

Facultade de Ciencias do Mar
Universidade de Vigo

MÁSTER EN OCEANOGRAFÍA
Universidad de Vigo

TRABAJO DE FIN DE MÁSTER

IMPACTO DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN
CUATRO ESPECIES DE BIVALVOS DE
IMPORTANCIA SOCIOECONÓMICA EN
LAS RÍAS BAIXAS, GALICIA

ADRIÁN CASTRO OLIVARES

TUTORAS:

MARISELA DES VILLANUEVA
M^a TERESA DE CASTRO RODRÍGUEZ

2020/2021

*«En algún lugar, alguna cosa increíble aguarda a ser descubierta»
(Carl Edward Sagan).*

Por la gran humanidad, empatía y bondad que respiran cada una de las personas que forman parte del Máster de Oceanografía por la Universidad de Vigo. En especial, a cada unx de lxs alumnxs de la promoción 2020-2021.

A todo el grupo de Ephylab, y en especial a Maite, por ofrecerme la gran oportunidad de trabajar y aprender con vosotros. Gracias por sacar tiempo al tiempo y ofrecerme toda tu ayuda y multitud de consejos en el desarrollo del presente trabajo y a nivel personal.

La razón de estos agradecimientos, de estas líneas, es Marisela. Infinitas gracias por estar semana tras semana a mi lado. Conocer el mundo del modelado numérico, de tu mano, ha sido una experiencia muy enriquecedora. Tu humanidad y predisposición a enseñar en todo momento hacen que el mundo de la ciencia no de tanto miedo, si no que se convierta en todo un reto motivador y vocacional. Gracias por todos los consejos y ánimos. Eres un ejemplo a seguir, y un espejo en el cual mirarse.

RESUMEN

Numerosos estudios avalan que el cambio climático actual, caracterizado por un incremento de las temperaturas, está afectando a los hábitats terrestres y marinos. La temperatura es un factor clave que limita la distribución y el rendimiento fisiológico de las especies. Los bivalvos infaunales *Cerastoderma edule*, *Ruditapes decussatus*, *Venerupis corrugata* y *Ruditapes philippinarum* son las especies de moluscos recolectados con mayor importancia socioeconómica en la costa gallega (noroeste de la Península Ibérica), una zona de alta producción primaria. Cada una de estas especies se caracteriza por un rango de temperatura del agua óptimo para su desarrollo y reproducción (17-25 °C para *C. edule*, 18-24 °C para *R. decussatus*, 15-20 °C para *V. corrugata* y 20-22 °C para *R. philippinarum*), por lo que valores fuera de este intervalo propician un estrés fisiológico.

Los modelos numéricos son la herramienta más útil para analizar la posible evolución futura de variables oceanográficas como la temperatura. En este estudio se utilizó el modelo hidrodinámico Delft3D-Flow para realizar una reducción de escala de los Modelos Climáticos Globales y Regionales (GCMs y RCMs, respectivamente) en las Rías Baixas. Esta reducción de escala permite obtener datos de temperatura del agua del fondo con una resolución adecuada para evaluar el efecto del cambio climático en esta zona. El modelo se ejecutó para los meses de julio y agosto de los periodos histórico (1999-2018) y futuro (2080-2099) bajo los escenarios de emisiones de efecto invernadero RCP 4.5 y RCP8.5. A partir de los datos de temperatura se calculó el porcentaje de tiempo durante el cual la temperatura del agua de fondo permanece dentro del rango óptimo para cada especie (índice de confort). El índice de confort permitió analizar las proyecciones de la distribución geográfica de las zonas de confort en los tres escenarios y su comparación.

Los resultados muestran que, en el periodo histórico, el umbral del 60% de días bajo condiciones de confort solo se supera en la parte interna y somera de las rías. Esto es debido a que las Rías Baixas están afectadas por el afloramiento durante los meses de estudio y la temperatura del agua aflorada se sitúa por debajo del límite térmico óptimo inferior para las cuatro especies, por lo que la temperatura óptima solo se alcanza en las zonas más someras. A finales de siglo, las proyecciones realizadas bajo los dos

escenarios analizados (RCP4.5 y RCP8.5) indican que, debido al incremento de la temperatura del agua, el área donde el confort sobrepasa el 60% podría aumentar para las cuatro especies, desplazándose las zonas de confort hacia regiones con mayor profundidad. En zonas someras el índice de confort podría reducirse al verse sobrepasado el límite térmico superior. Respecto al área cultivable (profundidad <10 m) ambos escenarios proyectan un incremento generalizado del índice de confort. Por todo ello, se espera que, la productividad de estas especies fundamentales para el marisqueo en Galicia aumente de forma generalizada a finales de siglo a pesar de disminuir en zonas muy someras.

Palabras clave: *Bivalvos; Cambio climático; Delft3D; Índice de Confort; RCP; Rías Baixas.*

ABSTRACT

Many studies support that the current climate change, characterized by an increase in temperatures, is affecting terrestrial and marine habitats. Temperature is a key factor limiting the distribution and physiological performance of species. The infaunal bivalves *Cerastoderma edule*, *Ruditapes decussatus*, *Venerupis corrugata* and *Ruditapes philippinarum* are the most socioeconomically important gathered shellfish species of the Galician coast (northwestern Iberian Peninsula), an area of high primary production. Each of these species is characterized by an optimal water temperature range for their development and reproduction (17-25 °C for *C. edule*, 18-24 °C for *R. decussatus*, 15-20 °C for *V. corrugata* and 20-22 °C for *R. philippinarum*), so that values outside this range lead to physiological stress.

Numerical models are the most helpful tool for analyzing the possible future evolution of oceanographic variables such as temperature. In this study, the Delft3D-Flow hydrodynamic model was used to downscale the Global and Regional Climate Models (GCMs and RCMs, respectively) in the Rías Baixas. This downscaling allows obtaining the bottom water temperature data with an adequate resolution to assess the effect of climate change in this area. The model was run for July and August for the historical (1999-2018) and future (2080-2099) periods under the greenhouse emission scenarios RCP 4.5 and RCP8.5. The percentage of time during which the bottom water temperature remains within the optimal range for each species (comfort index) was calculated using temperature data. The comfort index allows the analysis of the geographic distribution of the comfort zones in the three scenarios and their comparison.

The results show that, in the historical period, the threshold of 60% of days under comfort conditions is only exceeded in the inner and shallow part of the estuaries. This is because the Rías Baixas are affected by upwelling during the study months, and the upwelling water temperature is below the lower optimal thermal limit for the four species, so the optimal temperature is only reached in the shallower areas. At the end of the century, future projections under the two scenarios analyzed (RCP4.5 and RCP8.5) indicate that the area where comfort exceeds 60% may increase for the four species and shift to deeper regions due to the rise in water temperature. In shallow areas, the

comfort index could be reduced as the upper thermal limit is exceeded. Regarding the cultivable area (depth <10 m), both scenarios project a generalized increase of comfort index. Therefore, a general increase in the productivity of these fundamental species for shellfishing in the Galician coast is expected by the end of the century, despite decreasing in very shallow areas.

Key words: *Bivalves; Climate change; Comfort Index; Delft3D; RCP; Rías Baixas.*

ÍNDICE

| | |
|------------------------------------------|----|
| RESUMEN | 3 |
| ABSTRACT..... | 5 |
| 1. INTRODUCCIÓN | 8 |
| 1.1 Antecedentes | 12 |
| 1.2 Hipótesis y Objetivos | 13 |
| 2. MATERIAL Y MÉTODOS..... | 14 |
| 2.1 Área de estudio..... | 15 |
| 2.2 Modelo numérico | 18 |
| 2.3 Índice de confort..... | 20 |
| 2.4 Procesado de datos | 21 |
| 3. RESULTADOS | 22 |
| 3.1 <i>Ruditapes decussatus</i> | 22 |
| 3.2 <i>Venerupis corrugata</i> | 24 |
| 3.3 <i>Cerastoderma edule</i> | 27 |
| 3.4 <i>Ruditapes philippinarum</i> | 30 |
| 4. DISCUSIÓN | 33 |
| 5. CONCLUSIONES | 39 |
| CONCLUSIONS | 41 |
| REFERENCIAS..... | 43 |
| ANEXO I..... | 57 |

1. INTRODUCCIÓN

Los impactos del cambio climático son el resultado de una serie de retroalimentaciones climáticas positivas impulsadas por el forzamiento radiativo, las cuales parecen presentar una inercia positiva. Las diferentes alteraciones y modificaciones repercutirán tanto directa como indirectamente sobre las actividades humanas (Doney y cols., 2011) al afectar a múltiples actividades económicas y sociales como, por ejemplo, la pesca o el turismo. Muchos de los impactos derivados del cambio climático actual ya se observan en varios sectores clave como la agricultura, los usos del suelo o los recursos hídricos, los cuales son el principal motor económico de muchas regiones (Change y cols., 2006; Camino y cols., 2015).

El aumento de las emisiones de gases de efecto invernadero y la concentración de dióxido de carbono (CO₂) en la atmósfera desde el inicio de la revolución industrial, es uno de los factores críticos, ya que sus efectos sobre el clima son globales e irreversibles en las escalas de tiempo ecológicas (Meehl y cols., 2007; Natl. Res. Counc. 2011). La modificación de las condiciones ambientales por causas climáticas se ve reflejada en hábitats terrestres y marinos, los cuales deben lidiar con las diferentes perturbaciones que pueden no ser espacialmente homogéneas (Poloczanska y cols., 2013, 2016; Des y cols., 2020a). En ecosistemas marinos, las principales consecuencias son el aumento de la temperatura de los océanos (Bindoff y cols., 2007) y la acidificación (Doney y cols., 2009), que a su vez generan una serie de cambios adicionales, como el aumento del nivel del mar y de la estratificación oceánica, la disminución de la extensión de los hielos marinos o la alteración de los patrones de circulación, entre otros. Todos estos cambios afectan a los ambientes y se espera que modifiquen los patrones de distribución y abundancia de las especies. Es decir, la localización geográfica de las especies se alteraría tendiendo a desplazarse hacia latitudes mayores, y la dinámica de las comunidades se verá perturbada (Parmesan, 2006; Gutierrez y Trejo, 2014).

En los océanos la productividad primaria varía geográficamente siendo las zonas costeras las regiones más productivas albergando una mayor biodiversidad en comparación al océano abierto gracias a la topografía y los vientos costeros (Smale y Wernberg, 2013; Des y cols., 2020). Además, las zonas costeras concentran un elevado

porcentaje de la población mundial por lo que también tienen una gran importancia socioeconómica.

La evaluación de los efectos del cambio climático ante posibles y probables impactos y vulnerabilidades en el sistema climático, es una actividad necesaria para la planificación y establecimiento de planes de mitigación y adaptación a medio y largo plazo. Los modelos numéricos son una herramienta útil para comprender y predecir los efectos del cambio climático y sus interacciones (Des, 2020). A partir de principios físicos, químicos y biológicos, los modelos numéricos simulan el sistema climático permitiendo su caracterización. Las soluciones que se producen permiten investigar los efectos de los cambios en una o varias componentes concretas del sistema climático como, por ejemplo, la temperatura del agua (McGuffie y Henderson-Sellers, 2014). Actualmente, los modelos numéricos son una herramienta fundamental para poder entender, predecir y actuar frente al cambio climático y sus efectos en el futuro. Desde 1988, el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) ha estudiado, revisado y resumido los diferentes trabajos realizados por la comunidad científica sobre los cambios atmosféricos, oceánicos y terrestres, y la intensidad de los cambios inducidos por el hombre en el clima terrestre (Pachauri y cols., 2014; Shukla y cols., 2019). El IPCC define cuatro escenarios futuros posibles, los escenarios de trayectoria de concentración representativa o RCP (Representative Concentration Pathway), en función del forzamiento radiativo previsto a finales de siglo. Estos escenarios incorporan uno de alivio (RCP2.6), dos de estabilización (RCP4.5 y RCP6) y un escenario con altos niveles de forzamiento radiactivo (RCP8.5) y se desarrollan en función de las fuerzas motrices, como el crecimiento de la población, el desarrollo socioeconómico y la emisión de gases de efecto invernadero (Nailawar y Waikar, 2019). El Proyecto de Intercomparación de Modelos Acoplados (CMIP5) se basa en estos escenarios para realizar simulaciones climáticas a nivel global mediante el uso de modelos climáticos globales (Tan y cols., 2014; Nilawar y Waikar, 2019). Sin embargo, la discrepancia entre la escala a la que resuelven los modelos y la escala necesaria para la mayoría de los estudios de impacto ha dado lugar a la necesidad de desarrollar técnicas de reducción de escala, conocidas como downscaling, que permiten realizar proyecciones a escala regional o local a partir de la información conocida a escala global. Los dos principales enfoques para la reducción de escala de la información

climática son el dinámico y el estadístico. El enfoque dinámico permite obtener una resolución más fina a escala regional a través del uso de modelos físicos de clima regional o de área limitada mientras que el enfoque estadístico realiza la regionalización mediante regresiones lineales (Estrada y cols., 2010).

Las Rías Baixas, en la costa Noroeste de la Península Ibérica (NWIP por sus siglas en inglés), es una de las regiones del mundo con mayor productividad primaria. Esta zona incluye cuatro valles fluviales inundados, las rías de Muros, Arousa, Pontevedra y Vigo, y representan el 70% de la superficie total de las rías gallegas. En esta zona confluyen varios factores que históricamente han ligado la economía de la región al sector pesquero, marisqueo y a la acuicultura: (1) se encuentra situada en el límite Norte del sistema de afloramiento Canario, (2) hay un importante aporte de nutrientes procedentes de ríos que desembocan en la zona y (3) la morfología de la costa resguarda el interior de las rías del oleaje (Vilas y cols., 2005; Rosón y cols., 2008; Des, 2020a). La plataforma continental gallega es explotada por distintas pesquerías, centrandose sus esfuerzos en diversas especies de interés comercial (Peleteiro y cols., 2008). En el caso de las pesquerías de bivalvos, Galicia se encuentra entre las más relevantes de Europa en relación a desembarcos (FAO 2018) y a escala local desde el punto de vista socioeconómico (Macho y cols., 2013; Domínguez y cols., 2021). Las especies comerciales más importantes de bivalvos infaunales son el berberecho *Cerastoderma edule* (Linnaeus 1758), las nativas almeja fina *Ruditapes decussatus* (Linnaeus 1758) y almeja babosa *Venerupis corrugata* (Gmelin, 1791) y la introducida almeja japónica *Ruditapes philippinarum* (Adams y Reeve, 1850) (Peleteiro y cols., 2008; Domínguez y cols., 2021) (Figura 1). Las cuatro especies alimentan la mayor pesquería artesanal de España en términos de desembarcos y empleo (~7.900 toneladas de bivalvos con un valor de ~74 millones de euros y ~7100 mariscadores en 2019) (Macho y cols., 2016; Domínguez y cols., 2021; y elaboración a partir de datos oficiales de www.pescadegalicia.com).

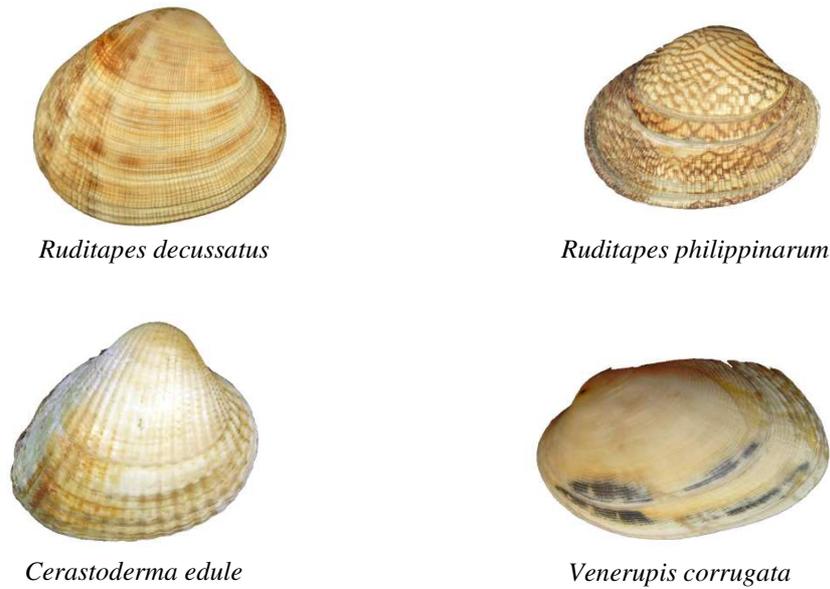


Figura 1. Especies de bivalvos de interés seleccionados para el trabajo. Fuente: <http://www.marinespecies.org/index.php>.

Los bivalvos marinos que habitan en zonas intermareales son especialmente vulnerables a las alteraciones climáticas, ya que se encuentran expuestos tanto a condiciones marinas como terrestres. Al ser organismos ectotermos, su biología y fisiología se ven puramente afectadas por la alteración de los diferentes factores físicos y biológicos que los rodean (Gosling, 2015; Munari y cols., 2018, Maynou y cols., 2020). Todas las especies tienen una cierta tolerancia a los factores ambientales (Olabarria y cols., 2016) y, aunque son capaces de adaptarse a determinados factores mediante mecanismos fisiológicos y desarrollando pautas de comportamiento, esta adaptación es limitada.

La capacidad de crecimiento, el éxito reproductivo y la supervivencia en bivalvos depende de numerosos factores ambientales como la hidrodinámica de la zona, la estratificación, la acidificación, la disponibilidad de oxígeno y nutrientes, la salinidad y la temperatura del agua (Molares y cols., 2009; Gazeau y cols., 2013; Des y cols., 2020a). La temperatura del agua es uno de los factores clave más importantes (Griffiths y Griffiths, 1987; Pérez-Camacho y cols., 2003; Matías y cols., 2008) ya que afecta a los niveles de actividad y al balance fisiológico y limita la distribución geográfica de los bivalvos (Wilson y Elkaim, 1991; Sobral y Widdows, 1995, Olabarria y cols., 2016). Además, la temperatura del agua se relaciona con los índices fisiológicos y su

rendimiento (Somero 2002, Dell y cols. 2011, Huey y Kingsolver, 2011). En bivalvos, las respuestas a los cambios ambientales parecen ser variables y de carácter inespecífico (Gestoso y cols., 2016; Vasconcelos y cols., 2018). Cada especie analizada (*C. edule*, *R. decussatus*, *V. corrugata* y *R. philippinarum*) posee un límite de tolerancia térmica propio, aunque para todas ellas, la exposición a temperaturas superiores de 25 °C repercute en su fisiología y crecimiento (Sobral y Widdows 1997; Macho y cols., 2016; Domínguez y cols., 2021). Valores de temperatura del agua diferentes a los comprendidos dentro del rango de tolerancia podrían llevar a los organismos, las comunidades y los ecosistemas más allá de sus capacidades, llegando a representar la muerte en estas especies debido a su incapacidad para cambiar de área de distribución (Byrne y cols., 2013; Gazeau y cols., 2013; Gestoso y cols., 2016).

1.1 Antecedentes

Los estudios sobre las especies *C. edule*, *R. decussatus*, *V. corrugata*, y *R. philippinarum* en Galicia son numerosos debido al gran interés socioeconómico de la especie, abarcando diversas áreas de conocimiento como la acuicultura (Borrell y cols., 2014; Pita y cols., 2019; Cruz y cols., 2020), la toxicología (Novoa y Figueras, 2000; Beiras y Albentosa, 2004), la parasitología (Figueras y cols., 1996; Casas y cols., 2011; Ramilo y cols., 2016), y la biología en general (Ojea y cols., 2002; Delgado y Pérez-Camacho, 2007; Arias-Pérez y cols., 2016). Muchos estudios tratan de comprender la respuesta de estos organismos infaunales al incremento de la temperatura. Desde estudios de rendimiento fisiológico (Sobral y Widdows, 1997; Verdelhos y cols., 2015), hasta sus adaptaciones y respuestas al incremento de la temperatura y olas de calor esperados para finales de década (Compton y cols., 2007; Parada y Otero, 2012; Macho y cols., 2016; Shukla y cols., 2019; Domínguez y cols., 2021). Sin embargo, dichos estudios han sido realizados mediante experimentos de laboratorio recreando las condiciones del medio y a partir de individuos recolectados desde distintas regiones del NO de la Península.

El uso de modelos numéricos a nivel global para estudiar la respuesta de bivalvos a la temperatura en base a proyecciones climáticas tiene un auge reciente (Thomas y Bacher, 2018; Steeves y cols., 2018; Gourault y cols., 2019). Se han encontrado pocos estudios que analicen el efecto del cambio climático en la flora y fauna de las Rías

Baixas mediante el uso de modelos numéricos. En este sentido, Silva y cols. (2017) y Des y cols. (2020a) estudian como el calentamiento oceánico podría afectar al mejillón *Mytilus galloprovincialis*, mientras que Des y cols. (2020b) analizan el efecto en macroalgas. Respecto a las especies de interés en el presente estudio (*C. edule*, *R. decussatus*, *V. corrugata*, y *R. philippinarum*), Des y cols. (2021) han analizado la mortandad de estas especies en el futuro debido al descenso de la salinidad producido por el aumento de los eventos de precipitación extrema para finales de siglo. Sin embargo, no se han encontrado trabajos previos que analicen los posibles efectos del calentamiento oceánico en estas especies utilizando modelado numérico.

1.2 Hipótesis y Objetivos

Se hipotetiza que el calentamiento oceánico proyectado debido al cambio climático va a modificar la distribución geográfica de las áreas donde la temperatura del agua del fondo se encuentra dentro del rango de temperatura óptima para el desarrollo y crecimiento de las especies *C. edule*, *R. decussatus*, *V. corrugata*, y *R. philippinarum*. Para poder comprobar la hipótesis se plantean los siguientes objetivos específicos:

- Realizar un *downscaling* de las variables climáticas obtenidas de los modelos climáticos globales y regionales, bajo el escenario histórico y los escenarios RCP4.5 y RCP8.5, en las Rías Baixas. Para ello se utiliza el modelo hidrodinámico Delft3D-Flow.
- Analizar el porcentaje de tiempo durante el cual la temperatura del agua de fondo se sitúa dentro del rango de temperatura óptima para cada especie estudiada (índice de confort) para los tres escenarios. Para ello se utilizan las salidas de temperatura del agua de fondo modeladas.
- Evaluar los posibles efectos del cambio climático en la distribución geográfica de las zonas de confort de cada especie bajo ambos escenarios futuros en comparación con la distribución obtenida en el escenario histórico.
- Analizar la variación del índice de confort en las áreas cultivables (zonas donde la profundidad es menor a 10 m).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

En la figura 2 se muestra un diagrama de flujo resumiendo la metodología empleada en este estudio. En primer lugar, se utilizó el modelo numérico Delft3D-Flow para realizar una reducción de escala de las variables climáticas de los Modelos Climáticos Globales y Regionales (GCMs y RCMs) en las Rías Baixas. La reducción de escala o *downscaling* permitió obtener, a partir de una serie de datos de entrada de distintas variables (batimetría, radiación solar neta, humedad relativa, salinidad y temperatura del agua, entre otras) datos de temperatura del agua con una resolución apropiada para evaluar el efecto del cambio climático en esta zona. El modelo se ejecutó para los meses de julio y agosto de los periodos histórico (1999-2018) y futuro (2080-2099) bajo los escenarios de emisiones de efecto invernadero RCP4.5 y RCP8.5. Posteriormente, a partir de la temperatura del agua obtenida con Delft3D-Flow, se calculó el porcentaje de tiempo durante el cual la temperatura del agua de fondo permanece dentro del rango óptimo para cada especie (índice de confort). Por último, el índice de confort permitió analizar los posibles cambios en la distribución geográfica de las zonas de confort en los tres escenarios y su comparación.

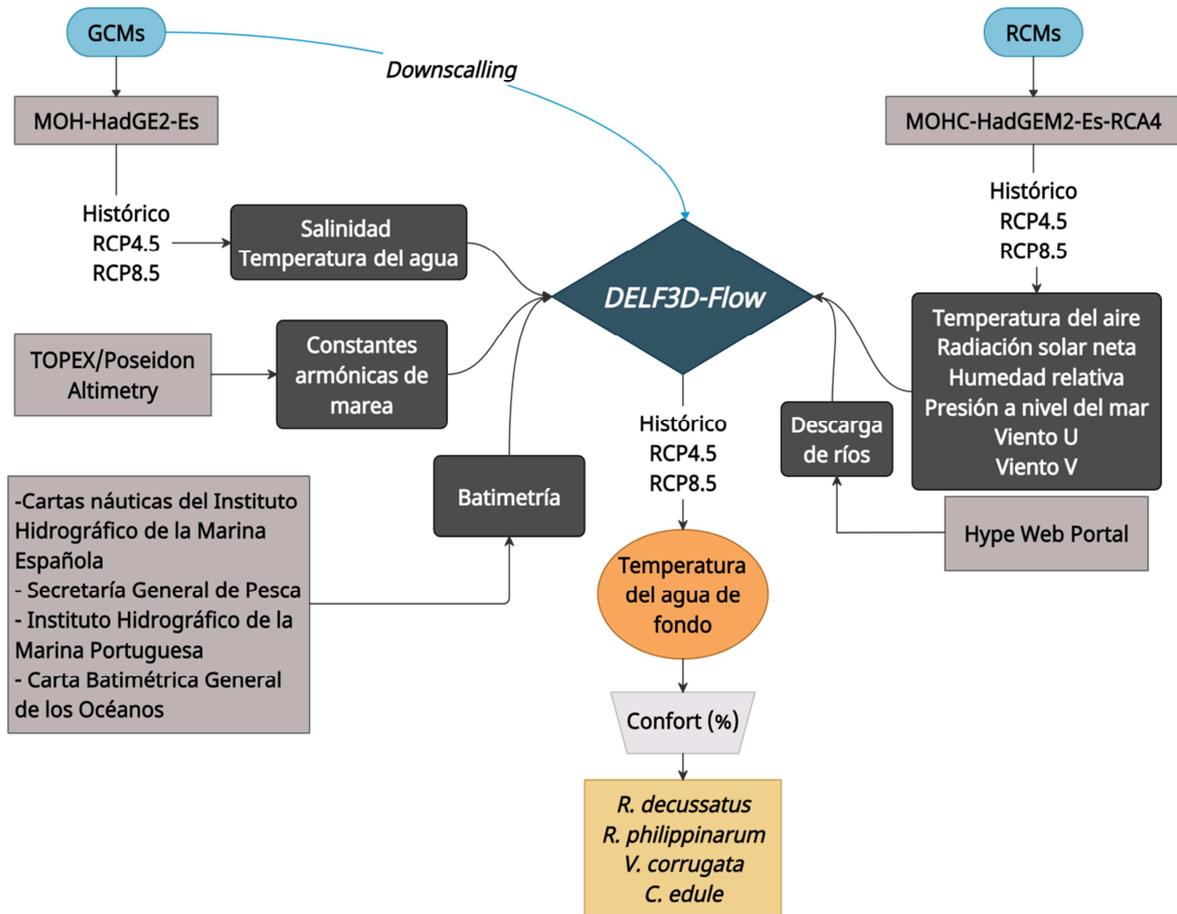


Figura 2. Diagrama de flujo reflejando la metodología utilizada en este estudio.

2.1 Área de estudio

El área de estudio del presente trabajo se centra en las Rías Baixas, situadas en la costa noroeste de la Península Ibérica (NOPI, Figura 3). El término Rías Baixas es usado para referirse al conjunto de rías más meridionales y extensas de la costa gallega. Estas son, de norte a sur, Muros, Arousa, Pontevedra y Vigo. Todas ellas siguen una orientación SO-NE casi perpendicular a la costa, con fondo plano y pendiente suave. La profundidad a lo largo de sus ejes perpendiculares varía de 40-60 m en la parte externa a 5-10 m en parte interna, donde desembocan los principales ríos (Vilas y cols., 2008).

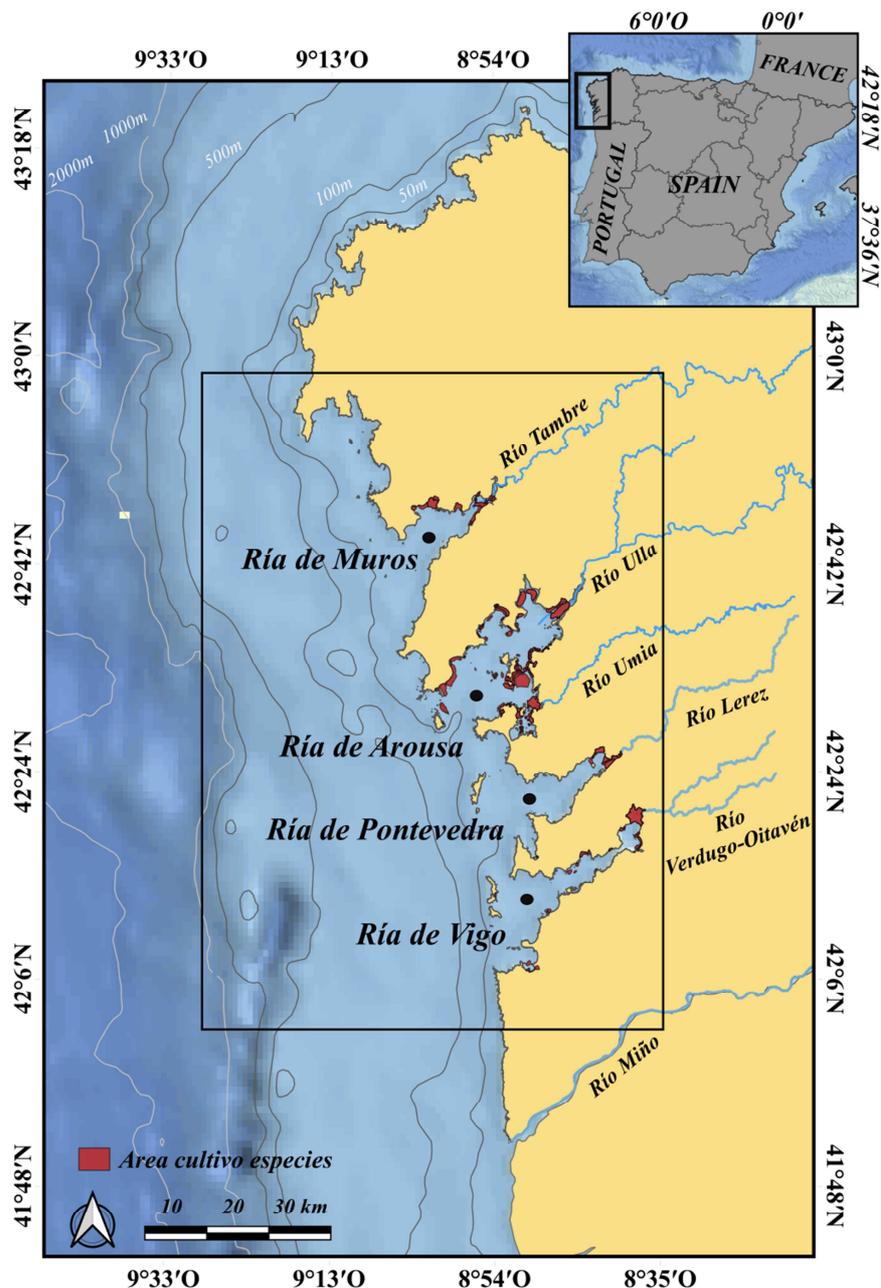


Figura 3. Área modelada. El rectángulo negro indica el área de estudio. Los polígonos de color rojo indican el área de distribución de las cuatro especies de interés. Las curvas de nivel (líneas blancas y negras) se elaboraron a partir de la Carta Batimétrica General de los Océanos (GEBCO) del Centro Británico de Datos Oceanográficos (BODC).

Las rías son descritas como una sucesión de valles fluviales inundados, los cuales se han desarrollado sobre una costa rocosa o escarpada debido a un ascenso relativo del nivel del mar, cambios tectónicos o una combinación de ambos procesos (Vilas y cols., 2019). Generalmente se dividen en tres sectores en base a las características hidrodinámicas y sedimentológicas: parte interna, media y externa. La parte externa se

localiza en la entrada de la ría (también conocida como boca) y es el área con mayor influencia oceánica. En la parte media o central de la ría, se dan condiciones bajas de energía debido al equilibrio entre mareas y corrientes fluviales. La parte interna, se corresponde con la zona menos profunda de la ría, donde desemboca el río principal e hidrodinámicamente está dominada las descargas fluviales (Vilas y cols., 2019; Des, 2020). La plataforma continental adyacente a las Rías Baixas es relativamente estrecha, entre 30 y 50 km, encontrando la ruptura de la plataforma alrededor de los 160-180 m (Dias y cols., 2002; Rey y cols., 2014).

La circulación atmosférica en la zona está determinada por el anticiclón de las Azores y la depresión de Islandia. Las diferencias de presión entre ambos sistemas controlan la fuerza y la dirección de los vientos del oeste y las trayectorias de las tormentas en el Atlántico Norte. En verano, la predominancia de vientos costeros de dirección ecuatorial, junto a la orientación de la costa en el área, con un ángulo aproximado de 90°, favorecen la ocurrencia de eventos de afloramiento costero (Rosón y cols., 2008).

Hidrodinámicamente, las rías son estuarios parcialmente mixtos con un patrón típico de circulación residual positiva (Taboada y cols., 1998). Barton y cols. (2015) describieron la circulación general de la Ría de Vigo en condiciones de afloramiento durante los meses de verano, el cual puede extrapolarse a la Ría de Pontevedra debido a la similitud fisiográfica. En estas rías el agua entra por las capas de fondo a través de las bocas norte y sur de la ría, y sale por la capa superficial a través de la boca sur. Sin embargo, en las Ría de Arousa y Muros la situación difiere debido a la fisiografía. En la Ría de Arousa la boca sur de la ría posee una considerable extensión en comparación con la boca norte, la cual, además, se encuentra parcialmente bloqueada por varias islas y altos estructurales (Rosón y cols., 1995; 1997; Otero y cols., 2013). La Ría de Muros, es la única sin islas en la parte externa (Carballo y cols., 2009) y la circulación dentro la ría se corresponde a una circulación estuarina típica (Taboada y cols., 1998; Des, 2020).

El régimen de mareas en las Rías Baixas es semidiurno y mesomareal con un periodo de aproximadamente 12,25 horas y una amplitud de entre 2 m en mareas muertas y 4 m en mareas vivas (Sousa y cols., 2014). La marea se propaga de sur a norte como ondas Kelvin, con una amplitud que aumenta hacia la costa. Los armónicos diurnos y semidiurnos más importantes son M2 (lunar principal), S2 (solar principal), K1 (luni-

solar semidiurno) y O1 (lunar diurno principal) (Des, 2020). La temperatura superficial del agua varía de manera estacional, con valores más altos en la época de verano (aproximadamente 18°C de julio a agosto) y más bajos en la época de invierno (aproximadamente 13°C de enero a mayo). El ciclo anual de temperatura para el agua de fondo es muy distinto al del agua superficial, y con menor oscilación. Los mínimos se alcanzan en verano (aproximadamente 13°C de julio a agosto) a consecuencia de la entrada de agua subsuperficial por afloramiento.

2.2 Modelo numérico

La temperatura del fondo en el área de estudio se calculó usando el módulo Flow del modelo numérico hidrodinámico Delft3D. Este módulo permite simular un gran número de procesos, además de la temperatura, resolviendo las ecuaciones horizontales de movimiento, de continuidad y transporte. Las simulaciones numéricas se realizaron utilizando la malla y la parametrización previamente implementadas y validadas para las Rías Baixas por Des y cols., (2019, 2020a). Las principales características del modelo numérico se describen a continuación.

La malla computacional abarca desde 9.20° W a 8.55° W y desde 42.05° a 42.9° N (Figura 3). El tipo de malla empleado es curvilíneo con 452 x 446 celdas (53603 elementos), y la resolución aumenta desde la frontera oeste (2200 x 800 m) hasta alcanzar 220 x 140 m en las Rías Baixas. En la vertical, la malla vertical se compone de 16 capas sigma dónde las capas superiores poseen un refinado mayor para mejorar la capacidad del modelo de resolver la interacción atmósfera-océano y la mezcla vertical (1ª capa 1%, 2ª capa 1%, 3ª capa 3%, 4ª capa 4%, 5ª capa 5%, 6ª capa 6%; y de la 7ª a la 16ª capa 8% cada una). El paso de tiempo es de 0,5 minutos basado en el número de Courant Friedrichs-Lewy.

El modelo numérico requiere de una serie de datos como entrada para realizar las simulaciones: batimetría, armónicos de marea, descarga de los ríos y variables atmosféricas y oceánicas (Figura 2).

La batimetría utilizada para las simulaciones del modelo se creó a partir de la recopilación de datos de distintas fuentes: los datos para las rías de Arousa y Muros fueron obtenidos de las cartas náuticas del Instituto Hidrográfico de la Marina Española, los de las rías de Vigo y Pontevedra fueron proporcionados por la Secretaría General de

Pesca, y los correspondientes a zona de la plataforma adyacente se descargaron de la Carta Batimétrica General de los Océanos.

Para reproducir el nivel del mar se introdujeron los componentes armónicos de las mareas (M2, S2, N2, K2, K1, O1, P1, Q1, MsF, MM, M4, MS4, MN4), obtenidos a partir del modelo TPXO 7.2 TOPEX/Poseidon Altimetry (<http://volkov.oce.orst.edu/tides/global.html>), como forzamiento astronómico en el límite abierto oceánico.

Las descargas fluviales se obtuvieron del Hype Web portal (<https://hypeweb.smhi.se>) y fueron impuestas en el modelo como límite fluvial abierto. Siguiendo las proyecciones realizadas por el Hype Web portal, se consideró una reducción del 10% de la descarga para las proyecciones futuras bajo el escenario RCP4.5 y del 25% bajo el escenario RCP8.5, respecto al histórico (<https://hypeweb.smhi.se/explore-water/climate-impacts/europe-climate-impacts/>).

El modelo “flujo absoluto, radiación solar neta” fue utilizado para simular el intercambio de calor a través de la superficie libre. Dicho modelo requiere de variables como la humedad relativa, la temperatura del aire y la combinación de la radiación solar neta. La pérdida de calor debido a la evaporación y a la convección es calculada por el modelo (Deltares, 2014). Los componentes del viento y los valores de la presión se imponen para el modelo de flujo, variando espacialmente. Como fuente de datos de estas variables se utilizaron las salidas del modelo regional MOHC-HadGEM2-Es-RCA4 RCM que se descargaron de la web del proyecto CORDEX (Coordinated Regional Climate, <http://www.cordex.org/>).

Las salidas del modelo global MOHC-HadGEM2-Es, ejecutado dentro del proyecto Climate Model Program of Diagnosis and Intercomparison (CMPI5) (<https://esgf-node.llnl.gov/>), se utilizaron como condiciones de transporte (salinidad y temperatura) en la frontera oceánica abierta y como condiciones iniciales.

El modelo Delft3D-Flow se ejecutó para los periodos histórico (1999-2018) y futuro (2080-2099) bajo los escenarios RCP4.5 y RCP8.5 con las condiciones de entradas descritas anteriormente, realizando un downscaling del modelo climático MOHC-HadGEM2-Es para las Rías Baixas. Así, se lanzaron un total de 60 test, cada test abarca los meses de julio y agosto de cada año, y cada test necesitó 10 días de ejecución. Para la realización de este trabajo se tuvo acceso al servidor de cálculo del grupo de

investigación Ephyslab, por lo que se pudieron lanzar varios test de forma simultánea, reduciendo el tiempo de cómputo total.

2.3 Índice de confort

El índice de confort indica el porcentaje de tiempo durante el cual la temperatura del agua permanece dentro del rango óptimo de tolerancia térmica de la especie estudiada (Des y cols. 2020a). La determinación de los rangos óptimos de tolerancia se llevó a cabo mediante revisión bibliográfica. Según la base de datos META (Maritime and Environmental Thresholds for Aquaculture, <https://longline.co.uk/meta/List>), que reúne gran parte de la información disponible sobre umbrales ambientales, los rangos de temperatura óptima para las especies analizadas son entre: 18-24 °C para *R. decussatus*; 17-29 °C para *C. edule*; 20-22 °C para *R. philippinarum* y 15-20 °C para *V. corrugata*. Sin embargo, experimentos en condiciones de laboratorio con individuos recolectados parecen mostrar rangos más estrechos para alguna de las especies. Para *R. decussatus*, Sobral y Widdows (1997) realizaron experimentos con individuos recolectados en la Ria Formosa, Portugal, y concluyeron un rango óptimo para la especie de 20-25 °C. Macho y cols., (2016) determinaron el mismo rango (20-25 °C) para individuos de *R. decussatus* recolectados en las Rías Baixas. Para *R. philippinarum*, Paillard y cols., (2004) definieron el límite superior óptimo en 21 °C estudiando individuos de las Rías de Arousa y Camariñas, al norte de nuestra zona de estudio. Para *V. corrugata*, el límite superior acordado para la especie por Cerviño-Otero (2011) fue de 23 °C. Albentosa y cols. (1994), además, observaron tendencias positivas en el crecimiento con valores de entre 15 y 20 °C. Ambos estudios coinciden en un valor de 20 °C para el óptimo de la especie. Para *C. edule*, Verdelhos y cols., (2015) expusieron un umbral de 20-23 °C como el óptimo para su desarrollo. Compton y cols., (2007) y Freitas y cols., (2007) fijaron los valores de 22 y 25 °C, respectivamente, como los límites superiores óptimos. Teniendo en cuenta que META, como base de datos, define los rangos óptimos de estas especies a partir de estudios realizados en diversos lugares del mundo y que existen varios estudios sobre las especies de interés realizados con individuos recolectados en zonas cercanas a nuestra área de estudio, lo que sugiere una mayor precisión y realidad a la hora de tratar los valores óptimos de desarrollo, se decidió adaptar los umbrales

definidos por META en función de los estudios realizados en el área de estudio (Tabla 1).

Tabla 1. Umbrales óptimos de tolerancia térmica de las especies analizadas.

| Especie | Rango óptimo | Referencias |
|-------------------------|---------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <i>R. decussatus</i> | 18-24 °C | Macho y cols., 2016; https://longline.co.uk/meta/List |
| <i>C. edule</i> | 17-25 °C | Compton y cols., 2007; Verdelhos y cols., 2015 |
| <i>V. corrugata</i> | 15-20 °C | Cerviño-Otero, 2011; Albentosa y cols., 1994 |
| <i>R. philippinarum</i> | 20-22 °C | https://longline.co.uk/meta/List ; Macho y cols., 2016 |

2.4 Procesado de datos

El análisis de datos se realizó con el software MATLAB, desde extraer las variables de interés de los archivos de salida de Delft3D-Flow hasta la realización de los mapas que muestran las zonas de confort.

El modelo numérico Delft3D-Flow proporciona salidas de diversas variables físicas en cada celda de la malla computacional con una resolución de seis horas. En este estudio se utilizaron las salidas de la capa 16, que corresponden con temperatura del agua en el fondo.

En primer lugar, se calculó el valor promedio diario de la temperatura del agua del fondo para cada celda horizontal y para cada uno de los test. A continuación, se calculó el índice de confort para cada una de las especies en cada uno de los píxeles y para cada escenario (histórico, futuro lejano RCP4.5 y futuro lejano RCP8.5), estos resultados fueron representados en los mapas de confort térmico. Además, para un mejor análisis de las proyecciones, se calculó la diferencia entre el índice de confort calculado para cada uno de los escenarios futuros respecto al histórico ($\Delta T = T_{RCP} - T_H$).

Para evaluar los posibles efectos del cambio climático en áreas cultivables, zonas donde la profundidad es menor a 10 m (Álvarez y cols., 2005), se calculó la extensión de las zonas donde el índice de confort obtenido supera el 60% y la profundidad es menor a 10 m.

3. RESULTADOS

En este apartado se presentan los resultados obtenidos al analizar el porcentaje de tiempo durante el cual la temperatura del agua de fondo se encuentra dentro de los valores óptimos de desarrollo (índice de confort) para cada una de las especies estudiadas durante los meses de julio y agosto del periodo histórico (1990-2018) y futuro (2080-2099) bajo los escenarios RCP4.5 y RCP8.5. Las figuras correspondientes al escenario RCP4.5 se incluyen en el ANEXO I, ya que los resultados para este escenario se sitúan entre el histórico y el RCP8.5.

3.1 *Ruditapes decussatus*

Durante el periodo histórico (Figura 4a) el índice de confort para la especie *R. decussatus* supera el 60% en las zonas someras de la parte interna de las Rías de Muros, Arousa y Vigo, llegando a superar el 80% en A2 y en pequeñas extensiones de A1, M1 y V1. A finales de siglo, bajo un escenario RCP8.5 (Figura 4b) el área donde el confort supera el 60% se incrementa, superando el 80% del tiempo bajo condiciones de confort en amplias zonas de la parte interna y las costas norte y sur de la Ría de Arousa y en algunas áreas de la parte interna de las rías Muros (M1), Pontevedra (P1) y Vigo (V1, V2 y costa sur). En comparación con el escenario histórico (Figura 4a), se observa un desplazamiento de las áreas de confort hacia zonas más profundas (Figura 4b), llegando a superar los 10 m de profundidad en la parte interna de las rías de Arousa y Vigo. El análisis de la diferencia entre el índice de confort a finales de siglo bajo un escenario RCP8.5 y el índice de confort para el periodo histórico (Figura 4c) indica un incremento generalizado de las áreas de confort para *R. decussatus*, aunque se proyecta un descenso de entre un 25 y un 75% del índice de confort en las zonas someras de las rías de Muros, Arousa y Vigo, con valores de confort inferiores al 60% (Figura 4b). El análisis de las proyecciones futuras bajo el escenario RCP4.5 (Figura AI.1) indica un patrón similar al observado en las proyecciones bajo el escenario RCP8.5, con incremento de las áreas donde el índice de confort supera el 60% y desplazamiento de éstas hacia zonas profundas, aunque el área afectada es menor que bajo el escenario RCP8.5.

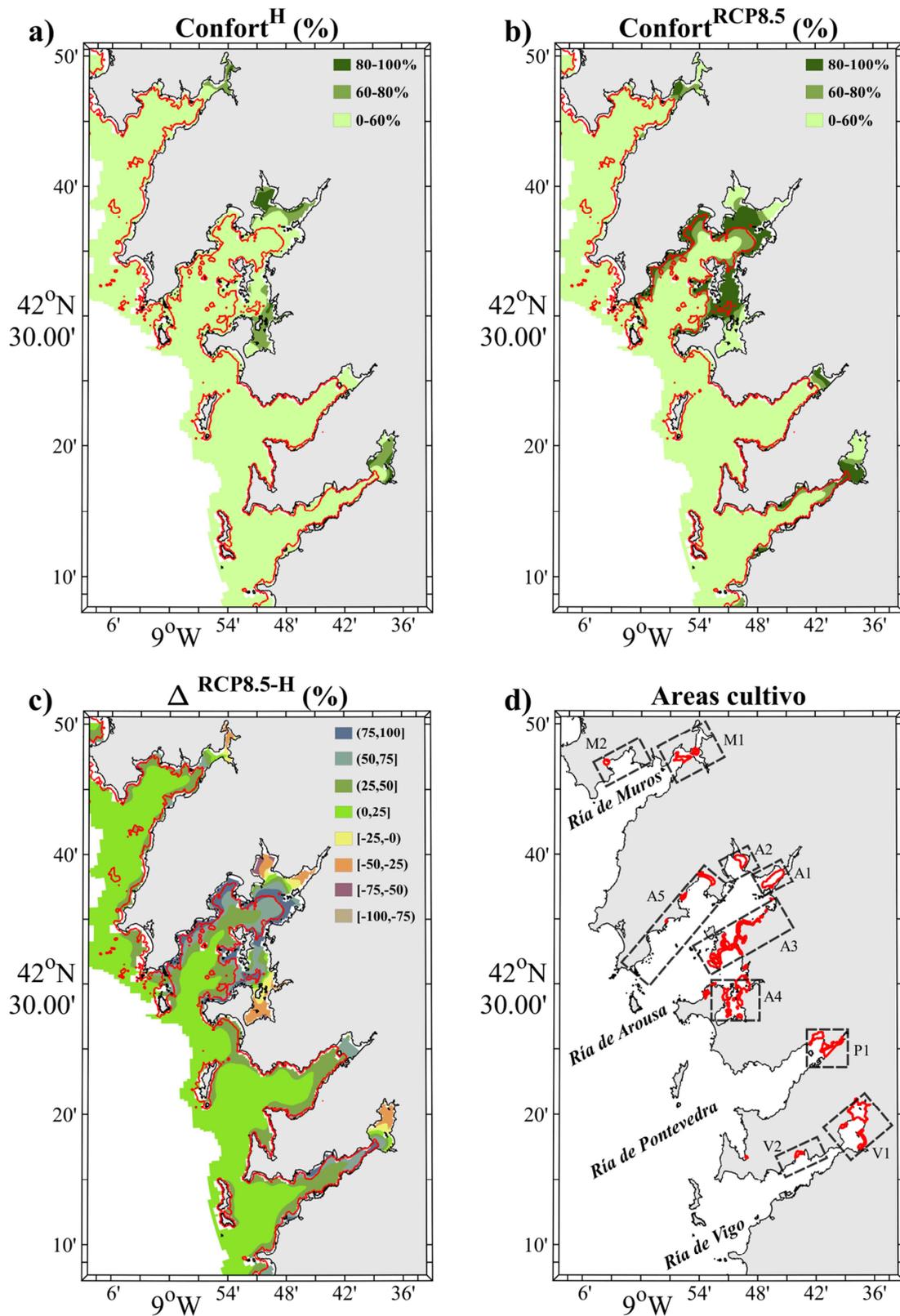


Figura 4. Porcentaje de tiempo (julio-agosto) durante el cual la temperatura del agua en el fondo está dentro del rango de confort de *R. decussatus* (18-24 °C), (a) histórico (1999-2018), (b) futuro RCP8.5 (2080-2099) bajo el escenario RCP8.5, (c) diferencia (RCP8.5-Histórico), (d) áreas de cultivo actuales de la especie. La línea roja en a-c representa la batimétrica de 10 m.

Teniendo en cuenta la profundidad de la zona de cultivo (máximo de 10 m), en el periodo histórico la extensión total de las Rías Baixas donde el índice de confort supera el 60% es de 57,60 km² (Tabla 2). En el futuro se espera que esta extensión se vea incrementada, tanto bajo el escenario RCP4.5 (100,50 km²) como bajo el escenario RCP8.5 (108,73 km²). En todas las rías se proyecta un incremento de la extensión del área de cultivo bajo condiciones de confort superiores al 60% tanto bajo el escenario RCP4.5 como en el RCP8.5 (Tabla 2). De las cuatro rías que conforman las Rías Baixas, la Ría de Arousa es en la que se observa una mayor extensión bajo los tres escenarios (escenario histórico 38,03 km², futuro RCP4.5 58,63 km² y futuro RCP 8.5 73,09 km²), seguida de las rías de Vigo y Muros y, por último, la Ría de Pontevedra, donde la extensión en el periodo histórico es de 0,24 km² pudiendo alcanzar los 5,91 km² bajo el escenario RCP8.5.

Tabla 1. Extensión del área (km²) donde el índice de confort sobrepasa el 60% para *R. decussatus*. por encima de la batimétrica de 10 metros de profundidad.

| Ría | Área (km ²) | | | | |
|------------|-------------------------|--------|-----------------------|--------|-----------------------|
| | H | RCP8.5 | $\Delta^{(RCP8.5-H)}$ | RCP4.5 | $\Delta^{(RCP4.5-H)}$ |
| Muros | 7,15 | 9,25 | 2,10 | 8,73 | 1,58 |
| Arousa | 38,03 | 73,09 | 35,07 | 58,63 | 20,60 |
| Pontevedra | 0,24 | 5,91 | 5,67 | 2,51 | 2,27 |
| Vigo | 12,17 | 20,47 | 8,30 | 14,53 | 2,36 |
| Total | 57,60 | 108,73 | 51,13 | 100,50 | 42,90 |

3.2 *Venerupis corrugata*

El índice de confort histórico para la especie *V. corrugata* supera el 60% en grandes áreas con profundidades menores de 10 m, y en algunas zonas más profundas en las rías de Arousa y Vigo (Figura 5a). En zonas costeras al norte y sur de las rías de Arousa y Vigo, y en algunas áreas de la parte interna de las rías de Arousa (A3), Vigo (V1) y Pontevedra (P1) el índice de confort supera el 80%. En el futuro, bajo el escenario RCP8.5 (Figura 5b), el área donde el confort supera el 60% del tiempo cubre prácticamente toda la extensión de las Rías Baixas, excepto las zonas más someras. En las partes medias y externas se supera el 80% del tiempo bajo condiciones de confort. En comparación con el escenario histórico (Figura 5a), se observa un desplazamiento

de las áreas de confort hacia zonas más profundas (Figura 5b) llegando a superar los 10 m de profundidad en todas las rías. El análisis de la diferencia entre el índice de confort a finales de siglo bajo el escenario RCP8.5 y el índice de confort para el periodo histórico (Figura 5c) muestra un aumento de las áreas de confort en zonas costeras de las rías de Muros y Pontevedra de entre un 25 y 75%. Sin embargo, se proyecta una disminución del índice de confort en las zonas someras de las cuatro rías, que puede alcanzar el 100 %, disminuyendo el confort hasta valores inferiores al 60% (Figura 5b-c). La Ría de Pontevedra, es la única ría que supera el 60% del tiempo bajo condiciones de confort en la parte interna (Figura 5b). El análisis de las proyecciones futuras bajo el escenario RCP4.5 (Figura AI.2) indica una tendencia similar a la observada en las proyecciones bajo el escenario RCP8.5, con un desplazamiento de las áreas de mayor confort hacia zonas más profundas. En este escenario el área donde el índice de confort supera el 60% e incluso el 80% es sutilmente mayor para las cuatro rías en comparación con el escenario RCP8.5.

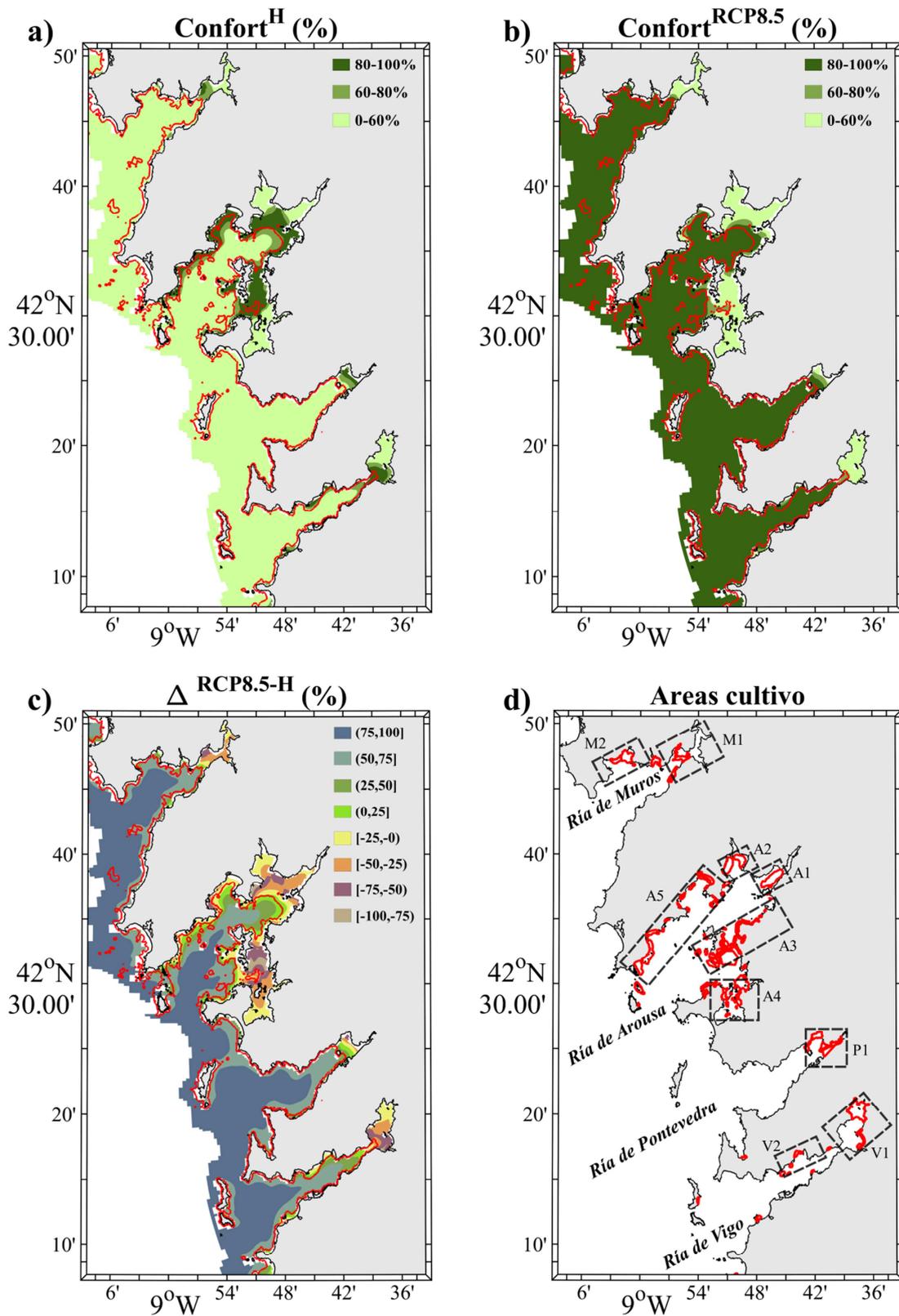


Figura 5. Porcentaje de tiempo (julio-agosto) durante el cual la temperatura del agua en el fondo está dentro del rango de confort de *V. corrugata* (15-20 °C), (a) histórico (1999-2018), (b) futuro RCP8.5 (2080-2099) bajo el escenario RCP8.5, (c) diferencia (RCP8.5-Histórico), (d) áreas de cultivo actuales de la especie. La línea roja en a-c representa la batimétrica de 10 m.

La extensión total del área cultivable (áreas donde la profundidad es inferior a 10 m) donde el índice de confort supera el 60% se muestra en la tabla 3. Para el periodo histórico esta área es de 92,20 km². En el futuro se espera que esta extensión sea menor, tanto bajo el escenario RCP4.5 (90,73 km²) como bajo el escenario RCP8.5 (70,71 km²). De las cuatro rías que conforman las Rías Baixas, la Ría de Arousa es en la que se observa una mayor extensión bajo los tres escenarios (escenario histórico 63,50 km², futuro RCP4.5 55,63 km² y futuro RCP8.5 41,63 km²), pese a la disminución proyectada para ambos escenarios futuros. La Ría de Vigo aparece como la segunda ría con mayor extensión en el periodo histórico (Arousa-Vigo-Muros-Pontevedra), siendo relevada por la Ría de Muros bajo ambos escenarios futuros. La Ría de Muros es la única de las cuatro rías para la que las proyecciones indican un crecimiento del área cultivable bajo ambos escenarios (futuro RCP8.5 12,96 km² y futuro RCP4.5 14,39 km²). En la Ría de Pontevedra se proyecta un incremento solo bajo el escenario RCP4.5, pasando de una extensión de 5,63 km² en el histórico a 6,49 km² en el escenario futuro RCP4.5.

Tabla 3. Extensión del área (km²) donde el índice de confort para *V. corrugata* sobrepasa el 60% por encima de la batimétrica de 10 metros de profundidad.

| Ría | Área (km ²) | | | | |
|------------|-------------------------|--------|-----------------------|--------|-----------------------|
| | H | RCP8.5 | $\Delta^{(RCP8.5-H)}$ | RCP4.5 | $\Delta^{(RCP4.5-H)}$ |
| Muros | 7,34 | 12,96 | 5,61 | 14,39 | 7,04 |
| Arousa | 63,50 | 41,63 | -21,87 | 55,80 | -7,70 |
| Pontevedra | 5,63 | 5,38 | -0,25 | 6,49 | 0,85 |
| Vigo | 15,72 | 10,73 | -4,98 | 14,05 | -1,67 |
| Total | 92,20 | 70,71 | -21,48 | 90,73 | -1,46 |

3.3 *Cerastoderma edule*

El índice de confort histórico de *C. edule* supera el 60% en las zonas someras de la parte interna de las Rías de Muros, Arousa y Vigo, llegando a superar el 80% en la mayor parte de estas zonas (Figura 6a). En el futuro, bajo un escenario RCP8.5, el área donde el índice de confort supera el 60% se incrementará (Figura 6b). El índice de confort superará el 80% del tiempo en amplias zonas de la parte interna y las costas norte y sur

de las cuatro rías que conforman las Rías Baixas. En comparación con el escenario histórico (Figura 6a), se observa un desplazamiento de las áreas de confort hacia zonas más profundas (Figura 6b). El análisis de la diferencia entre el índice de confort a finales de siglo bajo el escenario RCP8.5 y el índice de confort para el periodo histórico (Figura 6c) indica un incremento generalizado de las áreas de confort para *C. edule*. Por el contrario, se proyecta un descenso del índice de confort en las zonas someras de las rías de Muros, Arousa y Vigo, de entre el 25% y el 50%, lo que conllevaría a valores de confort inferiores al 60% en algunas regiones (M1, A1, A2, A4 y V1, Figura 6b). El análisis de las proyecciones futuras bajo el escenario RCP4.5 (Figura AI.3) indica un patrón similar al observado en las proyecciones bajo el escenario RCP8.5, con incremento de las áreas donde el índice de confort supera el 60% y desplazamiento de estas hacia zonas más profundas, aunque el área afectada sería menor que bajo el escenario RCP8.5.

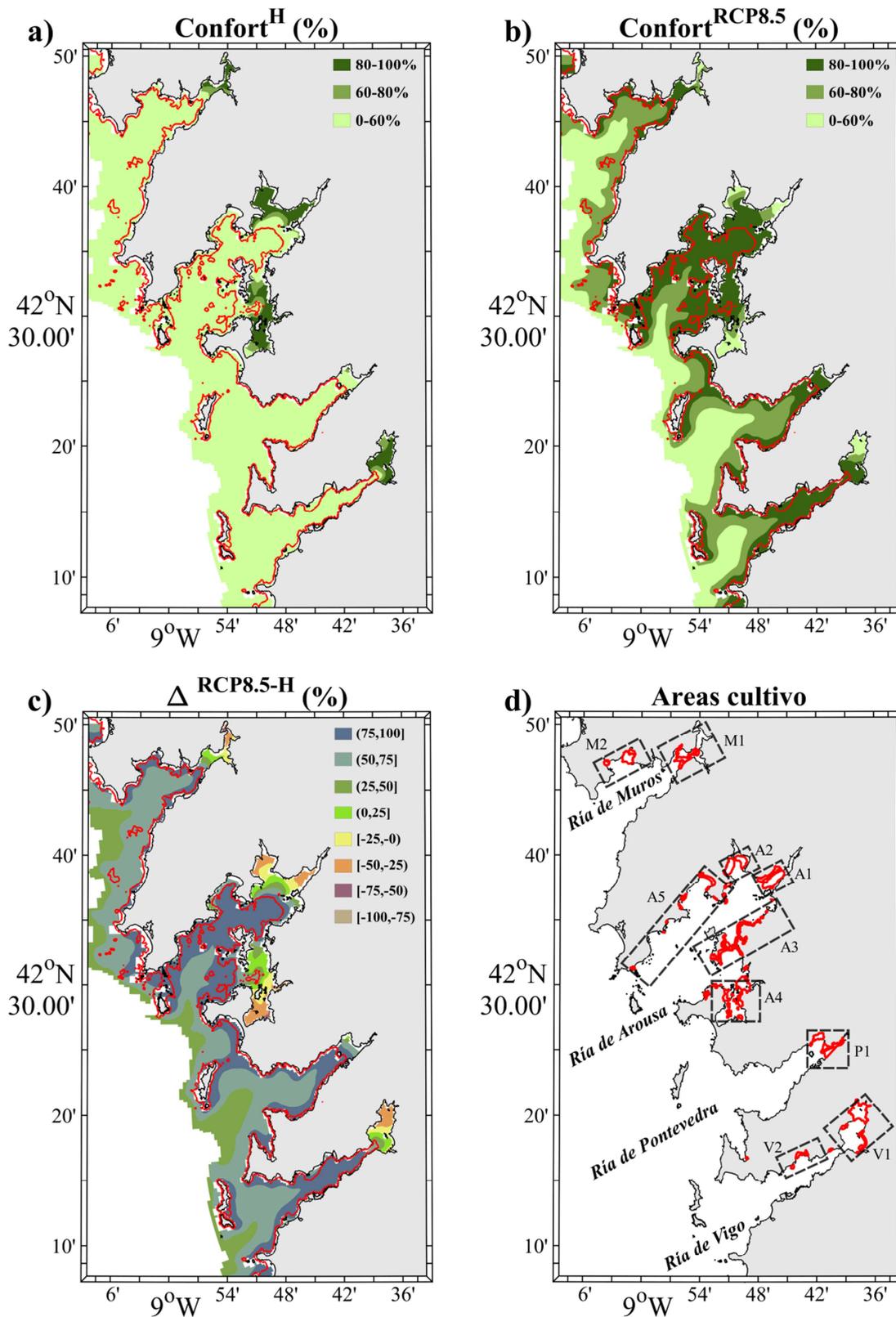


Figura 6. Porcentaje de tiempo (julio-agosto) durante el cual la temperatura del agua en el fondo está dentro del rango de confort de *C. edule* (17-25 °C), (a) histórico (1999-2018), (b) futuro RCP8.5 (2080-2099) bajo el escenario RCP8.5, (c) diferencia (RCP8.5-Histórico), (d) áreas de cultivo actuales de la especie. La línea roja en a-c representa la batimetría de 10 m.

La extensión total del área cultivable (profundidad máxima de cultivo de 10 m) en el periodo histórico donde el índice de confort supera el 60% es de 83,72 km² (Tabla 4). En el futuro se espera que esta extensión aumente, tanto bajo el escenario RCP4.5 (135,50 km²) como bajo el escenario RCP8.5 (142,52 km²). Se proyecta un incremento en la extensión del área bajo condiciones de confort superiores al 60% en todas las rías tanto bajo el escenario RCP4.5 como bajo el RCP8.5 (Tabla 4). De las cuatro rías que conforman las Rías Baixas, la mayor extensión cultivable se observa en la Ría de Arousa bajo los tres escenarios (escenario histórico 56,51 km², futuro RCP4.5 89,84 km² y futuro RCP 8.5 92,31 km²), seguida de las rías de Vigo y Muros y Pontevedra. Las proyecciones futuras indican que bajo el escenario RCP4.5 la extensión del área de cultivable en las rías de Arousa (89,84 km²) y Vigo (24,87 km²) será mayor que bajo el escenario RCP8.5.

Tabla 4. Extensión del área (km²) donde el índice de confort para *C. edule* sobrepasa el 60% por encima de la batimétrica de 10 metros de profundidad.

| Ría | Área (km ²) | | | | |
|------------|-------------------------|--------|-----------------------|--------|-----------------------|
| | H | RCP8.5 | $\Delta^{(RCP8.5-H)}$ | RCP4.5 | $\Delta^{(RCP4.5-H)}$ |
| Muros | 10,44 | 21,67 | 11,24 | 12,69 | 2,25 |
| Arousa | 56,51 | 89,84 | 33,32 | 92,31 | 35,79 |
| Pontevedra | 0,91 | 7,15 | 6,24 | 5,63 | 4,72 |
| Vigo | 15,86 | 23,86 | 7,99 | 24,87 | 9,01 |
| Total | 83,72 | 142,52 | 58,80 | 135,50 | 51,78 |

3.4 *Ruditapes philippinarum*

El índice de confort histórico para *R. philippinarum* es inferior al 60% en las cuatro rías (Figura 7a), manteniéndose por debajo del 60% a finales de siglo bajo el escenario RCP 4.5 (Figura AI.4) y aumentando ligeramente (valores entre el 60% y el 80%) en pequeñas áreas de las Rías de Arousa y Vigo (A3, A5 y V1) bajo el escenario RCP8.5. El análisis de la diferencia entre el índice de confort a finales de siglo bajo el escenario RCP8.5 y el índice de confort para el periodo histórico (Figura 7c) indica un incremento generalizado de las condiciones de confort para *R. philippinarum*. Sin embargo, se observa una disminución del índice de confort en las zonas someras de las rías de Muros, Arousa y Vigo.

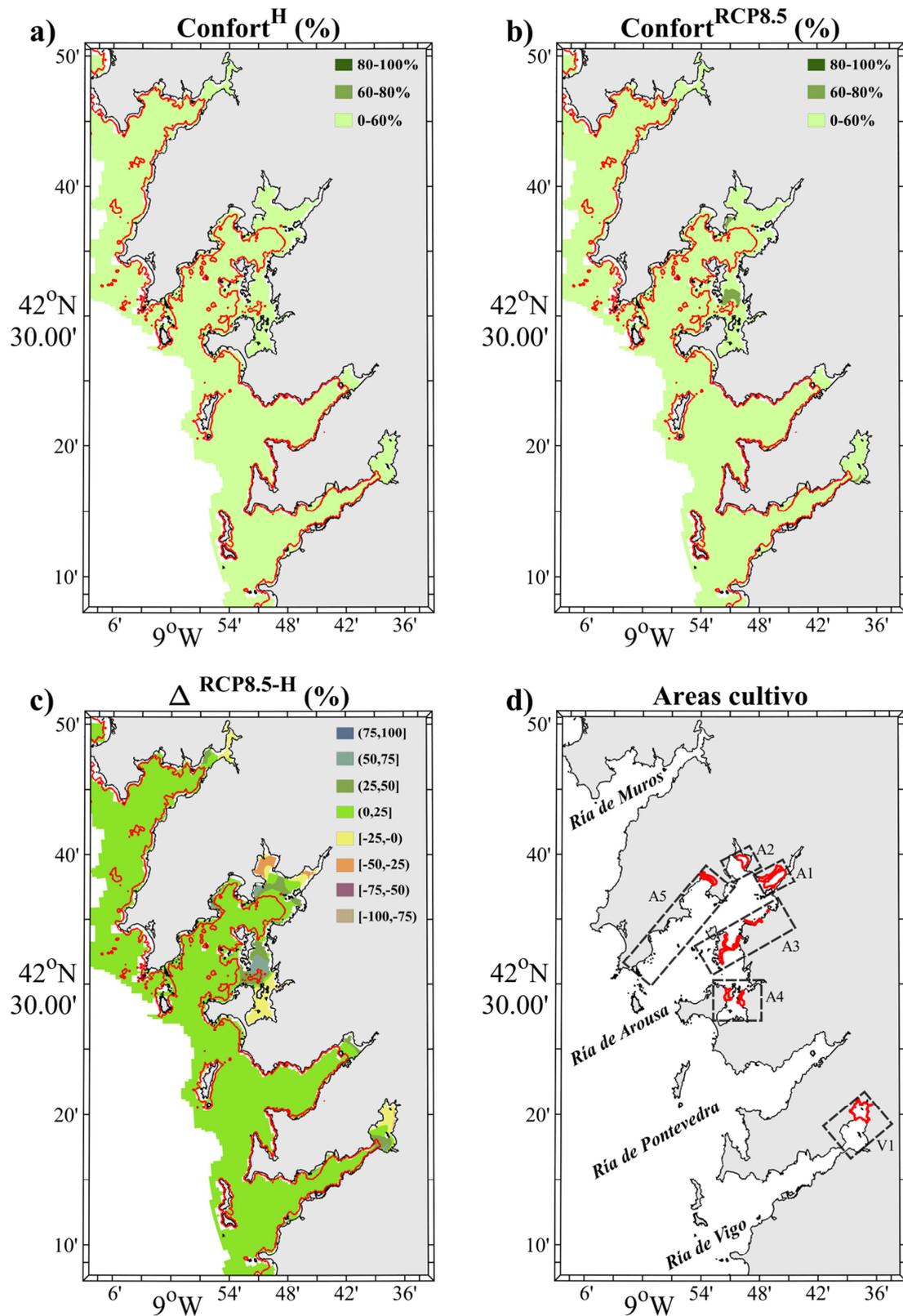


Figura 7. Porcentaje de tiempo (julio-agosto) durante el cual la temperatura del agua en el fondo está dentro del rango de confort de *R. philippinarum* (20-22 °C), (a) histórico (1999-2018), (b) futuro RCP8.5 (2080-2099) bajo el escenario RCP8.5, (c) diferencia (RCP8.5-Histórico), (d) áreas de cultivo actuales de la especie. La línea roja en a-c representa la batimétrica de 10 m.

No existe ninguna región en la zona de estudio donde el índice de confort supere el 60% para esta especie (Tabla 5) tanto en la actualidad como en un futuro lejano bajo el escenario RCP4.5. Sin embargo el área total cultivable a finales de siglo bajo el escenario RCP8.5 podría alcanzar los 7,13 km², de los cuales 6,63 km² se localizarían en la Ría de Arousa y 0,51km² en la Ría de Vigo.

Tabla 5. Extensión del área (km²) donde el índice de confort para *R. philippinarum* sobrepasa el 60% por encima de la batimétrica de 10 metros de profundidad.

| Ría | Área (km ²) | | | | |
|------------|-------------------------|--------|-----------------------|--------|-----------------------|
| | H | RCP8.5 | $\Delta^{(RCP8.5-H)}$ | RCP4.5 | $\Delta^{(RCP4.5-H)}$ |
| Muros | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| Arousa | 0,00 | 6,63 | 6,63 | 0,00 | 0,00 |
| Pontevedra | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| Vigo | 0,00 | 0,51 | 0,51 | 0,00 | 0,00 |
| Total | 0,00 | 7,13 | 7,13 | 0,00 | 0,00 |

4. DISCUSIÓN

La comparación entre la distribución geográfica de las áreas de confort proyectadas a finales de siglo y las modeladas para el periodo histórico, permite determinar cómo el cambio climático, bajo los escenarios RCP4.5 y 8.5, podría afectar a las especies *R. decussatus*, *R. philippinarum*, *C. edule* y *V. corrugata* en las Rías Baixas. El índice de confort térmico que se ha utilizado se basa en el rango de temperatura óptimo para cada una de las especies, se ha escogido la variable temperatura del agua ya que este parámetro físico se encuentra relacionado con los índices y rendimientos fisiológicos de las especies (Matías y cols., 2008; Kingsolver, 2011). En este estudio se han realizado simulaciones numéricas de la hidrodinámica de las Rías Baixas durante los meses de julio y agosto del periodo histórico (1999-2018) y futuro (2080-2099), periodo durante el cual las cuatro especies estudiadas se encuentran en época de puesta. El período de madurez y puesta es muy dilatado para las especies estudiadas, abarcando principalmente los meses desde febrero a octubre, y observándose en los meses de verano un pico de máxima puesta (Laurelle y cols., 2009; Otero y cols., 2011). Es en estos meses cuando empieza a aumentar la temperatura del agua y hay mayor disponibilidad de alimento, por lo que este período de puesta podría ser una estrategia para maximizar el crecimiento de larvas y semilla en primavera-verano (Holland, 1978).

Durante el periodo histórico, las áreas de mayor confort para *R. decussatus*, *C. edule* y *V. corrugata* se encuentran en la parte interna de las rías y en zonas con profundidades menores de 10 m. *Ruditapes philippinarum*, cuyo rango de temperatura óptimo se sitúa entre 20 °C y 22 °C, es la única especie para la que no se observan áreas donde el confort sea superior al 60%. Sin embargo, a finales de siglo y bajo ambos escenarios futuros de cambio climático (RCP4.5 y 8.5), el área de confort de las cuatro especies se ve incrementada desplazándose hacia zonas más externas y profundas de las rías, siendo mayor el incremento en el escenario 8.5.

En la zona de estudio, los eventos de afloramiento son frecuentes durante los meses de estudio, propiciando la entrada de agua fría en las Rías Baixas. Según estudios previos la temperatura media del agua de fondo en las Rías Baixas durante la época de afloramiento se sitúa entre los 12 y los 14 °C en la parte intermedia y externa (Blanton y cols., 1987; Prego y cols., 2001; Alvarez y cols., 2005). Estos valores son inferiores

rango óptimo inferior de las cuatro especies, lo que sustenta que el índice de confort obtenido para las especies sea inferior al 60% en la mayor parte del área de estudio. El calentamiento oceánico esperado para finales de siglo bajo el escenario RCP8.5 podría aumentar la temperatura del agua en las Rías Baixas entorno a los 3°C (Silva y cols., 2017). Este incremento de temperatura apoya los resultados obtenidos, ya que en este estudio se observa que la temperatura del agua de fondo podría aumentar hasta superar el rango inferior de especies como *V. corrugata* (15 °C) y *C. edule* (17 °C) en la mayor parte de las rías bajo el escenario RCP8.5. Sin embargo, el límite inferior de *R. decussatus* (18°C) solo es superado en la parte más interna de las rías. Este patrón de temperaturas, mayores en la parte interna que en la externa, ha sido previamente analizado en estudios de efectos del cambio climático en fanerógamas (Valle y cols., 2013), *Mytilus galloprovincialis* (Silva y cols., 2017; Des y cols., 2020a) y macroalgas (Des y cols., 2020b), determinando que las zonas someras de las partes internas de las rías podrían sufrir un mayor impacto del aumento de la temperatura del agua.

Como se indicó previamente, las zonas de confort superior al 60% para *R. decussatus*, *C. edule* y *V. corrugata* se encontraron en la parte interna y somera de las rías durante el periodo histórico. Esto se debe a que la temperatura del agua en el fondo en estas zonas supera el rango inferior de temperatura óptima sin llegar a sobrepasar el límite superior. En ambos escenarios futuros, pero especialmente en el escenario RCP8.5, el calentamiento oceánico podría propiciar que la temperatura en algunas de estas zonas se supere el límite superior de las especies (*V. corrugata* 20°C, *R. philippinarum* 22 °C, *R. decussatus* 24 °C y *C. edule* 25°C) la mayor parte del tiempo, reduciéndose el confort debido al estrés térmico. Cabe destacar el caso de *R. philippinarum* cuyo rango de temperatura óptimo es de 20 a 22 °C, debido al alto valor de temperatura como límite inferior y la escasa amplitud del rango de forma general el índice de confort para esta especie es inferior al 60%, apareciendo pequeñas áreas de las rías de Arousa y Vigo en el escenario futuro RCP8.5 en las que se supera este valor.

Los contrastes de temperatura del agua de fondo observados entre las zonas externas e internas de las rías para ambos periodos estudiados podrían deberse a distintos fenómenos físicos. En verano, la predominancia de vientos costeros de dirección ecuatorial y la orientación de la costa gallega favorecen el afloramiento de agua profunda más fría sobre las rías (Álvarez y cols., 2005; Rosón y cols., 2008). El agua

aflorada podría mitigar el efecto del aumento de temperatura en las capas más profundas y externas de las rías y, por lo tanto, dando motivando el contraste de temperatura respecto a zonas internas (Des y cols., 2020a; 2020b). Sin embargo, en el futuro se espera que la temperatura del agua aflorada aumente (Casabella y cols., 2014; Cordeiro Pires y cols., 2016; Santos y cols., 2016; Sousa y cols., 2017), lo que explicaría el aumento de la temperatura media del agua de fondo. Además, a pesar de que se prevé una intensificación de los vientos favorables al afloramiento (Sousa y cols., 2017) el incremento de la estratificación térmica y la profundización de la termoclina podrían contrarrestar el aumento del índice de afloramiento (Sousa y cols., 2020). Las proyecciones indican que la estratificación será más marcada en la parte exterior de las rías, dificultando el ascenso del agua aflorada y la mezcla vertical, y favoreciendo el contraste de temperatura entre zonas externas e internas. La radiación solar es otro factor que motiva las elevadas temperaturas del agua de fondo en zonas someras de las partes internas de las rías y la estratificación. El calentamiento progresivo de la superficie por la máxima influencia solar genera un gradiente vertical de temperatura hasta las capas del fondo (Alvarez y cols., 2005).

Asumiendo que la descarga fluvial para los meses del estudio es despreciable, las diferencias entre las distintas rías en relación al índice de confort para las especies estarían explicadas por la circulación general y batimetría de las mismas (Alvarez-Salgado y cols., 1993; Taboada y cols., 1998). La circulación en las rías de Vigo (Souto y cols., 2003; Barton y cols., 2015) Pontevedra (Figueiras y cols., 1985; Montero y cols., 2011) y Muros (Iglesias y Carballo, 2009; 2010) sigue un patrón similar. Las diferencias en los índices de confort dados entre las rías de Vigo y Pontevedra se relacionan con las diferencias en la fisiografía sus partes internas. En el caso de Vigo, en la parte interna se encuentra la bahía de San Simón (V1), una zona somera, mayoritariamente intermareal, de baja energía, y separada del resto de la ría por el estrecho de Rande (Álvarez-Iglesias y cols., 2003; Iglesias y García-Gil, 2007). En la bahía de San Simón, en verano, la estratificación de la columna de agua se mantiene por la distribución vertical de la temperatura (Prego y Fraga, 1992; Montero y cols., 1999). La estratificación, debida a la elevada radiación solar propia de los meses de verano (Álvarez y cols., 2005), estaría dando lugar al aumento de la temperatura del agua en toda la columna de agua. En Pontevedra, en cambio, las zonas intermareales son escasas

y la profundidad en la parte interna es mayor que en la Ría de Vigo. Esto favorece que toda la ría esté más afectada por el afloramiento (Prego y Dale, 2001) y que los valores de la temperatura del agua de fondo en la parte interna de la Ría de Pontevedra sean similares a la del agua aflorada. La circulación en la Ría de Arousa es diferente al resto de las rías, el agua aflorada apenas entra en la ría debido a su orientación geográfica (dirección noreste-suroeste) y la entrada de agua aflorada tan solo ocurre por la boca sur (Alvarez y cols., 2005). El caso de la Ría de Muros, la circulación general es similar a la de Vigo y Pontevedra con la particularidad de que es la única ría sin islas en su boca por lo que se encuentra más afectada por la circulación oceánica (Carballo y cols., 2009a, 2009b).

A pesar de que de forma generalizada aumentan las zonas de confort térmico para las especies analizadas esto no implica que todas las áreas puedan ser explotadas, ya que el cultivo de estas especies se limita a zonas de hasta 10 m de profundidad (Domínguez y cols., 2020). Por ello se analizaron las variaciones del índice de confort en las zonas que cumplen esta condición (profundidad < 10 m), áreas cultivables. En este sentido se observa que la extensión de las áreas cultivables donde el índice de confort mejora aumentan de forma generalizada para *R. decussatus*, *C. edule* y *R. philippinarum* para finales de siglo. Sin embargo, a pesar del incremento en las áreas bajo condiciones de confort mostrado para las cuatro especies en los escenarios futuros, *V. corrugata* es la única especie para la cual la extensión donde el índice de confort supera el 60% disminuye en el área cultivable. Estas cuatro especies son de gran relevancia económica en el sector marisquero de Galicia (Molares y Parada, 2008; Macho y cols. 2013, 2016), el cual se ha incrementado en los últimos años moviendo 71 y 74 millones de euros en los años 2018 y 2019 (www.pescagalicia.com). En el año 2020 este valor se vio reducido a 57 millones de euros, pero hay que tener en cuenta que la producción de este año está sesgada por las restricciones impuestas debido la situación de pandemia. Los resultados obtenidos indican que en los escenarios de cambio climático analizados la productividad de *R. decussatus*, *C. edule* y *R. philippinarum* podría verse incrementada mientras que para *V. corrugata* podría disminuir.

Las especies analizadas son capaces de adaptarse a al estrés térmico mediante mecanismos fisiológicos desarrollando pautas de comportamiento entre los que se encuentra el enterramiento en el sedimento o el cierre de valvas. Sin embargo,

exposiciones a temperaturas fuera del rango óptimo de desarrollo repercuten en su fisiología alterando las tasas de alimentación y crecimiento, la capacidad de enterramiento y cierre de valvas y, en última instancia, provocando la muerte de los individuos (Sobral y Widdows, 1997; Humphreys y cols., 2007; Morley y cols., 2012; Verdelhos y cols., 2015). Domínguez y cols. (2020) analizaron el impacto del estrés térmico en las cuatro especies estudiadas, concluyendo que *V. corrugata* es la especie más susceptible al estrés térmico, seguida de *C. edule*, *R. philippinarum* y *R. decussatus*. Esto indica que la capacidad adaptativa de *V. corrugata* (cuya productividad podría disminuir a final de siglo debido al estrés térmico) podría ser limitada.

Estudios realizados bajo condiciones de laboratorio indican que valores de temperatura del agua superiores a 25 °C causan reducciones en el margen de crecimiento en las cuatro especies analizadas (Albentosa y cols., 1994, Sobral y Widdows 1997, Moschino y cols. 2011; Verdelhos y cols., 2015), este valor podría alcanzarse e incluso sobrepasarse en muchas zonas internas de las Rías Baixas bajo el escenario RCP8.5. Por lo tanto, el aumento prolongado de exposición al estrés térmico en muchas de las zonas internas de las rías se traduciría en un aumento de la frecuencia de enterramiento y una tendencia negativa en el crecimiento siendo necesario más tiempo para que los individuos alcancen el tamaño comercial (Molares y Parada, 2008; Macho y cols., 2013; 2016).

También es importante destacar que, durante los meses de julio y agosto, las cuatro especies estudiadas se encuentran en época de puesta. Por lo que, el posible estrés térmico, se traduciría en una disminución del éxito reproductivo debido a un menor número y tamaño de los huevos (Rodríguez Carballo y cols. 1992; Laurelle y cols., 1994; Boyden, 2011; Cerviño-Otero, 2011). Otro impacto potencial sería la infección por parásitos. Se sabe que las temperaturas elevadas aumentan la prevalencia e intensidad de la infección del principal parásito de las almejas venerables en Galicia, *Perkinsus olseni* y, aunque en la actualidad no causa altas tasas de mortalidad en el campo (Villalba y cols., 2005; Aranguren y cols., 2012), su prevalencia podría aumentar en el futuro.

Las crecientes presiones humanas, incluido el cambio climático, están teniendo profundas y diversas consecuencias para los ecosistemas marinos. La evaluación más reciente del IPCC en 2019 ha documentado importantes cambios físicos en los océanos

(Shukla y cols., 2019). El estado actual del conocimiento pone de manifiesto la necesidad de un enfoque más completo y multidisciplinar para los análisis a nivel de ecosistema con el fin de seguir y prever mejor los cambios en los ecosistemas marinos. Las necesidades de investigación abarcan estudios de procesos de laboratorio y de campo, experimentos de manipulación, redes de observación, síntesis de datos históricos y modelización de simulaciones desde procesos a pequeña escala hasta modelos biofísicos acoplados a pequeña y gran escala. Todo esto es esencial para detectar y atribuir los cambios ecológicos al cambio climático y otras presiones humanas (Scott y cols., 2011). La capacidad del modelo utilizado en este estudio para reproducir hidrodinámica del área de estudio y simular posibles escenarios futuros permite analizar cómo cambios en las variables físicas pueden afectar a los organismos marinos, este análisis podría complementarse añadiendo modelos biogeoquímicos que permitan caracterizar cambios en otras variables importantes, como en el pH o en la disponibilidad de nutrientes.

5. CONCLUSIONES

El objetivo principal de este trabajo de fin de máster es estudiar los posibles impactos del cambio climático y, en particular, del aumento de la temperatura del océano, sobre las especies de alto valor socioeconómico *Cerastoderma edule*, *Ruditapes decussatus*, *Venerupis corrugata* y *Ruditapes philippinarum* en las Rías Baixas. Para ello se simuló la hidrodinámica de estos estuarios durante los meses de julio y agosto del periodo histórico (1999-2018) y futuro (2080-2099) bajo los escenarios de emisiones de efecto invernadero RCP 4.5 y RCP8.5 utilizando el modelo numérico Delft3D-Flow. Por último, se extrajeron los datos de temperatura del agua del fondo de las salidas del modelo y se calculó el índice de confort para cada especie (porcentaje de tiempo durante el cual la temperatura del agua del fondo se encuentra dentro del rango de temperatura óptima para el desarrollo y crecimiento de las especies).

La hipótesis planteada al comienzo del escrito se cumple, ya que se observa que a finales de siglo la distribución geográfica de las áreas de confort para *C. edule*, *R. decussatus*, *V. corrugata*, y *R. philippinarum* podría verse modificada. Además, de este trabajo se pueden extraer las siguientes conclusiones:

- Durante el periodo histórico, las áreas donde el índice de confort para *R. decussatus*, *C. edule* y *V. corrugata* supera el 60% se encuentran en las zonas internas de las cuatro rías y en zonas con profundidades menores de 10 m. *Ruditapes philippinarum* es la única especie para la que no se observan áreas donde el índice de confort supere el 60%.
- De forma general, el área de confort de las cuatro especies se incrementará bajo ambos escenarios futuros, siendo mayor el incremento bajo el escenario RCP8.5.
- En las zonas internas y someras de las rías el calentamiento oceánico podría impactar negativamente en la productividad de las especies analizadas, ya que se proyecta una disminución del índice de confort en estas áreas. Esta disminución se debe a que la temperatura del agua del fondo podría sobrepasar el límite superior del rango óptimo de las especies.
- El calentamiento oceánico podría incrementar la productividad de las especies analizadas en las zonas externas y profundas de las rías, al situarse la temperatura

del agua del fondo dentro del rango óptimo para especies como *V. corrugata* y *C. edule*.

- La extensión de las áreas cultivables (profundidad > 10 m), donde el índice de confort supera el 60% podría aumentar para *R. decussatus*, *C. edule* y *R. philippinarum* a finales de siglo. *Venerupis corrugata* es la única especie para la cual esta extensión podría disminuir.

CONCLUSIONS

The main objective of this master's thesis is to study the possible impacts of climate change and, in particular, of the increase in ocean temperature, on the species of high socioeconomic value *Cerastoderma edule*, *Ruditapes decussatus*, *Venerupis corrugata* and *Ruditapes philippinarum* in the Rías Baixas. For this purpose, the hydrodynamics of these estuaries during July and August of the historical (1999-2018) and future (2080-2099) period was simulated under the RCP 4.5 and RCP8.5 greenhouse emission scenarios using the Delft3D-Flow numerical model. Finally, bottom water temperature data were extracted from the model outputs, and the comfort index was calculated for each species (percentage of time during which the bottom water temperature is within the optimal temperature range for species development and growth).

The hypothesis stated at the beginning of the paper is fulfilled since it is observed that at the end of the century, the geographic distribution of the comfort areas for *C. edule*, *R. decussatus*, *V. corrugata*, and *R. philippinarum* could be modified. In addition, the following conclusions can be defined from this work:

- During the historical period, the areas where the comfort index for *R. decussatus*, *C. edule*, and *V. corrugata* exceeds 60% are found in the inner zones of the four estuaries and areas with depths less than 10 m. *Ruditapes philippinarum* is the only species for which no areas where the comfort index exceeds 60% are observed.
- In general, the comfort area of all four species will increase under both future scenarios, with the most significant increase under the RCP8.5 scenario.
- In the inner and shallow areas of the estuaries, ocean warming could negatively impact the productivity of the species analyzed, as the comfort index is projected to decrease in these areas. This decrease may be because the bottom water temperature could exceed the upper limit of the optimal range of the species.
- Ocean warming could increase the productivity of the species analyzed in the outer and deep areas of the estuaries, as the bottom water temperature is within the optimal range for species such as *V. corrugata* and *C. edule*.
- The extent of cultivable areas (depth > 10 m), where the comfort index exceeds 60% could increase for *R. decussatus*, *C. edule* and *R. philippinarum* by the end of the

century. *Venerupis corrugata* is the only species for which this extent could decrease.

REFERENCIAS

- Albentosa, M., Beiras, R., & Camacho, A. P. (1994). Determination of optimal thermal conditions for growth of clam (*Venerupis pullastra*) seed. *Aquaculture*, 126(3-4), 315-328. [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(94\)90048-5](https://doi.org/10.1016/0044-8486(94)90048-5).
- Álvarez-Iglesias, P., Rubio, B., & Vilas, F. (2003). Pollution in intertidal sediments of San Simon Bay (Inner Ria de Vigo, NW of Spain): total heavy metal concentrations and speciation. *Marine Pollution Bulletin*, 46(4), 491-503. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(03\)00004-3](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(03)00004-3).
- Alvarez-Salgado, X. A., Rosón, G., Pérez, F. F., & Pazos, Y. (1993). Hydrographic variability off the Rías Baixas (NW Spain) during the upwelling season. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 98(C8), 14447-14455. <https://doi.org/10.1029/93JC00458>.
- Alvarez, I., deCastro, M., Gomez-Gesteira, M., & Prego, R. (2005). Inter- and intra-annual analysis of the salinity and temperature evolution in the Galician Rías Baixas–ocean boundary (northwest Spain). *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 110(C4). <https://doi.org/10.1029/2004JC002504>.
- Aranguren, R., Poisa-Beiro, L., Villalba, A., & Figueras, A., (2011) Maretiliosis en moluscos. In: Figueras A, Novoa B (eds) Enfermedades de moluscos bivalvos de interés en acuicultura. *Fundación Observatorio Español de Acuicultura, Madrid*, p 245–282.
- Arias-Pérez, A., Cordero, D., Borrell, Y., Sánchez, J. A., Blanco, G., Freire, R., Insua, A., & Saavedra, C. (2016). Assessing the geographic scale of genetic population management with microsatellites and introns in the clam *Ruditapes decussatus*. *Ecology and Evolution*, 6(10), 3380-3404. <https://doi.org/10.1002/ece3.2052>
- Barton, E. D., Largier, J. L., Torres, R., Sheridan, M., Trasviña, A., Souza, A., Pazos, Y., & Valle-Levinson, A. (2015). Coastal upwelling and downwelling forcing of circulation in a semi-enclosed bay: Ria de Vigo. *Progress in Oceanography*, 134, 173-189. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2015.01.014>.
- Beiras, R., & Albentosa, M. (2004). Inhibition of embryo development of the commercial bivalves *Ruditapes decussatus* and *Mytilus galloprovincialis* by trace

- metals; implications for the implementation of seawater quality criteria. *Aquaculture*, 230(1-4), 205-213. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(03\)00432-0](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(03)00432-0).
- Bindoff, N. L., Willebrand, J., Artale, V., Cazenave, A., Gregory, J. M., Gulev, S., Hanawa, K., & Woodworth, P. (2007). Observations: oceanic climate change and sea level. In: Solomon, S.; Qin, D.; Manning, M.; Chen, Z.; Marquis, M.; Averyt, K.B.; Tignor, M.; Miller, H.L., (eds.) *Climate change 2007: the physical science basis. Contribution of Working Group I*. Cambridge, Cambridge University Press, 385-428.
- Blanton, J. O., Tenore, K. R., Castillejo, F., Atkinson, L. P., Schwing, F. B., & Lavin, A. (1987). The relationship of upwelling to mussel production in the rias on the western coast of Spain. *Journal of Marine Research*, 45(2), 497-511. <https://doi.org/10.1357/002224087788401115>.
- Borrell, Y. J., Arias-Perez, A., Freire, R., Valdés, A., Sánchez, J. A., Méndez, J., Martínez, D., López, J., Carleos, C., Blanco, G., & Insua, A. M. (2014). Microsatellites and multiplex PCRs for assessing aquaculture practices of the grooved carpet shell *Ruditapes decussatus* in Spain. *Aquaculture*, 426, 49-59. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2014.01.010>.
- Byrne, M., & Clawski, R. (2013). Multistressor impacts of warming and acidification of the ocean on marine invertebrates' life histories. *Integrative and comparative biology*, 53(4), 582-596. <https://doi.org/10.1093/icb/ict049>.
- Camacho, A. P., Delgado, M., Fernández-Reiriz, M. J., and Labarta, U. (2003). Energy balance, gonad development and biochemical composition in the clam *Ruditapes decussatus*. *Marine Ecology Progress Series*, 258, 133-145. <http://dx.doi.org/10.3354/meps258133>.
- Camino, E. R., Ruggeroni, J. R. P., & Sánchez, F. H. (2015). Quinto informe de evaluación del IPCC: Informe de síntesis. *Revista Tiempo y Clima*, 5(47). <http://pkp.ame-web.org/index.php/TyC/article/view/972>.
- Carballo, R., Iglesias, G., & Castro, A. (2009a). Residual circulation in the Ria de Muros (NW Spain): a 3D numerical model study. *Journal of Marine Systems*, 75(1-2), 116-130. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2008.08.004>.

- Carballo, R., Iglesias, G., & Castro, A. (2009b). Baroclinic model study of the marine current energy potential in the Ria de Muros (NW Spain). *In Coastal Engineering 2008: (In 5 Volumes)* (pp. 4658-4664). https://doi.org/10.1142/9789814277426_0387.
- Casabella, N., Lorenzo, M. N., & Taboada, J. J. (2014). Trends of the Galician upwelling in the context of climate and change. *Journal of sea research*, 93, 23-27. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2014.01.013>.
- Casas, S. M., Villalba, A., & Reece, K. S. (2002). Study of perkinsosis in the carpet shell clam *Tapes decussatus* in Galicia (NW Spain). I. Identification of the aetiological agent and in vitro modulation of zoosporulation by temperature and salinity. *Diseases of aquatic organisms*, 50(1), 51-65. <https://doi.org/10.3354/dao050051>.
- Cerviño-Otero, A. (2011). *Ciclo reproductivo, cultivo en criadero y en el medio natural de la almeja babosa Venerupis pullastra (Montagu, 1803)* (Doctoral dissertation, Universidad de Santiago de Compostela).
- Change, A. D. C., Blair, T., and Pachauri, R. (2006). *Avoiding dangerous climate change*. Cambridge University Press.
- Chou, S. C., Lyra, A., Mourão, C., Dereczynski, C., Pilotto, I., Gomes, J., Bustamante, J., Tavares, P., Silva, A., Rodrigues, D., Campos, D., Chagas, D., Sueiro, G., Siquiera, G., & Marengo, J. (2014). Assessment of climate change over South America under RCP 4.5 and 8.5 downscaling scenarios. *American Journal of Climate Change*, 3(05), 512. <https://doi.org/10.4236/ajcc.2014.35043>.
- Compton, T. J., Rijkenberg, M. J., Drent, J., & Piersma, T. (2007). Thermal tolerance ranges and climate variability: a comparison between bivalves from differing climates. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 352(1), 200-211. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2007.07.010>.
- Cruz, A., da Costa, F., Fernández-Pérez, J., Nantón, A., Fernández-Boo, S., Insua, A., & Méndez, J. (2020). Genetic variability in *Ruditapes decussatus* clam combined with *Perkinsus* infection level to support founder population selection for a breeding program. *PeerJ*, 8, e9728. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2007.07.010>.

- Deltares, 2014. Delft3D-FLOW. Simulation of multi-dimensional hydrodynamic flows and transport phenomena, including sediments. *User Manual Delft3D-FLOW, the Netherlands*, 690.
- Delgado, M., & Pérez-Camacho, A. (2007). Comparative study of gonadal development of *Ruditapes philippinarum* (Adams and Reeve) and *Ruditapes decussatus* (L.)(Mollusca: Bivalvia): Influence of temperature. *Scientia Marina*, 71(3), 471-484. <https://doi.org/10.3989/scimar.2007.71n3471>.
- Dell, A. I., Pawar, S., & Savage, V. M. (2011). Systematic variation in the temperature dependence of physiological and ecological traits. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(26), 10591-10596. <https://doi.org/10.1073/pnas.1015178108>.
- Derbali, A., Jarboui, O., & Ghorbel, M. (2009). Reproductive biology of the cockle *Cerastoderma glaucum* (Mollusca: Bivalvia) from the north coast of Sfax (Gulf of Gabes, Tunisia). *Ciencias Marinas*, 35(2), 141-152.
- Des, M., deCastro, M., Sousa, M. C., Dias, J. M., & Gómez-Gesteira, M., (2019). Hydrodynamics of river plume intrusion into an adjacent estuary: the Minho River and Ria de Vigo. *Journal of Marine Systems*, 189, 87–97. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2018.10.003>.
- Des, M. (2020). Hydrodynamics of NW Iberian Peninsula under past and future climate conditions (Tesis doctoral, Universidade de Vigo, 169).
- Des, M., Gómez-Gesteira, M., deCastro, M., Gómez-Gesteira, L., & Sousa, M. C. (2020a). How can ocean warming at the NW Iberian Peninsula affect mussel aquaculture?. *Science of The Total Environment*, 709, 136117. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136117>.
- Des, M., Martínez, B., DeCastro, M., Viejo, R. M., Sousa, M. C., & Gómez-Gesteira, M. (2020b). The impact of climate change on the geographical distribution of habitat-forming macroalgae in the Rías Baixas. *Marine Environmental Research*, 161, 105074. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105074>.
- Des, M., Fernández-Nóvoa, D., deCastro, M., Gómez-Gesteira, J. L., Sousa, M. C., & Gómez-Gesteira, M. (2021). Modeling salinity drop in estuarine areas under extreme precipitation events within a context of climate change: Effect on bivalve mortality

- in Galician Rías Baixas. *The Science of the Total Environment*. 2021 May;790:148147. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148147>.
- Dias, J. M. A., Gonzalez, R., Garcia, C., & Diaz-del-Rio, V. (2002). Sediment distribution patterns on the Galicia-Minho continental shelf. *Progress in Oceanography*, 52(2-4), 215-231. [https://doi.org/10.1016/S0079-6611\(02\)00007-1](https://doi.org/10.1016/S0079-6611(02)00007-1).
- Domínguez, R., Olabarria, C., Woodin, S. A., Wethey, D. S., Peteiro, L. G., Macho, G., & Vázquez, E. (2021). Contrasting responsiveness of four ecologically and economically important bivalves to simulated heat waves. *Marine Environmental Research*, 164, 105229. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105229>.
- Doney, S. C., Fabry, V. J., Feely, R. A., & Kleypas, J. A. (2009). Ocean acidification: the other CO₂ problem. *Annual review of marine science*, 1, 169-192. <https://doi.org/10.1146/annurev.marine.010908.163834>.
- Doney, S. C., Ruckelshaus, M., Emmett Duffy, J., Barry, J. P., Chan, F., English, C. A., Galindo, H.M., Grebmeier, J.M., Hollowed, A.B., Knowlton, N., Polovina, J., Rabalais, N.N., Sydeman, W.J., & Talley, L. D. (2012). Climate change impacts on marine ecosystems. *Annual review of marine science*, 4, 11-37. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-041911-111611>.
- Estrada, F., Guerrero, V. M., & Gay, C. (2010). Una nueva metodología para realizar downscaling estadístico y para la estimación de impactos potenciales de cambio climático en el consumo de energía en las ciudades. *Asociación Española de Climatología*. Fernández García, Felipe; Galán Gallego, Encarna; Cañada Torrecilla, Rosa (eds.). Barcelona: Serbal, 2010, p. 73-82.
- Figueiras, F. G., Niell, F. X., & Zapata, M. (1985). Hidrografía de la ría de Pontevedra (NO de España) con mención especial del banco de Placeres. Consejo Superior de Investigaciones Científicas (España). *Investigación Pesquera* 49(3): 451-472.
- Figueras, A., Lorenzo, G., Ordás, M. C., Gouy, M., & Novoa, B. (2000). Sequence of the small subunit ribosomal RNA gene of *Perkinsus atlanticus*-like isolated from carpet shell clam in Galicia, Spain. *Marine Biotechnology*, 2(5), 419-428. <https://doi.org/10.1007/s101260000015>.
- Freitas, V., Campos, J., Fonds, M., & Van der Veer, H. W. (2007). Potential impact of temperature change on epibenthic predator–bivalve prey interactions in temperate

- estuaries. *Journal of Thermal Biology*, 32(6), 328-340. <https://doi.org/10.1016/j.jtherbio.2007.04.004>.
- Gazeau, F., Parker, L. M., Comeau, S., Gattuso, J. P., O'Connor, W. A., Martin, S., Pörtner, H., & Ross, P. M. (2013). Impacts of ocean acidification on marine shelled molluscs. *Marine biology*, 160(8), 2207-2245. <https://doi.org/10.1007/s00227-013-2219-3>.
- Gestoso, I., Arenas, F., & Olabarria, C. (2016). Ecological interactions modulate responses of two intertidal mussel species to changes in temperature and pH. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 474, 116-125. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2015.10.006>.
- Gómez-Gesteira, M., Gimeno, L., Decastro, M., Lorenzo, M. N., Alvarez, I., Nieto, R., Taboada, J.J., Crespo, A.J.C., Ramos, A.M., Iglesias, I., Gómez-Gesteira, J.L., Santo, F.E., Barriopedro, D., & Trigo, I. F. (2011). The state of climate in NW Iberia. *Climate Research*, 48(2-3), 109-144. <https://doi.org/10.3354/cr00967>.
- Gosling, E. (2015). *Marine bivalve molluscs*. John Wiley & Sons.
- Gourault, M., Petton, S., Thomas, Y., Pecquerie, L., Marques, G. M., Cassou, C., Fleury, E., Paulet, Y., & Pouvreau, S. (2019). Modeling reproductive traits of an invasive bivalve species under contrasting climate scenarios from 1960 to 2100. *Journal of Sea Research*, 143, 128-139. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2018.05.005>.
- Guitérrez, E., & Trejo, I. (2014). Efecto del cambio climático en la distribución potencial de cinco especies arbóreas de bosque templado en México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 85(1), 179-188. <https://doi.org/10.7550/rmb.37737>.
- Huey, R. B., & Kingsolver, J. G. (2011). Variation in universal temperature dependence of biological rates. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(26), 10377-10378. <https://doi.org/10.1073/pnas.1107430108>.
- Iglesias, J., & García-Gil, S. (2007). High-resolution mapping of shallow gas accumulations and gas seeps in San Simón Bay (Ría de Vigo, NW Spain). Some quantitative data. *Geo-Marine Letters*, 27(2), 103-114. <https://doi.org/10.1007/s00367-007-0065-3>.

- Iglesias, G., & Carballo, R. (2009). Seasonality of the circulation in the Ría de Muros (NW Spain). *Journal of Marine Systems*, 78(1), 94-108. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2009.04.002>.
- Iglesias, G., & Carballo, R. (2010). Effects of high winds on the circulation of the using a mixed open boundary condition: the Ría de Muros, Spain. *Environmental Modelling & Software*, 25(4), 455-466. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2009.10.013>.
- Lannig, G., Eilers, S., Pörtner, H. O., Sokolova, I. M., and Bock, C. (2010). Impact of ocean acidification on energy metabolism of oyster, *Crassostrea gigas*—changes in metabolic pathways and thermal response. *Marine drugs*, 8(8), 2318-2339. <https://doi.org/10.3390/md8082318>.
- Laruelle, F., Guillou, J., & Paulet, Y. M. (1994). Reproductive pattern of the clams, *Ruditapes decussatus* and *R. philippinarum* on intertidal flats in Brittany. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 74(2), 351-366. <https://doi.org/10.1017/S0025315400039382>.
- Macho, G., Naya, I., Freire, J., Villasante, S., & Molares, J. (2013). The key role of the barefoot fisheries advisors in the co-managed TURF system of Galicia (NW Spain). *Ambio*, 42(8), 1057-1069. <https://doi.org/10.1007/s13280-013-0460-0>.
- Macho, G., Woodin, S. A., Wethey, D. S., & Vázquez, E. (2016). Impacts of sublethal and lethal high temperatures on clams exploited in European fisheries. *Journal of Shellfish Research*, 35(2), 405-419. <https://doi.org/10.2983/035.035.0215>.
- Matias, D., Joaquim, S., Leitao, A., & Massapina, C. (2009). Effect of geographic origin, temperature and timing of broodstock collection on conditioning, spawning success and larval viability of *Ruditapes decussatus* (Linné, 1758). *Aquaculture International*, 17(3), 257-271. <https://doi.org/10.1007/s10499-008-9197-3>.
- Maynou, F., Galimany, E., Ramón, M., & Solé, M. (2020). Impact of temperature increase and acidification on growth and the reproductive potential of the clam *Ruditapes philippinarum* using DEB. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 247, 107099. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.107099>.
- McGuffie, K., & Henderson-Sellers, A. (2014). *The climate modelling primer*. John Wiley & Sons.

- Meehl, G. A., Stocker, T. F., Collins, W. D., Friedlingstein, P., Gaye, A. T., Gregory, J. M., Kitoh, A., Knutti, R., Murphy, J.M., Noda, A., Raper, S.C.B., Watterson, A.J., & Zhao, Z. C. (2007). Climate change 2007: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. *Cambridge University Press*, 32, 10013-2473.
- Molares, J., Parada, J. M., Navarro-Pérez, E., & Fernández, A. (2008). Variabilidad interanual de las ventas de los principales recursos marisqueros de Galicia y su relación con las condiciones ambientales. *Rev Gal Rec Mar*, 2, 1-42. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0184464>.
- Montero, P., Gómez-Gesteira, M., Taboada, J. J., Ruiz-Villarreal, M., Santos, A. P., Neves, R. R., Prego, R., & Pérez-Villar, V. (2011). Sobre la circulación de la ría de Vigo usando un modelo baroclínico 3-D. Boletín. *Instituto Español de Oceanografía*, 15(1-4), 31-38. <http://hdl.handle.net/10261/25134>.
- Moschino, V., Delaney, E., Meneghetti, F., & Da Ros, L. (2011). Biomonitoring approach with mussel *Mytilus galloprovincialis* (Lmk) and clam *Ruditapes philippinarum* (Adams and Reeve, 1850) in the Lagoon of Venice. *Environmental monitoring and assessment*, 177(1), 649-663. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1663-5>.
- Munari, M., Matozzo, V., Gagné, F., Chemello, G., Riedl, V., Finos, L., Pastore, P., Badocco, D., & Marin, M. G. (2018). Does exposure to reduced pH and diclofenac induce oxidative stress in marine bivalves? A comparative study with the mussel *Mytilus galloprovincialis* and the clam *Ruditapes philippinarum*. *Environmental Pollution*, 240, 925-937. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.05.005>.
- National Research Council. (2011). *Advancing the science of climate change*. National Academies Press.
- Nilawar, A. P., & Waikar, M. L. (2019). Impacts of climate change on streamflow and sediment concentration under RCP 4.5 and 8.5: A case study in Purna river basin, India. *Science of the total environment*, 650, 2685-2696. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.334>.

- Novoa, B., & Figueras, A. (2000). Virus-like particles associated with mortalities of the carpet-shell clam *Ruditapes decussatus*. *Diseases of aquatic organisms*, 39(2), 147-149. <https://doi.org/doi:10.3354/dao039147>.
- Ojea, J., Martínez, D., Novoa, S., Pazos, A. J., & Abad, M. (2011). Contenido y distribución de glucógeno en relación con el ciclo gametogénico de *Ruditapes decussatus* (L., 1758) en una población natural de las lagunas de Baldaio (Galicia, noroeste de España). *Boletín. Instituto Español de Oceanografía*, 18(1-4), 307-313.
- Olabarria, C., Gestoso, I., Lima, F. P., Vázquez, E., Comeau, L. A., Gomes, F., Seabra, J., & Babarro, J. M. (2016). Response of two mytilids to a heatwave: the complex interplay of physiology, behaviour and ecological interactions. *PLoS One*, 11(10), e0164330. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0164330>
- Otero, P., Ruiz-Villarreal, M., García-García, L., González-Nuevo, G., & Cabanas, J. M. (2013). Coastal dynamics off Northwest Iberia during a stormy winter period. *Ocean Dynamics*, 63(1), 115-129. <https://doi.org/10.1007/s10236-012-0585-x>.
- Pachauri, R. K., Allen, M. R., Barros, V. R., Broome, J., Cramer, W., Christ, R., Church, J. A., Clarke, L., Dahe, Q., Dasgupta, P., Dubash, N. K., Edenhofer, O., Elgizouli, I., Field, C. B., Forster, P., Friedlingstein, P., Fuglestvedt, J., Gomez-Echeverri, L., Hallegatte, S., Hegerl, G., Howden, M., Jiang, K., Jimenez Cisneroz, B., Kattsov, V., Lee, H., Mach, K. J., Marotzke, J., Mastrandrea, M. D., Meyer, L., Minx, J., Muluetta, Y., O'Brien, K., Oppenheimer, M., Pereira, J. J., Pichs-Madruga, R., Plattner, G. K., Pörtner, H. O., Power, S. B., Preston, B., Ravindranath, N. H., Reisinger, A., Riahi, K., Rusticucci, M., Scholes, R., Seyboth, K., Sokona, Y., Stavins, R., Stocker, T. F., Tschakert, P., van Vuuren, D. & van Ypserle, J. P. (2014). *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change / R. Pachauri and L. Meyer (editors), Geneva, Switzerland, IPCC, (p. 151), ISBN: 978-92-9169-143-2.*
- Paillard, C., Allam, B., & Oubella, R. (2004). Effect of temperature on defense parameters in Manila clam *Ruditapes philippinarum* challenged with *Vibrio tapetis*. *Diseases of aquatic organisms*, 59(3), 249-262. <https://doi.org/10.3354/dao059249>.

- Parada, J. M., Molares, J., & Otero, X. (2012). Multispecies mortality patterns of commercial bivalves in relation to estuarine salinity fluctuation. *Estuaries and Coasts*, 35(1), 132-142. <https://doi.org/10.1007/s12237-011-9426-2>.
- Parmesan, C. (2006). Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 37, 637-669. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.37.091305.110100>.
- Parmesan, C., & Matthews, J. (2006). Biological impacts of climate change. *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Associates, Inc. Sunderland, Massachusetts, 333-374.
- Peleteiro, J. B., Trujillo, V., Díaz, R. B., Ribó, J., Olmedo, M., Blázquez, B. Á., Rodríguez, J., Pazó, J., & Otero, J. J. (2008). Explotación: pesca, marisqueo y acuicultura en la ría de Vigo. In *La Ría de Vigo: una aproximación integral al ecosistema marino de la Ría de Vigo* (pp. 257-323). Instituto de Estudios Vigueses.
- Pires, A. C., Nolasco, R., Rocha, A., Ramos, A. M., & Dubert, J. (2016). Climate change in the Iberian Upwelling System: a numerical study using GCM downscaling. *Climate Dynamics*, 47(1), 451-464. <https://doi.org/10.1007/s00382-015-2848-y>.
- Pita, P., Fernández-Márquez, D., Antelo, M., Macho, G., & Villasante, S. (2019). Socioecological changes in data-poor S-fisheries: A hidden shellfisheries crisis in Galicia (NW Spain). *Marine Policy*, 101, 208-224. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.09.018>.
- Poloczanska, E. S., Brown, C. J., Sydeman, W. J., Kiessling, W., Schoeman, D. S., Moore, P. J., Brander, K., Bruno, J. F., Buckley, L. B., Burrows, M. T., Duarte, C. M., Halpern, B. S., Holding, J., Kappel, C. V., O'Connor, M.I., Pandolfi, J. M., Parmesan, C., Schwing, F., Thompson, S. A., & Richardson, A. J. (2013). Global imprint of climate change on marine life. *Nature Climate Change*, 3(10), 919-925. <https://doi.org/10.1038/nclimate1958>.
- Poloczanska, E. S., Burrows, M. T., Brown, C. J., García Molinos, J., Halpern, B. S., Hoegh-Guldberg, O., Kappel, C.V., Moore, P.J., Richardson, A.J., Schoeman, D.S., & Sydeman, W. J. (2016). Responses of marine organisms to climate change across oceans. *Frontiers in Marine Science*, 3, 62. <https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00062>.

- Pörtner, H. O., & Farrell, A. P. (2008). Physiology and climate change. *Science*, 690 692.
- Prego, R., & Fraga, F. (1992). A simple model to calculate the residual flows in a Spanish ria. Hydrographic consequences in the ria of Vigo. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 34(6), 603-615. [https://doi.org/10.1016/S0272-7714\(05\)80065-4](https://doi.org/10.1016/S0272-7714(05)80065-4).
- Prego, R., M. deCastro, M. Gómez-Gesteira, J. J. Taboada, P. Montero, V. Pérez-Villar, & A. Dale (2001), Micro-scale hydrography of the Pontevedra Ría (NW Spain) *Journal of Geophysical Research*, 106, 19,845–19,857.
- Prego, R., Dale, A. W., Decastro, M., Gómez-Gesteira, M., Taboada, J. J., Montero, P., Villareal, M. R., & Pérez-Villar, V. (2001). Hydrography of the Pontevedra Ria: Intra-annual spatial and temporal variability in a Galician coastal system (NW Spain). *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 106(C9), 19845-19857. <https://doi.org/10.1029/2000JC000775>.
- Ramilo, A., Pintado, J., Villalba, A., & Abollo, E. (2016). Perkinsus olseni and P. chesapeaki detected in a survey of perkinsosis of various clam species in Galicia (NW Spain) using PCR–DGGE as a screening tool. *Journal of invertebrate pathology*, 133, 50-58. <https://doi.org/10.1016/j.jip.2015.11.012>.
- Rey, D., Álvarez-Iglesias, P., Araújo, M. F., Bernabeu, A. M., Comas, M., DeCastro, M., Druet, M., Ferreira da Silva, E., Ferrín, A., Gesteira, M., Martins, K., Mohamed, K. J., Rubio, B., & Vilas, F. (2014). The NW Iberian continental shelf. *Geological Society, London, Memoirs*, 41(1), 91-108. <https://doi.org/10.1144/M41.8>.
- Carballo, R. S., Carballo, Q. R., Ferreiro, L. L., Selas, V. F. J., & López, P. C. (1992). Evaluación del ciclo reproductor de *Ruditapes philippinarum* y *Tapes decussatus* en la Ría de Muros-Noya. *Alimentaria*, (236), 37-44.
- Rosón, G., Pérez, F. F., Álvarez-Salgado, X. A., & Figueiras, F. G. (1995). Variation of both thermohaline and chemical properties in an estuarine upwelling ecosystem: Ria de Arousa; I. time evolution. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 41(2), 195-213. <https://doi.org/10.1006/ecss.1995.0061>.
- Rosón, G., Álvarez-Salgado, X. A., & Pérez, F. F. (1997). A non-stationary box model to determine residual fluxes in a partially mixed estuary, based on both thermohaline

- properties: application to the Ria de Arousa (NW Spain). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44(3), 249-262. <https://doi.org/10.1006/ecss.1996.0127>.
- Rosón, G., Cabanas, J. M., & Pérez, F. F. (2008). *Hidrografía y dinámica de la Ría de Vigo: un sistema de afloramiento*.
- Santos, F., Gómez-Gesteira, M., Varela, R., Ruiz-Ochoa, M., & Días, J. M. (2016). Influence of upwelling on SST trends in La Guajira system. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 121(4), 2469-2480. <https://doi.org/10.1002/2015JC011420>
- Scott, D. J., Lemieux, C. J., & Malone, L. (2011). Climate services to support sustainable tourism and adaptation to climate change. *Climate Research*, 47(1-2), 111-122. <https://doi.org/10.3354/cr00952>
- P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.- O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, & J. Malley, (2019). IPCC, 2019: Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems.
- Silva, A. F., Sousa, M. C., Bernardes, C., & Dias, J. M. (2017). Will climate change endangers the current mussel production in the Rias Baixas (Galicia, Spain)?. *J Aquac Fisheries*, 1(001). <https://doi.org/10.24966/AAF-5523/100001>.
- Smale, D. A., & Wernberg, T. (2013). Extreme climatic event drives range contraction of a habitat-forming species. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280(1754), 20122829. <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.2829>.
- Sobral, P., & Widdows, J. (1997). Effects of elevated temperatures on the scope for growth and resistance to air exposure of the clam *Ruditapes decussatus* (L.), from southern Portugal. *Marine Pollution Bulletin*, 34(12), 992-1000.. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(97\)00116-1](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(97)00116-1).
- Somero, G. N. (2002). Thermal physiology and vertical zonation of intertidal animals: optima, limits, and costs of living. *Integrative and comparative biology*, 42(4), 780-789. <https://doi.org/10.1093/icb/42.4.780>.

- Sousa, M. C., Vaz, N., Alvarez, I., Gomez-Gesteira, M., & Dias, J. M. (2014). Modeling the Minho River plume intrusion into the rias Baixas (NW Iberian Peninsula). *Continental Shelf Research*, 85, 30-41. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2014.06.004>
- Sousa, M. C., Ribeiro, A., Des, M., Gomez-Gesteira, M., deCastro, M., & Dias, J. M. (2020). NW Iberian Peninsula coastal upwelling future weakening: Competition between wind intensification and surface heating. *Science of the Total Environment*, 703, 134808. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134808>.
- Souto, C., Gilcoto, M., Fariña-Busto, L., & Pérez, F. F. (2003). Modeling the residual circulation of a coastal embayment affected by wind-driven upwelling: Circulation of the Ría de Vigo (NW Spain). *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 108(C11). <https://doi.org/10.1029/2002JC001512>.
- Steeves, L. E., Filgueira, R., Guyondet, T., Chasse, J., & Comeau, L. (2018). Past, present, and future: performance of two bivalve species under changing environmental conditions. *Frontiers in Marine Science*, 5, 184. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00184>
- Taboada, J. J., Prego, R., Ruiz-Villarreal, M., Gómez-Gesteira, M., Montero, P., Santos, A. P., & Pérez-Villar, V. (1998). Evaluation of the seasonal variations in the residual circulation in the Ria of Vigo (NW Spain) by means of a 3D Baroclinic model. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 47(5), 661-670. <https://doi.org/10.1006/ecss.1998.0385>.
- Thomas, Y., & Bacher, C. (2018). Assessing the sensitivity of bivalve populations to global warming using an individual-based modelling approach. *Global change biology*, 24(10), 4581-4597. <https://doi.org/10.1111/gcb.14402>.
- Valle, M., Chust, G., del Campo, A., Wisz, M. S., Olsen, S. M., Garmendia, J. M., & Borja, Á. (2014). Projecting future distribution of the seagrass *Zostera noltii* under global warming and sea level rise. *Biological Conservation*, 170, 74-85. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.12.017>.
- Vasconcelos, P., Moura, P., Pereira, F., Pereira, A. M., & Gaspar, M. B. (2018). Morphometric relationships and relative growth of 20 uncommon bivalve species from the Algarve coast (southern Portugal). *Journal of the Marine Biological*

- Association of the United Kingdom*, 98(3), 463-474.
<https://doi.org/10.1017/S002531541600165X>.
- Verdelhos, T., Marques, J. C., & Anastácio, P. (2015). Behavioral and mortality responses of the bivalves *Scrobicularia plana* and *Cerastoderma edule* to temperature, as indicator of climate change's potential impacts. *Ecological Indicators*, 58, 95-103. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.05.042>.
- Vilas, F., Bernabeu, A. M., & Méndez, G. (2005). Sediment distribution pattern in the Rias Baixas (NW Spain): main facies and hydrodynamic dependence. *Journal of Marine Systems*, 54(1-4), 261-276. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2004.07.016>.
- Vilas, F., Rey, D., Rubio Armesto, B., Bernabéu, A., Méndez, G., Durán, R., Mohamed, K., Rosón, G., Cabanas, J. M., Pérez, F. F., Castro, C., Ríos, A., F., Figueiras, F. G., Mirando, A., Riveiro, I., Vergara, A. R., Guisande, C., Reguera, B., Escalera, L., Pazos, Y., Morono, Á., González, J. J., Álvarez, C., Beiras, R., Besada, V., Fumega, J., Franco, M.A., Gómez, M., González Quijano, A., Nunes, T., Prego, R., Soriano Sanz, A., Viñas, L., Peleteiro, J.B., Trujillo, V., Bañón, R., Ribó, J., Olmedo, M., Álvarez-Blázquez, B., Rodríguez, J. L., Pazó, J., Otero, J. J., Guerra, Á., Lens, S., Rocha, F., Vázquez Rodríguez, M. X., & Prada Blanco, A. (2008). *La Ría de Vigo: una aproximación integral al ecosistema marino de la Ría de Vigo*. Instituto de Estudios Vigüeses.
- Vilas, F., Bernabéu, A., Rubio, B., & Rey, D. (2019). The Galician Rías. NW Coast of Spain. In *The Spanish Coastal Systems* (pp. 387-414). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-93169-2_17.
- Villalba, A., Casas, S. M., López, C., & Carballal, M. J. (2005). Study of perkinsosis in the carpet shell clam *Tapes decussatus* in Galicia (NW Spain). II. Temporal pattern of disease dynamics and association with clam mortality. *Diseases of aquatic organisms*, 65(3), 257-267. <https://doi.org/10.3354/dao065257>.
- Wilson, J. G., & Elkaim, B. (1991). Tolerances to high temperature of infaunal bivalves and the effect of geographical distribution, position on the shore and season. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 71(1), 169-177. <https://doi.org/10.1017/S0025315400037486>.

ANEXO I

Impacto del cambio climático en cuatro especies de bivalvos de importancia socioeconómica en las Rías Baixas, Galicia

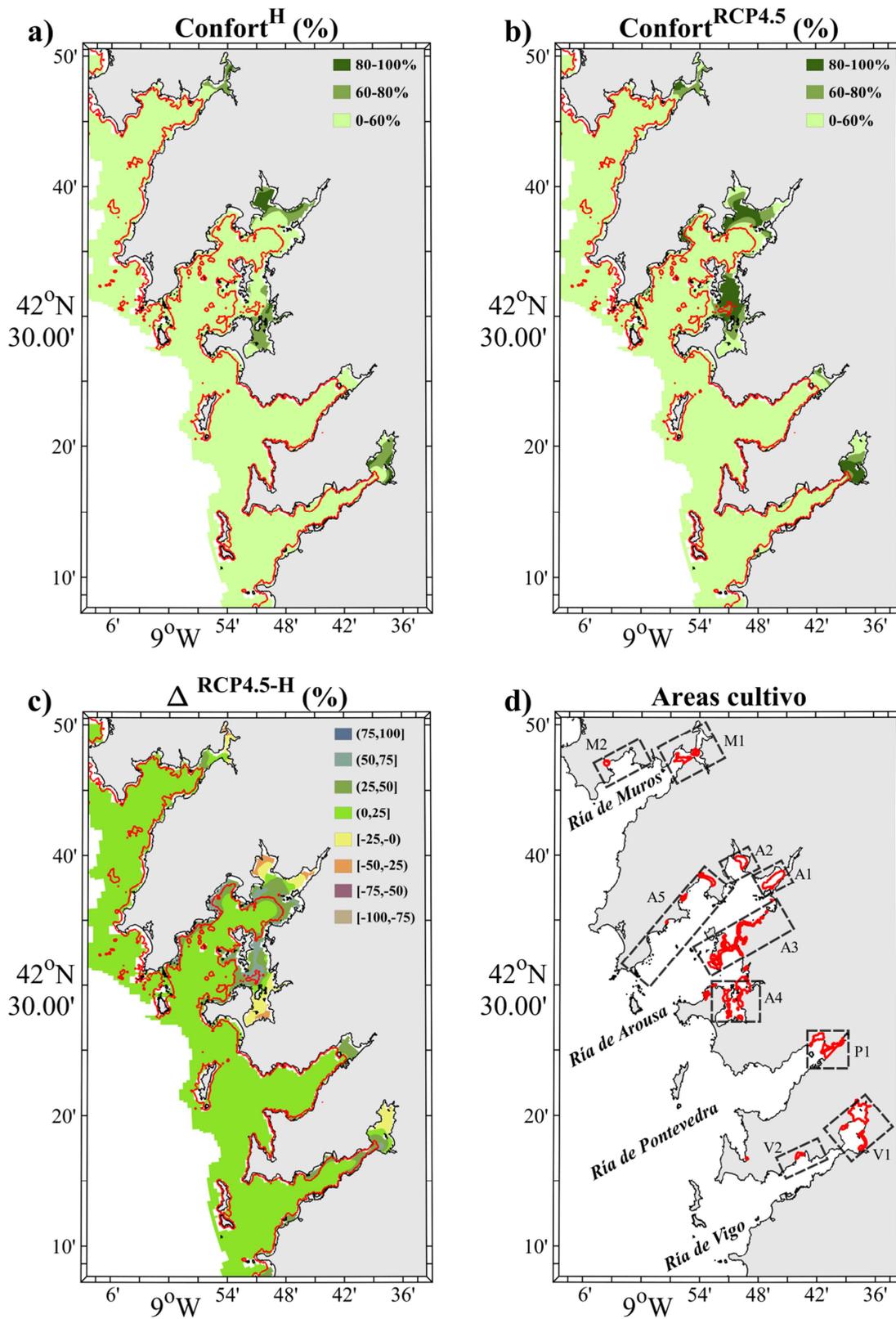


Figura AI.1. Porcentaje de tiempo (julio-agosto) durante el cual la temperatura del agua en el fondo está dentro del rango de confort de *R. decussatus* (18-24°C), (a) histórico (1999-2018), (b) futuro RCP4.5 (2080-2099) bajo el escenario RCP4.5, (c) diferencia (RCP4.5-Histórico), (d) áreas de cultivo actuales de la especie. La línea roja en a-c representa la batimétrica de 10 m.

Impacto del cambio climático en cuatro especies de bivalvos de importancia socioeconómica en las Rías Baixas, Galicia

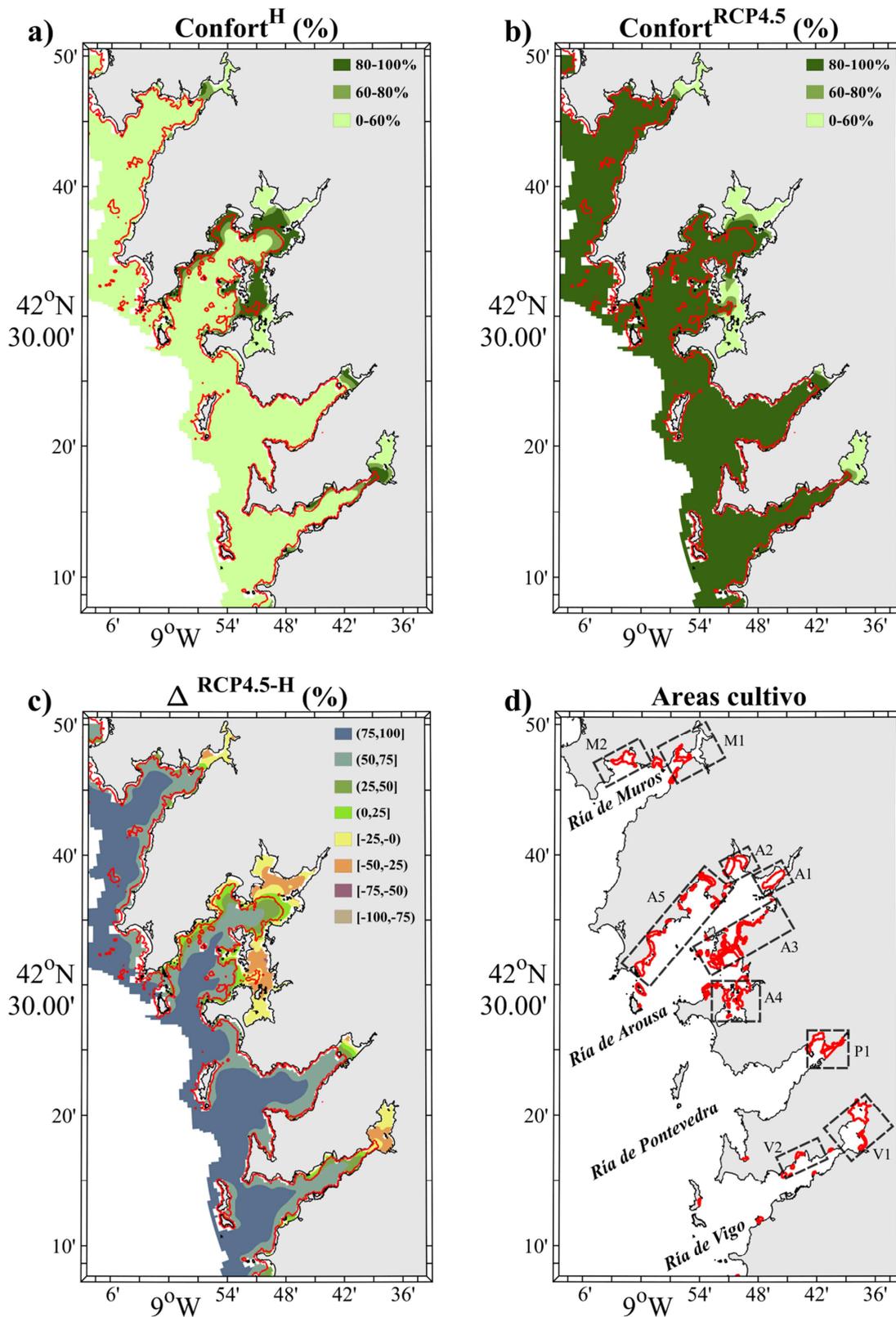


Figura AI.2. Porcentaje de tiempo (julio-agosto) durante el cual la temperatura del agua en el fondo está dentro del rango de confort de *V. corrugata* (15-20 °C), (a) histórico (1999-2018), (b) futuro RCP4.5 (2080-2099) bajo el escenario RCP4.5, (c) diferencia (RCP4.5-Histórico), (d) áreas de cultivo actuales de la especie. La línea roja en a-c representa la batimétrica de 10 m.

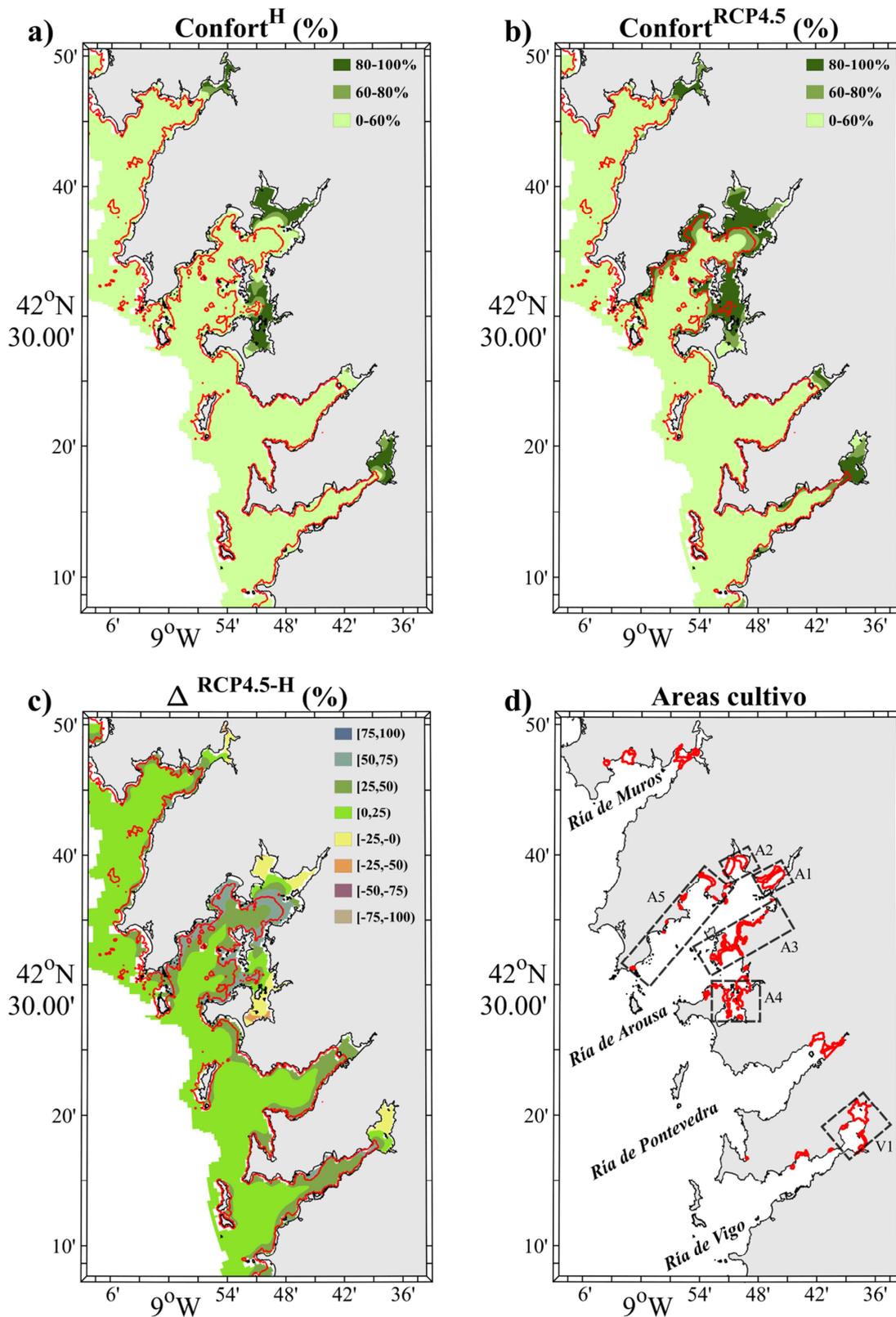


Figura AI.3. Porcentaje de tiempo (julio-agosto) durante el cual la temperatura del agua en el fondo está dentro del rango de confort de *C. edule* (17-25 °C), (a) histórico (1999-2018), (b) futuro RCP4.5 (2080-2099) bajo el escenario RCP4.5, (c) diferencia (RCP4.5-Histórico), (d) áreas de cultivo actuales de la especie. La línea roja en a-c representa la batimetría de 10 m.

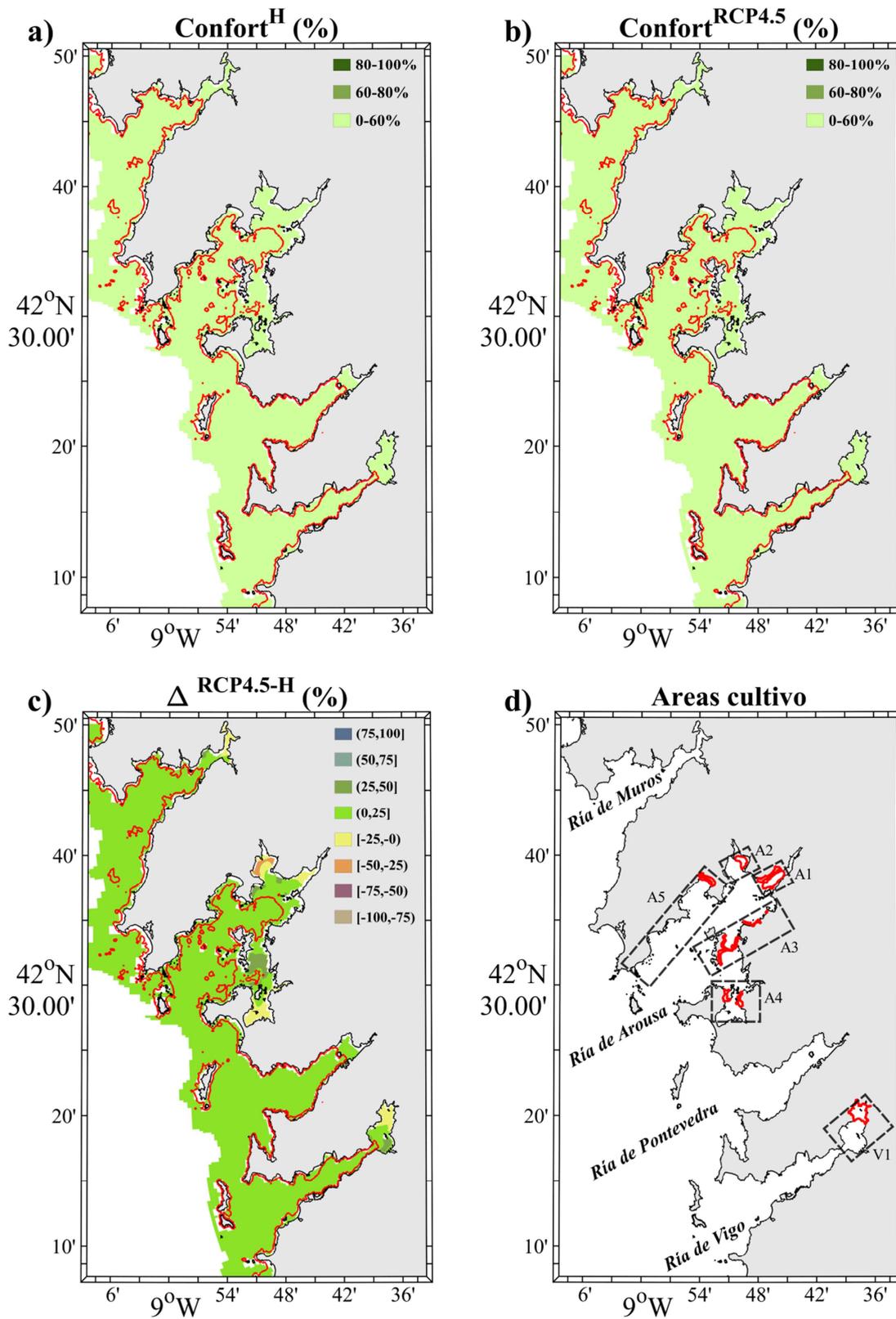


Figura AI.4. Porcentaje de tiempo (julio-agosto) durante el cual la temperatura del agua en el fondo está dentro del rango de confort de *R. philippinarum* (20-22 °C), (a) histórico (1999-2018), (b) futuro RCP4.5 (2080-2099) bajo el escenario RCP4.5, (c) diferencia (RCP4.5-Histórico), (d) áreas de cultivo actuales de la especie. La línea roja en a-c representa la batimétrica de 10 m.