencias bibliogr3ficas.

Una vez identificado un documento cient3fico que haya sido publicado en revistas de divulgaci3n, investigaci3n cient3fica o en sitios web reconocidos por la calidad de sus publicaciones (Elsevier, ScienceDirect, Scielo, etc.), se procedi3 a la revisi3n de su propia bibliograf3a identificando as3 citas e investigaciones relacionadas al tema de investigaci3n. De esta forma se busca ampliar la base de datos de informaci3n.

A continuaci3n se sistematiz3 la informaci3n encontrada la cual fue resumida como se aprecia en la **Tabla 1**.

Tabla 1.
Ejemplo de resumen de sistematizaci3n de la informaci3n.

| Enfoque del Estudio | Referencia | Tipo de estudio | Organismo + Contaminante | Resumen | Pagina Web | Comentario |
|---------------------|--|-----------------|--------------------------|--|---|--|
| General | Chojnacka K. 2010. Biosorption and bioaccumulation - the prospects for practical applications. Environment International 36 (2010) 299-307 | Bibliogr3fico | General | Este paper tiene un valor diferente a los que se ver3n a continuaci3n. Resumen el presente, pasado y futuro de la bio-absorci3n y bio-acumulaci3n, como tambi3n detalla ambos procesos. B3sicamente se diferencian en que el primero absorbe los metales de una forma superficial en la pared celular y el segundo lo acumula dentro de la c3lula. La Biosorci3n es el metabolismo por proceso pasivo que se realiza por material de origen biol3gico, no por biomasa viva. En cambio la bioacumulaci3n es un metabolismo por un proceso activo por celular vivas. Esto tiene una relaci3n directa con el riesgo de que la c3lula presente una toxinas internas que puede ser imposibles de tratar. El estudio detalla ambos procesos de manera espec3fica con sus limitaciones y ventajas. Entre las que puedo seleccionar como las importantes es que (1) las algas o plantas acu3ticas son una opci3n eficaz para agentes contaminantes en bajas concentraciones, ya que los hongos y bacteria necesitan una fuente de carbono la cual muchas veces no esta en esta soluciones, por lo que debe inyectar. (2) la biosorcion y bioacumulacion son t3cnicas nuevas, y en experimentaci3n en sistemas in-sute, lo que debe ser mas estudiado para poder utilizarlo de mejor manera el futuro. (3) La biosorci3n es un proceso que incluye la concentraci3n del sustancia en la biomasa no viva, por lo que la biomasa puede ser regenerada o usada nuevamente y la sustancia es recuperada. (4) La biosorci3n es un proceso de minutos ya que alcanza el equilibrio de absorci3n de la pared celular de forma r3pida, lo que no permite absorber grandes cantidades de concentraciones por c3lula o especie. (5) La practica industrial de biosorci3n necesita de una propuesta matem3tica, ya que un proceso r3pido, de pocos minutos. Esto hace que sea dif3cil seleccionar, hacer calzar un ecuaci3n y determinar la futura reacci3n de los agentes. (6) Existen t3cnicas de biosorci3n a nivel mundial que est3n siendo comercializadas (7) El proceso de Bioacumulaci3n es bastante mas complejo y puede tener efectos negativos en las especies que se este utilizando para la biorremediacion, pero tambi3n puede ser m3todos muy eficientes para altas concentraciones y si la cepa o especies es seleccionada de manera correcta puede ser auto-suficiente ("self-repleshing"). | http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2009.12.001 | Muy recomendable, el estudio da un vision general pero detallada de la biosorcion y la bioacumulacion. |



4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Potenciales contaminantes presentes en la Bahía

Entre los principales aportes de contaminantes al ambiente acuático de la Bahía de Quintero, destacan los que se originan por la actividad industrial en la zona de estudio y por los continuos accidentes de derrames de hidrocarburos (DIRECTEMAR 2007-2014, Rojas 2010, Agacino 2015, Parra *et al.* 2015). En el caso de los hidrocarburos, se ha estimado que a nivel mundial seis millones de toneladas de petróleo llegan al mar cada año (Karunasagar 2007), cuyas fuentes son mayoritariamente no puntuales y se deben generalmente a accidentes en el transporte o exploración de combustibles. Estas sustancias son fluidos altamente complejos que están compuestos por partículas coloidales, tales como asfaltenos y resinas agregadas, las cuales se dispersan en una solución de naturaleza aromática/alifática mixta (Aske *et al.* 2002), que al entrar en contacto con el ambiente marino, sufren cambios importantes en sus características físicas y químicas por la acción de una serie de procesos como la dispersión, disolución, evaporación, el secuestro en los sedimentos (Payne & McNabb 1984, Garret *et al.* 2003), llegando incluso a desaparecer del ambiente mediante la acción de la combustión, foto oxidación y biodegradación (Payne & McNabb 1984, National Research Council 2002, Prince 2002, Garret *et al.* 2003).

Actualmente se reconoce que la presencia de estos compuestos en aguas marinas templadas tiene una historia de vida, la cual comienza en un estado inicial, y finaliza en un estado final o clímax (Mearns & Simecek-Beatty 2003). Cada estado interactúa con la biota de diferentes maneras, donde al inicio del evento el petróleo es tan tóxico que la biota, desde microbios hasta mamíferos, tratan de evitarlo. A medida que el aceite se combina con el agua, los organismos comienzan a interactuar con él, en un proceso conocido como biodegradación (Garret *et al.* 2003), en el cual los alcanos de cadena lineal, así como pequeños compuestos aromáticos, se degradan primero, seguido posteriormente de alcanos ramificados, alquilados y aromáticos más grandes (Mearns & Simecek-Beatty 2003). Este proceso llega a su fin debido a que los compuestos aromáticos exhiben un patrón particular de degradación, donde los más pequeños desaparecen antes que los compuestos aromáticos de mayor tamaño, lo que reduce el proceso de biodegradación llegando entonces al estado final (Prince 1993, Bragg *et al.* 1994, Lee *et al.* 1995, Swannell *et al.* 1996, Venosa *et al.* 1996, Prince & Bragg 1997, Lee *et al.* 1997, Swannell *et al.* 1999, Lee & Merlin 1999, Garret *et al.* 2003).

Tres formas de estados finales se han detectado hasta el momento: el primero denominado bolas de alquitrán, el segundo sedimentos unidos con aceite, y el tercero lo conforman aquellos hidrocarburos de petróleo que residen o pasan a través de las cadenas alimentarias marinas (Lee *et al.* 2003, Mearns & Simecek-Beatty 2003, Payne *et al.* 2003).



En la bahía de Quintero, la presencia de hidrocarburos se debe mayoritariamente a la existencia de eventos de derrames, debido a acciones derivadas del transporte y descarga. En general en caso de una emergencia de derrame de hidrocarburos los planes de mitigación aplicados y exigidos por la autoridad incluyen el uso de barreras flotantes, eliminación de aceites por el método de “skimmer”, el uso de absorbentes, y en el caso de condiciones ambientales adecuadas, la aplicación de dispersantes (Shipboard oil pollution emergency plan). Los dispersantes son agentes de lavado, específicamente disolventes que suavizan los hidrocarburos y que permiten la recuperación con métodos mecánicos, y agentes de dispersión de los aceites en el agua. Es relevante mencionar que a pesar de que no se ha comprendido con totalidad las causas (Chakraborty *et al.* 2012), se ha reportado que algunos de estos dispersantes tienen efectos en la comunidades bacterianas, cepas y comunidades microbianas que se han usado para biorremediación de los hidrocarburos (Hamdan & Fulmer 2011, Crisafi 2016).

Tomando en cuenta esto, se podría sugerir que una disminución en los tiempos de reacción de estos compuestos en el mar, ayudaría a llegar o maximizar los procesos de biodegradación de tal manera que se llegue en el menor tiempo posible a uno de los tres estados finales anteriormente mencionado.

Pero como se mencionó anteriormente una porción de estos hidrocarburos de petróleo pasan a través de las cadenas alimentarias marinas generando suspicacias en cuanto a los efectos e implicancias que estos elementos pueden originar en la biota marina. En este sentido se debe tomar en cuenta que además de sustancias orgánicas, los hidrocarburos y particularmente el petróleo, tienen una serie de elementos a niveles de trazas como por ejemplo Vanadio, Níquel, Hierro, Aluminio, Cobre, entre otros, los cuales pueden originar serios problemas a nivel celular, llegando incluso a provocar distintos grados de toxicidad (Spiro & Stigliani 2000). Evidentemente, este aporte puntual de estos elementos al sistema, se puede ver maximizado si consideramos que debido a otras fuentes, estos elementos ya se encuentran presentes en el ambiente en cuestión. De hecho, existe evidencia a nivel mundial de la acumulación de estos elementos en sedimentos marinos por lo que es necesario evaluar los posibles efectos sinérgicos que un evento de derrame de hidrocarburos puede originar en ambientes altamente industrializados como es el caso de la bahía de Quintero.

En este sentido, la zona de estudio es reconocida a nivel mundial como una zona donde existe clara evidencia de acumulación de metales pesados, los cuales se derivan directamente de la actividad industrial que existe en sus inmediaciones. Los principales elementos detectados tanto en sedimentos como en la columna de agua de la bahía han sido cobre, arsénico, selenio, molibdeno, zinc y plomo (CEA-MMA 2014, Parra *et al.* 2015).

Los recursos marinos son altamente afectados por la presencia de metales pesados, ya que algunos pueden ser considerados elementos tóxicos a ciertas concentraciones (Keyvan *et al.* 2016). Entre los metales, en ambientes marinos, podemos mencionar el cadmio, plomo, mercurio y arsénico. por ejemplo, el arsénico ha sido clasificado por la EPA como grupo A y de categoría 1 por su toxicidad y probabilidad de producir cáncer en el ser humano (US EPA 1997), obligando a establecer como límite máximo en agua potables un nivel de 10 µg/L de arsénico como estándar (Jing *et al.* 2008, Vala 2010). En el caso del plomo se ha visto que puede causar daños en el sistema nervioso, riñones y la alteración



del metabolismo de la vitamina D, especialmente en los niños (ATDR 2007), mientras que en el caso del níquel se reconoce por ser cancerígenos (ATDR 2005) mientras que la exposición a largo plazo al cadmio está asociada con el daño renal, la pérdida mineral ósea, aumento del riesgo de fracturas óseas y la reducción de la función pulmonar (ATDR 2012).

Por lo general, los metales pesados se acumulan en las cadenas tróficas ya que son resistentes a la degradación biológica, a no ser que sean excluidos del ciclo biológico, con una posible reutilización de los elementos (Volesky 1997), lo que origina que estos puedan bioacumularse y biomagnificarse a través de las cadenas tróficas (Malferrari *et al.* 2009, Gao & Chen 2012, Subida *et al.* 2013). Por lo que es necesario explorar medios innovadores para el tratamiento y la disminución de la carga de elementos contaminantes en ambientes afectados por una fuerte presión industrial, como es el caso de la bahía de Quintero.

4.2. Métodos aplicados en ambientes marinos contaminados por metales e hidrocarburos

A nivel mundial, los tratamientos de ambientes contaminados se basan en dos técnicas diferentes: los “métodos convencionales” y “métodos biológicos”.

Entre los métodos convencionales utilizados para la columna de agua están, entre otros, la reducción química, coagulación, técnicas electroquímicas, precipitación, intercambio iónico, absorción de carbono activo, separación por membrana, mientras que en los sedimentos marinos se ha reportado el uso de tratamientos térmicos, químicos y separación de fracciones entre otros.

La mayoría de estos tratamientos son de alto costo, debido a la necesidad de infraestructura y la mantención de ciertas condiciones abióticas de pH, temperatura y materiales químicos para que ocurran estas reacciones. Por otro lado, estos métodos no son eficientes en extracción de contaminantes en bajas concentraciones y tienen un alto costo desde el punto de vista ambiental, ya que pueden generar desechos que pueden ser difíciles de tratar (Schiewer & Volesky 2000). Por lo que estas desventajas han generado la necesidad investigar nuevas técnicas en especial para metales pesados con concentraciones cercanas a 100 mg/L, ya que los tratamientos convencionales no funcionan efectivamente (Chen 2014).

Por este motivo se han buscado otras técnicas asociadas a los métodos biológicos, los cuales han demostrado la capacidad de extraer metales pesados e hidrocarburos en distintas concentraciones, además de ser efectivos en concentraciones diluidas (Chojnacha 2010, Chen 2014, Zaki 2014). Estos métodos se definen como aquellas técnicas que a través del sistema metabólico de algunas algas, plantas, microorganismos u otros organismos, degradan o reducen sustancias tóxicas o contaminantes ambientales. Se producen naturalmente cuando organismos son capaces de degradar algún desecho para obtener nutrientes o energía. En esta degradación se mejoran las condiciones



para poder manipular y usar estos procesos, de tal manera que permiten recuperar ambientes afectados por las altas concentraciones de estos elementos (Chojnacka 2010).

En general los métodos biológicos tienen su fundamento en la degradación y acumulación de estas sustancias, por la acción de la biomasa de organismos como algas, microalgas, plantas, hongos y bacterias. Incluso existen estudios por organismos inactivos (no vivos) capaces de extraer estos elementos. Tienen su fundamento en los procesos de biosorción ("Biosorption") y bioacumulación ("Bioaccumulation") de elementos en matrices definidas y por lo general en especies conocidas y de fácil control. Normalmente son considerados tratamientos de alta eficiencia, rentables (especialmente la biomasa, ya que se puede recuperar y reutilizar), adaptables a los factores abióticos, amigables con el medio ambiente y de alta eficiencia en bajas concentraciones (Bulgariu & Gavrilescu 2015).

La biosorción se define como un proceso metabólico pasivo, físico-químico y que describe la eliminación de metales pesados por la unión pasiva a biomasa viva o no viva a partir de soluciones acuosas. El mecanismo de remoción no está controlado por el metabolismo, sino que se basa en la absorción convencional o en el intercambio iónico de materia inactiva de la célula por lo que biomasa no necesita estar viva (Bankar *et al.* 2009). En este sentido al ser parte de la materia inactiva, no está en riesgo de que el organismo presente grados de toxicidad, a diferencia de los procesos basados en la bioacumulación, por lo que en algunos casos se permite la reutilización o reciclaje de los agentes biosorbentes (Chojnacka 2010, Bulgariu & Gavrilescu 2015). Por consiguiente, la selección del agente de absorción es fundamental para la efectividad del método, ya que se debe tener claridad en cuanto a las reacciones y procesos involucrados (Khan *et al.* 2013, Agnelllo *et al.* 2015). Por ejemplo la bioabsorción de iones de metales pesados por diversos mecanismos, tales como el intercambio iónico, la formación de complejos y la interacción electrostática tiene lugar a micro-escala (Mata *et al.* 2008, Demirbas *et al.* 2008), siendo el intercambio iónico el mecanismo involucrado cuando se utiliza biomasa de algas como medio de biosorción (Michalak & Chojnacka 2010, Mehta *et al.* 2002a).

El segundo mecanismo involucrado es la bioacumulación, el cual es un proceso que va más lejos de la simple remoción y marca la efectividad que puede tener el método utilizado. Esto debido a que el proceso de biosorción es donde alcanza el equilibrio inicial y luego si la solución contiene nutrientes y puede servir como un medio de crecimiento mínimo para el organismo, comienza un proceso metabólico para transportar los contaminantes hacia el interior de la célula, permite que pueda llegar a menores concentraciones de metales pesados en la solución (Chojnacka 2010).

Al ser organismos vivos que viven en condiciones contaminadas es necesario elegir detalladamente las especies capaces de vivir en estas condiciones, que no se limite a la absorción de estos contaminantes, y que los metales pesados no tengan efecto tóxico al ser absorbido, ya que de este modo puede tener un efecto negativo en el individuo. Por consiguiente si el bioacumulante es elegido de manera correcta estos pueden ser métodos muy eficientes para altas concentraciones y puede ser auto-suficiente ("self-replenishing") (Aksu & Dönmez 2005). La extracción de metales a través de la bioacumulación y la biosorción se remonta a 1960 cuando se descubrió que la biomasa vegetal, a pesar de no poder destruir los metales, era capaz de cambiar sus propiedades. Diez años después se



elabor3 la primera descripci3n de bioacumulaci3n para tratar aguas residuales. Ya que se encontr3 que en un laguna que contenía plomo y zinc hubo un crecimiento denso de algas, que acumulaba y eliminaba ciertos metales (Naja & Volesky 2011). En el a3o 1990 hubo una mayor investigaci3n de esta tecnología en países como Canadá, ya que diversos estudios relevaron informaci3n b3sica de los bioprocesos involucrados, en este caso biosorci3n, intentando realizar los primeros intentos de comercializaci3n (Chojnacka 2010).

En resumen, es altamente aceptado por la comunidad científica que entre los factores bi3ticos que influyen en la elecci3n del agente biol3gico para la remediaci3n est3n el tipo de especie, su tolerancia a factores abi3ticos y toxicidad de los metales y la competencia con otros microorganismos, entre otros (Marques *et al.* 2015).

Por otra parte, estos bioprocesos se ven afectadas por una serie de factores abi3ticos, entre los que podemos mencionar el pH y la temperatura como los de mayor relevancia, ya que en primer lugar estos factores pueden impactar en la solubilidad y toxicidad de los metales, afectando la sobrevivencia del agente utilizado, y en segundo lugar pueden afectar directamente sobre el agente utilizado ya que estos tienen un pH y temperatura óptima de sobrevivencia, de absorci3n y acumulaci3n. Otro factor importante es la concentraci3n inicial de metales ya que tiene una incidencia en remoci3n de metales por los individuos, incluso se demostr3 que el Pb, As, Co, Cd, Cu, Ag, Hg y Cr son removidos de mayor manera al estar en altas concentraciones por bacteria y hongos (Lee & Tebo 1994, Lyer *et al.* 2005, Das *et al.* 2009, Khambhaty *et al.* 2009, Vala 2010, Deschature *et al.* 2013, Marques *et al.* 2015).

Ahora bien, existen diversas técnicas por las cuales se basan en el uso de los métodos biol3gicos, y la factibilidad de aplicaci3n depende del grado de aplicaci3n, el medio en que se desea aplicar (i.e. *in situ* o mesocosmos). Entre las técnicas más empleadas en la actualidad podemos mencionar el uso de:

- **Biorreactor:** el cual consiste en la aplicaci3n de microorganismos en un ambiente controlado, con inyecci3n de nutrientes, en un sistema aislado de su entorno natural.
- **Landfarming:** el que se define como el uso de poblaciones microbianas, con suplemento mineral de nutrientes sobre suelo contaminados en sistema aislado de su entorno natural.
- **Biopiling:** el que consiste en el uso de poblaciones microbianas, con suplemento de nutrientes y aeraci3n para la degradaci3n de contaminantes (Hamme *et al.* 2003).
- **Bioventing:** el cual consiste en el uso de microorganismos autóctonos en un sistema en el subsuelo con ventilaci3n mecánica (Hamme *et al.* 2003).
- **Bioaumentaci3n:** el que se basa en el incremento de la capacidad de biodegradar a trav3s de la introducci3n de cepas o cadenas de microorganismos u organismos con estas capacidades (Lebeau 2011).
- **Bioestimulaci3n:** el cual se conoce como el incremento de nutrientes o factores ambientales para mejorar la condiciones ambientales que necesitan los microorganismos u organismos, estimulando su crecimiento (Moreno *et al.* 2015).



- **Fitorremediación:** el cual consiste en el uso de plantas u organismos con rizósfera y sus microorganismos asociados para remover contaminantes del ambiente (Salt et al. 1998).

Estos métodos pueden ser aplicados en forma independiente o como una combinación de ellos, lo que asegura y aumentan la capacidad de remediación del ambiente determinado (Agnello *et al.* 2008). Por otra parte, la utilización de métodos biológicos puede ser de forma *in situ* o por mesocosmos. En ambos casos se necesitan de estudios previos en las que se pueda basar el tratamiento. De hecho se ha sugerido que para los procesos de biosorción exista una descripción matemática de los tiempos de aplicación del bioproceso, ya que es un proceso rápido en muchos casos de pocos minutos (Marques *et al.* 2015).

En el caso de los procesos de bioacumulación, se debe identificar la vulnerabilidad de los organismos bioacumulantes frente a los metales pesados ya que existe un riesgo de toxicidad (Chojnacka 2010). A pesar de todo este conocimiento, existen pocos estudios que comprueban el éxito de estos procesos muestras y ambientes reales (Beolchin 2007, Takeuchi *et al.* 2007, Vala 2010, Henriques *et al.* 2015, Crisafi et al. 2016, Chojnacka 2010).

Dentro de los mayores limitantes de hacer un estudio *in situ* está la extensión del área a remediar, la dificultad de controlar, monitorear y seguir los procesos biológicos, la creación de alternativas seguras para eliminación y la tolerancias de los organismos para las condiciones ambientales (Chakraborty *et al.* 2012). Si los estudios *in situ* son escasos, los estudios que han aplicado este tipo de técnicas en ambientes marinos, o con muestras marinas son aún más difíciles de encontrar, debido a que los métodos biológicos son afectados principalmente por la alta salinidad de estos ambientes, y en algunos casos tienen una baja extracción de contaminantes por las bajas concentraciones y sus fuentes no puntuales (Zhuang et al. 2010), pero además se ha reportado una baja actividad de degradación en los microorganismos y organismos utilizados comúnmente (Zhyanf et al. 2010). De hecho, por regla general, en ambientes marinos las temperaturas de biorremediación se caracterizan por estar entre 15-20 °C y para agua dulce es de 20-30 °C (Zaki *et al.* 2014).

A pesar de esto, se han realizado algunos intentos para la extracción de metales pesados en muestras reales, utilizando para esto algas (Henriques *et al.* 2015), hongos (Vala 2010) y bacterias (Takuchi *et al.* 2007) para el caso de los metales, y con bacterias para el caso de los hidrocarburos (Crisafi *et al.* 2016), tanto en la columna de agua como en sedimentos (Biolochini *et al.* 2007, Moreno *et al.* 2015). A continuación se detallan estudios de biorremediación y características de los grupos de organismos utilizados.

4.2.1 Métodos de biorremediación utilizando como agente los hongos

Las capacidades de rápido crecimiento, de tolerancia a sustancias tóxicas, la resistencia a condiciones adversas que se pueden presentar en el ambiente y la capacidad de extracción de metales pesados por su capacidad de unión a la pared celular y de absorción a nivel intracelular (Gadd 2000; White *et al.*, 1997), hacen de los hongos un recurso valioso para el tratamiento de aguas continentales



contaminadas por metales pesados (Holan & Volesky 1995, Kapoor & Viraraghavan 1995, Gadd 2000, Vala 2010, Vala *et al.* 2010).

Pero en ambientes marinos, los resultados no han sido tan evidentes o son relativamente pocos para generar una aceptación de la aplicación de estas especies en estos ecosistemas (Vala 2010). De hecho, en algunos casos los metales se han acumulado en los hongos a tales extremos que llegan a afectar el crecimiento de los individuos (Taboski *et al* 2005; Vala & Upadhyay 2008). Por otro lado, se ha hecho mención de la posibilidad de que debido a las tramas tróficas que existen en estos ambientes, los metales pueden ingresar fácilmente en ella afectando a otras especies y provocando procesos de biomagnificación en grupos tróficos superiores (Taboski *et al* 2005).

Independiente de estos resultados, Gazem & Nazareth (2013), Taboski *et al* (2005) y Vala (2010) comprueban la bioacumulación y biosorción por parte de distintas especies de hongos de diversos tipos de metales como Plomo (*e.g.* *Aspergillus sp.*, *Corollospora lacera*, *Monodictys pelagica*), Arsénico (*Aspergillus candidus*), Cadmio (*C. lacera*, *M. Pelágica*) y Cobre (*Aspergillus sp.*). Cabe señalar que en todos los casos observados estas experiencias fueron realizadas bajo condiciones de laboratorio.

4.2.2 Métodos de biorremediación utilizando como agente bacterias y arqueas

En general en ambientes terrestres y marinos existe una gama variada de estudios que utilizan bacterias para la extracción de metales pesados e hidrocarburos. Pero en ambientes marinos los tratamientos biológicos con microorganismos demuestran una baja degradación, principalmente por la alta salinidad de los mares y la exposición a contaminantes de fuentes no puntuales.

A pesar de esto existen bacterias que son resistentes a distintas concentraciones salinas como por ejemplo (1) no halófilos (menos de 0,2 M NaCl); (2) ligeras halófilos (0,2-0,5 M NaCl); (3) halófilos moderados (0,5-2,5M NaCl); (4) halotolerantes (mayores que la anterior) y (5) halófilos extremos (2,5-5,5M NaCl).

En el grupo de las halófilas extremos podemos encontrar representantes tanto de las bacterias y de las arqueas, las cuales puede habitar en ambientes hipersalinos y tiene amplias habilidades de degradación en varios ambientes contaminados (Nicholson & Fathepure 2005).

La capacidad de degradación de las halófilas por lo general está asociado a la remediación de contaminación por metales pesado, pero no se han identificados halófilas capaces de degradar hidrocarburos en el mar (Zhuang *et al* 2010). En este caso en ambientes acuáticos se utilizan bacterias hidrocarbonocásticas ("hydrocarbonoclastic") como las de las especies: *Alcanivorax borkumensis*, *Thalassolituus oleivorans*, *Alcanivorax dieselolei*, *Marinobacter hydrocarbonoclasticus*, *Cyclocasticus zancles*, entre otras.



En ambos casos, la mayoría de los estudios han sido realizados en laboratorio y no en condiciones naturales debido principalmente al riesgo de la pérdida del control sobre estas especies las cuales pueden afectar el equilibrio bacteriano de los ecosistemas marinos, pudiendo originar efectos poco claros en ellos (Crisafi *et al* 2016).

Independiente de esto, recientemente se ha comprobado la alta efectividad de las cepas microbianas *Alcanivorax borkumensis*, *Thalassolituus oleivorans*, *Alcanivorax dieselolei*, *Marinobacter hydrocarbonoclasticus* y *Cycloclasticus zancles*, para el tratamiento de degradación de hidrocarburos con muestras reales del Golfo de Tarento (Italia) luego del derrame de abril del 2012, (Crisafi *et al* 2016), comprobándose además el efecto nocivo de los métodos de dispersión de hidrocarburos con agentes de lavado sobre las comunidades bacterianas capaces de degradar estas sustancias.

En el caso de los metales, se ha comprobado que tanto bacterias, como arqueas halófilas son capaces de degradar alta cantidades de metales pesados en ambientes marinos. De hecho en un estudio realizado por Rathgeber (2002), se aislaron 10 cepas termotolerantes provenientes de fuentes hidrotermales del Pacífico, sugiriéndose su efectividad para tratamiento de aguas residuales con altas concentraciones de metales. Además en otro estudio se identificó la capacidad de bioacumulación de un cultivo mixto de bacterias, el cual fue aislado a partir de los efluentes salinos industriales contaminados con cromo (Donmez & Koçherber, 2005). Por consiguiente se abren nuevas expectativas en el uso de estos agentes en ambientes marinos, aunque claramente aún están en etapa de prueba y no han sido aplicados a grandes extensiones.

4.2.3 Métodos de biorremediación utilizando como agente microalgas

Desde la década de 1980 se han venido realizando estudios que demuestran la eficiencia de las microalgas en los procesos de degradación de metales pesados en ambientes marinos (Hubbe *et al* 2011, Fu & Wang 2011). Estas especies son particularmente atractivas porque están disponibles en varias regiones del mundo, puede crecer en aguas dulces y saladas, son de bajo costo para su preparación, y tiene gran capacidad para retener muchos metales pesado (Inthorn *et al* 2002), observándose por lo general que las microalgas absorben los metales pesados en su pared celular por el proceso de biosorción, existiendo especies capaces de realizar absorción pasiva y metabólica (Muñoz *et al* 2006).

La pared celular contiene altas cantidades de almidón y glucosa entre otros compuestos orgánicos (Arief *et al* 2008) que constituyen varios conglomerados químicos con iones metálicos, los cuales tiene excelentes propiedades de absorción (Rojan *et al* 2011). Para una absorción eficiente, se necesitan procesos de interacción electrostática, de intercambio iónico, microprecipitación, entre otros, siendo claramente el proceso dominante en las microalgas el de intercambio iónico (Volesky 1987, Gavrilescu 2014).

Cabe señalar que para el diseño de biosorción por microalgas es importante tener en consideración las características de las microalgas, así como los requerimientos ambientales y las condiciones donde



se desea que estas actúen (pH, temperatura, concentraciones de metales, entre otros) y así maximizar la eficiencia y obtener un resultado óptimo. Por ejemplo, se sabe que el pH juega un rol relevante al momento de utilizar microalgas para biorremediación en ambientes marinos, de hecho para un mayor eficiencia el pH debe estar entre 3 a 6.5 (Monteiro *et al* 2011, Kumar *et al* 2004, Mirghaffari *et al* 2014). Si es menor a 3 la capacidad de absorción es menor porque los protones y los metales pesados compiten por los sitios de unión para la biosorción (Priyadarshani *et al* 2011; Zhao *et al* 2013) y mayor a 6.5, los metales pesados tienden a precipitar como hidróxidos y solo un poco contenido metálico es contenido en la solución y puede interactuar con las microalgas. Estas limitaciones han generado un aplicación industrial de microalgas no activas (muertas) ya que: 1) se pueden almacenar a temperatura ambiente, 2) pueden ser usadas un largo periodo como biosorbente sin que pierdan las características de biosorción, 3) no son afectadas por la toxicidad de los metales pesados, y 4) tienen una mayor capacidad de biosorción.

4.2.4 Métodos de biorremediación utilizando como agente macroalgas

La biorremediación a través de macroalgas marinas ha aumentado en las últimas décadas (He & Chen 2014; Romero *et al.* 2007) por su habilidades de retención de metales en la pared celular (Romero *et al.*, 2007; Hamdy 2000). Las macroalgas se caracterizan, al igual que la microalgas, por extraer los metales a través un proceso de biosorción por la pared celular, aunque en algunos casos se llega a generar problemas de bioacumulación. En este grupo de especies la pared celular es compatible con algunos metales específicos dependiendo del tipo de algas (pardas, rojas y verdes).

Las algas pardas se asocian a metales pesados ligeros como: sodio, magnesio, calcio y polisacáridos (Romero *et al.* 2007). Las algas verdes contienen amino, carboxilo, sulfato y grupos hidroxilo, los cuales juegan un papel esencial en la biosorción de ciertos metales, mientras que las algas rojas se caracterizan por contener polisacáridos sulfatados para hacer estos procesos. En general se reconoce que las algas pardas y verdes tiene una mayor eficacia en la biosorción de metales, a diferencia de las algas rojas. (Flouty & Estephane 2012).

Las algas pardas han sido estudiadas para la biorremediación de metales como plomo, cobre, cadmio, zinc, nickel, uranio y cromo (Mata *et al.* 2008; Sheng *et al.* 2004). También se ha encontrado la acumulación de metales preciosos y radiactivos (Chen 2014). Las algas rojas y verdes pueden remover metales como plomo, cobre, cadmio, zinc y cromo, aunque su éxito es menor que algas pardas.

Por ejemplo, el estudio Aderhold *et al.* (1996) determina la biosorción de metales pesados (Cu, Ni, Pb, Zn y Cd) por tres tipos de algas (*Ecklonia maxima*, *Lessonia flavicans* y *Durvillea potatorum*) en condiciones de laboratorio. Se midieron soluciones con un solo metal y otras con varios metales (Cu, Ni y Cd) para la remoción en forma particular y total. Las tres especies tuvieron la capacidad de remover todos metales, siendo mejores para níquel, luego cobre, zinc, plomo y por último, cadmio. *D. potatorum* fue la de mayor efectividad en todos los metales. Pero junto con *L. Flavicans* causaron las mayores problemáticas operacionales ya que ambas liberaron una gran cantidad de alginatos, lo que



generó un problema tanto en la etapa de filtración y en el análisis de este procedimiento experimental. La diferencia fue observada en *E. maxima*, la cual no libero alginatos, por lo que fue seleccionada para experimentos posteriores. Posteriormente se evaluó la capacidad de dos tipos de alginatos (i.e. alginato y d-alginato) para remover metales. Los resultados de este estudio demuestran que el alginato pudo absorber mayores cantidades de metales en todas las muestras de un metal o varios metales, pero los costos de este material podrían probablemente detener el uso de esta molécula de forma industrial. En cambio la d-alginato tiene capacidades similares de remoción de metales, y está hecho con materiales de desecho de la producción de alginato por lo que se les está dando una nueva utilización y no tiene un precio alto en el mercado.



5. CONCLUSIONES

El uso de algas (i.e. micro como macro algas) para procesos de biorremediación se perfila como una solución plausible de ser utilizado en ambientes costeros marinos afectados por contaminación asociada principalmente a metales pesados. Esto debido a varios factores como el bajo costo de los cultivos, la alta absorción de iones de metales pesados y la selectividad de ciertas especies con algunos metales específicos.

Sin embargo, es necesario profundizar el conocimiento del comportamiento de especies algales locales en cuanto a su aplicabilidad y efectividad en procesos de biorremediación en ambientes costeros, lo cual ayudará a mejorar la sostenibilidad económica y los aspectos prácticos de su implementación a mayor escala.

Además, tomando en cuenta la alta productividad de biomasa de algas, el uso de estas especies se hace altamente atractivo, debido a una gran capacidad de bioacumulación. Adicionalmente se debe estudiar con mayor precisión la capacidad de biomagnificación sobre otros recursos, así como el uso final que se pretende dar a esta biomasa.

6. AGRADECIMIENTOS

El autor de este trabajo agradece a la Ingeniera Ambiental de la Universidad de Viña del Mar, señorita Alexandra Scarella por el aporte al presente trabajo.



7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agnello, A Bagard M, van Hullebusch D Esposito G Huguenot D 2015, Comparative bioremediation of heavy metals and petroleum hydrocarbons co-contaminated soil by natural attenuation, phytoremediation, bioaugmentation and bioaugmentation-assisted phytoremediation. *Science of the Total Environment*.
- Amin Keyvan Zeraatkara, Hossein Ahmadzadeha, Ahmad Farhad Talebib, Navid R. Moheimanic, Mark P. McHenryd. 2016. Potential use of algae for heavy metal bioremediation, a critical review. *Journal of Environmental Management* Available online 5 July 2016.
- Beolchini F, Ubaldini S, Passariello B, Gül N, Türe F, Vegliò D, Danovaro R, Dell'Anno A 2007. Bioremediation of dredged sediments polluted by heavy metals. *Advanced Material Research Vols 20-21*. Pag 307-310
- Chen J 2014. A comprehensive review on biosorption of heavy metals by algal biomass: Materials, performances, chemistry, and modeling simulation tolos. *Bioresource Technology* 160 (2014) 67–78
- Chojnacka K. 2010. Biosorption and bioaccumulation – the prospects for practical applications. *Environment International* 36 (2010) 299–307
- Crisafi F. Genovese M, Smedile F, Russo D, Catalfamo M, Yakimov M, Giuliano L, Denaro R., 2016. Bioremediation technologies for polluted seawater sampled after an oil-spill in Taranto Gulf (Italy): A comparison of biostimulation, bioaugmentation and use of a washing agent in microcosm studies. *Marine Pollution Bulletin* 106 (2016) 119–126.
- Donmez, G, Aksu, Z., 2002. Removal of chromium(VI) from saline wastewaters by *Dunaliella* species. *Process Biochemistry* 38, 751–762.
- Flouty R, Estephane G 2012. Bioaccumulation and biosorption of copper and lead by a unicellular algae *Chlamydomonas reinhardtii* in single and binary metal systems: a comparative study, *J. Environ. Manage.* 111. 106–114.
- Gazem, M.A.H., Nazareth, S., 2013. Sorption of lead and copper from an aqueous phase system by marine-derived *Aspergillus* species. *Ann. Microbiol.* 63, 503–511. <http://dx.doi.org/10.1007/s13213-012-0495-7>.
- Hamdy A.A 2000. Biosorption of heavy metals by marine algae, *Curr. Microbiol.* 41. 232–238.
- He J., Chen J.P. 2014. A comprehensive review on biosorption of heavy metals by algal biomass: materials, performances, chemistry, and modeling simulation tools, *Bioresour. Technol.* 160. 67–78.
- Henriques B, Rocha L., Lopes C, Figueira P, Monteiro R, Duarte A, Pardal M, Pereira E. Study on bioaccumulation and biosorption of mercury by living marine macroalgae: Prospecting for



- a new remediation biotechnology applied to saline waters. *Chemical Engineering Journal* 281 (2015) 759–770
- Hollert H., Keiter S., König N., Rudolf M., Ulrich M., Braunbeck T., A new sediment contact assay to assess particle-bound pollutants using zebrafish (*Danio rerio*) embryos, *J. Soil Sediment* 3 (2003) 197–207.
- IFOP 2016. Determinación de los impactos en los recursos hidrobiológicos y en los ecosistemas marinos presentes en el área de influencia del derrame de hidrocarburo de bahía Quintero, V región”. Informe de avance 4. 650 pp. 2016. Valparaíso, Chile.
- Karunasagar I 2007. Bioremediation In The Marine Environment. Department of Microbiology and UNESCO-MIRCEN, University of Agricultural Sciences, College of Fisheries, Mangalore-575002, India. BIOTECHNOLOGY– Vol. IX
- Marques C. 2015. Bio-rescue of marine environments: On the track of microbially-based metal/metalloid remediation. Departamento de Biología & CESAM, Universidade de Aveiro, Campus Universitário de Santiago, 3810-193 Aveiro, Portugal
- Machado, A.A.S., Spencer, K., Kloas, W., Toffolon, M., Zarfl, C., 2016. Metal fate and effects in estuaries: a review and conceptual model for better understanding of toxicity. *Sci. Total Environ.* 541, 268–281.
- Mendoza, C.A., Cortes, G., Munoz, D., 1998. Heavy metal pollution in soils and sediments of rural developing district 063, Mexico. *Environ. Toxicol. Water Qual.* 11, 327e333.
- Moreno B, Cañizares R, Maccib C, Donib S, Masciandaro G 2015 Molecular tools to understand the bioremediation effect of plants and earthworms on contaminated marine sediments. *Journal of Hazardous Materials* 300, p 398–405
- Naja GM, Volesky B 2011 The Mechanism of Metal Cation and Anion Biosorption. In: *Microbial Biosorption of Metals*, Kotrba, P., Mackova, M. & Macek, T., eds. Romera E, Gonzalez F, Ballester A, Blazquez M.L, Munoz J.A 2007. Comparative study of biosorption of heavy metals using different types of algae, *Bioresour Technol.* 98. 3344–3353.
- Bulgariu L and Gavrilescu M 2015. Bioremediation of Heavy Metal By Microalgae. *Handbook of Marine Microalgae, Biotechnology Advances*. SE-KWON KIM. Pukyong National University, Busan, South Korea. 2015 Elsevier Inc All rights reserved.
- Schiewer S, Volesky B. 2000. Biosorption Processes for Heavy Metal Removal. In: Lovley DE, editor. *Environmental Microbe-Metal Interactions*. Washington D.C.: ASM Press;
- Takeuchi M, Kawahata H, Gupta L, Kita N, Morishita Y, Ono Y, Komai T. 2007 Arsenic resistance and removal by marine and non-marine bacteria *Journal of Biotechnology* 127 434–442
- Taboski, M.A.S., Rand, T.G., Piórko, A., 2005. Lead and cadmium uptake in the marine fungi *Corollospora lacera* and *Monodictys pelagica*. *FEMS Microbiol. Ecol.* 53, 445–453. <http://dx.doi.org/10.1016/j.femsec.2005.02.009>.



- Volesky B 1997. Removal and recovery of heavy metals by biosorption. In: Volesky B, editor. *Biosorption of Heavy Metals*. Boca Raton: CRC Press; 1997. p. 629–35.
- Vala A 2010. Tolerance and removal of arsenic by a facultative marine fungus *Aspergillus candidus*. *Bioresource Technology* 101 (2010) 2565–2567
- Zaki M, Battarwat N and Shalaby S 2014. Aquatic Bioremediation of Metal Life Science Journal 11 (4)
- Zhuang X, Han Z, Bai Z, Zhuang G, Shim H 2010 Progress in decontamination by halophilic microorganisms in saline wastewater and soil. Chinese Academy of Sciences, 18 Shuangqing Road, Haidian District, Beijing 100085, China. *Environmental Pollution* 158. 1119–1126.





Consideraciones para programas de monitoreo y evaluación de impacto ambiental producto de derrames





1. CONSIDERACIONES PARA PROGRAMAS DE MONITOREO Y EVALUACIÓN DE IMPACTO AMBIENTAL PRODUCTO DE DERRAMES

Diversas son los elementos que deben considerarse para evaluar los impactos de eventos como derrames de hidrocarburo en los ecosistemas. Una buena aproximación debe considerar las diversas dimensiones en las que ocurre e impacta un evento como un derrame de hidrocarburo (e.g. García Negro *et al.* 2009, Aguilera *et al.* 2010, Mayer *et al.* 2010, Brody *et al.* 2010, McKenzie *et al.* 2012).

El presente proyecto abordó la evaluación de diversas dimensiones en las que puede impactar un derrame, por ejemplo, impactos asociados a la pesca (Líneas 3, 7 y 8), a la biota (Líneas 3, 4 y 5-6), además de estimar el impacto en términos de alcance y cobertura geográfica (Línea 1 y 2), sin embargo, es fuertemente sugerido que los procesos de evaluación de impactos estén inmersos en enfoques más integrales (Boyd 2010; Webler & Lord 2010, Mayer *et al.* 2012, Depellegrin & Blazauskas 2013, Petrolia 2014), que además incorporen aprendizajes de eventos previos, así como también de experiencias internacionales (Burgherr 2007, Chang *et al.* 2014). Un marco de evaluación integral para derrames de hidrocarburo debe considerar factores bio-físicos y sociales, y las interacciones de ambos, que son las que finalmente determinan la magnitud del impacto y sus potenciales consecuencias (Abascal *et al.* 2009, Webler & Lord 2010, Lord *et al.* 2012). Al respecto, Chang *et al.* (2014) han propuesto un marco para comprender los impactos de derrames y mejorar su evaluación y posibles respuestas (e.g. iniciativas de compensación, restauración). Este marco es presentado en la **Figura 1** y se entiende como un marco para facilitar la planificación en sistemas costeros de alta intervención antrópica y que son vulnerables a eventos como derrames. Se compone de diversas dimensiones y variables, y se estructura como una secuencia relacional de resultados o consecuencias involucrando dimensiones como: la ocurrencia del evento de derrame, las características del vertido de hidrocarburo, las consecuencias para los ecosistemas en el corto y largo plazo, y los impactos para la sociedad en términos de salud humana, economía y consecuencias sociales (**Figura 1**). Una amplia gama de variables bio-físicas, ecológicas y sociales influyen en la magnitud para cada una de estas dimensiones o categorías de resultados. En la **Tabla 1** se entregan ejemplos de estas variables que pueden ser aplicables en la generación de un marco de evaluación integral para derrames de la bahía de Quintero. Marcos como el anteriormente descrito, pueden ayudar a tener una visión global del evento y a dar mayor claridad a la complejidad de eventos como derrames de hidrocarburo, permitiendo hacer comparaciones entre eventos y sus consecuencias (e.g. según volumen vertido y tipo de hidrocarburo, ubicación del derrame, hidrodinámica del sector, modos de vida de especies presentes), identificar falta de información, y eventualmente desarrollar escenarios de planificación en preparación para futuros derrames (Chang *et al.* 2014). En este sentido la información generada en el presente proyecto debe ser un insumo de importancia en la futura construcción de una marco o programa de monitoreo y evaluación integral de la bahía de Quintero, siguiendo los lineamientos expuestos anteriormente. Considerando además que la base de evidencia empírica sobre impactos de derrames en Chile y el mundo no es muy grande.

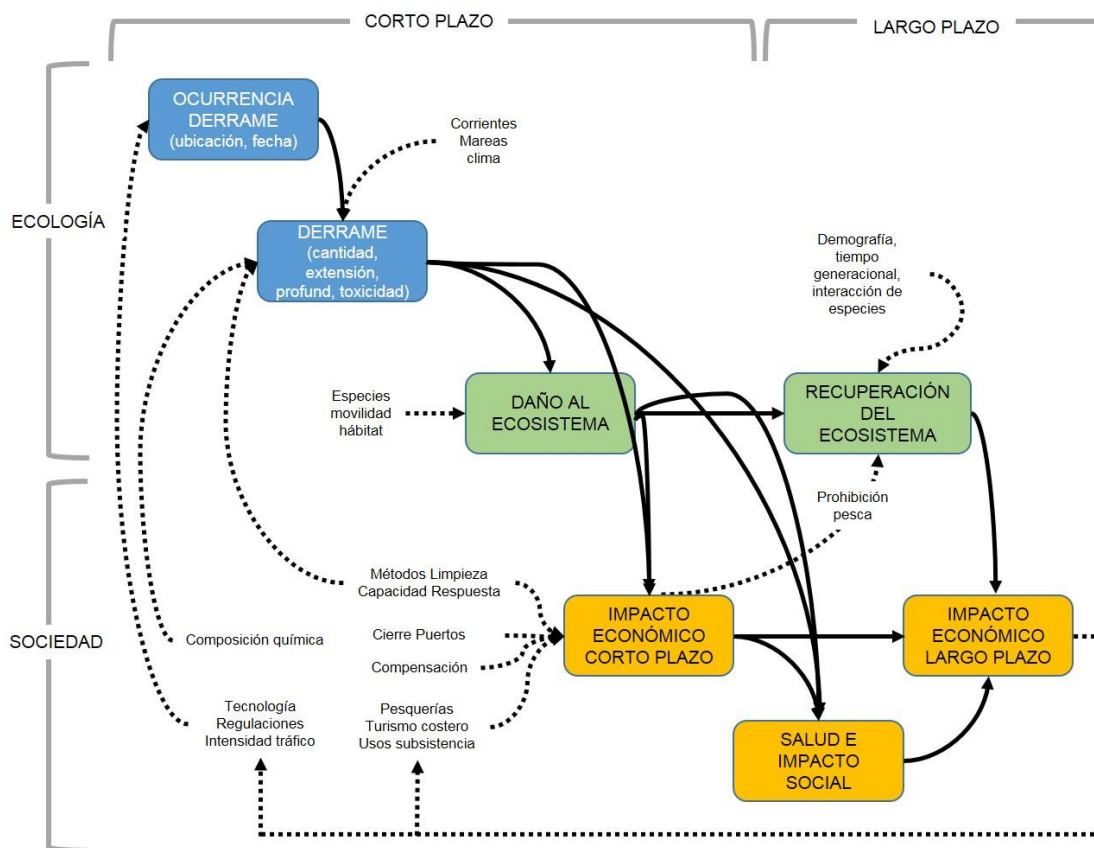


Figura 1. Marco para evaluación integral de impactos asociados a derrames de hidrocarburos adaptado de Chang *et al.* (2014). Cajas representan resultados; palabras en minúsculas representan variables; líneas sólidas representan relaciones entre la ocurrencia del derrame e impactos socioeconómicos; líneas punteadas representan relaciones entre variables exógenas y resultados. Cajas celestes indican resultados o dimensiones del derrame. Cajas verdes indican consecuencias en el ecosistema. Cajas naranjas representan consecuencias en la sociedad.



Adicionalmente, hay que avanzar en investigación para incorporar las dimensiones y variables claves (y sus interacciones) que condicionan la magnitud y consecuencias de los derrames, en modelos integrados que puedan proporcionar escenarios de posibles impactos en determinadas localidades (Abascal *et al.* 2009, Castanedo *et al.* 2009, Depellegrin & Blazauskas 2013, Chang *et al.* 2014). Estos modelos deberían considerar no sólo la dispersión del vertido, sino también los impactos ecológicos y socio-económicos y las relaciones con la salud humana (Frazão *et al.* 2013, Chang *et al.* 2014).

Finalmente, hay que destacar que el riesgo de derrames de hidrocarburo plantea la necesidad de avanzar no solo en enfoques integrales de evaluación de impactos, sino también en formas alternativas de planificar el espacio marino y costero, lo que puede implicar decisiones de restricción y prohibición espacial y temporal respecto a diversos usos que ocurren en la costa, y sobre todo en emergencias ambientales como los derrames (Castanedo *et al.* 2009, Frazão *et al.* 2013). La planificación espacial marina y costero (PEMC) es una alternativa de planificación y manejo fuertemente sugerida en la actualidad para aplicar en espacios de alta intervención antrópica (Douvere 2008) como es el caso de la bahía de Quintero. La PEMC ha sido descrita como un proceso público para analizar y localizar la distribución espacial y temporal de actividades humanas en áreas marinas y costeras para lograr objetivos ecológicos, económicos y sociales que usualmente son determinados a través de un proceso político (Ehler & Douvere 2009). Además toma el enfoque ecosistémico como principio rector para el desarrollo de las actividades humanas (Douvere, 2008; Frazão *et al.* 2013). En este sentido es fuertemente recomendable avanzar en un proceso de planificación tipo PEMC para la bahía de Quintero.



Tabla 1.

Ejemplos de variables claves de incorporar en diversas dimensiones de un marco o enfoque de evaluación integral de derrames de hidrocarburo.

| Dimensión | Ejemplo de variables claves | Referencias al respecto |
|------------------------------|---|--|
| Derrame | Tipo de hidrocarburo Cantidad derrame Tasa de derrame Ubicación del derrame | Kontovas et al. (2010), Alló & Loureiro (2013), Chang et al. (2014) |
| Manejo del derrame | Tecnología disponible Tiempo de respuesta Capital humano disponible Procesos naturales biorremediación Contexto cultural local | Webler & Lord (2010), Hamdan & Fulmer (2011), Alló & Loureiro (2013), Chang et al. (2014) |
| Ambiente físico | Corrientes y mareas Exposición al oleaje Condiciones climáticas Características del sustrato | Wirtz et al. (2007), Abascal et al. (2009), Li & Boufadel (2010) |
| Biota | Tiempo de exposición Hábitat Movilidad biota Modo de alimentación biota Estado de desarrollo Tiempo generacional Presencia de otros estresores | Rice et al. (2001), Peterson et al. (2003), Piola & Johnston (2008), Hamdan & Fulmer (2011), Silliman et al. (2012) |
| Salud humana | Contacto directo con compuestos Ingestión alimentos contaminados | Ha et al. (2008), Aguilera et al. (2010), Major & Wang (2012) |
| Sociedad | Costos sociales y psicológicos Usos humanos de subsistencia | Ha et al. (2008), Born et al. (2003), García Negro et al. (2009) |
| Economía | Pérdidas en pesquerías Pérdidas en acuicultura Cadena de valor productos marinos Pérdidas económicas totales Pérdidas en usos pasivos y recreación Costos asociados a investigación Impactos en gobiernos comunales Costos de recuperación ambiental | Palinkas et al. (1993), Loureiro et al. (2009), Webler & Lord (2010), Cheong (2011), Mayer et al. (2012), Petrolia (2014), Depellegrin & Blazauskas (2013), Chang et al. (2014), |
| Políticas y toma de decisión | Cierre de puertos Prohibición de pesca Pago de compensación Alternativas de planificación espacial | Born et al. (2003), Mason (2003), Wirtz et al. (2007), Loureiro et al. (2009), Mayer et al. (2012), |



2. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abascal AJ, Castanedo S, Medina R, Losada IJ, Alvarez-Fanjul E (2009) Application of HF radar currents to oil spill modelling. *Marine Pollution Bulletin* 58:238-248.
- Aguilera F, Méndez J, Pásaro E, Laffon B (2010) Review on the effects of exposure to spilled oils on human health. *Journal of Applied Toxicology* 30(4):291-301.
- Alló M, Loureiro M (2013) Estimating a meta-damage regression model for large accidental oil spills. *Ecological Economics* 86:167-175.
- Born A, Espinoza E, Murillo J, Nicolaidis F, Edgar G (2003) Effects of the Jessica oil spill on artisanal fisheries in the Galápagos. *Marine Pollution Bulletin* 47: 319-324.
- Boyd J (2010) Lost ecosystem goods and services as a measure of marine oil pollution damages. *Resources for the Future Discussion Paper*, (10-31).
- Brody TM, Di Bianca P, Krysa J (2012) Analysis of inland crude oil spill threats, vulnerabilities, and emergency response in the midwest United States. *Risk analysis* 32(10):1741-1749.
- Burgherr P (2007) In-depth analysis of accidental oil spills from tankers in the context of global spill trends from all sources. *Journal of Hazardous Materials* 140(1-2):245-256.
- Castanedo S, Juanes JA, Medina R, Puente A, Fernandez F, Olabarrieta M, Pombo C (2009) Oil spill vulnerability assessment integrating physical, biological and socio-economical aspects: application to the Cantabrian coast (Bay of Biscay, Spain). *J. Environ. Manage.* 91, 149–159.
- Chang SE, Stone J, Demes K, Piscitelli M (2014) Consequences of oil spills: a review and framework for informing planning. *Ecology and Society* 19(2): 26.
- Cheong SM (2012) Fishing and tourism impacts in the aftermath of the Hebei-Spirit oil spill. *Journal of Coastal Research* 28(6):1648-1653.
- Depellegrin D, Blazauskas N (2013) Integrating ecosystem service values into oil spill impact assessment. *J. Coast. Res.* 29 (4): 836-846.
- Douvere F (2008). The importance of marine spatial planning in advancing ecosystem-based sea use management. *Mar. Policy* 32, 762–771.



- Ehler C, Douvère F (2009). Marine Spatial Planning: a step-by-step approach toward ecosystem-based management. Intergovernmental Oceanographic Commission and Man and the Biosphere Programme. IOC Manual and Guides No. 53, ICAM Dossier No. 6. UNESCO, Paris.
- Frazão SC, Michel J, Neves M, Janeiro J, Andrade F, Orbach M (2013). Marine spatial planning and oil spill risk analysis: finding common grounds. *Marine pollution bulletin* 74(1), 73.
- García Negro MC, Villasante S, Carballo Penela A, Rodríguez G (2009) Estimating the economic impact of the Prestige oil spill on the Death Coast (NW Spain) fisheries. *Marine Policy* 33(1):8-23.
- Ha M, Lee WJ, Lee S, Cheong HK (2008) A literature review on health effects of exposure to oil spill. *Journal of Preventive Medicine and Public Health* 41(5):345-354.
- Hamdan LJ, Fulmer PA (2011) Effects of COREXIT® EC9500A on bacteria from a beach oiled by the Deepwater Horizon spill. *Aquatic Microbial Ecology* 63:101-109.
- Kontovas CA, Psaraftis HN, Ventikos NP (2010). An empirical analysis of IOPCF oil spill cost data. *Marine Pollution Bulletin* 60:1455-1466.
- Li H, Boufadel MC (2010) Long-term persistence of oil from the Exxon Valdez spill in two-layer beaches. *Nature Geoscience* 3:96-99.
- Lord F, Tuler S, Webler T, Dow K (2012) Unnecessarily neglected in planning: illustration of a practical approach to identify human dimension impacts of marine oil spills. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management* 14(2):1-23.
- Loureiro M, Loomis J, Vázquez M (2009) Economic Valuation of Environmental Damages due to the Prestige Oil Spill in Spain. *Environmental and Resource Economics* 44: 537-553.
- Major DN, Wang H (2012). How public health impact is addressed: a retrospective view on three different oil spills. *Toxicological and Environmental Chemistry* 94:442-467.
- Mason M (2003). Civil liability for oil pollution damage: examining the evolving scope for environmental compensation in the international regime. *Marine Policy* 27:1-12.
- Mayer LA, Boufadel MC, Brenner J, Carney RS, Cooper CK, Deming JW, Die DJ, Eagle J, Geraci JR, Knuth BA, Lee K, Morris JT, Polasky S, Rabalais NN, Stahl Jr. RG, Yoskowitz DW (2012) Approaches for Ecosystem Services Valuation for the Gulf of Mexico After the Deepwater Horizon Oil Spill: Interim Report. National Academies Press.



- McKenzie L A, Brooks RC, Johnston EL (2012) A widespread contaminant enhances invasion success of a marine invader. *Journal of Applied Ecology* 49(4):767-773.
- Palinkas L, Downs M, Petterson J, Russell J. (1993). Social, cultural, and psychological impacts of the Exxon Valdez oil spill. *Human Organization*, 52(1), 1-13.
- Peterson CH, Rice SD, Short JW, Esler D, Bodkin JL, Ballachey E, Irons DB (2003) Long-term ecosystem response to the Exxon Valdez oil spill. *Science* 302 (5653):2082-2086.
- Petrolia, DR (2014) What Have We Learned from the Deepwater Horizon Disaster? An Economist's Perspective. *Journal of Ocean and Coastal Economics*: Vol. 2014, Article 1.
- Piola RF, Johnston EL (2008) Pollution reduces native diversity and increases invader dominance in marine hard substrate communities. *Diversity and Distributions* 14:329-342.
- Rice SD, Thomas RE, Carls MG, Heintz RA, Wertheimer AC, Murphy ML, Short JW, Moles A (2001) Impacts to pink salmon following the Exxon Valdez oil spill: persistence, toxicity, sensitivity, and controversy. *Reviews in Fisheries Science* 9(3):165-211.
- Silliman BR, van de Koppel J, McCoy MW, Diller J, Kasozi GN, Earl K, Adams PN, Zimmerman AR (2012) Degradation and resilience in Louisiana salt marshes after the BP-Deepwater Horizon oil spill. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109(28):11234-11239.
- Webler T, Lord F (2010) Planning for the human dimensions of oil spills and spill response. *Environmental Management* 45:723-738.
- Wirtz KW, Baumberger N, Adam S, Liu X (2007) Oil spill impact minimization under uncertainty: evaluating contingency simulations of the Prestige accident. *Ecological Economics* 61 (2-3):417-428.

A N E X O S

INDICE ANEXOS

Línea de Investigación N° 1: **Percepción Remota y SIG**

Anexo 1. Informe Final PUCV sobre consultoría: Percepción remota y sistemas de información geográfico.

Anexo 2. Detalle contenidoS base de datos.

Línea de Investigación N° 2: **Oceanografía**

Anexo 3. Registro de desplazamiento de derivadores, campaña invierno 2015 y verano 2016.

Anexo 4. Autorización SHOA para efectuar trabajos oceanográficos y Certificado calibración CTDO.

Línea de Investigación N° 3: **Evaluación de Recursos Bentónicos en AMERB.**

Anexo 5. Informes de Seguimiento 5 AMERB.

Anexo 6A. Informe Estado de las Especies Principales 3 AMERB.

Anexo 6B. Figuras y Tablas de la Evaluación de Comunidades Bentónicas.

Línea de Investigación N° 4: **Monitoreo de Mamíferos y Aves Marinas**

Anexo 7. Informe Final UV sobre consultoría: Monitoreo de Mamíferos y Aves Marinas.

Línea de Investigación N° 5-6: **Caracterización Química en Recursos, Agua y Sedimentos.**

Anexo 8. Informe Línea Base recopilación de información ambiental en la Bahía de Quintero.

Anexo 9. Bases técnicas licitación pública y Contrato consultoría AGRIQUEM.

Anexo 10. Fuentes de información y ubicación geográfica de las estaciones análisis histórico. Listado metodologías analíticas y respectivos límites detección exigidas en POAL.

Anexo 11. Informe de Análisis metales e hidrocarburos, Campaña Invierno 2015, AGRIQUEM.

Informe de Análisis metales e hidrocarburos, Campaña Verano 2016, AGRIQUEM.

Anexo 12. Reporte campañas de toma de sedimentos y registro audiovisual submareal.

Anexo 13. Resultados caracterización química recursos hidrobiológicos, columna agua y sedimentos.

Línea de Investigación N° 7: **Impacto socio-económico**

Anexo 14. Descripción de las Bases de Datos.

Anexo 15. Encuesta y Entrevista aplicadas.

Anexo 16. Problemas identificados por los usuarios.

Otros

Anexo 17. Respuestas a Informes de Calificación Técnica
