

Universidad de Huelva

Departamento de Ciencias Agroforestales



Metodologías y herramientas para la planificación y gestión integrada de los recursos pesqueros en el estrecho de Gibraltar en un contexto de cambio climático

**Memoria para optar al grado de doctor
presentada por**

Víctor Sanz Fernández

Fecha de lectura: 16 de junio de 2023

Bajo la dirección de los doctores:

Juan Carlos Gutiérrez Estrada

Huelva, 2023





**Universidad
de Huelva**

**METODOLOGÍAS Y HERRAMIENTAS
PARA LA PLANIFICACIÓN Y GESTIÓN
INTEGRADA DE LOS RECURSOS
PESQUEROS EN EL ESTRECHO DE
GIBRALTAR EN UN CONTEXTO DE
CAMBIO CLIMÁTICO**

MEMORIA DE TESIS DOCTORAL

Víctor Sanz Fernández

DIRIGIDA POR

Dr. Juan Carlos Gutiérrez Estrada

PROGRAMA DE DOCTORADO

Ciencia y Tecnología Industrial y Ambiental

UNIVERSIDAD DE HUELVA

Huelva, febrero de 2023



El doctor Juan Carlos Gutiérrez Estrada, Profesor Titular de Universidad del Departamento de Ciencias Agroforestales de la Universidad de Huelva

HACEN CONSTAR

Que la presente memoria titulada “METODOLOGÍAS Y HERRAMIENTAS PARA LA PLANIFICACIÓN Y GESTIÓN INTEGRADA DE LOS RECURSOS PESQUEROS EN EL ESTRECHO DE GIBRALTAR EN UN CONTEXTO DE CAMBIO CLIMÁTICO”, presentada por Víctor Sanz Fernández para optar al grado de doctor con mención internacional, ha sido realizada bajo su tutorización y dirección, respectivamente, y, dada la idoneidad del trabajo, cumple las condiciones exigidas para su presentación, por lo que autoriza su lectura y defensa.

Para que así conste a los efectos oportunos, firman la presente en Huelva a 20 de febrero de 2023.

Fdo.: Dr. Juan Carlos Gutiérrez Estrada

*Dpto. Ciencias Agroforestales, Escuela
Técnica Superior de Ingeniería, Universidad
de Huelva*

La realización de la presente Tesis Doctoral ha sido posible gracias a la concesión del Contrato de Trabajo en el Proyecto de Investigación de la Fundación Biodiversidad, del Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, “Herramienta para la gestión pesquera sostenible en distintos escenarios ambientales y climáticos para el área del Estrecho de Gibraltar (*SimFish*) (PRCV00424)” (2017) y del Contrato Predoctoral para la Formación de Doctores del Programa Nacional de Formación de Profesorado Universitario Convocatoria 2017 (Referencia: FPU17/04298) (2018-2023) por parte del Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades. El trabajo se ha llevado a cabo dentro del Departamento de Ciencias Agroforestales de la Universidad de Huelva, formando parte del Grupo de Investigación “Análisis y Planificación del Medio Natural” (RNM315) en el Área de Conocimiento de Tecnologías del Medio Ambiente. Parte de los resultados obtenidos en la Tesis Doctoral se consiguieron gracias a las estancias realizadas en la Escuela de Ciencias del Mar de la Pontificia Universidad Católica de Valparaíso (Chile) bajo la tutela de los profesores Dr. Samuel Hormazábal y Dr. Dante Queirolo. Como consecuencia de la pandemia ocasionada por la Covid-19, la primera estancia fue realizada en formato virtual desde 5 de octubre de 2021 al 18 enero de 2022, mientras que la segunda estancia fue en formato presencial desde el 4 de julio al 29 de julio de 2022. Esta última estancia fue posible gracias al apoyo económico del Grupo de Investigación “Análisis y Planificación del Medio Natural” (RNM315) de la Universidad de Huelva y de la Escuela de Ciencias del Mar de la Pontificia Universidad Católica de Valparaíso.

“The only easy day was yesterday”

(Navy SEALs. The United States Navy Sea, Air, and Land Teams).

“Herencia, sacrificio, trabajo, humildad, integridad y lealtad”

Valores del G.E.O (Grupo Especial de Operaciones). Policía Nacional (España).

“De las semillas del rencor

nacerán los vientos de la esperanza.

Y enseñaremos a nuestros hijos

a luchar por la libertad”

Lágrimas de rabia. Boikot.

Índice

Resumen	1
Introducción General	6
Hipótesis de Partida y Objetivos	13
Justificación e innovación de la Tesis Doctoral	16
Capítulo I	17
1. Resumen	18
1.1. Introducción	19
1.2. Materiales y métodos	22
1.2.1. <i>Área de estudio</i>	22
1.2.2. <i>Base de datos pesquera</i>	22
1.2.3. <i>Análisis de puntos de cambio y proyecciones preliminares</i>	25
1.3. Resultados	30
1.3.1. <i>Área FAO 27</i>	30
1.3.2. <i>Área FAO 34</i>	33
1.3.3. <i>Área FAO 27 vs FAO 34</i>	34
1.3.4. <i>Puntos de cambio y proyecciones ARIMA</i>	36
1.4. Discusión	45
1.5. Conclusiones	51
1.6. Referencias	53
Capítulo II	63
2. Resumen	64
2.1. Introducción	65
2.2. Materiales y métodos	74
2.2.1. <i>Área de estudio y bases de datos</i>	74
2.2.2. <i>Modelos según método de Alisado Exponencial</i>	75
2.2.3. <i>Modelo Autorregresivo (AR)</i>	77
2.2.4. <i>Modelo Autorregresivo Integrado de Media Móvil (ARIMA)</i>	78
2.2.5. <i>Modelo autorregresivo con heterocedasticidad condicional (GARCH)</i>	79
2.2.5.1. <i>Modelos de heteroscedasticidad condicional autorregresiva (ARCH)</i> ...	79
2.2.5.2. <i>Modelo GARCH</i>	80
2.2.5.3. <i>Modelo EWMA</i>	81
2.2.5.4. <i>Modelo APARCH</i>	82
2.2.5.5. <i>Modelo IGARCH</i>	82

2.2.5.6. Modelo EGARCH.....	83
2.2.5.7. Modelo sGARCH.....	84
2.2.5.8. Modelo fGARCH.....	84
2.2.5.9. Modelo csGARCH.....	86
2.2.5.10. Modelo FIGARCH.....	87
2.2.6. <i>Medidas de bondad de ajuste de los modelos</i>	87
2.2.7. <i>Procedimiento de obtención y calibración de modelos</i>	89
2.3. Resultados	91
2.3.1. <i>Análisis de los desembarcos históricos</i>	91
2.3.2. <i>Modelos según método de Alisado Exponencial</i>	93
2.3.3. <i>Modelo Autorregresivo (AR)</i>	95
2.3.4. <i>Modelo Autorregresivo Integrado de Media Móvil (ARIMA)</i>	96
2.3.5. <i>Modelo autorregresivo media móvil con heterocedasticidad condicional (Modelos ARMA (p q) + GARCH (p q))</i>	97
2.3.6. <i>Comparación de los mejores modelos obtenidos según las diferentes aproximaciones</i>	99
2.3.7. <i>Volatilidad estimada por los mejores modelos ARMA (1 3) + GARCH (p q)</i>	102
2.3.8. <i>Correlaciones de los desembarcos con la anomalía de la temperatura del agua y el índice climático NAO</i>	103
2.4. Discusión	107
2.4.1. <i>Sobre el suavizado exponencial (Holt-Winter's), modelos AR y ARIMA</i>	108
2.4.2. <i>Sobre la volatilidad y la familia de modelos GARCH</i>	113
2.5. Conclusiones	119
2.6. Referencias	121
Capítulo III	135
3. Resumen	136
3.1. Introducción	137
3.2. Materiales y métodos	142
3.2.1. <i>Área de estudio</i>	142
3.2.2. <i>Bases de datos pesqueras y ambiental-climáticas</i>	142
3.2.3. <i>Tratamiento de datos</i>	143
3.3. Resultados	149
3.3.1. <i>Perfiles verticales</i>	149
3.3.2. <i>Ciclos anuales de las series temporales pesqueras y oceanográficas</i>	150
3.3.3. <i>Análisis del dominio en el tiempo entre la serie pesquera e índices climáticos</i> . 151	151

3.3.4. <i>Análisis en el espacio tiempo-frecuencia entre la serie pesquera e índices climáticos</i>	152
3.3.5. <i>Análisis del dominio en el tiempo entre la serie pesquera y variables oceanográficas (Agrupación en función del perfil vertical (5-105 m) (205-385 m))</i>	154
3.3.5.1. Series temporales con regresión local <i>Loess</i>	154
3.3.5.2. Series temporales eliminando la señal <i>Loess</i> y la señal del ciclo anual....	156
3.3.6. <i>Análisis del dominio en el espacio tiempo-frecuencia entre la serie pesquera y las variables oceanográficas (Agrupación en función del perfil vertical (5-105 m) (205-385 m))</i>	157
3.3.6.1. Sin transformación.....	157
3.3.6.2. Sin tendencia lineal.....	161
3.3.6.3. Sin la señal <i>Loess</i>	162
3.3.6.4. Sin tendencia lineal y sin señal <i>Loess</i>	164
3.4. Discusión	169
3.4.1. <i>Ciclos anuales de las series temporales pesqueras y oceanográficas</i>	169
3.4.2. <i>Análisis del dominio en el tiempo y en el espacio tiempo-frecuencia entre la serie pesquera, variables oceanográficas e índices climáticos</i>	172
3.5. Conclusiones	181
3.6. Referencias	183
3.7. Anexo. Figuras complementarias	194
Capítulo IV	199
4. Resumen	200
4.1. Introducción	201
4.2. Materiales y métodos	207
4.2.1. <i>Área de estudio y datos pesqueros</i>	207
4.2.2. <i>Datos oceanográficos e índices climáticos</i>	208
4.2.3. <i>Análisis exploratorio</i>	209
4.2.4. <i>Análisis de la tendencia</i>	210
4.2.5. <i>Detección de patrones comunes entre los desembarcos y las variables ambientales</i>	211
4.2.5.1. Agrupación de series temporales.....	211
4.2.5.2. Análisis de componentes principales (ACP).....	213
4.2.6. <i>Modelización de las relaciones entre los desembarcos comerciales y las variables ambientales</i>	215
4.3. Resultados	221

4.3.1. Análisis exploratorio.....	221
4.3.2. Análisis de la tendencia.....	222
4.3.3. Detección de patrones comunes entre los desembarcos y las variables ambientales: técnicas de clasificación de las variables y de reducción de la dimensión.....	224
4.3.3.1. Agrupación de series temporales o “Time series clustering”.....	224
4.3.3.2 Análisis de componentes principales (ACP).....	224
4.3.4. Relaciones entre los desembarcos comerciales y las variables ambientales....	228
4.3.4.1. Modelo de regresión lineal múltiple (MLR).....	228
4.3.4.2. Modelo GLM.....	229
4.3.4.3. Modelo GAM.....	230
4.3.4.4. Bondad de ajuste de los mejores modelos obtenidos.....	231
4.4. Discusión.....	233
4.5. Conclusiones.....	244
4.6. Referencias.....	246
4.7. Anexo. Figuras complementarias.....	257
Capítulo V.....	271
5. Resumen.....	272
5.1. Introducción.....	273
5.1.1. Reseña histórica de los ESs y/o DSSs en relación con las ciencias pesqueras..	273
5.1.2. Origen y contextualización de “SFish SubClass 1.1”.....	276
5.2. Materiales y métodos.....	280
5.2.1. Programa “SFish Subclass 1.1”.....	280
5.2.2. Dinámica poblacional de peces con “SFish Subclass 1.1”.....	281
5.2.3. Extacción del componente ambiental. Índices EF y RW.....	287
5.2.4. Bases de datos pesqueras, biológicas y ambientales.....	290
5.3. Aplicación de “Sfish Subclass 1.1”: El caso de la pesquería de voraz [Pagellus bogaraveo (Brünnich, 1768)] en el Estrecho de Gibraltar.....	291
5.3.1. Breve descripción de la pesquería de voraz y su contexto ambiental.....	291
5.3.2. Simulación de la pesquería del voraz.....	293
5.3.3. Componente ambiental. Índices EF y RW.....	298
5.4. Discusión.....	301
5.4.1. Sobre la metodología.....	301
5.4.2. Sobre las simulaciones.....	303
5.4.3. Sobre el componente ambiental.....	304
5.5. Conclusiones.....	308

5.6. Referencias.....	310
Conclusiones.....	325
Anexo I. Publicaciones científicas asociadas a la Tesis Doctoral.....	332



RESUMEN



Resumen

En la presente Tesis Doctoral se ha llevado a cabo un exhaustivo estudio de la influencia directa e indirecta de factores ambientales, socioeconómicos y legislativos sobre la pesquería demersal del género *Pagellus* en la zona del Atlántico Norte, fundamentalmente. Además, se ha determinado y cuantificado la importancia de la variabilidad ambiental, desde una perspectiva oceánica y climática, sobre el estado de una pesquería particular del género *Pagellus* a escala local, como es el caso de la pesquería de *Pagellus bogaraveo* en el Estrecho de Gibraltar.

Para ello, se ha trabajado con datos de capturas reconstruidas aportados por “*Sea Around Us*”, de reanálisis oceánico obtenidos del SODA (“*Simple Ocean Data Assimilation*”), de variable ambiental e índices climáticos procedentes de la NOAA (“*National Oceanic and Atmospheric Administration*”) y del NCAR (“*US National Center for Atmospheric Research*”) y de desembarcos comerciales y biológicos proporcionados por el Instituto Español de Oceanografía (IEO) y el Instituto Nacional de Investigaciones Pesqueras (“*Institut National de Recherche Halieutique*”, INRH, Marruecos). Teniendo todos ellos una escala temporal en formato anual o mensual, variando para los datos de reconstrucción desde 1950 a 2014 y los desembarcos comerciales desde 1983 a 2016 y para el marco ambiental desde 1983 a 2015 fundamentalmente.

La aplicación de una multitud de técnicas estadísticas diseñadas para la detección de patrones y relaciones indicó la existencia de variaciones significativas en los comportamientos históricos de las capturas reconstruidas para las poblaciones de *Pagellus acarne*, *Pagellus bellottii*, *Pagellus bogaraveo* y *Pagellus erythrinus* en las áreas FAO 27 y 34 y los desembarcos comerciales de *Pagellus bogaraveo* en el Estrecho de Gibraltar.

Referente a esta última especie, sus desembarcos se caracterizaron por una marcada estacionalidad con mayores volúmenes durante los meses de mayo, junio y diciembre, teniendo una influencia significativa con la temperatura del océano, el módulo de la velocidad de la corriente y el flujo de calor, de modo que un menor rendimiento pesquero se produciría con aguas más frías con corrientes menos intensas. Además, la volatilidad asociada a estos desembarcos fue importante durante los periodos de 1993-1998 y 2007-

2011 posiblemente ocasionada por la transición legislativa y la variabilidad ambiental experimentada por la pesquería.

Finalmente, los resultados obtenidos de la implantación de un sistema de apoyo a la toma de decisiones llamado “*Sfish Subclass 1.1*” a la pesquería de *Pagellus bogaraveo* en el Estrecho de Gibraltar sustentó la idea de que el principal responsable del estado actual de dicha pesquería es el componente pesquero, aunque algunas variables ambientales modularon la variación de la dinámica poblacional.

Palabras claves:

Pesquerías demersales, género *Pagellus*, series temporales, variabilidad ambiental, Estrecho de Gibraltar.

Abstract

*This Doctoral Thesis has carried out an exhaustive study of the direct and indirect influence of environmental, socio-economic and legislative factors on the demersal fishery of the genus *Pagellus* in the North Atlantic area. Furthermore, the importance of environmental variability, from an oceanic and climatic perspective, on the state of a particular fishery of the genus *Pagellus* at a local scale, such as the *Pagellus bogaraveo* fishery in the Strait of Gibraltar, has been determined and quantified.*

For this purpose, we have worked with reconstructed catch data provided by Sea Around Us, oceanic reanalysis data obtained from SODA (Simple Ocean Data Assimilation), environmental variable and climate indices from NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) and NCAR (US National Center for Atmospheric Research) and commercial landings, environmental variable and climate indices from NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) and NCAR (US National Center for Atmospheric Research) and commercial and biological landings provided by the Spanish Institute of Oceanography (IEO) and the National Institute of Fisheries Research (Institut National de Recherche Halieutique, INRH, Morocco). All of them have a time scale in annual or monthly format, varying for the rebuilding data from 1950 to 2014 and commercial landings from 1983 to 2016 and for the environmental framework mainly from 1983 to 2015.

*The application of a multitude of statistical techniques designed for the detection of patterns and relationships indicated the existence of significant variations in the historical behaviour of the reconstructed catches for the populations of *Pagellus acarne*, *Pagellus bellottii*, *Pagellus bogaraveo* and *Pagellus erythrinus* in FAO areas 27 and 34 and the commercial landings of *Pagellus bogaraveo* in the Strait of Gibraltar.*

Regarding this last species, its landings were characterised by a marked seasonality, with higher volumes during the months of May, June and December, having a significant influence with ocean temperature, current velocity modulus and heat flux, so that a lower fishing yield would occur in colder waters with less intense currents. In addition, the volatility associated with these landings was significant during the 1993-1998 and 2007-2011 periods, possibly caused by the legislative transition and environmental variability experienced by the fishery.

Finally, the results obtained from the implementation of a decision support system called “Sfish Subclass 1.1” for the Pagellus bogaraveo fishery in the Strait of Gibraltar, supported the idea that the main responsible for the current state of the fishery is the fishing component, although some environmental variables modulated the variation of the population dynamics.

Key words:

Demersal fisheries, genus Pagellus, time series, environmental variability, Strait of Gibraltar.



INTRODUCCIÓN GENERAL



Introducción

Actualmente los alimentos de origen acuático¹ son uno de los productos alimenticios más comercializados a escala mundial. Su consumo aparente² aumentó un 3% (ritmo media anual) entre 1961 y 2019, lo que representa un crecimiento equivalente a casi el doble de ritmo de aumento de la población mundial anual (1.6%) para el periodo de años anterior. Las exportaciones mundiales de este tipo de productos de origen acuático en 2020, sin incluir las algas, los mamíferos y los reptiles acuáticos, se cuantificaron en un total de 151,000 millones de USD (“*United States Dollars*”, dólar estadounidense o dólar americano) (FAO, 2022). En ese mismo año, la producción mundial de animales acuáticos (excluidos los mamíferos acuáticos, los cocodrilos, los lagartos, los caimanes y las algas), experimentó un ligero descenso respecto al récord histórico en 2018, pasando de 178 millones de toneladas (Tn) a 179 millones de toneladas respectivamente. La pesca de captura aportó el 51% de esta producción mundial. Con respecto al origen de la producción total, el ambiente marino proporcionó 112 millones de toneladas, lo que supone un 63%, de las cuales el 70% procede de la pesca de captura (FAO, 2022).

Bajo este escenario de intensa explotación de las aguas marinas, con el fin de proporcionar los alimentos suficientes como para asegurar la estabilidad alimentaria de una población humana cada vez más incrementada, la actividad pesquera desempeña un papel clave en el suministro de proteína animal destinada al consumo humano. En 2018, el 15.3% (13, 950,000 Tn) de la proteína bruta o cruda (“*crude protein*”) procedió de animales acuáticos, de la cual el 51.1% (7, 135,000 Tn) fue aportada por la pesca de captura (Boyd *et al.*, 2022). Las proyecciones para 2050 indican que la producción mundial anual de alimentos del mar podría aumentar de forma sostenible, reduciendo el impacto ambiental sobre los ecosistemas derivados de las actividades pesqueras y acuícolas, entre un 36% y 74% en comparación con los rendimientos actuales (Costello

¹ Alimento de origen acuático: “Alimento destinado al consumo humano cultivado o capturado en el agua. Incluye todos los tipos de pescados, crustáceos, moluscos, otros animales acuáticos y algas”. Otros animales acuáticos, como por ejemplo mamíferos marinos y reptiles, y las algas no se incluyen en el contexto del informe Sofía 2022 de la FAO (“*Food and Agriculture Organization*”, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura) (FAO, 2022).

² Consumo aparente: “Medición indirecta del suministro de alimentos disponible en un país dentro de un periodo de referencia. Es la cantidad disponible para el consumo humano y no al consumo efectivo de alimentos, es decir, cantidad real de alimentos consumidos, que se puede medir mediante encuestas sobre el consumo de alimentos individual o por hogares”. Otros animales acuáticos, como por ejemplo mamíferos marinos y reptiles, y las algas no se incluyen en el contexto del informe Sofía 2022 de la FAO (FAO, 2022).

et al., 2020). Para lograr esta meta de producción sostenible y del mantenimiento del sector pesquero a futuro es fundamental que las poblaciones de peces que se explotan en unos niveles de capturas biológicamente sostenibles paren su descenso.

Un horizonte de esperanza se está empezando a vislumbrar. Aunque los recursos pesqueros sigan disminuyendo como consecuencia de la pesca excesiva, la contaminación y unas políticas claramente deficientes, el número de desembarques de poblaciones biológicamente sostenibles está aumentando (FAO, 2022). La excesiva explotación pesquera que está llevando al declive de numerosas poblaciones está manifestando la existencia de una ordenación pesquera ineficiente que no facilita la recuperación de las poblaciones (Conover y Munch, 2002; Beddington *et al.*, 2007). Por tanto, la presión pesquera que emana de los actuales sistemas de gestión es lo suficientemente intensa como para disminuir significativamente la capacidad de renovación natural del recurso. En 2019, las poblaciones de peces que estuvieron en unos niveles de capturas biológicamente sostenibles disminuyeron un 1.2% respecto al 2017, sin embargo, el 82.5% de los desembarcos procedían de poblaciones biológicamente sostenibles representando así una mejora del 3.8% en comparación con el 2017 (FAO, 2022).

Ante esta situación de crisis mundial de las pesquerías, queda claro que es necesario enfocar su análisis bajo una perspectiva global estratégica que permita a través de una visión multidisciplinar, identificar, agrupar y ordenar el conocimiento para abordar una adecuada descripción y comprensión del problema (Pauly *et al.*, 2002). De esta forma, numerosos organismos internacionales están concluyendo la necesidad de llevar a cabo una reducción considerable del exceso de explotación. Para ello, se ponen en marcha diferentes medidas legislativas de regulación de la actividad extractiva, cuyo objetivo es establecer un esfuerzo máximo de explotación que durante un periodo determinado sea capaz de mantener la tasa de renovación de la población (“*stock*”) estable, tratando de asegurar su sostenibilidad para garantizar el mantenimiento de la actividad a futuras generaciones. En este sentido, se está empezando a observar cómo una ordenación pesquera eficaz es capaz de recuperar de forma óptima las poblaciones permitiendo aumentar las capturas dentro de los límites de los ecosistemas. Se ha comprobado que la ordenación pesquera eficaz recupera satisfactoriamente las poblaciones e incrementa las capturas dentro de los límites de los ecosistemas (FAO, 2022).

Para alcanzar este objetivo, la investigación marina, además de focalizarse en el conocimiento del estado de los recursos, debe analizar la influencia de la variación de los

factores ambientales inducidos por cambios climáticos globales y meteorológicos. Así, es fundamental desarrollar procesos que garanticen una mejor gestión de los recursos pesqueros, lo que implica necesariamente considerar todos los componentes del ecosistema (dimensiones ambiental y biológica) y las actividades humanas (dimensiones socioeconómica y política) (Tupper, 2002; Safina *et al.*, 2005). Los efectos de estas dimensiones deben evaluarse en un contexto de alteraciones globales del ecosistema y de los recursos marinos en particular. Concretamente los factores climáticos-pesqueros son considerados actualmente “focos calientes” de la investigación pesquera debido a sus importantes impactos sobre la distribución espacial, la abundancia y el rendimiento de las especies marinas de interés comercial (Gutiérrez-Estrada *et al.*, 2009; Yáñez *et al.*, 2010; Báez *et al.*, 2014; Torralba y Besada, 2015). Por ello, la comunidad científica está destinando números recursos para desvelar el papel que desempeñan estos factores en las fluctuaciones de la abundancia de las poblaciones explotadas, con el objetivo de comprender el impacto de la variabilidad climática sobre la sostenibilidad de las pesquerías.

Ante la complejidad del entorno en el que se realiza la explotación pesquera, la elección de las herramientas matemáticas y estadísticas adecuadas como técnicas de modelación avanzada (redes neuronales computacionales, sistemas neurodifusos, etc.) junto con metodologías heurísticas de optimización parece ser la opción más acertada a la hora de pronosticar el comportamiento de los recursos pesqueros en distintos escenarios climáticos y socioeconómicos (Gutiérrez-Estrada *et al.*, 2007; Gutiérrez-Estrada *et al.*, 2009; Yáñez *et al.*, 2010; Gutiérrez-Estrada *et al.*, 2017). Un elemento común en estos estudios es la utilización de la CPUE (“*Catch Per Unit Effort*”, captura por unidad de esfuerzo) como índice de abundancia de una población. El problema de ello es que es realmente improbable demostrar la existencia de correlación estadística entre este tipo de índices y la abundancia real del recurso, ya que se basa en transformaciones de series de capturas o desembarcos. Como consecuencia, resulta difícil determinar con seguridad el papel que desempeña la componente ambiental en la disminución de abundancia de una población cuando se relaciona directamente la CPUE con series temporales de los parámetros climáticos.

Este problema podría ser resuelto de forma parcial mediante la integración de los ciclos de vida simulados de las especies explotadas y la componente pesca. Para ello Gutiérrez-Estrada *et al.* (2017) han desarrollado un programa informático de propósito general

llamado “*SimFish*” que tiene la capacidad de simular, a través de un modelo discreto de biomasa-abundancia, los ciclos de vida, la abundancia y biomasa prístina de una población de peces mensualmente, teniendo en cuenta la dinámica de crecimiento de la población, la estructura por clase de edad, la relación desove-reclutamiento, la mortalidad natural y la mortalidad por pesca. Obtenida la biomasa simulada es fácil determinar el efecto pesquero sobre la población y, por tanto, las variaciones no explicadas por la actividad deberían ser originadas por los parámetros ambientales. De esta forma es posible generar simulaciones de la evolución de la abundancia-biomasa bajo diferentes escenarios climáticos y de gestión que permitan anticipar medidas de manejo y planificación sostenibles. La mejora de la ordenación pesquera mundial es un aspecto clave y esencial para la recuperación de los ecosistemas, así como para la protección del abastecimiento de alimentos de origen acuático a futuro (FAO, 2022).

Por lo tanto, en la presente Tesis Doctoral se pretende realizar un análisis exhaustivo de la influencia directa e indirecta de factores ambientales, socioeconómicos y legislativos centrado fundamentalmente en la pesquería demersal del voraz [*Pagellus bogaraveo* (Brünnich, 1768)] de la zona del Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar, desarrollando una herramienta que permita evaluar a corto, medio y largo plazo el estado de esta pesquería dentro de un régimen de rápido cambio climático.

Referencias

- Baéz, J. C., Macías, D., de Castro, M., Gómez-Gesteira, M., Gimeno, L., Real, R. (2014). Assessing the response of exploited marine populations in a context of rapid climate change: the case of blackspot seabream from the Strait of Gibraltar. *Animal Biodiversity and Conservation* 37, 35-47.
- Beddington, J. R., Agnew, D. J., Clark, C. W. (2007). Current problems in the management of marine fisheries. *Science* 316, 1713-1716.
- Boyd, C. E., McNevin, A. A., Davis, R. P. (2022). The contribution of fisheries and aquaculture to the global protein supply. *Food Security* 14, 805-827.
- Conover, D. O., Munch, S. B. (2002). Sustaining fisheries yields over evolutionary time scales. *Science* 297, 94-96.
- Costello, C., Cao, L., Gelcich, S., Cisneros-Mata, M. Á., Free, C. M., Froehlich, H. E., Golden, C. D., Ishimura, G., Maier, J., Macadam-Somer, I., Mangin, T., Melnychuk, M. C., Miyahara, M., de Moor, C. L., Naylor, R., Nøstbakken, L., Ojea, E., O'Reilly, E., Parma, A. M., Plantinga, A. J., Thilsted, S. H., Lubchenco, J. (2020). The future of food from the sea. *Nature* 588, 95-100.
- FAO. (2022). El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2022. Hacia la transformación azul. Roma. Doi: 10.4060/cc0461es.
- Gutiérrez-Estrada, J. C., Gil-Herrera, J., Pulido-Calvo, I., Czerwinski, I. A. (2017). Is it possible to differentiate between environmental and fishery effects on abundance-biomass variation? A case study of blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) in the Strait of Gibraltar. *Fisheries Oceanography* 26, 455-475.
- Gutiérrez-Estrada, J. C., Silva, C., Yáñez, E., Rodríguez, N., Pulido-Calvo, I. (2007). Monthly catches forecasting of anchovy *Engraulis ringens* in the north area of Chile: non-linear univariate approach. *Fisheries Research* 86, 186-200.
- Gutiérrez-Estrada, J. C., Yáñez, E., Pulido-Calvo, I., Silva, C., Plaza, F., Bórquez, C. (2009). Pacific sardine (*Sardinops sagax*, Jenyns 1842) landings prediction. A neural network ecosystemic approach. *Fisheries Research* 100, 116-125.

- Pauly, D., Christensen, V., Guenette, S., Pitcher, T. J., Sumaila, U. R., Walters, C. J., Watson, R., Zeller, D. (2002). Towards sustainability in world fisheries. *Nature* 418, 689-695.
- Perry, A. L., Low, P. J., Ellis, J. R., Reynolds, J. D. (2005). Climate change and distribution shifts in marine fishes. *Science* 308, 1912-1915.
- Safina, C., Rosenberg, A. A., Myers, R. A., Quin II, T. J., Collie, J. S. (2005). U.S. Ocean Fish Recovery: Staying the Course. *Science* 309, 707-708.
- Torralba, J., Besada, M. (2015). A stochastic model for the Iberoatlantic sardine fishery. Global warming and economic effects. *Ocean and Coastal Management* 114, 175-184.
- Tupper, M. H. (2002). Marine Reserves and Fisheries Management. *Science* 295, 1233-1235.
- Yáñez, E., Plaza, F., Gutiérrez-Estrada, J. C., Rodríguez, N., Barbieri, M. A., Pulido-Calvo, I., Bórquez, C. (2010). Anchovy (*Engraulis ringens*) and sardine (*Sardinops sagax*) abundance forecast off northern Chile: A multivariate ecosystemic neural network approach. *Progress in Oceanography* 210, 242-250.



HIPÓTESIS DE PARTIDA Y OBJETIVOS



Hipótesis de partida y objetivos

Se considera como hipótesis de partida de la presente Tesis Doctoral que la variabilidad de los factores ambientales, políticos, sociales y económicos van a tener influencia sobre el comportamiento de las pesquerías demersales del género *Pagellus* en el Atlántico Norte, principalmente, y a una escala más local en el Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar dentro de un contexto de cambio climático.

El objetivo fundamental es la evaluación a corto, medio y largo plazo del estado de estas pesquerías dentro de un régimen de rápido cambio climático con el propósito de implantar una gestión pesquera sostenible, aislando y evaluando la influencia de factores ambientales, políticos, sociales y económicos sobre estas pesquerías del Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar. Los objetivos específicos que se plantean son:

Objetivo 1: Caracterizar y conocer la dinámica del ambiente oceánico de la zona de estudio identificando diferentes patrones estacionales, decadales e intra-estacionales que puedan tener cierta influencia sobre la pesquería.

Objetivo 2: Complementar un sistema de ayuda a la toma de decisiones que permita la integración de la variabilidad climática-oceánica de la zona con la dinámica de las poblaciones explotadas.

Objetivo 3: Ajustar modelos estadísticos clásicos a las series de abundancia-biomasa, capturas y desembarcos.

Objetivo 4: Emplear los modelos ajustados dentro de un régimen específico de explotación para la valoración del estado de las pesquerías frente a diferentes supuestos de cambio climático.



JUSTIFICACIÓN E INNOVACIÓN DE LA TESIS DOCTORAL

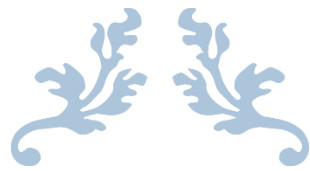


Justificación e innovación de la Tesis Doctoral

Tradicionalmente, la ciencia pesquera ha tomado como base que la dinámica de poblaciones de peces es estacionaria. Dicho planteamiento no es realista ya que las pesquerías en ocasiones fluctúan sin que se haya producido una presión pesquera previa. Durante bastante tiempo se han considerado a estas fluctuaciones como impredecibles y en la actualidad se empieza a intuir relación con el entorno ambiental.

Estos hechos justifican la importancia de realizar una Tesis Doctoral que favorezca el desarrollo de una herramienta que sea capaz de aislar y diferenciar el efecto de la variabilidad climática-oceánica y pesquera de la zona de estudio sobre la dinámica de las poblaciones explotadas, ayudando a comprender las respuestas de estas tanto en escenarios presentes como futuros. En este aspecto, son escasos los estudios realizados con esta aproximación al régimen de la explotación pesquera en Europa. Por tanto, la realización de un estudio que permita el aislamiento y evaluación de esos factores sobre las pesquerías permitiría no solo la creación de escenarios de planificación futuros a nivel local sino que se podrían plantear a nivel regional y nacional. Esto supondría un cambio de paradigma de la gestión pesquera tradicional.

Por otro lado, gracias al avance en los sistemas de toma de datos pesqueros y ambientales, el procesamiento y tratamiento de grandes volúmenes de datos es un aspecto clave para el desarrollo e implantación de nuevas estrategias de adaptación ante un contexto de cambio rápido de la situación de las poblaciones de peces explotables y marcada variabilidad oceanográfica. Para ello, llevar a cabo análisis exhaustivos capaces de transformar esta ingente cantidad de datos en información de calidad es fundamental a la hora de ejecutar políticas de gestión sostenibles. Debido a esto, es importante realizar una Tesis Doctoral que sea capaz de integrar y transformar esta gran cantidad de datos en resultados fácilmente comprensibles. Para ello, se aplica una amplia gama de técnicas de análisis centradas en la detección de patrones y relaciones, con el fin de proporcionar unas conclusiones integradoras sobre el papel que juegan las componentes ambiental y pesquera en la dinámica de los recursos pesqueros. Esto podría constituir un documento de ayuda en la toma de decisiones relacionadas con la mejora de la ordenación pesquera.



CAPÍTULO I

Contextualización de la pesquería del género *Pagellus*: una visión integradora de las capturas reconstruidas de las áreas FAO 27 y 34 desde 1950 a 2014



1. Resumen

A partir de datos de capturas de reconstruidos se realiza una construcción de las pesquerías del género *Pagellus* desde 1950 a 2014 en las áreas FAO 27 y 34 y en su conjunto por continentes y especies: *Pagellus acarne*, *Pagellus bellottii*, *Pagellus bogaraveo* y *Pagellus erythrinus*. Además el grupo de *Pagellus sp.*, el cual contiene las especies identificadas únicamente a nivel de género, también fue considerado. Los análisis de regresión de estimación de tendencias lineales temporales, puntos de cambio y modelos ARIMA (modelo autorregresivo integrado de media móvil) mostraron la existencia de importantes variaciones y cambios históricos en las series temporales de capturas, siendo el comportamiento mayoritario de las pesquerías descendente con un aumento progresivo de la intensidad pesquera sobre las poblaciones. Esta situación podría ser atribuible a transiciones legislativas, tecnológicas, variabilidad ambiental y biología de las especies. Por ello el enfoque multiespecífico presentado podría ayudar a encaminar la gestión pesquera hacia la perspectiva de la sostenibilidad, contribuyendo a alcanzar la gobernanza adecuada de estas poblaciones.

1. Abstract

Based on reconstructed catch data, a construction of the fisheries of the genus Pagellus from 1950 to 2014 in FAO areas 27 and 34 and as a whole by continents and species is made: Pagellus acarne, Pagellus bellottii, Pagellus bogaraveo and Pagellus erythrinus. In addition, the Pagellus sp. group, which contains the species identified only to genus level, was also considered. The regression analyses of linear time trend estimation, change points and ARIMA models (autoregressive integrated moving average model) showed the existence of important variations and historical changes in the time series of catches, being the majority behaviour of the fisheries decreasing with a progressive increase of the fishing intensity on the populations. This situation could be attributable to legislative and technological transitions, environmental variability and species biology. Therefore, the multi-species approach presented could help to steer fisheries management towards the perspective of sustainability, helping to achieve proper governance of these stocks.

1.1. Introducción

Las especies del género *Pagellus* están ampliamente distribuidas en el océano Atlántico noroccidental y central-oriental, desde Noruega-Islandia hasta la costa de Angola, en el océano Índico occidental, desde Sudáfrica hasta Pakistán, y en la cuenca del mar Mediterráneo desde el estrecho de Gibraltar (sur de la Península Ibérica) hasta el mar Negro occidental (Amir *et al.*, 2013; Bauchot y Hureau, 1981; Bauchot y Smith, 1984; Bauchot y Hureau, 1986; Bauchot y Hureau, 1990; Mytilinéou, 1989; Jonsson, G., 1992; Sanches, 1991). Este género está conformado por seis especies, cuatro de las cuales se encuentran en las zonas FAO (“*Food and Agriculture Organization*”, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura) 27 (Atlántico, nordeste) y 34 (Atlántico, centro-oriental): *Pagellus arcane* (nombre comercial: aligote, allueta, besuc, besuc blanc, besugo blanco, besuguito, lentoi, pancho o pancho bicudo. Código FAO: SBA), *Pagellus bellottii* (nombre comercial: breca chata, breca colorada, breca vermella, garapello o pagell africà. Código FAO: PAR), *Pagellus bogaraveo* (nombre comercial: besugo, besuc de la piga, besugo de la pinta, voraz, bixigu, bogaravell, goraç, goráz, ollomol, pancheta o pancho. Código FAO: SBR) y *Pagellus erythrinus* (nombre comercial: breca, bica, lamote, pagel, pagell o pica. Código FAO: PAC) (Caddy y Garibaldi, 2000; Carpenter y Russell, 2014; Russell, 2014; Russell y Carpenter, 2014; Russell, *et al.*, 2014). Las cuatro especies son omnívoras de hábitos demersales, con tasas de crecimientos intermedias-lentas, hermafroditismo protándrico y protogénico y periodos de reproducción que abarcan desde el otoño hasta el verano, lo que hace que en general tengan una dinámica biológica compleja (Abecasis *et al.*, 2008, Coelho *et al.*, 2010; Amponsah *et al.*, 2016; Baro, 1996; Bruzón *et al.*, 2006; Coelho *et al.*, 2005; Coelho *et al.*, 2010; Fernández Peralta y Ramos Martos, 1993; Franqueville, 1979; Gil, 2006; Larrañeta, 1964; Pajuelo y Lorenzo, 1998; Pajuelo y Lorenzo, 2000; Rijavec, 1973; Russell *et al.*, 2014; Russell, 2014; Velasco *et al.*, 2011; Pinho *et al.*, 2014).

Desde un punto de vista comercial, las cuatro especies son muy importantes en estas áreas FAO ya que son el principal objetivo de pesquerías demersales semi-industriales, litorales, artesanales y recreativas (media-baja escala). Por ejemplo, *P. acarne* representa un importante valor para las pesquerías comerciales de las costas atlánticas y mediterráneas. Es capturada por las pesquerías artesanales y costeras del Algarve (sur de Portugal) (Erzini *et al.*, 2001), Azores (Portugal) (Morato *et al.*, 2001), las Islas Canarias

(España) (Pajuelo y Lorenzo, 1995; Pajuelo y Lorenzo, 2000), y Marruecos (FAO, 2018). En las Islas Canarias esta especie representa aproximadamente el 10% de las capturas totales de especies demersales (Pajuelo y Lorenzo, 1995). Asimismo, *P. erythrinus* también tiene un gran interés comercial en esa zona y contribuye en torno al 16% de las capturas demersales (Pajuelo y Lorenzo, 1995). Conjuntamente con *P. acarne* para la zona del Algarve representan casi el 20% de los desembarcos realizados por las pesquerías artesanales de redes de enmalle (Martins *et al.*, 1992). También *P. bellottii* y *P. bogaraveo* son especies muy importantes desde el punto de vista económico y volumen desembarcado. *P. bellottii* representa un importante recurso para las pesquerías comerciales de grande-mediana y pequeña escala de la zona oeste de África. Es una de las principales especies objetivo de la flota demersal senegalesa (Russell y Carpenter, 2014), siendo el recurso más abundante de las especies demersales comercializadas (Franqueville, 1979). En Ghana, fue una de las especies más valiosas desembarcadas en sus puertos y playas durante los años 80 (Koranteng, 1984, Koranteng y Pitcher 1987). En Mauritania representa el 85% de las capturas de *Sparidae* (Khallahi, 1995). Por otra parte, *P. bogaraveo* es la principal pesquería de las flotas de España y Marruecos en la zona del Estrecho de Gibraltar (Gil, 2006; ICES, 2019; Gil-Herrera *et al.*, 2021) y uno de los principales recursos demersales de las embarcaciones portuguesas en aguas continentales e insulares (Azores y Madeira) (Krug, 1989; Morato *et al.*, 2001; Pinho, 2003; Farias y Figueiredo, 2019; Serra-Pereira *et al.*, 2019).

El destino y uso final de las capturas de estas 4 especies en las áreas FAO 27 y 34 es principalmente el consumo humano directo (alrededor del 80% del total capturado desde 1950). Esto se debe a que estas especies pueden alcanzar tamaños relativamente grandes teniendo una alta proporción de partes comestibles, caracterizadas por su gran calidad de proteínas y ácidos grasos (Koubaa, *et al.*, 2013; Rincón *et al.*, 2016; Oztekin *et al.*, 2018; Oztekin *et al.*, 2020). Estas especies son muy demandadas y por lo tanto alcanzan importancia comercial en los mercados de pescado de los principales puertos de desembarque (Aheto, *et al.*, 2011; Coelho *et al.*, 2010; Gutiérrez-Estrada *et al.*, 2017; ICES, 2019; Pajuelo y Lorenzo, 1998; Pajuelo y Lorenzo, 2000; Pinho, 2003; Velasco *et al.*, 2011). La demanda de estas especies ha implicado un alto esfuerzo pesquero que en algunos casos, ha llevado a algunas poblaciones a disminuir significativamente sus abundancias, desembarcos y capturas y a otras a estar en el límite del colapso biológico. Por ejemplo, Velasco *et al.* (2011) informaron de que los desembarcos totales de *P.*

acarne disminuyeron en el Golfo de Cádiz alrededor del 60% desde 1993 a 2007. Una reducción similar a la observada en los desembarcos de *P. acarne* y las capturas de *P. erythrinus* de las aguas del Algarve (DGPA 2006, Coelho *et al.*, 2005; 2010). Igualmente, en Ghana, las capturas de *P. bellottii* sufrieron un descenso significativo pasando de las 7,000 toneladas (Tn) en 2005 a 1,000 toneladas en 2009 (Amponsah *et al.*, 2016).

Un caso particularmente significativo es la pesquería de *P. bogaraveo* en el Golfo de Vizcaya (norte de la Península Ibérica) y en el Estrecho de Gibraltar. En el Golfo de Vizcaya, desde 1950s hasta mediados de 1970s, los desembarcos anuales de esta especie por parte de las flotas internacionales de España, Francia y Reino Unido ascendieron a más de 10,000-20,000 toneladas. Posteriormente, los desembarcos se desplomaron, cayendo a menos de 1,000 toneladas en la década de 1990 y la especie se ha convertido en *by-catch* o captura incidental o captura acompañante menor en esta zona (Lorance, 2011). En el caso de la zona del Estrecho de Gibraltar, la pesca del *P. bogaraveo* ha disminuido drásticamente en los últimos años, principalmente como consecuencia de unas capturas comerciales históricamente elevadas que han precipitado el agotamiento comercial de la especie en la zona (Gutiérrez-Estrada *et al.*, 2017; Sanz-Fernández *et al.*, 2019; Sanz-Fernández y Gutiérrez-Estrada, 2021). Todo ello ha llevado a que hoy en día se considere a *P. bogaraveo* una especie casi amenazada por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) (Carpenter y Russell, 2014).

La amplia distribución y las características biológicas de estas cuatro especies, el tamaño de las zonas en las que se capturan (zonas de pesca FAO: 27 y 34), el importante valor económico de las capturas y el número de países y flotas pesqueras implicadas hacen muy difícil evaluar el estado de conservación de estas especies, el estado operativo de las flotas y los cambios en las capturas. Estos factores, junto con las dificultades para acceder a los datos de pesca, así como su dispersión y calidad, hacen que sea aún más difícil obtener previsiones para estimar cómo cambiarán las capturas en el futuro. Por ello, el objetivo del presente capítulo fue identificar y analizar el comportamiento entre 1950 y 2014 de las capturas reconstruidas del género *Pagellus* en las zonas principales de pesca FAO 27 y 34 y, a partir de estos datos, proporcionar previsiones preliminares de capturas por especie y zona. Para ello, se utilizó la base de datos de capturas reconstruidas de la iniciativa de investigación “*Sea Around Us*” (www.seaaroundus.org).

1.2. Material y métodos

1.2.1. Área de estudio

En este capítulo se han seleccionado las principales áreas de pesca FAO 27 y 34. El área FAO 27 situada en el Atlántico Noreste (36° N, 42° W, 68° 30° E) se extiende desde la costa oeste de la Península Ibérica hasta las costas de Groenlandia por el oeste y el mar de Barents por el este. Comprende un área de 14, 391,372 km² y se encuentra subdividida en 14 subáreas (el subárea 13 está desaparecida como tal; se ha incorporado al área FAO 34) y es considerada como área templada (FAO, 2020). Por su parte, el área FAO 34 se localiza en el Atlántico Centro Oriental (36° N, 30-40° W, 6° S) frente a la costa occidental de África, abarcando desde el Estrecho de Gibraltar hasta la desembocadura del río Zaire (frontera entre República Democrática del Congo y Congo). Cuenta con una extensión de 14, 074,956 km², se subdivide en 4 subáreas y se la cataloga como área de afloramiento (FAO, 2020) (Figura 1.1).

1.2.2. Base de datos pesquera

Para la realización del presente capítulo se utilizó la base de datos de capturas reconstruidas (“*Catch Reconstructed Data*”) procedentes de “*Sea Around Us*”, disponible en www.seaaroundus.org. “*Sea Around Us*” es una iniciativa de investigación desarrollada por la Universidad de British Columbia (Canadá) cuyo principal objetivo es la evaluación y asesoramiento del impacto de la actividad pesquera sobre los ecosistemas mundiales, intentando desarrollar diferentes soluciones que mitiguen los efectos perjudiciales, además de ayudar a los diferentes sectores implicados en las pesquerías (Pauly, 2007). Con la creación de esta base de datos, “*Sea Around Us*” intenta mitigar las deficiencias existentes en las bases de estadísticas mundiales de capturas aportadas por la FAO. Estas deficiencias, ocasionadas por los países que suministran a la FAO los datos, son enumeradas en Pauly y Zeller. (2019).

Los datos reconstruidos resultan de la combinación entre los datos oficiales comunicados oficialmente y estimaciones reconstruidas de datos no declarados o no comunicados (incluidos los principales descartes), con referencias a las zonas exclusivas económicas. Los datos oficiales se extraen, fundamentalmente, de la base de datos “*FishStat*” de la FAO. La información sobre la metodología implantada para la obtención

de la estimaciones de los datos reconstruidos puede ser consultada con mayor grado de detalle en Pauly y Zeller, 2015.

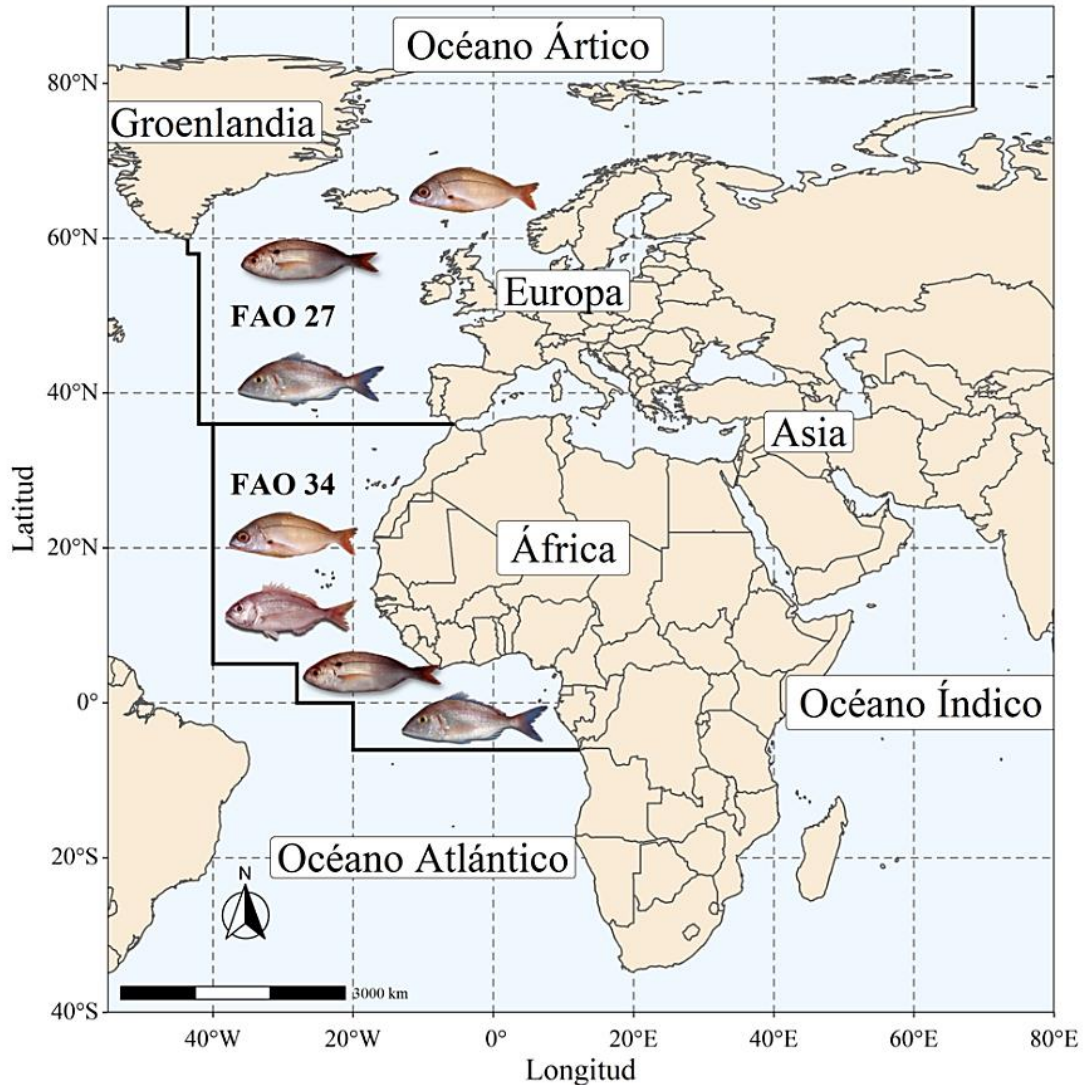


Figura 1.1. Mapa del área de estudio, donde se representan las áreas FAO 27 (arriba) y FAO 34 (abajo) junto con las especies de estudio. De arriba abajo en el área FAO 27: *Pagellus acarne*, *Pagellus bogaraveo* y *Pagellus erythrinus*. De arriba a abajo en el área FAO 34: *Pagellus acarne*, *Pagellus bellottii*, *Pagellus bogaraveo* y *Pagellus erythrinus*. Imágenes del género *Pagellus* de A. M. Arias tomadas de www.ictieterm.es.

Esta base de datos está compuesta por registros de capturas globales marinas (en toneladas totales de peso húmedo) de 1446 especies piscícolas sometidas a explotación con una cobertura temporal de 65 años (1950 a 2014) (Watson *et al.*, 2004; Zeller *et al.*, 2016; Palomares *et al.*, 2020). Los registros de capturas son presentados para un determinado taxón/especie en un año específico, procedentes de 6 áreas geolocalizadas:

zonas económicas exclusivas (“*Exclusive Economic Zones*”, EZZs), grandes ecosistemas marinos (“*Large Marine Ecosystems*”, LMEs), ecoregiones marinas (“*Marine Ecoregions*”, MEs), organizaciones regionales de gestión pesquera (“*Regional Fisheries Management Organizations*”, RFMOs), globales y principales áreas de pesca FAO (“*FAO Major Fishing Areas*”). Cada una de estas áreas está agrupada por sector pesquero (industrial, artesanal, de subsistencia y recreativo), países y tipos de artes (Cashion *et al.*, 2019). Una vez obtenido el dato en toneladas (Tn), la base indica si la captura ha sido desembarcada o descartada y si se ha declarado o no. Los datos de capturas se estructuran en 3 capas de datos diferentes: pesquerías nacionales, pesquerías extranjeras y pesquerías industriales de túnidos y otras grandes especies pelágicas (Cashion *et al.*, 2019). La finalización de la base de datos mundial se llevó en gran parte durante de la década de los 2000 y principios de 2010 (Pauly y Zeller, 2019).

La selección de los datos se realizó en función de las zonas FAO 27 y 34. Todos los datos están disponibles en www.seaaroundus.org, www.seaaroundus.org/data/#/fao/27 y www.seaaroundus.org/data/#/fao/34. Los datos fueron descargados el 10 de diciembre de 2019 con la versión 47.1 y abarcó el recurso extraído de las cuatro especies del género *Pagellus*: *Pagellus arcane*, *Pagellus bellottii*, *Pagellus bogaraveo* y *Pagellus erythrinus*. También fue analizado el apartado *Pagellus sp.*, el cual contiene las capturas de individuos identificados solo a nivel de género y no de especie.

Dentro del área FAO 27 se analizaron 8 países: Alemania, Dinamarca, España, Francia, Holanda, Irlanda, Portugal y Reino Unido. En el área FAO 34 se analizaron un total de 32: Alemania, Angola, Benín, Cabo Verde, Camerún, China, Corea del Sur, Costa de Marfil, España, Francia, Gabón, Gambia, Ghana, Grecia, Guinea, Guinea-Bissau, Holanda, Italia, Japón, Marruecos, Mauritania, Namibia, Nigeria, Portugal, República del Congo, Rumanía, Rusia, Santo Tomé y Príncipe, Senegal, Sierra Leona, Togo y Ucrania. Para el caso de Portugal y Reino Unido en el área 27 se estudiaron por separado las capturas procedentes de Azores (Portugal) e Islas del Canal (Reino Unido) y para Portugal en el área FAO 34 las de Madeira.

En ambas zonas, se construyeron las series de capturas totales anuales por países de cada especie. Seguidamente los países se agruparon por continentes. Una vez agrupados por continentes, se construyeron las series totales para cada especie por país. Obtenidas las series totales de cada continente por especie, estas fueron agrupadas nuevamente por

especies, permitiendo la comparación entre los diferentes continentes. Por medio de las series totales de cada especie por continente se obtuvo la serie global de cada especie por área, estudiándose la evolución histórica de cada especie dentro de cada área. Posteriormente, a partir de estas series, una comparación por especies entre las áreas fue realizada. Finalmente, se obtuvo la serie global de toda el área a partir de la serie total por especies de cada área. Por otro lado, esta agrupación no fue necesaria en el área FAO 27, ya que solo estaba constituida por países europeos, de manera que el global por especies o países sería el total europeo.

Esta forma de gestionar los datos, permitió obtener una visión del comportamiento histórico de las capturas de las diferentes especies por área y evaluar el impacto que tiene la actividad pesquera sobre las poblaciones, en forma de cantidad (toneladas) de recurso extraído, desde 1950 al 2014.

La base de datos fue analizada usando el lenguaje de computación estadística R (R Core Team, 2020). El cálculo de las tendencias lineales deterministas temporales se realizó mediante el método de regresión de mínimos cuadrados a través de la función *lm()* (R Core Team y contributors, 2018) utilizando las capturas como variable respuesta y el tiempo en años como variable explicativa. El tiempo fue extraído mediante la función *time()* del paquete *stats* (R Core Team y contributors, 2018). Estos modelos fueron utilizados con el objetivo de visualizar el patrón general de las capturas desde una perspectiva lineal, pudiendo interpretar los incrementos y descensos de las series a través del signo de la pendiente estimada. Estas tendencias lineales representan cambios a largo plazo (Vargas-Yáñez *et al.*, 2020). Se detectaron diferencias significativas cuando el *p*-valor era $\leq 0,05$.

1.2.3. Análisis de puntos de cambio y proyecciones preliminares

Un análisis múltiple de puntos de cambio fue llevado a cabo con el objetivo de detectar los cambios de estado dentro de las series temporales. Para ello, se utilizó la función *cpt.mean()* del paquete *changeoint* (Killick y Ecke, 2014; Killick *et al.*, 2016) que identifica periodos con diferentes comportamientos en función de sus cambios en la media. Para ello se utilizaron los algoritmos exactos de vecindad de los segmentos (“*Segment Neighborhood Algorithm*”) (Auger y Lawrence, 1989) y tiempo lineal exacto recortado (“*Pruned Exact Linear Time Algorithm*”, PELT) (Killick *et al.*, 2012). El test de

distribución de las series no paramétrico de sumas acumuladas (“*Non-Parametric Cumulative Sum*”, CUSUM) (Page, 1954) con no penalizaciones tradicionales fueron aplicadas para el algoritmo de vecindad de los segmentos mientras que para el algoritmo PELT, el test estadístico de distribución normal de Hinkely. (1970) y una penalización tradicional basada en el número de datos fueron implantadas. La penalización se evaluó mediante la representación de los puntos de cambio con el fin de observar si los intervalos de cambio proporcionados por el algoritmo eran razonables (Killick y Ecke, 2014). El número total de periodos a identificar fue de 4. La elección de 4 puntos de cambio se hizo para estandarizar y facilitar la interpretación de los resultados, además de evitar la pérdida de información. El análisis de puntos de cambio múltiples se aplicó a las series temporales no transformadas.

Por otro lado, proyecciones preliminares fueron realizadas con el propósito de visualizar el comportamiento futuro de las capturas. Para ello, se aplicaron modelos ARIMA³ (“*AutoRegressive-Integrated-Moving-Average*”, autorregresivo integrado de media móvil) univariantes no estacionales y no estacionarios (p, d, q) siguiendo la metodología de Box-Jenkins (Box y Jenkins, 1976). La aplicación de diferenciaciones en las series fue evaluado mediante los test estadísticos de Dickey-Fuller (Dickey y Fuller, 1979) y KPSS (Kwiatkowski-Phillips-Schmidt-Shin) (Kwiatkowski *et al.*, 1992) usando los dos componentes deterministas de la regresión: tendencia y nivel. En caso de resultados diferentes (Tablas 1.1 y 1.2), se examinaron ambas diferenciaciones y se seleccionó el modelo con el valor del criterio de información de Akaike (AIC) más bajo (Akaike, 1974). Se comprobó la presencia de ruido blanco en los residuos de los modelos ajustados mediante los gráficos de la función de autocorrelación (“*Autocorrelation Function*”, ACF) y la función de autocorrelación parcial (“*Partial Autocorrelation Function*”, PACF) junto con el test de Ljung-Box (Ljung y Box, 1976). Se utilizaron los residuos ordinarios (valor observado menos valor ajustado por el modelo). A la serie global de capturas de toda la zona de estudio se le aplicó la transformación de la raíz cuadrada con el fin de obtener un ruido blanco en los residuos. Para el resto de la series ninguna transformación fue aplicada.

³ Una explicación detallada sobre la formulación matemática de esta clase de modelos es mostrada en el capítulo II sección 2.4.

Tabla 1.1. Resultados del número de diferencias necesarias tipo tendencia para que la serie sea estacionaria. Se utilizan las pruebas KPSS y Dickey-Fuller (ADF) con un nivel de significación de la prueba de 0.05 ($\alpha = \alpha$). N es el número de datos. * indica una transformación tipo raíz cuadrada a la serie temporal.

Nombre	Área	Año inicial	Año final	N	KPSS	ADF
<i>Pagellus</i> global*	Global (27+34)	1950	2014	65	1	1
<i>Pagellus</i> sp.	27	1950	2014	65	1	1
<i>P. acarne</i>	27	1950	2014	65	1	0
<i>P. bogaraveo</i>	27	1950	2014	65	1	1
<i>P. erythrinus</i>	27	1950	2014	65	1	0
<i>Pagellus</i> sp.	34	1950	2014	65	1	1
<i>P. acarne</i>	34	1960	2014	55	1	1
<i>P. bellottii</i>	34	1950	2014	65	1	1
<i>P. bogaraveo</i>	34	1950	2014	65	0	0
<i>P. erythrinus</i>	34	1950	2014	65	0	1

Tabla 1.2. Resultados del número de diferencias necesarias tipo nivel para que la serie sea estacionaria. Se utilizan las pruebas KPSS y Dickey-Fuller (ADF) con un nivel de significación de la prueba de 0.05 ($\alpha = \alpha$). N es el número de datos. * indica una transformación tipo raíz cuadrada a la serie temporal.

Nombre	Área	Año inicial	Año final	N	KPSS	ADF
<i>Pagellus</i> global*	Global (27+34)	1950	2014	65	1	1
<i>Pagellus</i> sp.	27	1950	2014	65	1	1
<i>P. acarne</i>	27	1950	2014	65	1	0
<i>P. bogaraveo</i>	27	1950	2014	65	0	1
<i>P. erythrinus</i>	27	1950	2014	65	0	0
<i>Pagellus</i> sp.	34	1950	2014	65	1	1
<i>P. acarne</i>	34	1960	2014	55	1	1
<i>P. bellottii</i>	34	1950	2014	65	1	1
<i>P. bogaraveo</i>	34	1950	2014	65	1	0
<i>P. erythrinus</i>	34	1950	2014	65	1	0

Todos los modelos fueron implementados en RStudio (R Core Team, 2020) utilizando la función *auto.arima()* (Hyndman y Khandakar, 2008) con parámetros p y q comprendidos entre 0 y 5 con un orden máximo de 5. Dentro de la función, la selección de los modelos se realizó mediante una selección exhaustiva según el criterio de Akaike (“*stepwise = False*”). En el caso de que la función anterior diese como mejor modelo un modelo básico simplista Naïve (NFI) ($p = 0$ y $q = 0$), en el cual el pronóstico presente es el del pasado, este no fue considerado, forzando a la obtención de un nuevo modelo ARIMA de variación p y q de 0 a 2, usando la función *arima()* del paquete *stats* (R Core Team y contributors, 2018), considerándose el mejor modelo aquel que obtuvo el menor Akaike (Akaike, 1974). La identificación del número de diferenciaciones a aplicar fue

llevada a cabo mediante la función *ndiffs()* (Hyndman *et al.*, 2020). Las proyecciones a futuro se realizaron para un periodo de 6 años utilizando la función *forecast()* (Hyndman *et al.*, 2020).

Finalmente, la bondad del ajuste de los modelos ARIMA se realizó mediante la aplicación de los siguientes criterios de precisión: coeficiente de determinación (2.2.1) (R^2), raíz cuadrada del error cuadrático medio (2.2.2) (RMSE), error absoluto medio (2.2.3) (MAE), porcentaje de error estándar de la predicción (2.2.4) (%SEP) (Ventura *et al.*, 1995), coeficiente de eficiencia (2.2.5) (E_2) (Nash y Sutcliffe, 1970; Kitanidis y Bras, 1980), varianza relativa media (2.2.6) (ARV) (Griñó, 1992), índice de persistencia (2.2.7) (PI) con desfase de 1 año (Kitanidis y Bras, 1980), KGE' (versión modificada del índice de eficiencia Kling-Gupta) (2.2.8) (Kling *et al.*, 2012) y Akaike (AIC) (2.2.9) (Akaike, 1974). Calculados como:

$$R^2 = \frac{\sum_{i=1}^N (\hat{y}_i - \bar{y}_i)^2}{\sum_{i=1}^N (y_i - \bar{y}_i)^2} \quad (2.2.1)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (y_i - \hat{y}_i)^2}{N}} \quad (2.2.2)$$

$$MAE = \frac{\sum_{i=1}^N |y_i - \hat{y}_i|}{N} \quad (2.2.3)$$

$$\%SEP = \frac{100}{\bar{y}_i} \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (y_i - \hat{y}_i)^2}{N}} \quad (2.2.4)$$

$$E_2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (y_i - \hat{y}_i)^2}{\sum_{i=1}^N (y_i - \bar{y}_i)^2} \quad (2.2.5)$$

$$ARV = 1 - E_2 \quad (2.2.6)$$

$$PI = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (y_i - \hat{y}_i)^2}{\sum_{i=1}^N (y_i - y_{i-1})^2} \quad (2.2.7)$$

$$KGE' = 1 - \sqrt{(r - 1)^2 + \left(\frac{\hat{\sigma}_i / \hat{y}_i}{\sigma_i / \bar{y}_i} - 1\right)^2 + \left(\frac{\hat{y}_i}{\bar{y}_i} - 1\right)^2} \quad (2.2.8)$$

$$AIC = 2 * \text{Log}(L) + 2 * \text{edf} \quad (2.2.9)$$

Donde y_i es el valor observado en el tiempo i , \hat{y}_i es el valor estimado en el tiempo i , N es la longitud total de la serie, \bar{y}_i es el promedio del valor observado en todo el tiempo i , y_{i-1} es el valor observado en el tiempo i menos 1, r es el coeficiente de correlación de Pearson, σ_i es la desviación estándar muestral del valor observado en todo el tiempo i , $\hat{\sigma}_i$

es la desviación estándar muestral del valor estimado en todo el tiempo i , \widehat{y}_i es el promedio del valor estimado en todo el tiempo i , $\text{Log}(L)$ es el logaritmo natural de la verosimilitud y edf son los grados de libertad equivalentes del modelo (número de parámetros libres del modelo más 1).

En función de los criterios anteriores, el mejor modelo será aquel que explica un alto nivel de varianza (R^2 , ARV y E_2), con un alto grado de concordancia entre los valores observados y ajustados por el modelo (KGE'), sin ausencia de desfase temporal (PI), escasa pérdida de información (AIC) y bajo valor de error absoluto (RMSE, MAE) y relativo (%SEP). Ambas metodologías se aplicaron sobre la serie global del área y las series globales por área en función de las especies.

Únicamente la serie global de la especie *Pagellus bogaraveo* para el área FAO 34 no presentó datos en los años 1961, 1963 a 1966, 1968 a 1969 y 1973. Para completar esta serie se utilizó el paquete *impute TS* (Moritz y Bartz-Beielstein, 2017), que utiliza suavizadores de Kalman basados en modelos estructurales de series temporales. Se realizó la imputación con suavizador de Kalman y la representación en espacio de estados del modelo ARIMA, función *na_kalman()*. Esta serie solo se consideró en el análisis de tendencias, en la aplicación de los modelos Arima y en el análisis de puntos de cambio, y no se utilizó en el cálculo de la serie global de toda la zona FAO ni en los resultados descriptivos.

1.3. Resultados

1.3.1. Área FAO 27

En términos de especies, a lo largo de todo el registro histórico, las capturas más elevadas correspondieron a *P. bogaraveo* (211,019.43 Tn, 49.71%), seguido de *Pagellus sp.* (163,024.49 Tn, 38.40%), *P. acarne* (37,406.48 Tn, 8.81%) y *P. erythrinus* (13,005.51 Tn, 3.06%). Por tanto, desde 1950 a 2014 se capturaron en el área FAO 27 un total de 424,455.92 Tn de especies del género *Pagellus*. Únicamente *P. erythrinus* mostró una tendencia positiva en todo el registro histórico (Tabla 1.3). Las tendencias fueron significativas (p -valor < 0.05) para *Pagellus sp.* y *P. acarne* (Tabla 1.3). De manera global, en esta pesquería para todo el género *Pagellus* en el área 27, los mayores volúmenes de captura se observaron en dos periodos: (I) 1963-1970 con una captura total de 122,085.51 Tn (28.76%) y (II) 1977-1983 con una captura total de 74,634.74 Tn (17.58%) (Figura 1.2). Desde 1984 a 2014, las capturas fueron disminuyendo de forma significativamente progresiva a un ritmo de -76.53 Tn/año (p -valor < 0.05) (Tabla 1.3).

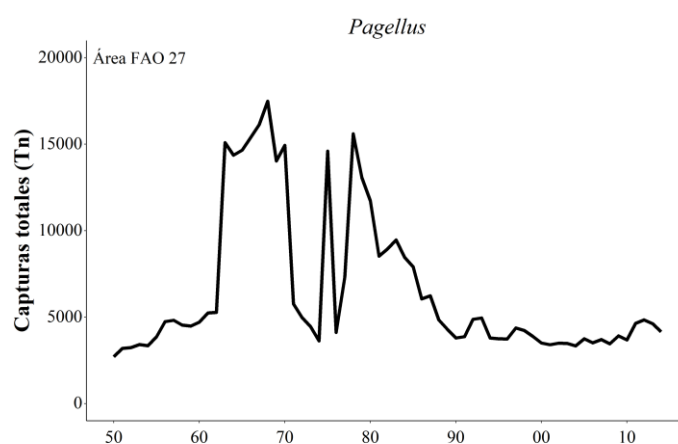


Figura 1.2. Serie temporal global de todo el género *Pagellus* en el área FAO 27.

Un total de 10 países europeos capturaron ejemplares del género *Pagellus* en aguas del área FAO 27. Los principales países implicados fueron Portugal y España, que representaron respectivamente el 46.65% (198,021.70 Tn) y el 39.74% (168,719.06 Tn) de las capturas totales. Históricamente, Portugal ha obtenido capturas superiores a las de España, excepto en los periodos 1963-1970 y 1978-1982. Aunque estos dos países

dominaron esta pesquería, siendo responsables de más del 80% de las capturas totales, su peso combinado en promedio disminuyó entre 1988 a 2010 hasta un 68.77%, como resultado del aumento de la actividad pesquera en las Azores (Portugal), que obtuvo un promedio de capturas del 28.66% durante este periodo.

Tabla 1.3. *Parámetros estimados (intercepto y pendiente), coeficiente de determinación (R^2) y p-valor para las tendencias lineales deterministas obtenidos mediante el método de los mínimos cuadrados. En negrita, parámetros y tendencias significativas al nivel de significación de 0.05. * indica que los p-valores estaban dentro del intervalo [0.06-0.09] presentando una cercana significación. Tn = toneladas.*

Nombre	Área	Año inicial	Año final	Intercepto	Pendiente (Tn/año)
<i>Pagellus</i> global	Global (27+34)	1950	2014	762,594.50	-363.80*
<i>Pagellus</i> global	27	1984	2014	157,398.02	-76.53
<i>Pagellus</i> sp.	27	1950	2014	86,371.74	-42.31
<i>P. acarne</i>	27	1950	2014	8,769.43	-4.13
<i>P. bogaraveo</i>	27	1950	2014	49,380.08	-23.28
<i>P. erythrinus</i>	27	1950	2014	-876.6	0.54
<i>Pagellus</i> global	34	1950	2014	618,949.90*	-294.62*
<i>Pagellus</i> sp.	34	1950	2014	207,258.79	-100.78
<i>P. acarne</i>	34	1960	2014	-17,158.16	8.86
<i>P. bellottii</i>	34	1950	2014	535,556.40*	-257.9
<i>P. bogaraveo</i>	34	1950	2014	803.63	-0.4
<i>P. erythrinus</i>	34	1950	2014	-103,309.00	53.54

Tabla 1.3 continuación. *Parámetros estimados (intercepto y pendiente), coeficiente de determinación (R^2) y p-valor para las tendencias lineales deterministas obtenidos mediante el método de los mínimos cuadrados. En negrita, parámetros y tendencias significativas al nivel de significación de 0.05. * indica que los p-valores estaban dentro del intervalo [0.06-0.09] presentando una cercana significación.*

Nombre	Área	Año inicial	Año final	R^2	P-valor	Figura
<i>Pagellus</i> global	Global (27+34)	1950	2014	0.06	0.06	1.3
<i>Pagellus</i> global	27	1984	2014	0.31	0.00	1.4 a)
<i>Pagellus</i> sp.	27	1950	2014	0.51	0.00	1.4 b)
<i>P. acarne</i>	27	1950	2014	0.12	0.00	1.4 c)
<i>P. bogaraveo</i>	27	1950	2014	0.02	0.31	1.4 d)
<i>P. erythrinus</i>	27	1950	2014	0	0.69	1.4 e)
<i>Pagellus</i> global	34	1950	2014	0.04	0.09	1.5 a)
<i>Pagellus</i> sp.	34	1950	2014	0.12	0.00	1.5 b)
<i>P. acarne</i>	34	1960	2014	0.16	0.00	1.5 c)
<i>P. bellottii</i>	34	1950	2014	0.04	0.10	1.5 d)
<i>P. bogaraveo</i>	34	1950	2014	0.14	0.00	1.5 e)
<i>P. erythrinus</i>	34	1950	2014	0.14	0.00	1.5 f)

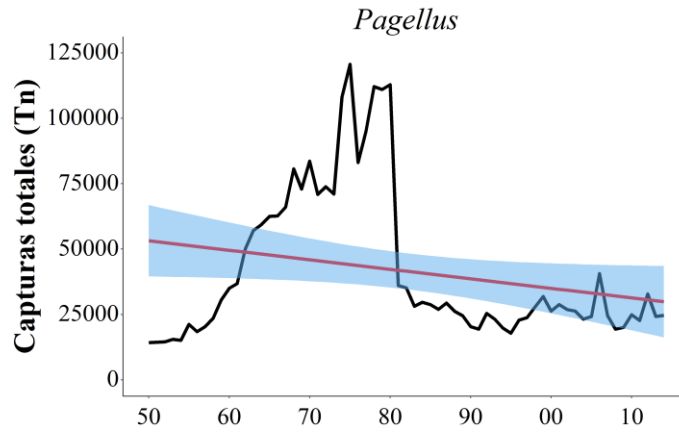


Figura 1.3. Tendencia lineal en el tiempo (línea roja) en la serie temporal global de todo el género *Pagellus* para toda la región del área FAO 27 y 34. La región sombreada en azul es la medida de incertidumbre para los valores de tendencia lineal predichos: área de confianza del 95%.

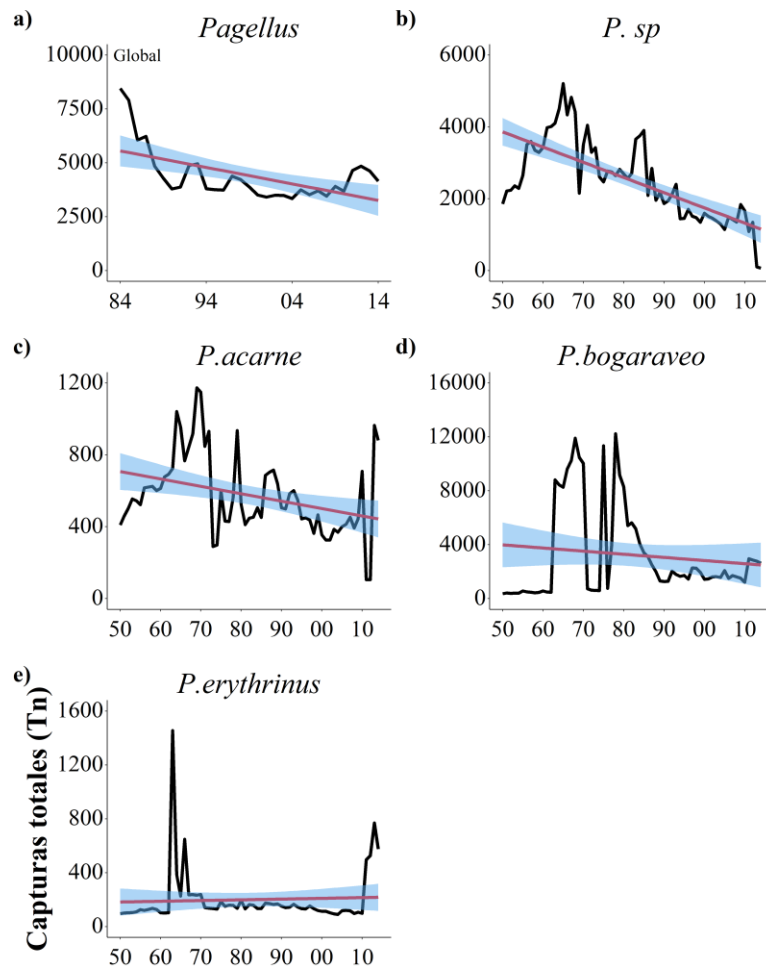


Figura 1.4. Tendencia lineal en el tiempo (línea roja) en las series temporales globales para el área FAO 27 por especies: a) *Pagellus* (global: todo el género *Pagellus* en el área FAO 27), b) *Pagellus* sp., c) *Pagellus acarne*, d) *Pagellus bogaraveo* y e) *Pagellus erythrinus*. La región sombreada en azul es la medida de incertidumbre para los valores de tendencia lineal predichos: área de confianza del 95%.

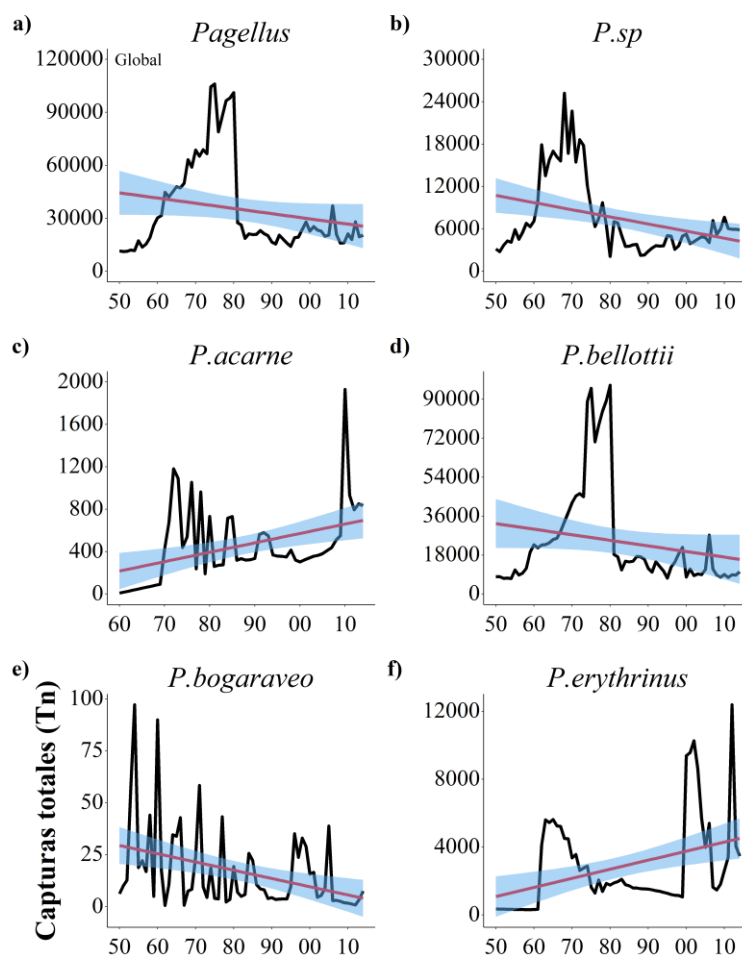


Figura 1.5. Tendencia lineal en el tiempo (línea roja) en las series temporales globales para el área FAO 34 por especies: a) *Pagellus* (global: todo el género *Pagellus* en el área FAO 34), b) *Pagellus* sp., c) *Pagellus acarne*, d) *Pagellus bellottii*, e) *Pagellus bogaraveo* y f) *Pagellus erythrinus*. La región sombreada en azul es la medida de incertidumbre para los valores de tendencia lineal predichos: área de confianza del 95%.

1.3.2. Área FAO 34

En el caso del Área 34, las capturas estuvieron dominadas por los países africanos (65.50%), seguidos de los europeos (30.25%) y los asiáticos (4.24%). Los patrones de capturas fueron similares en África y Europa hasta sus máximos históricos de capturas, alcanzando las capturas de los países africanos un máximo de 57,485.27 Tn en 1975 y las de los países europeos un máximo de 51,098.96 Tn 5 años después. Las capturas de las flotas asiáticas mostraron un comportamiento oscilante, con una tendencia al alza en los últimos años analizados. De las 2, 276,138.14 Tn procedentes del área FAO 34 (Figura 1.6), el 69.40% correspondieron a *P. bellottii*, seguido de especies no identificadas del

Pagellus sp. (21.45%) y *P. acarne* (7.99%). *Pagellus bellottii* fue la especie dominante durante los 65 años analizados, con un porcentaje promedio de captura superior al 60%.

El análisis de tendencias indicó tendencias significativas negativas para *Pagellus sp.* y *P. bogaraveo* (p -valor < 0.05) y positivas para *P. acarne* y *P. erythrinus* (p -valor < 0.05) (Tabla 1.4). No obstante, en conjunto, las capturas de esta pesquería para todo el género *Pagellus* en el área FAO 34 disminuyeron progresivamente a un ritmo de -294.62 Tn/año, alcanzando esta tendencia casi la significación (p -valor = 0.09) (Tabla 1.3).

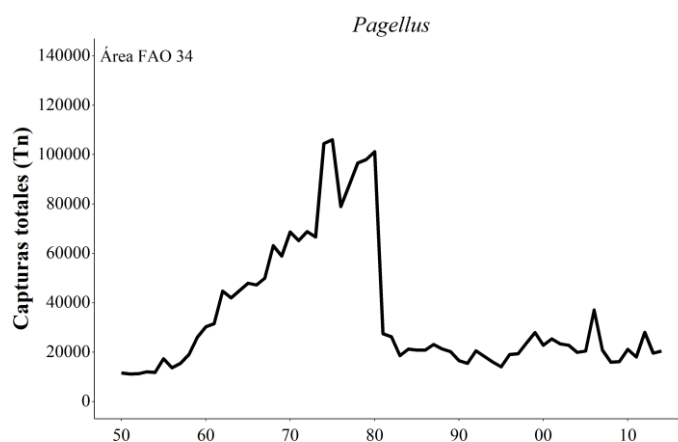


Figura 1.6. Serie temporal global de todo el género *Pagellus* en el área FAO 34.

1.3.3. Área FAO 27 vs FAO 34

En conjunto, las capturas de especies del género *Pagellus* para toda la región del área FAO 27 y 34 ascendieron a 2, 700,594.06 Tn, de las cuales el 84.28% (2,276.138,14 Tn) se capturaron en el área FAO 34 y el restante 15.71% (424,455.92 Tn) en el área FAO 27. En el Área 34, la tendencia fue inicialmente ascendente, hasta un máximo histórico de 106,027.39 Tn en 1975, después las capturas descendieron hasta 1995 (14,079.98 Tn), estabilizándose durante los últimos 19 años del periodo de estudio en torno a las 20,000 Tn/año (Figura 1.7a).

El patrón en el área FAO 27 fue similar, con una tendencia inicial al alza hasta un máximo histórico de 17,483.47 Tn en 1968, disminuyendo después las capturas durante los 8 años siguientes hasta 4,115.86 Tn en 1976 y aumentando de nuevo hasta niveles similares al máximo de 1978 de 15.606,28 Tn. Finalmente, las capturas volvieron a

disminuir y se estabilizaron durante los últimos 16 años del periodo de estudio en torno a las 3,800 Tn/año (Figura 1.7a).

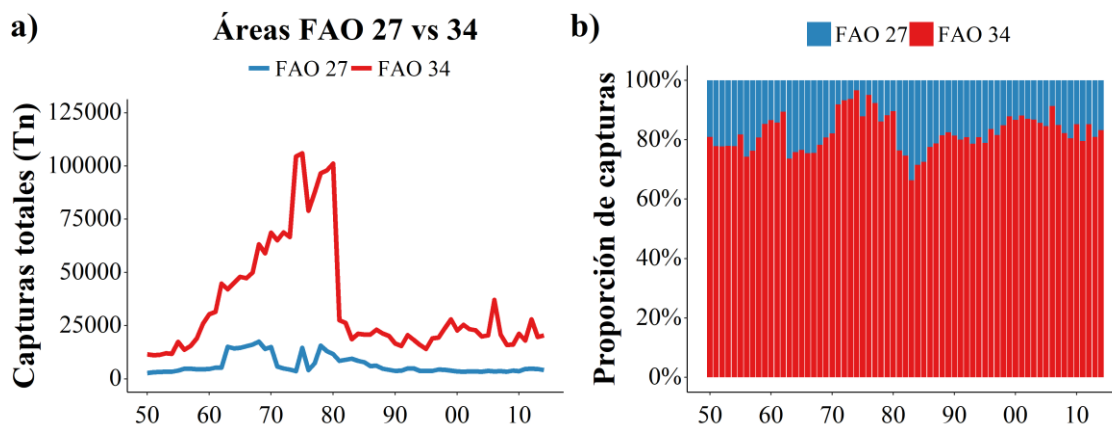


Figura 1.7. a) Serie temporal global de todo el género *Pagellus* en el área FAO 27 (línea azul) y 34 (línea roja). b) Porcentaje de contribución de las áreas FAO 27 (azul) y 34 (rojo) a las capturas de todo el género *Pagellus*.

Ambas áreas realizaron sus registros de manera continua desde 1950 a 2014. El análisis porcentual indicó que durante todo el periodo de estudio, el área FAO 34 fue dominante para esta pesquería, siendo las capturas siempre superiores a las del área FAO 27, representando un porcentaje medio anual del 82.42% de las capturas (Figura 1.7b). En general, la tendencia histórica de esta pesquería para toda la región del área FAO 27 y 34 fue negativa, con un descenso de las capturas de -363.80 Tn/año, siendo la tendencia marginalmente significativa (p -valor = 0.057) (Tabla 1.3).

En cuanto a las especies, *P. bellottii* representó el 58.49% de las capturas (1,579,755.17 Tn), seguido de *Pagellus sp.* (24.11%, 651,317.42 Tn), *P. bogaraveo* (7.84%, 211,950.59 Tn), *P. erythrinus* (7.22%, 195,078.53 Tn) y, por último, *P. acarne* (2.31%, 62,492.33 Tn). El análisis porcentual mostró que *P. bellottii* fue la especie dominante con un porcentaje promedio de las capturas del 57.08% entre 1950 y 1999, seguida de *Pagellus sp.* con un porcentaje promedio de las capturas del 27.72%. Durante los últimos 15 años del periodo de estudio, estas especies representaron porcentajes medios inferiores (*P. bellottii*, 39.68% y *Pagellus sp.*, 26.76%), debido al aumento de las capturas de *P. erythrinus*, que representó el 21.70%. Durante este periodo el porcentaje promedio de *P. bogaraveo* fue del 7.58% y *P. acarne* del 4.26%.

1.3.4. Puntos de cambio y proyecciones ARIMA

Únicamente el algoritmo exacto de puntos de cambio PELT fue utilizado para la serie temporal global de *Pagellus sp.* del área FAO 27 (Tabla 1.4 y Figuras 1.8, 1.9 y 1.10). Para el área global de estudio (combinación de área FAO 27 y 34), los periodos de tiempo que mostraron patrones distintos en comparación con la media fueron [1950-1961], [1962-1973], [1974-1980] y [1981-2014], siendo las capturas medias más altas (106,131.77 Tn) las del tercer periodo (Figura 1.11).

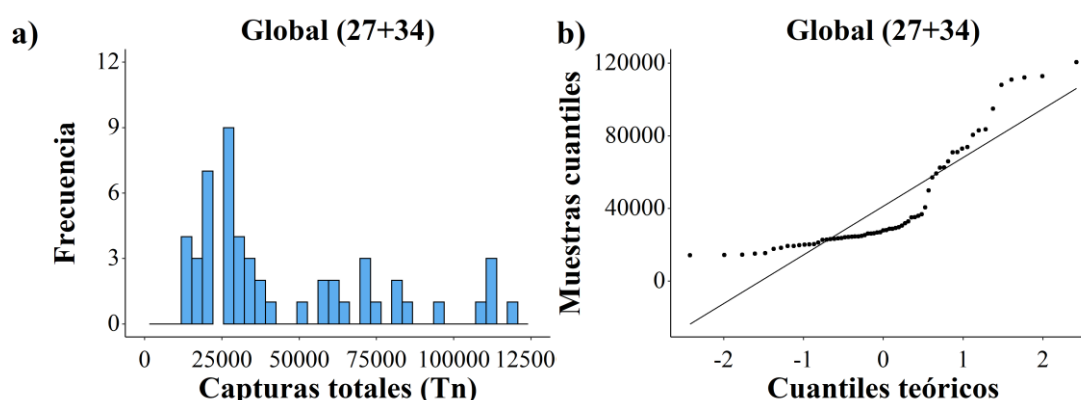


Figura 1.8. a) Histograma y b) gráfico QQ de la serie temporal global para toda la región del área FAO 27 y 34. Serie temporal no transformada.

Tabla 1.4. Resultados de la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk. *N* es el número de datos y *W* es el valor del estadístico de Shapiro-Wilk. *Datos no transformados.

Nombre	Área	Año inicial	Año final	N	W	P-valor	Normalidad
<i>Pagellus global*</i>	Global (27+34)	1950	2014	65	0.78	0.00	No
<i>Pagellus sp.</i>	27	1950	2014	65	0.97	0.11	Sí
<i>P. acarne</i>	27	1950	2014	65	0.95	0.01	No
<i>P. bogaraveo</i>	27	1950	2014	65	0.76	0.00	No
<i>P. erythrinus</i>	27	1950	2014	65	0.48	0.00	No
<i>Pagellus sp.</i>	34	1950	2014	65	0.79	0.00	No
<i>P. acarne</i>	34	1960	2014	55	0.87	0.00	No
<i>P. bellottii</i>	34	1950	2014	65	0.68	0.00	No
<i>P. bogaraveo</i>	34	1950	2014	65	0.74	0.00	No
<i>P. erythrinus</i>	34	1950	2014	65	0.80	0.00	No

En el área FAO 27, las cuatro especies tuvieron periodos de cambio similares. El primer periodo fue de 1950 a 1962-63, el segundo de 1962-1963 a 1970-1971, el tercero de 1972-1973 a 1977 y el último de 1978 a 2014. Para las cuatro especies, las capturas medias más elevadas se obtuvieron en el segundo periodo: *Pagellus sp.* [1956-1968] 4,041.81 Tn, *P. acarne* [1964-1972] 958.62 Tn, *P. bogaraveo* [1963-1970] 9,726.95 Tn y *P. erythrinus* 1963 1,454.68 Tn (Figura 1.12).

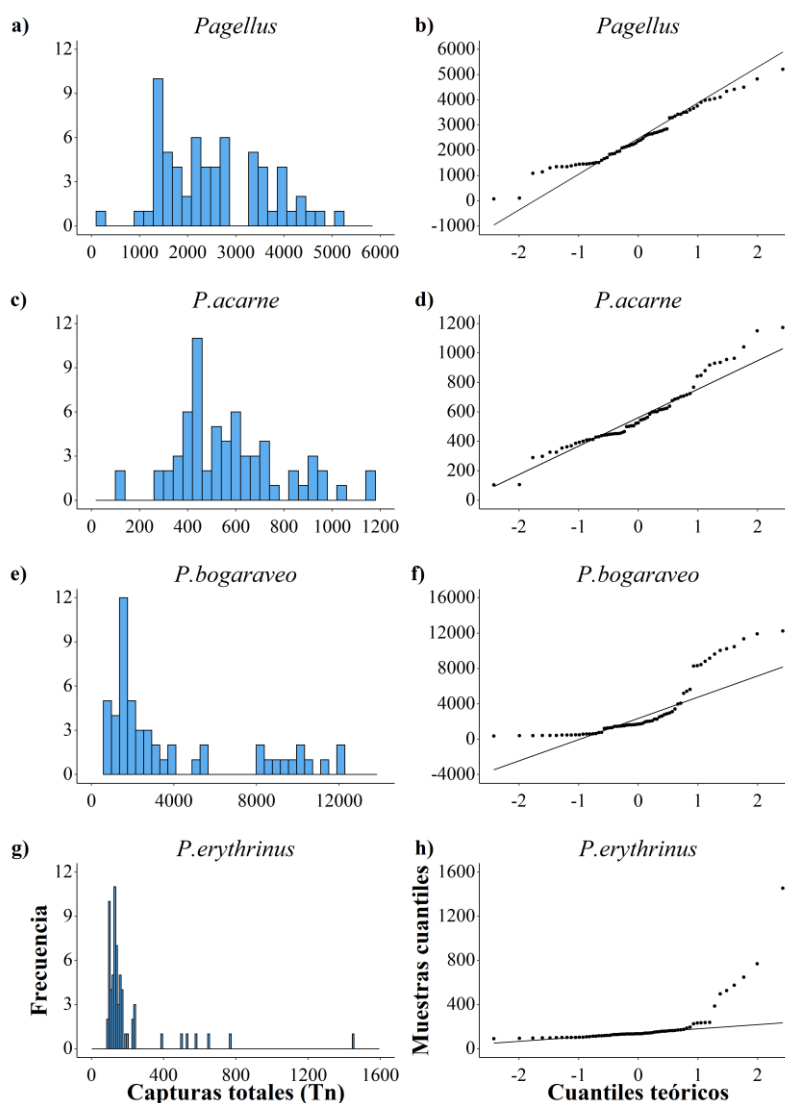


Figura 1.9. Histograma (izquierda) y gráficos QQ (derecha) para las series temporales globales por especies en el área FAO 27: a)-b) *Pagellus sp.*, c)-d) *Pagellus acarne*, e)-f) *Pagellus bogaraveo* y g)-h) *Pagellus erythrinus*.

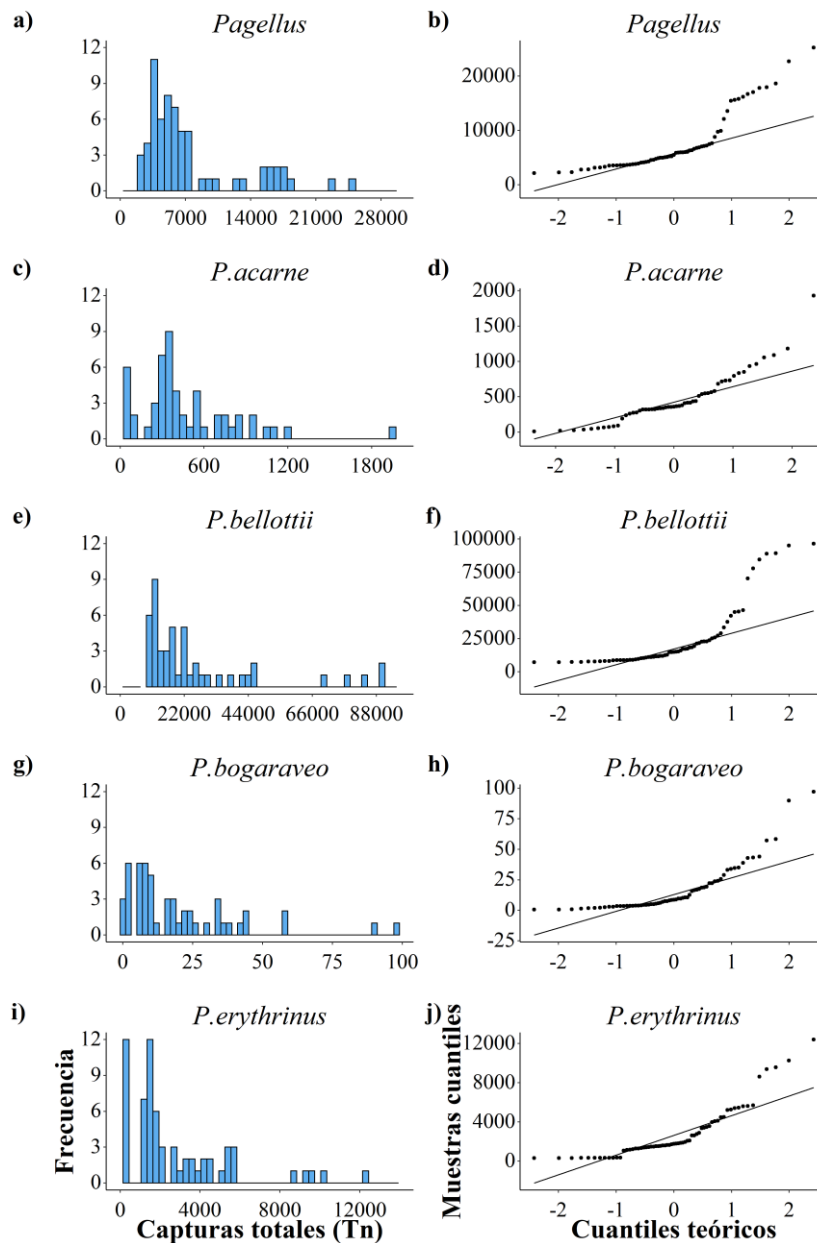


Figura 1.10. Histograma (izquierda) y gráficos QQ (derecha) para las series temporales globales por especies en el área FAO 34: a)-b) *Pagellus* sp., c)-d) *Pagellus acarne*, e)-f) *Pagellus bellottii*, g)-h) *Pagellus bogaraveo* y i)-j) *Pagellus erythrinus*.

Para el área FAO 34, el patrón general de cambio fue 1950 a 1961-1962, 1963 a 1973, 1974 a 1987 y 1988 a 2014. En el caso de *P. bogaraveo*, estos periodos variaron significativamente y se produjeron en torno a la década de 1950 ([1950-1952], [1953-1954], [1955-1956] y [1957-2014]), mientras que en el caso de *P. erythrinus*, los periodos se establecieron en torno a la primera década del siglo XXI ([1950-1999], [2000-2004], [2005-2011] y [2012-2014]). Por último, las capturas medias más elevadas se registraron en el segundo periodo para tres especies (*Pagellus* sp. [1962-1973] 17,708.41 Tn, *P.*

bogaraveo [1953-1954] 77.19 Tn y *P. erythrinus* [2000-2004] 8,708.23 Tn), mientras que para *P. acarne* y *P. bellottii* fue en el cuarto y tercero respectivamente ([2008-2014] 914.60 Tn y [1974-1980] 86,080.95 Tn) (Figura 1.13).

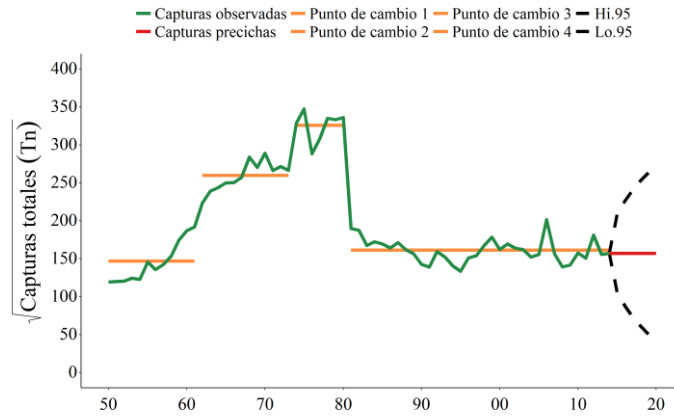


Figura 1.11. Serie temporal global para toda la región del área FAO 27 y 34. En verde las capturas observadas (1950-2014), en rojo las capturas previstas (2015-2020) por el modelo ARIMA (011) con los límites inferior y superior de los intervalos de predicción y en naranja los periodos detectados mediante el análisis de puntos de cambio múltiples.

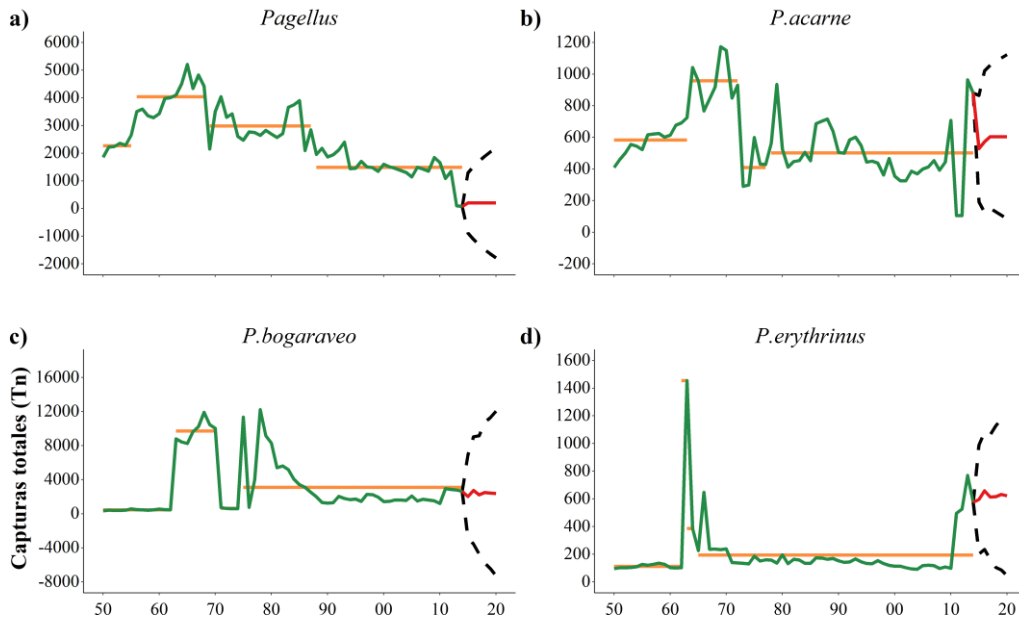


Figura 1.12. Series temporales globales en el área FAO 27 por especies. En verde las capturas observadas (1950-2014), en rojo las capturas previstas (2015-2020) por el modelo ARIMA con los límites inferior y superior de los intervalos de predicción y en naranja los periodos detectados mediante el análisis de puntos de cambio múltiples. a) *Pagellus* sp. (011), b) *Pagellus acarne* (013), c) *Pagellus bogaraveo* (211) y d) *Pagellus erythrinus* (210).

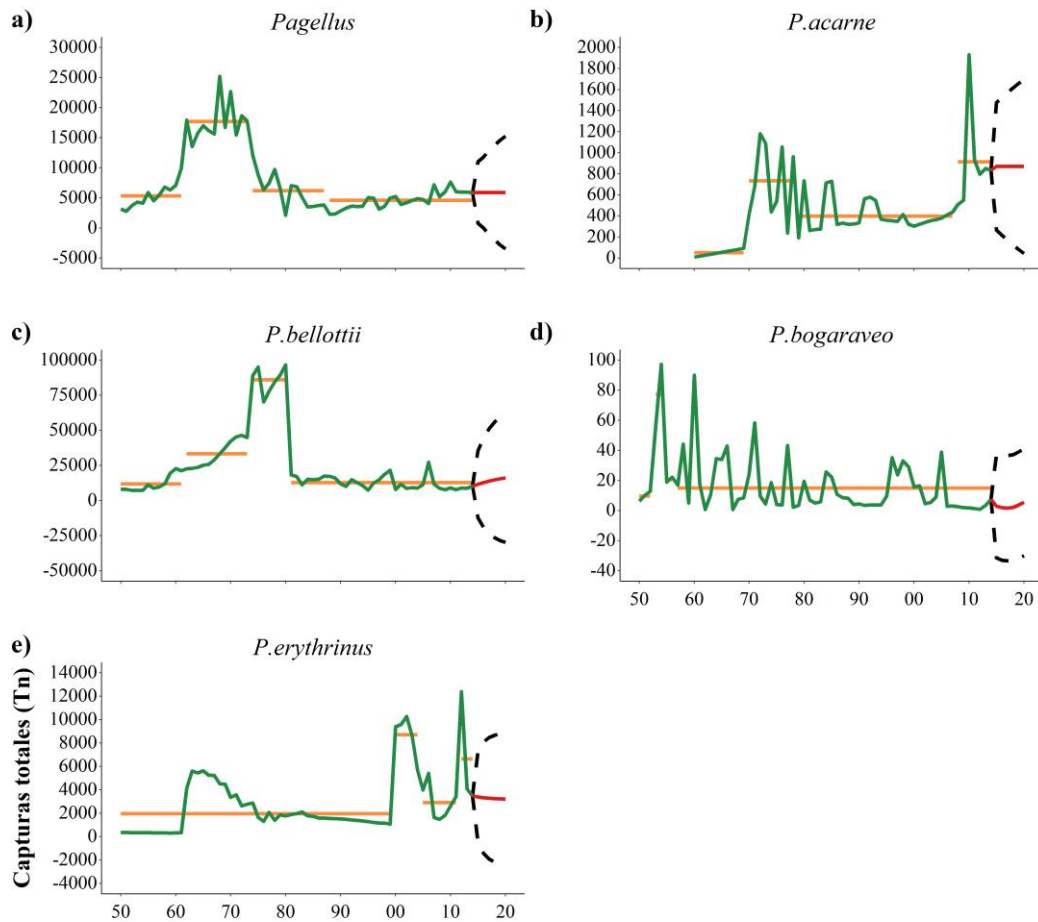


Figura 1.13. Series temporales globales en el área FAO 34 por especies. En verde las capturas observadas (1950-2014), en rojo las capturas previstas (2015-2020) por el modelo ARIMA con los límites inferior y superior de los intervalos de predicción y en naranja los periodos detectados mediante el análisis de múltiples puntos de cambio. a) *Pagellus* sp. (110), b) *Pagellus acarne* (011), c) *Pagellus bellottii* (111), d) *Pagellus bogaraveo* (510) y e) *Pagellus erythrinus* (111).

La Tabla 1.5 muestra los resultados de la bondad de ajuste o de las medidas de precisión aplicadas en la fase de validación de los modelos ARIMA no estacionarios y no estacionales ($p d q$). En promedio, los modelos explicaron el 54% de la varianza, tuvieron una E_2 de 0.52 y un %SEP de 55.43%, con un desfase temporal de 0.21 (PI) y KGE' de 0.68. El modelo con mayor porcentaje de varianza explicada y mejor concordancia entre los valores observados y ajustados fue (011) de la serie temporal global para toda el área de estudio, explicando este 84% de la varianza con un 92% de concordancia, mientras que el modelo (510) para *P. bogaraveo* para el área FAO 34 fue el modelo con menor pérdida de información y menor desfase temporal ($AIC=558.18$ y $PI=0.54$). Todos los residuos de los modelos fueron un ruido (Tabla 1.6; Figuras 1.14, 1.15 y 1.16).

Tabla 1.5. Resultados de los mejores modelos ARIMA con sus medidas de bondad de ajuste.* indica una transformación tipo raíz cuadrada a la serie temporal. Tn = toneladas.

Nombre	Área	Modelo	Términos de error				
			R ²	RMSE (Tn)	MAE (Tn)	%SEP	E ₂
<i>Pagellus global*</i>	Global (27+34)	(0,1,1)	0.84	25.83	15.31	13.33	0.83
<i>Pagellus sp.</i>	27	(0,1,1)	0.76	546.72	357.91	21.80	0.76
<i>P. acarne</i>	27	(0,1,3)	0.47	166.45	106.78	28.92	0.44
<i>P. bogaraveo</i>	27	(2,1,1)	0.54	2,421.52	1,254.56	74.59	0.50
<i>P. erythrinus</i>	27	(2,1,0)	0.16	195.87	68.93	97.89	0.09
<i>Pagellus sp.</i>	34	(1,1,0)	0.78	2,561.42	1,594.00	34.10	0.77
<i>P. acarne</i>	34	(0,1,1)	0.30	302.92	181.28	66.42	0.25
<i>P. bellottii</i>	34	(1,1,1)	0.75	11,991.28	5,760.89	49.34	0.74
<i>P. bogaraveo</i>	34	(5,1,0)	0.30	16.71	12.55	99.56	0.28
<i>P. erythrinus</i>	34	(1,1,1)	0.49	1,915.82	882.03	68.39	0.47

Tabla 1.5 continuación. Resultados de los mejores modelos ARIMA con sus medidas de bondad de ajuste.* indica una transformación tipo raíz cuadrada a la serie temporal. Tn = toneladas.

Nombre	Área	Modelo	Términos de error			
			ARV	PI	AIC	KGE'
<i>Pagellus global*</i>	Global (27+34)	(0,1,1)	0.16	0.01	602.83	0.92
<i>Pagellus sp.</i>	27	(0,1,1)	0.24	0.08	993.63	0.84
<i>P. acarne</i>	27	(0,1,3)	0.55	0.29	847.00	0.66
<i>P. bogaraveo</i>	27	(2,1,1)	0.50	0.23	1,188.96	0.73
<i>P. erythrinus</i>	27	(2,1,0)	0.90	0.31	864.66	0.33
<i>Pagellus sp.</i>	34	(1,1,0)	0.23	0.18	1,191.39	0.88
<i>P. acarne</i>	34	(0,1,1)	0.74	0.26	775.71	0.51
<i>P. bellottii</i>	34	(1,1,1)	0.25	0.06	1,392.39	0.84
<i>P. bogaraveo</i>	34	(5,1,0)	0.72	0.54	558.18	0.42
<i>P. erythrinus</i>	34	(1,1,1)	0.53	0.13	1,157.30	0.65

En el área FAO 27, según las proyecciones de los modelos, el comportamiento de las pesquerías fue estable para *Pagellus sp.*, y con pequeñas variaciones para *P. bogaraveo* y *P. erythrinus*. Por el contrario, se observó un ligero aumento de las capturas de *P.*

acarne. Dentro del área 34, se observó un comportamiento estable similar para el grupo *Pagellus sp.*, así como para *P. acarne*, mientras que la tendencia fue al alza para *P. bellottii* y *P. bogaraveo* y a la baja para *P. erythrinus*. Globalmente, para toda la pesquería y toda la región del área FAO 27 y 34, las previsiones se mantuvieron estables (Figuras 1.11, 1.12 y 1.13).

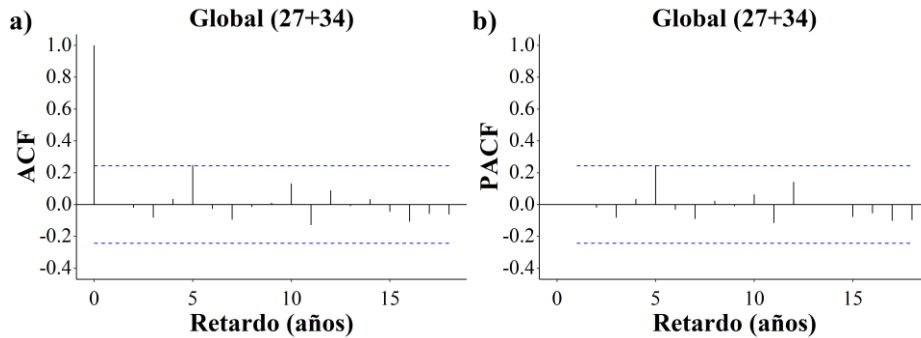


Figura 1.14. a) Gráficos ACF y b) PACF de los residuos ordinarios del modelo ARIMA (011) con transformación de la raíz cuadrada en la serie temporal global para toda la región del área FAO 27 y 34.

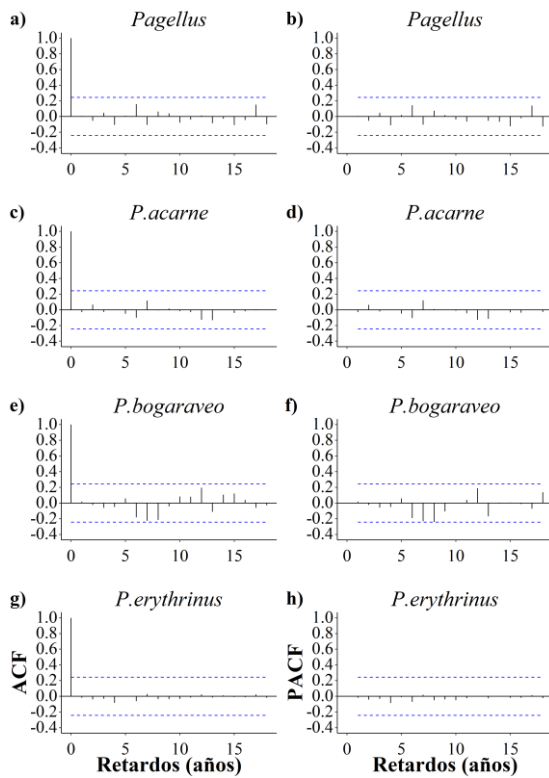


Figura 1.15. Gráficos ACF (izquierda) y PACF (derecha) de residuos ordinarios de modelos ARIMA sobre las series temporal globales para el área FAO 27 por especies: a)-b) *Pagellus sp.* (011), c)-d) *Pagellus acarne* (013), e)-f) *Pagellus bogaraveo* (211) y g)-h) *Pagellus erythrinus* (210).

Tabla 1.6. Resultados de la aplicación de la prueba de Ljung-Box a los residuos ordinarios (valores observados - valores ajustados) obtenidos por los modelos ARIMA con el nivel de significación de 0.05 ($\alpha = a$). Valores del estadístico de prueba χ^2 (chi-cuadrado) con sus grados de libertad (Df) y retardos utilizados (L). Los retardos utilizados fueron 5, 10, 13 basados en los gráficos ACF y PACF de los residuos ordinarios. El uso del retardo 6 en *P. carne* y *P. bogaraveo* en el área FAO 27 y del retardo 8 en *P. bogaraveo* en el área FAO 34 es para garantizar que hay al menos 3 grados de libertad utilizados en la prueba chi-cuadrado. * indica una transformación tipo raíz cuadrada a la serie temporal.

Nombre	Área	Año inicial	Año final	χ^2	Df	L	P-valor	Independencia
<i>Pagellus</i> global*	Global (27+34)	1950	2014	5.07	4	5	0.28	Sí
<i>Pagellus</i> global*	Global (27+34)	1950	2014	7.21	9	10	0.61	Sí
<i>Pagellus</i> global*	Global (27+34)	1950	2014	9.19	12	13	0.69	Sí
<i>Pagellus</i> sp.	27	1950	2014	1.18	4	5	0.88	Sí
<i>Pagellus</i> sp.	27	1950	2014	4.8	9	10	0.85	Sí
<i>Pagellus</i> sp.	27	1950	2014	5.54	12	13	0.94	Sí
<i>P. carne</i>	27	1950	2014	1.34	3	6	0.72	Sí
<i>P. carne</i>	27	1950	2014	2.44	7	10	0.93	Sí
<i>P. carne</i>	27	1950	2014	5.3	10	13	0.87	Sí
<i>P. bogaraveo</i>	27	1950	2014	3.17	3	6	0.36	Sí
<i>P. bogaraveo</i>	27	1950	2014	11.29	7	10	0.13	Sí
<i>P. bogaraveo</i>	27	1950	2014	16.01	10	13	0.10	Sí
<i>P. erythrinus</i>	27	1950	2014	0.69	3	5	0.87	Sí
<i>P. erythrinus</i>	27	1950	2014	1.31	8	10	0.99	Sí
<i>P. erythrinus</i>	27	1950	2014	1.41	11	13	0.99	Sí
<i>Pagellus</i> sp.	34	1950	2014	4.84	4	5	0.30	Sí
<i>Pagellus</i> sp.	34	1950	2014	8.28	9	10	0.51	Sí
<i>Pagellus</i> sp.	34	1950	2014	13.51	12	13	0.33	Sí
<i>P. carne</i>	34	1960	2014	1.34	4	5	0.85	Sí
<i>P. carne</i>	34	1960	2014	3.47	9	10	0.94	Sí
<i>P. carne</i>	34	1960	2014	4.6	12	13	0.97	Sí
<i>P. bellottii</i>	34	1950	2014	5.13	3	5	0.16	Sí
<i>P. bellottii</i>	34	1950	2014	10.04	8	10	0.26	Sí
<i>P. bellottii</i>	34	1950	2014	10.47	11	13	0.49	Sí
<i>P. bogaraveo</i>	34	1950	2014	6.47	3	8	0.09	Sí
<i>P. bogaraveo</i>	34	1950	2014	7.35	5	10	0.19	Sí
<i>P. bogaraveo</i>	34	1950	2014	11.07	8	13	0.20	Sí
<i>P. erythrinus</i>	34	1950	2014	3.26	3	5	0.35	Sí
<i>P. erythrinus</i>	34	1950	2014	9.53	8	10	0.30	Sí
<i>P. erythrinus</i>	34	1950	2014	19.26	11	13	0.056	Sí

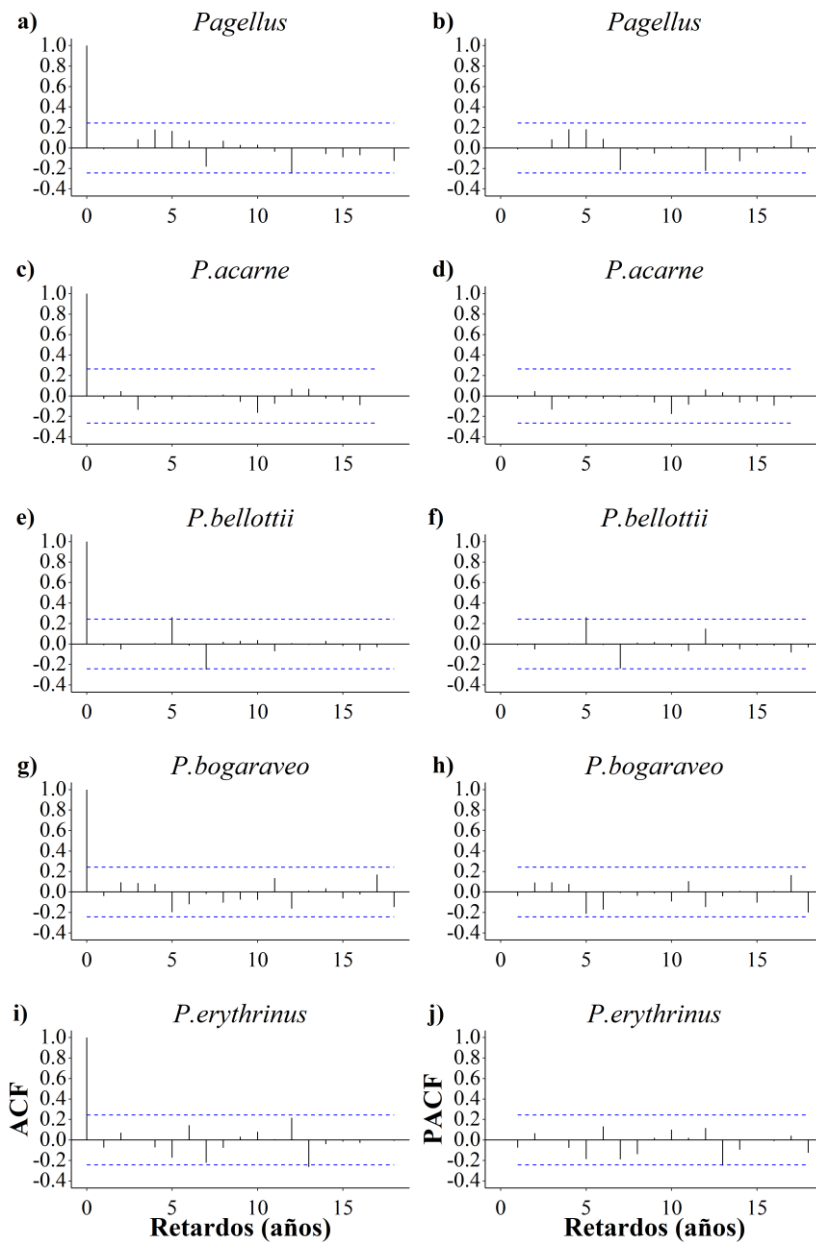


Figura 1.16. Gráficos ACF (izquierda) y PACF (derecha) de residuos ordinarios de modelos ARIMA sobre las series temporal globales para el área FAO 34 por especies: a)-b) *Pagellus* sp. (110), c)-d) *Pagellus acarne* (011), e)-f) *Pagellus bellottii* (111), g)-h) *Pagellus bogaraveo* (510) y i)-j) *Pagellus erythrinus* (111).

1.4. Discusión

En el presente capítulo, se contruyen las capturas históricas de la pesquería del género *Pagellus* en las áreas FAO 27 y 34 a partir de los datos de capturas reconstruidos entre 1950 y 2014 en función de los diferentes países implicados agrupados por continentes. En este sentido, se proporciona una visión del comportamiento y evolución histórica de la pesquería, además de reflejar las especies de mayor importancia, el impacto de las flotas y la gestión pesquera de cada continente. La aplicación conjunta del método de regresión lineal y técnicas de puntos de cambio y de modelización univariante ARIMA permitió identificar tendencias lineales, periodos o bloques temporales con diferentes comportamientos y establecer un posible comportamiento futuro de la pesquería.

Toda la pesquería del género *Pagellus* en el área FAO 27 fue realizada por la flota europea, siendo Portugal y España los países con mayor volumen de captura y *P. bogaraveo* la especie de mayor volumen de captura. Estos resultados coinciden con los de otros autores (Gil, 2006; Burgos *et al.*, 2013, Punzón *et al.*, 2020). El patrón histórico de desembarques por unidad de capacidad de pesca (LPUC) desde 1933 hasta 1986 en las zonas de esta área muestra una tendencia descendente, caracterizada por dos ciclos con mayores volúmenes de desembarques entre los años 50 y 70 (Punzón *et al.*, 2020). En nuestro estudio, también observamos dos ciclos con mayores volúmenes de capturas en torno a estas décadas, identificados como periodos de cambio, así como una tendencia a la baja. El comportamiento bicíclico de las capturas de *P. boragaveo* es resultado del alto valor comercial de esta especie y de diversos programas de regularización de su actividad pesquera (Gil, 2006).

Diferentes estudios indican que la evolución histórica de los desembarcos y abundancias estimadas de esta especie en el Estrecho de Gibraltar (1983-2016) presentan un comportamiento general descendente. Los mayores volúmenes de desembarcos se produjeron en las décadas de 1990 y 2005, coincidiendo en general con los mínimos de biomasa, periodos en los que existe una gran volatilidad causada por la biología de la especie, la variabilidad climática y las transiciones normativas (Gutiérrez-Estrada *et al.*, 2017; Sanz-Fernández *et al.*, 2019; Sanz-Fernández y Gutiérrez-Estrada, 2021; Gil-Herrera *et al.*, 2021), lo que puede explicar la tendencia a la baja observada en este estudio. Otro posible factor causante de este descenso podrían ser el desplazamiento de la especie hacia otras zonas, lo que originaría modificaciones en su abundancia o por

cambios en la distribución espacial de la flota (Lorance, 2011; Burgos *et al.*, 2013; Punzón *et al.*, 2020).

Para esta especie, el modelo ARIMA univariante obtenido tenía una fuerte naturaleza autorregresiva, posiblemente indicando que esta pesquería es altamente dependiente del comportamiento pasado (Sanz-Fernández y Gutiérrez-Estrada, 2021). En la zona noreste española, también ha sido observada una disminución de la biomasa desde 1990 a 2018, con dos ciclos claramente marcados de mayor biomasa entre 1997-2000 y 2004-2007 y un tercero final de menor biomasa comparado con los dos anteriores entre 2014-2017 (Blanco *et al.*, 2019). En Portugal, la pesquería de esta especie es realizada por flota del norte y centro del país (Gil, 2006). Esta especie se considera una captura incidental en otras pesquerías, aunque dependiendo de la temporada, una pesquería puede dirigirse a esta especie (Farias *et al.*, 2018; Serra-Pereira *et al.*, 2019). Los periodos con mayores desembarcos coinciden con la época de desove (Farias *et al.*, 2018). Desde 2009 a 2018, los desembarques totales de esta especie en diferentes puertos portugueses de norte a sur de su territorio continental mostraron una tendencia descendente continua. Igualmente, en las Azores, los desembarcos anuales desde 1980 a 2017 mostraron un descenso superior al 60% desde su máximo histórico registrado en 2005. Esta disminución podría estar relacionada con las capturas totales permitidas por la normativa de la Unión Europea, lo que también determina factores relativos a las poblaciones de peces demersales (por ejemplo: el número de buques con licencia) (ICES, 2018; Serra-Pereira *et al.*, 2019), o con la baja capacidad de regeneración de la población que no es capaz de soportar la presión pesquera a la que está sometida, lo que significa que el esfuerzo pesquero actual probablemente haya contribuido al agotamiento de este recurso (Pinho *et al.*, 2014; Diogo *et al.*, 2015).

En el área FAO 34, la flota africana fue la principal responsable de la mayor parte de las capturas del género *Pagellus*. En cuanto a las especies, *P. bellotti* fue la de mayor importancia de captura, presentando sus capturas una tendencia negativa. Tradicionalmente, *P. bellottii* ha sido un recurso demersal de importancia comercial para la pesca industrial y artesanal en países como Senegal, Ghana y Mauritania (Russell y Carpenter, 2014; Koranteg, 1984; Koranteg and Pitcher, 1987; Khallahi, 1995). Senegal indicó una disminución progresiva de la abundancia desde 1983 a 1998, con un máximo histórico en 1985 (Gascuel *et al.*, 2004). El modelo ARIMA identificado para esta

pesquería tenía un parámetro autorregresivo y otro de media móvil, que podrían interpretarse como una sugerencia de que las capturas dependen o se verán influidas por patrones pasados y que las capturas siguen siendo parcialmente independientes de la densidad de población. De acuerdo con esto, los cambios pueden atribuirse a variaciones particulares en las clases de edad o en la actividad pesquera (Gutiérrez-Estrada *et al.*, 2017; Sanz-Fernández y Gutiérrez-Estrada, 2021). Una explicación similar puede darse para el pico histórico de abundancia observado en aguas mauritanas entre 1982 y 1985 (Gascuel *et al.*, 2007). En conjunto, las capturas totales realizadas por Senegal y Mauritania desde 1990 a 2016 presentaron un comportamiento promedio descendiente (FAO, 2018). También se observó una marcada reducción de las capturas entre 2005 y 2009 en Ghana (Amposah *et al.*, 2016). Por otra parte, Gascuel *et al.* (2007) sugirieron que la variabilidad climática interanual desempeña un papel importante en los cambios en la abundancia de recursos demersales en aguas mauritanas, lo que repercute en el reclutamiento y, por tanto, en la abundancia de peces, lo que sin duda repercutiría en los recursos disponibles para el sector pesquero. Todo ello es coherente con la disminución observada en las capturas reconstruidas de *P. bellottii* en el área FAO 34 a lo largo de todo el registro histórico.

En las dos áreas FAO estudiadas, las especies de *Pagellus* no identificadas (*Pagellus sp.*) representan el segundo grupo más importante en términos de volumen de capturas. La no identificación de las especies representa un problema que dificulta la adopción de medidas legales para salvaguardar la sostenibilidad de las poblaciones explotadas (Tillet *et al.*, 2012; Lampsakinou Maria-Io, 2018). En ambas zonas, las tendencias generales de este grupo fueron negativas, lo que sugiere que, con el tiempo, la identificación de los peces a nivel de especie ha ido mejorando. El análisis de puntos de cambio reveló esta situación destacando que el último bloque de cambio fue el que menor promedio presentó coincidiendo en ambas áreas [1988-2014]. Aunque para el área FAO 34 parece ser que se produjo un ligero aumento en los últimos 14 años, esto podría explicarse por el mayor número de países implicados, el bajo nivel de inversión en las pesquerías (Heck *et al.*, 2007) y la limitación de un desarrollo de mejora en la ordenación pesquera de los países africanos (Asche *et al.*, 2021).

Por su parte, *P. acarne* y *P. erythrinus* mostraron tendencias significativas positivas en el área FAO 34. En esta zona, estas especies son importantes comercialmente tanto para la flota europea (española) como para la africana (principalmente marroquí). Estos

resultados contrastan con los de investigaciones anteriores (Pajuelo y Lorenzo, 1998; Pajuelo y Lorenzo 2000; Velasco *et al.*, 2011; FAO, 2018). Esto puede deberse a que los investigadores solo tuvieron en cuenta las capturas declaradas de la especie y, por lo tanto, no cubrieron las capturas ilegales, no declaradas o no reguladas, lo que confirmaría los resultados de Pauly y Zeller. (2016), quienes sugirieron que las capturas oficiales presentadas a la FAO para el área 34 estaban subestimadas en comparación con los datos de capturas reconstruidos.

Como se ha mencionado anteriormente, la pesquería del género *Pagellus* para toda la región del área FAO 27 y 34 mostró una tendencia a la baja. El área de estudio seleccionada en el presente capítulo incluía ecorregiones marinas templadas, tropicales y subtropicales. En estas ecorregiones del océano Atlántico, las tendencias generales de la biomasa pesquera son descendentes durante el periodo de 1950 a 2014 para un gran número de poblaciones explotadas de peces e invertebrados (Palomares *et al.*, 2020). A medida que disminuye la biomasa pesquera, cabe esperar que también disminuyan las capturas, en consonancia con lo que se ha observado en este capítulo, con un descenso de las capturas del género *Pagellus*.

En términos promedios (sin tener en cuenta los resultados de los modelos ARIMA de *P. bellottii* debido a su no captura en el área FAO 27), los estadísticos de bondad de ajuste de los modelos ARIMA univariantes por especie y área fueron mejores para el área FAO 27. Los modelos ajustados para el área 27 presentaron mayores varianzas explicadas, predicciones con menos errores y mejor concordancia entre los valores observados y ajustados. Las diferencias observadas en la bondad del ajuste entre los modelos pueden estar relacionadas con tres factores principales: las medidas legales, los avances tecnológicos y los criterios científicos. Estos factores son responsables de los cambios históricos observados entre 1933 y 1986 en los patrones de desembarcos de la flota demersal española en aguas del Atlántico y del Mediterráneo (Punzón, *et al.*, 2020).

En el área FAO 27, al estar únicamente operada por la flota europea supone una mayor uniformidad en la legislación aplicada, desarrollo tecnológico de la flota y criterios científicos, ya que estas aguas van a estar sujetas a las directrices dictaminadas por la Unión Europea. Estas directrices pretenden establecer tallas mínimas de desembarco, regular el esfuerzo pesquero, controlar la introducción de avances técnicos en los artes de pesca y la conservación de las poblaciones (Mardle *et al.*, 2002). Las tendencias negativas observadas en esta área revelan una sobreexplotación progresiva de las poblaciones. Esto

se debe en gran parte a que las medidas establecidas para gestionar los recursos pesqueros no garantizan su sostenibilidad. En el caso de las especies analizadas, en algún momento las tallas mínimas de desembarco o de captura se situaron por debajo o dentro del rango de variación de la talla de primera madurez, lo que aumenta el riesgo de sobreexplotación y, por tanto, de colapso de la población debido a fallos en el reclutamiento (Coelho *et al.*, 2010). Además esta situación podría producirse con mayor continuidad en el caso de que la explotación se realice dentro un ámbito multiespecífico, donde se capturen otras especies demersales con diferentes tallas mínimas y estados de madurez, como es el caso de *P. acarne* y *P. erythrinus* (Pajuelo y Lorenzo 1998; Pajuelo y Lorenzo 2000; Velasco *et al.*, 2011). En este contexto, es claramente esencial permitir que los peces alcancen su talla de primera madurez y experimenten la inversión sexual. Para ello, las medidas de control deben adoptarse en un marco de transparencia y cooperación entre todas las partes implicadas para garantizar el éxito de su aplicación (Yildiz y Ulman, 2020).

Por otro lado, el área FAO 34, al estar explotada por una mayor diversidad de flotas procedentes de diferentes continentes, el logro de una gestión uniforme supondría un gran reto. Aunque una primera aproximación se está llevando a cabo mediante el desarrollo de acuerdos internacionales de colaboración, donde las partes implicadas controlan los aspectos relacionados con su actividad pesquera dentro de las aguas del estado receptor. Para ello, la Unión Europea (UE) desarrolla los acuerdos de colaboración o acuerdos de asociación de pesca sostenible (ACPS) ajustados a la política pesquera común de la Unión Europea y la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar (CNUDM) (UE, 2020). En estos acuerdos, la UE proporciona ayuda financiera y técnica a cambio de derechos de pesca, generalmente a países del sur. Entre los países socios africanos beneficiarios de estos acuerdos con posibilidad de pesca sobre especies demersales se encuentran Marruecos (documento UE: 22019A0320(01)), Mauritania (documento UE: 32013D0672) y Guinea-Bisáu (documento UE: 32019R1089). Con estos acuerdos lo que se pretende conseguir es la gobernanza de los océanos, basada en un marco jurídico claro, coherencias/sinergias con las políticas desarrolladas, sostenibilidad de los recursos basada en la ciencia, el pleno cumplimiento de las normas de pesca y una lucha conjunta y coherente contra la pesca ilegal (Agnew *et al.*, 2009), no declarada y no reglamentada (pesca INDNR).

En este sentido, la aplicación combinada de información de posicionamiento de la flota junto con sus desembarcos se presenta como una herramienta útil que puede contribuir a

la implantación de una gestión pesquera ecosistémica de estas poblaciones (Martín *et al.*, 2014), lo que ayudaría a garantizar su sostenibilidad así como el cumplimiento del marco legal y las políticas desarrolladas. Las proyecciones futuras indican que en la mayoría de los casos el comportamiento de la pesquería se mantiene estable o muestra pequeñas variaciones, aunque en algunas especies como *P.erythrinus* en el área FAO 34 la tendencia es a la baja mientras que para *P. bellottii* y *P.bogaraveo* en la misma zona es al alza. Si el objetivo prioritario es garantizar la sostenibilidad de estas poblaciones, las medidas de gestión y legislativas deben tener en cuenta los aspectos sociales, económicos, técnicos, medioambientales y biológicos de las poblaciones. Finalmente, diferentes evaluaciones realizadas sobre las poblaciones de *Pagellus*, recomiendan disminuir la mortalidad por pesca, rebajando la presión del esfuerzo pesquero, y estandarizar los métodos de capturas (FAO, 2007; FAO, 2018; CopeMed II, 2018) para así poder garantizar un futuro sostenible de estas pesquerías.

1.5. Conclusiones

Los resultados obtenidos en términos de capturas reconstruidas sugieren que se han producido variaciones significativas en las capturas de *P. acarne*, *P. bellottii*, *P. bogaraveo* y *P. erythrinus* en las áreas FAO 27 y 34, con una tendencia global a la baja. Las poblaciones de estas especies han experimentado un aumento progresivo de la intensidad pesquera. El área FAO 34 fue sin duda la región con mayor presión pesquera durante los 65 años analizados y *P. bellottii* fue la especie dominante tanto en esta zona como en toda la región FAO 27/34. Este análisis multiespecífico puede ayudar en el desarrollo de protocolos de gestión sostenible al poner en conocimiento la evolución histórica y el estado de las capturas reconstruidas de distintas especies para las áreas FAO. Este capítulo proporciona datos sobre el comportamiento y las tendencias de las capturas de estas especies explotadas en áreas complejas desde el punto de vista de la gestión, lo que sin duda podría ayudar a lograr una gobernanza adecuada de estos recursos.

1.5. Conclusions

*The results obtained in terms of reconstructed catches suggest that there have been significant variations in the catches of *P. acarne*, *P. bellottii*, *P. bogaraveo* and *P. erythrurus* in FAO Major Fishing Areas 27 and 34, with an overall downward trend. . The populations of these species have experienced a progressive increase in fishing intensity. Area 34 was undoubtedly the region with the highest fishing pressure during the 65 years analysed and *P. bellottii* was the dominant species both in this area and in the entire study area (FAO Major Fishing Areas 27 and 34). This multi-species analysis can assist in the development of sustainable management protocols by providing insight into the historical evolution and state of reconstructed catches of different species for FAO areas. This chapter provides data on the behaviour and trends of catches of these exploited species in complex areas from a management point of view, which could undoubtedly help to achieve proper governance of these resources.*

1.6. Referencias

- Abecasis, D., Bentes, L., Coelho, R., Correia, C., Lino, P. G., Monteiro, P., Goncalves, J. M. S., Ribeiro, J. Erzini, K. (2008). Ageing seabreams: a comparative study between scales and otoliths. *Fisheries Research* 89, 37-48.
- Agnew, D. J., Pearce, J., Pramod, G., Peatman, T., Watson, R., Beddington, J. R., Pitcher, T. J. (2009) Estimating the Worldwide Extent of Illegal Fishing. *PloS one* 4, e4570.
- Aheto, D. W., Quinoo, B., Tenkrang, E. Y., Asare, C. Okyere, I. (2011). Economic value assessment of small-scale fisheries in Elmina, Ghana. World Sustainability Forum, Basel, Switzerland, 1-12.
- Akaike, H. (1974). A new look at the statistical identification model. *IEEE Transactions on Automatic Control* 19, 716-723.
- Amir, S. A., Tanaka, F., Siddiqui, P. J., Iwatsuki, Y. (2013). First records of two sparid species, *Diplodus omanensis* and *Pagellus affinis* (Perciformes: Sparidae) from western coast of Pakistan. *Cybium* 37, 220-222.
- Amponsah, S. K. K., Ofori-Danson, P. K., Nunoo, F. K. E., Ameyaw, G. A. (2016). Aspects of population dynamics of Red Pandora, *Pagellus bellottii* (Steindachner, 1882) from the coastal waters of Ghana. *Journal of Scientific and Innovative Research* 5, 215-224.
- Asche, F., Garlock, T. M., Akpalu, W., Amaechina, E. C., Botta, R., Chukwuone, N. A., Eggert, H., Hutchings, K., Lokina, R., Tibesigwa, B., Turpie. J. K. (2021). Fisheries performance in Africa: An analysis based on data from 14 countries. *Marine Policy* 125, 104263.
- Auger, I. E., Lawrence, C. E. (1989). Algorithms for the Optimal Identification of Segment Neighbourhoods. *Bulletin of Mathematical Biology* 51, 39-54.
- Baro J. (1996) Biología pesquera del besugo [*Pagellus acarne* (Risso, 1826)] del Mar de Alborán. Tesis Doctoral, Universidad de Málaga, España.
- Bauchot, M. L., Smith, M. M. (1984). *Sparidae*, in: W. Fischer, G. Bianchi (Eds.), FAO species identification sheets for fishery purposes. Western Indian Ocean (Fishing Area 51), 4, FAO, Rome, 1984.

- Bauchot, M. L., Huereau, J. C. (1986). *Sparidae*, in: P. J. P. Whitehead, M.-L. Bauchot, J.-C. Hureau, J. Nielsen, E. Tortonese (Eds.), *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean*, 2, UNESCO, Paris, 1986, pp. 883-907.
- Bauchot, M. L., Hureau, J. C. (1990). *Sparidae*, in: I. I. Clófeta, J. C. Quero, J. C. Hureau, C. Karrer, A. Post, L. Saldanha (Eds.), *Check-list of the Fishes of the Eastern Tropical Atlantic*, 2, UNESCO, Paris, 1990, pp. 790-812.
- Blanco, M., Ruiz-Pico, S., Fernández-Zapico, O., Preciado, I., Punzón, A., Velasco, F. (2019). Results on Greater forkbeard (*Phycis blennoides*), Bluemouth (*Helicolenus dactylopterus*), Spanish ling (*Molva macrophthalma*) and Blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) of the Northern Spanish Shelf Groundfish Survey. Working Document 13 to the 2019 ICES Working Group on the Biology and Assessment of Deep-Sea Fisheries Resources (WGDEEP).
- Bruzón, M. A., Jiménez-Tenorio, N., San Martín, M., García-Pacheco, M., Bruzón, M. S. Comportamiento reproductivo en el medio natural y en cautividad de *Pagellus bogaraveo*. Modelos de crecimiento. *Sistemas, cibernética e informática* 3, 44-48.
- Burgos, C., Gil, J., del Olmo, A. (2013). The Spanish blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) fishery in the Strait of Gibraltar: Spatial distribution and fishing effort derived from a small-scale GPRS/GSM based fisheries vessel monitoring system. *Aquatic Living Resources* 26, 399-407.
- Caddy, J. F., Garibaldi, L. (2000). Apparent changes in the trophic composition of world marine harvests: the perspective from the FAO capture database. *Ocean and Coastal Management* 43, 615-655.
- Carpenter, K.E., Russell, B. (2014). *Pagellus bogaraveo*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014: e.T170244A1300216. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014-3.RLTS.T170244A1300216.en>
- Cashion, T., Al-Abdulrazzak, D., Belhabib, D., Derrick, B., Divovich, E., Moutopoulos, D. K., Noël, S. L., Deng Palomares, M. L., Teh, L. C. L., Zeller, D., Pauly, D. (2018). Reconstructing global marine fishing gear use: Catches and landed values by gear type and sector. *Fisheries Research* 206, 57-64.

- Coelho, R., Bentes, L., Correia, C., Gonçalves, J. M. S., Lino, P.G., Monteiro, P., Ribeiro, J., Erzini, K. (2005). Age, growth and reproduction of the axillary seabream, *Pagellus acarne* (Risso, 1827), from the south coast of Portugal. *Thalassas* 21, 79-84.
- Coelho, R., Bentes, L., Correia, C., Gonçalves, J. M. S., Lino, P.G., Monteiro, P., Ribeiro, J., Erzini, K. (2010). Life history of the common pandora, *Pagellus erythrinus* (Linnaeus, 1758) (actinopterygii: *sparidae*) from southern portugal. *Brazilian Journal of Oceanography* 58, 233-245.
- CopeMed II. (2018). Report of the Joint COPEMED II – GFCM data preparation meeting on Blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) in the Strait of Gibraltar. Cádiz (Spain), 19-21 March 2019. Documents N°51 (GCP/INT/028/SPA - GCP/INT/006/EC). 19 pp.
- DGPA (Direcção-Geral das Pescas e Aquicultura). 2006. Recursos da pesca. Lisboa: Direcção-Geral das Pescas e Aquicultura, 2006. 168 p.
- Diogo, H., Pereira, J. G., Higgins, R. M., Canha, A., Reis, D. (2015). History, effort distribution and landings in an artisanal bottom longline fishery: An empirical study from the North Atlantic Ocean. *Marine Policy* 51, 75-85.
- Erzini K., Bentes L., Coelho R., Correia C., Lino P. G., Monteiro P., Ribeiro J., Gonçalves J. M. S. (2001). Fisheries biology and assessment of demersal species (*Sparidae*) from the South of Portugal. Commission of the European Communities DG XIV/C/1, Final Report. Ref. 98/082, 263 pp.
- FAO. (2007). Report of the FAO/CECAF Working Group on the Assessment of Demersal Resources - Subgroup North. Banjul, the Gambia, 6-14 November 2007. CECAF/ECAF Series/COPACE/PACE Séries. No. 10/71. Rome, FAO. 2012. 302 p
- FAO. (2018). Report of the FAO/CECAF Working Group on the Assessment of Demersal Resources - Subgroup North. Tenerife, Spain, from 6 to 15 June 2017/Rapport du Groupe de travail FAO/COPACE sur l'évaluation des ressources démersales - Sous-groupe Nord. Tenerife, Espagne, du 6 au 15 juin 2017. CECAF/ECAF Series/COPACE/PACE Séries. No. 18/78. Rome, FAO.
- FAO. (2020). El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2020. La sostenibilidad en acción. Roma. Doi: 10.4060/ca9229es.

- Farias, I., Araújo, G., Moura, T., Figueiredo, I. (2018). Notes on *Pagellus bogaraveo* in the Portuguese continental waters (ICES Division 9.a). Working Document to the 2018 ICES Working Group on the Biology and Assessment of Deep-Sea Fisheries Resources (WGDEEP).
- Farias, I., Figueiredo, I. (2019). *Pagellus bogaraveo* in Portuguese continental waters (ICES Division 27.9.a). Working Document 14 to the 2019 ICES Working Group on the Biology and Assessment of Deep-Sea Fisheries Resources (WGDEEP). Doi: 10.17895/ices.pub.5262.
- Fernández Peralta, L., Ramos Martos, A. (1993). Distribución y aspectos biológicos de *Pagellus bellottii bellottii* Steindachner, 1882 (*Sparidae*) en el golfo de Guinea. *Boletín Instituto Español de Oceanografía* 9, 157-170.
- Franqueville, C. (1979). Reproduction et fécondité de Ja dorade *Pagellus coupei* Dieuz. le long des cotes nord-sénégalaise et mauritanienne. *Bulletin de l'Institut français d'Afrique noire: Sciences naturelles. Série A* 41,159-192.
- Gascuel, D., Laurans, M., Sidibé, A., Barry, M. D. (2004). Diagnostic comparatif de l'état des stocks et évolutions d'abondance des ressources démersales dans les pays de la CSRP. In: Chavance P, Ba M, Gascuel D, Vakily JM, Pauly D (eds) Pêcheries maritimes, ecosystems et sociétés en Afrique de l'Ouest: un demi siècle de changement. Coll. Rap. Actes du Symposium international DAKAR Juin 2002, Office des publications officielles des communautés Européennes, XXXVI, collection des rapports de recherche halieutique ACP-UE 15: 205-222.
- Gascuel, D., Labrosse, P., Meissa, B., Taleb Sidi, MO., Guénette, S. (2007). Decline of demersal resources in North-West Africa: an analysis of Mauritanian trawl-survey data over the past 25 years. *African Journal of Marine Science* 29, 331-345.
- Gil, J. (2006). Biología y pesca del voraz [*Pagellus bogaraveo* (Brünnich, 1768)] en el Estrecho de Gibraltar. PhD Thesis, University of Cádiz, Spain.
- Griñó, R. C. (1992). Neural networks for univariate time series forecasting and their application to water demand prediction. *Neural Network World* 2, 437-450
- Gutiérrez-Estrada, J. C., Gil-Herrera, J., Pulido-Calvo, I., Czerwinski, I. A. (2017). Is it possible to differentiate between environmental and fishery effects on abundance-

- biomass variation? A case study of blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) in the Strait of Gibraltar. *Fisheries Oceanography* 26, 455-475.
- Heck, S., Bené, C., Reyes-Gaskin, R. (2007). Investing in African fisheries: building links to the Millennium Development Goals. *Fish and Fisheries* 8, 211-226.
- Hinkley, D.V. (1970). Inference about the Change-Point in a Sequence of Random Variables. *Biometrika* 57, 1-17.
- Hyndman, R., Athanasopoulos, G., Bergmeir, C., Caceres, G., Chhay, L., O'Hara-Wild, M., Petropoulos, F., Razbash, S., Wang, E., Yasmeeen, F. (2020). forecast: Forecasting functions for time series and linear models. R package version 8.13, <https://pkg.robjhyndman.com/forecast/>.
- Hyndman, R. J., Khandakar, Y. (2008). Automatic time series forecasting: The forecast package for R. *Journal of Statistical Software* 27, 1-22.
- ICES. (2018). Report of the Working Group on the Biology and Assessment of Deep-sea Fisheries Resources (WGDEEP), 11-18 April 2018, ICES HQ, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2018/ACOM: 14. 771 pp.
- ICES. (2019). Stock Annex: Blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) in Subarea 9 (Atlantic Iberian waters). ICES Stock Annexes. Report. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.18622079.v3>.
- Jonsson, G. (1992). Islenskir fiskar. Editorial Fiolvi, Reykjavik. 568 pp.
- Khallahi, M. F. (1995). Analyse de l'indice d'abondance des principales espèces des Sparidés à travers les campagnes de chalutage de 1982 à 1992. *Bulletin Scientifique du CNROP (Centre National de Recherches Océanographiques et des Pêches, République Islamique de Mauritanie)* 26,36-50.
- Killick, R., Fearnhead, P., Eckley, I. A. (2012). Optimal detection of changepoints with a linear computational cost. *Journal of the American Statistical Association* 107, 1590-1598.
- Killick, R., Ecke, I. A. (2014). Changepoint: An R package for changepoint analysis. *Journal of Statistical Software* 58, 1-19.

- Killick, R., Haynes, K., Eckley, I. A., Fearnhead, P., Lee, J. (2016). Changepoint: Methods for changepoint detection. R Package version: 2.2.2. <https://cran.r-project.org/web/packages/changepoint/changepoint.pdf>.
- Kitanidis, P. K., Bras, R. L. (1980). Real time forecasting with a conceptual hydrological model. 2. Applications and Results. *Water Resources Research* 16, 1034-1044.
- Koranteng, K. A. (1984). A trawling survey off Ghana. FAO/CECAF. Fisheries and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Dakar, Senegal.
- Koranteng, K. A. Pitcher, T. J. (1987). Population parameters, biannual cohorts, and assessment in the *Pagellus bellottii* (Sparidae) fishery off Ghana. *ICES Journal of Marine Science* 43, 129-138.
- Koubaa, A., Abdelmouleh, A., Bouain, A., Boudhrioua Mihoubi, N. (2013). Effect of Cooking Methods on Nutritional Profile of Common Pandora (*Pagellus erythrinus*) from the Mediterranean Sea. *Journal of Food Processing and Preservation* 38, 1682-1689.
- Krug, H. M. (1989). The azorean blackspot seabream *Pagellus bogaraveo* (Brünnich, 1768) (Teleostei: Sparidae): Age and growth. *Cybium* 13: 347-355.
- Lampsakinou Maria-Io, A. (2018). Catch composition and trends in the size of three commercial species from bottom trawlers operating in FAO fishing area 34 (NW Africa) during 2004-2012. Trabajo de Fin de Máster, Universidad de Aegean, Grecia.
- Larrañeta, M. G. (1964). Sobre la biología de *Pagellus erythrinus* (L.) especialmente del de las Costas de Castellón. *Investigación Pesquera* 27, 121-146.
- Lorance, P. (2011). History and dynamics of the overexploitation of the blackspot sea bream (*Pagellus bogaraveo*) in the Bay of Biscay. *ICES Journal of Marine Science* 68, 290-301.
- Mardle, S., Pascoe, S., Boncoeur, J., Le Gallic, B., García-Hoyo, J. J., Herrero, I., Jimenez-Toribio, R., Cortes, C., Padilla, N., Raakjaer Nielsen, J., Mathiesen, C. (2002). Objectives of fisheries management: case studies from the UK, France, Spain and Denmark. *Marine Policy* 26, 415-428.
- Martín, P., Muntadas, A., de Juan, S., Sánchez, P., Demestre, M. (2014). Performance of a northwestern Mediterranean bottom trawl fleet: How the integration of landings and

- VMS data can contribute to the implementation of ecosystem-based fisheries management. *Marine Policy* 43, 112-121.
- Martins, R., Santos, M. N., Monteiro, C. C., Franca, M. L. P. (1992). Contribuição para o estudo da selectividade das redes de emalhar de um pano fundeadas na costa portuguesa no bienio 1990-1991. *Relatorios Tecnicos e Cientificos (Portugal)*, 62, 27 pp. ISSN: 0871-3103.
- Morato, T., Solà, E., Grós, M.P., Menezes G. (2001). Feeding habits of two congener species of seabreams, *Pagellus bogaraveo* and *Pagellus acarne*, off the Azores (Northeastern Atlantic) during spring of 1996 and 1997. *Bulletin of Marine Science* 69, 1073-1087.
- Mytilinéou, C. (1989). Données biologiques sur le pageot, *Pagellus erythrinus*, des côtes orientales de la Grèce centrale. *FAO Fish. Rep.* 412, 77-82.
- Nash, J. E., Sutcliffe, J. V. (1970). River flow forecasting through conceptual models. I. A discussion of principles. *Journal of Hydrology* 10, 282-290.
- Oztekin, A., Yigit, M., Kizilkaya, B., Ucyol, N., Tan, E., Yilmaz, S., Bulut, M., Ayaz, A., Ergun, S. (2020). Nutritional quality of amino acid in farmed, farm-aggregated and wild Axillary seabream (*Pagellus acarne*) with implications to Human Health. *Aquaculture Research* 51, 1844-1853.
- Oztekin, A., Yigit, M., Kizilkaya, B., Ucyol, N., Yilmaz, S., Tan, E., Bulut, M., Ergün, S., Ayaz, A. (2018). Fatty Acid Profiles in Wild Axillary Seabream (*Pagellus acarne*) versus Cage-Aggregated and Cage-Farmed Fish with Reference to Nutritional Contribution for Human Consumers. *Aquaculture Studies* 18, 29-38.
- Page, E. S. (1954). Continuous inspection schemes. *Biometrika* 41, 100-115.
- Pajuelo, J. G., Lorenzo, J. M. (1995). Análisis y predicción de la pesquería demersal de las Islas Canarias mediante un modelo ARIMA. *Scientia Marina* 59, 155-164.
- Pajuelo, J. G., Lorenzo, J. M. (1998). Population biology of the common pandora *Pagellus erythrinus* (Pisces: Sparidae) off the Canary Islands. *Fisheries Research* 36, 75-86.

- Pajuelo, J. G., Lorenzo, J. M. (2000). Reproduction, age, growth and mortality of axillary seabream, *Pagellus acarne* (*Sparidae*), from the Canarian archipelago. *Journal of Applied Ichthyology* 16, 41-47.
- Palomares, M. L. D., Froese, R., Derrick, B., Meeuwig, J. J., Noël, S.L., Tsui, G., Woroniak, J., Zeller, D., Pauly, D. (2020). Fishery biomass trends of exploited fish populations in marine ecoregions, climatic zones and ocean basins. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 243, 06896.
- Pauly, D., Zeller, D., Palomares, M. L.D. (Editors) (2020). Sea Around Us Concepts, Design and Data (www.seaaroundus.org).
- Pauly, D., Zeller, D. (2016). Catch reconstructions reveal that global marine fisheries catches are higher than reported and declining. *Nature Communications* 7, 10244.
- Pauly, D., Zeller D. (2019). The Making of a Global Marine Fisheries Catch Database for Policy Development. *World Seas: an Environmental Evaluation* (Second Edition). Volume III: Ecological Issues and Environmental Impacts. Chapter 12, 221-235.
- Pinho, M., Diogo, H., Carvalho, J., Pereira, J. G. (2014). Harvesting juveniles of blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) in the Azores (Northeast Atlantic): biological implications, management and life cycle considerations. *ICES Journal of Marine Science* 71, 2448-2456.
- Pinho, M. R. (2003). Abundance estimation and management of Azorean demersal species. Tesis Doctoral. Universidad de las Azores, Portugal.
- Punzón, A., Rueda, L., Rodríguez-Basalo, A., Hidalgo, M., Oliver, P., Castro, J., Gil, J., Esteban, A., Gild de Sola, L., Massutí, E. (2020). History of the Spanish demersal fishery in the Atlantic and Mediterranean Seas. *ICES Journal of Marine Science* 77, 553-566
- R Core Team, Contributors worldwide. (2018). The R Stats Package. R package version: 3.6.3.
- R Core Team. (2020). A language and environment for statistical computing version 3.6.3. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Disponible en: <https://www.R-project.org/>

- Rijavec, L. (1973). Biology and dynamics of *Pagellus coupei* (Dieuz. 1960), *Pagrus ehrenbergi* (Val. 1830) and *Dentex canariensis* (Poll 1954) in Ghana waters. *Documents Scientifiques du Centre de Recherches Océanographiques de Abidjan* 4, 49-97.
- Rincón, L., Castro, P. L., Álvarez, B., Hernández, M. D., Álvarez, A., Claret, A., Guerrero, L., Ginéz, R. (2016). Differences in proximal and fatty acid profiles, sensory characteristics, texture, colour and muscle cellularity between wild and farmed blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*). *Aquaculture* 20, 195-204.
- Russell, B., Carpenter, K. E. (2014). *Pagellus bellottii*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014: e.T170162A1285147. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014-3.RLTS.T170162A1285147.en>
- Russell, B. (2014). *Pagellus erythrinus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014: e.T170224A1296530. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014-3.RLTS.T170224A1296530.en>
- Russell, B., Carpenter, K. E., Pollard, D. (2014). *Pagellus acarne*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014: e.T170229A1297432. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014-3.RLTS.T170229A1297432.en>
- Sanches, J. G. (1991). Catálogo dos principais peixes marinhos da República de Guiné-Bissau. Publicações avulsas do Instituto das Pescas da Investigação e do Mar (IPIMAR). ISSN 0870-0435.
- Sanz-Fernández, V., Gutiérrez-Estrada, J. C. (2021). Historical changes of Blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) landing patterns in the Strait of Gibraltar from 1983 to 2016: Environmental and legislation effects. *Fisheries Oceanography* 30, 111-126.
- Sanz-Fernández, V., Gutiérrez-Estrada, J. C., Pulido-Calvo, I., Gil-Herrera, J., Benchoucha, S., el Arraf, S. (2019). Environment or catches? Assessment of the decline in blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) abundance in the Strait of Gibraltar. *Journal of Marine Systems* 190, 15-24.
- Serra-Pereira, B., Tomé, P., Bento, T., Farias, I., Figueiredo, I. (2019). Blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) in Portugal mainland (ICES Division 27.9.a): fisheries characterization and survivability experiments. Working Document 11 to the 2019

- ICES Working Group on the Biology and Assessment of Deep-Sea Fisheries Resources (WGDEEP). Doi: 10.17895/ices.pub.5262.
- Tillett, B. J., Field, I. C., Bradshaw, C. J. A., Johnson, G., Buckworth, R. C., Meekan, M. G., Ovenden, J. R. Accuracy of species identification by fisheries observers in a north Australian shark fishery. *Fisheries Research* 2012, 109-115.
- UE. (2020). EU sustainable fisheries partnership agreements. Doi:10.2771/489510.
- Velasco, E. M., Jiménez-Tenorio, N., Del Arbol, J., Bruzón, M. A., Baro, J., Sobrino, I. (2011). Age, growth and reproduction of the axillary seabream, *Pagellus acarne*, in the Atlantic and Mediterranean waters off southern Spain. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 91, 1243-1253.
- Ventura, S., Silva, M., Pérez-Bendito, D., Hervás, C. (1995). Artificial neural networks for estimation of kinetic analytical parameters. *Analytical Chemistry* 67, 1521-1525.
- Watson, R., Kitchingman, A., Gelchu, A., Pauly, D. (2004). Mapping global fisheries: sharpening our focus. *Fish and Fisheries* 5, 168-177.
- Yildiz, T., Ulman, A. (2020). Analyzing gaps in policy: Evaluation of the effectiveness of minimum landing size (MLS) regulations in Turkey. *Marine Policy* 115, 103829.
- Zeller, D., Cashion, T., Palomares, M. L. D., Pauly, D. (2018). Global marine fisheries discards: a synthesis of reconstructed data. *Fish and Fisheries* 19, 30-39.
- Zeller, D., Harper, S., Zylich, K., Pauly, D. (2015). Synthesis of underreported small-scale fisheries catch in Pacific island waters. *Coral Reefs* 34, 25-39.
- Zeller, D., Palomares, M. L. D., Tavakolie, A., Ang, M., Belhabib, D., Cheung, W. W. L., Lam, V. W. Y., Sy, E., Tsui, G., Zylich, K., Pauly, D. (2016). Still catching attention: Sea Around Us reconstructed global catch data, their spatial expression and public accessibility. *Marine Policy* 70, 145-152.
- Zeller, D., Pauly, D. (2015). Reconstructing marine fisheries catch data. In: D. Pauly and D. Zeller (eds). *Catch reconstruction: concepts, methods and data sources*. Online Publication. Sea Around Us (www.seaaroundus.org). University of British Columbia.



CAPÍTULO II

Evolución histórica de los patrones de los desembarcos comerciales de voraz (*Pagellus bogaraveo*) en el Estrecho de Gibraltar desde 1983 a 2016



2. Resumen

El voraz o besugo de la pinta [*Pagellus bogaraveo* (Brünnich, 1768)] es uno de los recursos pesqueros más importantes de la región del Estrecho de Gibraltar. La pesquería de esta especie demersal, llevada a cabo por las flotas artesanales española y marroquí, es muy vulnerable a la sobreexplotación cuyos efectos pueden verse potenciados por cambios ambientales y normativos. Este capítulo evalúa desde una perspectiva univariante los patrones de variación de los desembarcos (desde 1983 hasta 2016) e investiga los efectos de los factores abióticos ambientales (anomalía de la temperatura del mar e índice NAO, “*North Atlantic Oscillation*”, Oscilación del Atlántico Norte) y de los cambios normativos sobre los desembarcos. Para ello, se utiliza un conjunto de aproximaciones univariantes estacionales y no estacionales como modelos Holt-Winter’s, ARIMA (modelo autorregresivo integrado de media móvil) y GARCH (modelos de heteroscedasticidad condicional generalizada) y sus submodelos. El uso combinado de técnicas de modelización univariante ha permitido establecer posibles factores asociados a la variabilidad de los desembarcos, lo que podría ayudar significativamente a orientar la gestión de esta pesquería hacia un enfoque ecosistémico.

2. Abstract

*The Blackspot seabream [*Pagellus bogaraveo* (Brünnich, 1768)] is one of the most important fishery resources in the region of the Strait of Gibraltar. The fishery for this demersal species, carried out by the Spanish and Moroccan artisanal fleets, is highly vulnerable to overexploitation whose effects may be enhanced by environmental and regulatory changes. This chapter evaluates from a univariate perspective the patterns of variation in landings (from 1983 to 2016) and investigates the effects of abiotic environmental factors (sea temperature anomaly and NAO index, "North Atlantic Oscillation") and regulatory changes on the landings. For this purpose, we used a wide set of univariate seasonal and non-seasonal approaches like Holt-Winters, autoregressive integrated moving average (ARIMA) models and generalized autoregressive conditional heteroscedasticity (GARCH) models and submodels. The combined use of univariate modelling techniques has made it possible to establish possible factors associated with the variability of landings, which could significantly help to guide the management of this fishery towards an ecosystem approach.*

2.1. Introducción

En el contexto de la explotación de los recursos marinos, la sobreexplotación, la capacidad de captura de las flotas y la variabilidad ambiental son aspectos clave que comprometen la sostenibilidad de las pesquerías a nivel mundial. Conscientes de las importantes consecuencias ambientales, sociales y económicas que tiene el descenso de numerosas poblaciones de peces sometidas a explotación, la Unión Europea (UE) estableció por primera vez en 2002 (Reglamento CE nº 2371/2002) un régimen comunitario para la conservación y explotación sostenible de los recursos pesqueros en virtud de su Política Pesquera Común (PPC) a través de la cual se instaba a los países miembros a implantar progresivamente sistemas de explotación basados en aproximaciones ecosistémicas en las aguas comunitarias.

Entre los objetivos políticos de la actual PPC para la gestión de las pesquerías se incluyen multitud de instrumentos que, mediante la recuperación de los caladeros sobreexplotados, minimización de la mortalidad por *bycatch* y protección del hábitat, permiten integrar herramientas de manejo sostenibles que tienen en cuenta no solo aspectos relacionados con la biología y la explotación de los recursos pesqueros sino también sus interacciones con los objetivos políticos de ámbito social y económico. No obstante, a pesar de que los compromisos políticos a alcanzar dentro de la PPC son claros, la realidad indica que el marco operacional para implementar un manejo de las pesquerías bajo condicionantes ecosistémicos es técnicamente muy complejo. Esto es debido fundamentalmente a que la implantación de este tipo de aproximaciones requiere de previsiones precisas de la variación de los componentes sociales y económicos que dependen de los cambios de multitud de factores inherentes a la componente biológica.

El conocimiento profundo de los patrones de variación de las capturas de peces y las posibles causas exógenas de estas variaciones son requisitos esenciales para la adopción de una gestión basada en los ecosistemas (Respondek *et al.*, 2014). La adquisición de estos conocimientos es especialmente importante para la pesca artesanal asociada a las comunidades costeras locales, ya que este tipo de pesquerías son menos resistentes a las modificaciones normativas, así como a los cambios biológicos introducidos por las variaciones ambientales que pueden inducir en alteraciones del estado de las poblaciones explotables. Por este motivo, la UE, siguiendo el Plan de Crecimiento Azul (EU COM [2012] 494 final), destina importantes ayudas económicas a estas comunidades con el

objetivo fundamental de garantizar la transición hacia un marco más sostenible de la actividad pesquera (Wakefield, 2012; Reglamento del Consejo [CE] nº 1380/2013; De Boni *et al.*, 2018).

Un buen ejemplo de ello es la pesquería del voraz o besugo de la pinta [*Pagellus bogaraveo* (Brünnich, 1768)] en el Estrecho de Gibraltar. Actualmente, objetivo de una pequeña y especializada flota de 60 barcos artesanales españoles y 102 palangreros y 435 barcos artesanales marroquíes, cuyos caladeros se sitúan en las aguas atlánticas y mediterráneas próximas a los puertos base más importantes: Algeciras, Tarifa, Conil y Ceuta para la flota española, Tánger para la flota palangrera marroquí y a lo largo del Estrecho de Gibraltar para la flota artesanal marroquí (ICES, 2019). En términos medios, la flota española se caracteriza por unas características técnicas de 9.80 m de eslora, 6.36 GTR (“*Gross Registered Tonnage*” o toneladas de registro bruto) y 47,23 HP (“*Horsepower*” o caballos de potencia), los palangreros marroquíes de 14 m de eslora, 23 GRT, 181 HP y la flota artesanal marroquí de 4-6 m de eslora-menos de 2 GRT-15 HP (CopeMed II, 2018).

Para ambos países el arte de pesca utilizado en la pesquería es la “voracera”. La “voracera” española es un palangre de fondo compuesto por una línea de pesca principal (“arriera”) de 2,000 metros enrollada a una máquina de arrastre. El final de la línea principal se une a la línea de “voracera” de 120 m de longitud máxima legal y a un plomo de diferente lastre en función de la fuerza de la marea. La línea de “voracera” lleva unida en intervalos regulares hasta 90 brazoladas de 1 m de longitud, separadas unas de otras 1.10 metros provistas de anzuelos cebados con sardina. Cada buque puede utilizar un máximo de 30 líneas (plegando simultáneamente 3 líneas 10 veces por día) con un máximo de 100 anzuelos, normalmente se utilizan 70. Las dimensiones legales de los anzuelos utilizados son de longitud 3.95 cm y de ancho 1.65 cm. Finalmente, una piedra de hormigón se coloca en el extremo final de la línea de la “voracera” mientras que en el otro una plomada, haciendo que la línea de la “voracera” quede totalmente extendida paralela al fondo del mar. Cuando se levanta la “voracera” al finalizar la operación de pesca, el extremo de la piedra se rompe quedando liberada la línea de la “voracera” para ser levantada. El levantamiento del arte, con una duración habitual de media hora, se realiza cuando el capitán escucha que los peces han quedado enganchados en los anzuelos de la voracera. Toda la maniobra de pesca se realiza durante el día, aprovechando la

transición de marea baja a alta (Orden del 17 de julio de 2012; CopeMed II, 2018; ICES, 2019).

Para la zona marroquí el arte de pesca “voracera” es utilizada tanto por la flota palangrera como la artesanal. A diferencia de la “voracera” española, en la que el arte permanece atado al barco, la “voracera” marroquí queda sujeta a una boya que mantiene su flotación. En la flota palangrera la línea de “voracera” tiene una longitud de entre 150-200 m con un máximo de 50 anzuelos por línea dispuestos 1 por cada 3-4 metros. Cada buque puede usar un máximo de 20 líneas plegadas 2 veces por día dependiendo de las condiciones meteorológicas y un total de 200 a 2,000 anzuelos. El tipo de anzuelo utilizado se extiende desde el número 8 al 11 cebado con sardina. Por otro lado, en la flota artesanal la longitud de la línea de la “voracera” es igual que en la palangrera con la diferencia de que en este caso cada barco puede utilizar un mínimo de 4 líneas y un máximo de 25, teniendo cada línea entre 150-200 anzuelos distanciados 1 metro y un tamaño de anzuelo del número 9, 11 y 12. En ambas flotas la operación se lleva a cabo durante el día (CopeMed II, 2018).

Al ser una especie íctica marina bentopelágica localizada entre los 0-700 metros en el Estrecho de Gibraltar, la profundidad de trabajo del arte va a extenderse dentro de ese intervalo: 350-700 m flota española, 200-700 m palangrera marroquí y 150-300 m artesanal marroquí (CopeMed II, 2018), siendo posible una ligera modificación de la profundidad de trabajo (CopeMed II, 2019). Esta especie constituye, desde el punto de vista de la biomasa desembarcada y de la economía, una pesquería muy importante para la zona (Gil, 2006; Czerwinski *et al.*, 2010; Burgos *et al.*, 2013; Palma-Pedraza, 2017; ICES, 2019). Esta especie tiene excelentes cualidades culinarias y consecuentemente una alta demanda en los mercados nacionales españoles, lo que conlleva unos precios de venta altos (15-20 euros/kg) en las lonjas locales de los principales puertos de desembarco del Estrecho de Gibraltar. Por tanto, las fluctuaciones de los desembarcos tienen efectos directos e indirectos muy importantes en el ámbito socioeconómico del sector pesquero local (Gutiérrez-Estrada *et al.*, 2017; Palma-Pedraza, 2017).

La pesquería se desarrolla en el Estrecho de Gibraltar, que puede ser considerado como un ecosistema complejo a pequeña escala. El Estrecho tiene una longitud aproximada de 60 km y 14-15 km de ancho en su sección más angosta con un rango de profundidades entre 280 y 900 m. Se localiza en la latitud media de 35° 58' N y se extiende en dirección Este-Oeste desde los 5 ° 16 W a los 6° 03 W (Vázquez López-Escobar, 2006; Bruno *et*

al., 2013). La dinámica del Estrecho, que conecta el Mar Mediterráneo con el Océano Atlántico, está fuertemente condicionada por el intercambio de masas de agua que muestran importantes fluctuaciones estacionales y anuales de diferentes parámetros físicos y químicos como la temperatura del agua o la salinidad entre otros (Parrilla *et al.*, 1986; García-Lafuente *et al.*, 2000). Debido a las diferentes densidades, la masa de agua atlántica fluye en superficie entrando en el Mar Mediterráneo, mientras que la masa de agua mediterránea fluye en profundidad hacia la cuenta atlántica. El flujo atlántico entra en el Estrecho de Gibraltar en forma de dos masas de agua, el Agua Central del Atlántico Norte (100-700 m de profundidad) (NACW, “*North Atlantic Central Water*”) y el Agua Atlántica Superficial (profundidad inferior a 100 m) (SAW, “*Surface Atlantic Water*”), ambas caracterizadas por variaciones estacionales de temperatura y salinidad. Asimismo, el flujo mediterráneo también está formado por dos masas de agua, el Agua Intermedia Levantina (LIW, “*Levantine Intermediate Water*”) y el Agua Profunda del Mediterráneo Occidental (WMDW, “*Western Mediterranean Deep Water*”) que, al igual que el NACW y el SAW, presentan cambios estacionales de temperatura y salinidad (Sverdrup *et al.*, 1942; Parrilla *et al.*, 1986; García-Lafuente *et al.*, 2000; García-Lafuente *et al.*, 2021). Estas dos últimas masas de agua mediterráneas circulan en disposición de bicapa hacia la boca oriental del Estrecho de Gibraltar donde, por medio de un proceso de mezcla se transforman en una única masa de agua denominada Agua Mediterránea (MW, “*Mediterranean Water*”), que recorre toda la cuenca atlántica en profundidades superiores a los 500 m (Zenk, 1975; Stevenson, 1977).

A su vez, estas características oceanográficas, forzadas por la configuración geomorfológica de sus costas, también están fuertemente asociadas a las particulares condiciones climáticas de esta zona. Su situación geográfica hace al Estrecho de Gibraltar sensible a las variaciones atmosféricas con teleconexiones a escala oceánica. Un índice climático, basado en la diferencia de presión entre la baja presión de Islandia y el anticiclón de las Azores respecto a un nivel medio de referencia, que influirá en esta zona es la Oscilación del Atlántico Norte, NAO (“*North Atlantic Oscillation*”). La NAO refleja la variabilidad de la circulación atmosférica entre el Ártico y el Océano Atlántico Norte (Hurrell y Dickson, 2004). Este índice se caracteriza por dos patrones diferentes de circulación atmosférica en función de su signo positivo o negativo.

En esta zona, cuando el índice es positivo, se producen condiciones frías y secas, mientras que cuando el índice es negativo, aumentan las precipitaciones y la temperatura.

Diferentes estudios muestran cómo el índice NAO influye en la abundancia de voraz en el Estrecho de Gibraltar (Báez *et al.*, 2014; Gutiérrez-Estrada *et al.*, 2017; Sanz-Fernández *et al.*, 2019; Gutiérrez-Estrada *et al.*, 2020).

Por otra parte, desde el punto de vista biológico, el voraz presenta varias características que dificultan su gestión. Es hermafrodita proterándrico (Buxton y Garratt, 1990) con baja productividad (FAO, 2009; García *et al.*, 2013), alcanzando su madurez sexual a los 4 o 6 años de edad, aproximadamente entre los 30-35 cm. Durante esta fase se produce la inversión sexual definiéndose el sexo del individuo, habitualmente la inversión es de machos a hembras cuando estos alcanzan una talla de 32.5 cm, aunque también es posible encontrar individuos que no sigan este patrón y sean macho o hembras durante toda su vida (Sobrino y Gil, 2002; ICES, 2019). El proceso de inversión sexual va a estar condicionado por la abundancia de hembras por clase/talla y su estado de madurez en la población, por tanto a bajas densidades de hembras en la población la inversión hacia ellas será mayor (Krug, 1998).

La talla de madurez y el desarrollo gametogénico son diferentes según sean machos o hembras, lo que va a condicionar su época de puesta. Para los machos la talla de primera madurez sexual se alcanza alrededor de los 30 cm de longitud total y su desarrollo gametogénico comienza en julio por lo que su periodo de puesta se va a extender desde los meses de octubre a abril, en cambio para las hembras su talla de primera madurez es mayor, 35 cm de longitud total, y su desarrollo gametogénico es más temprano, abril, ocasionando que su periodo de puesta sea más corto de enero a marzo. El periodo de reproducción en el Estrecho de Gibraltar se produce durante el primer trimestre del año. El hecho de alcanzar su madurez sexual entre los 4-6 años (30-35 cm) y su tamaño máximo alrededor de 54 cm a los 10 años hacen que el voraz sea considerado como una especie longeva, con tasa de crecimiento lento (Buxton y Garratt, 1990; Bruzón *et al.*, 2006; Cabrera, 2014; Sobrino y Gil, 2002; Gil, 2006; ICES, 2019).

Estas características bioecológicas y ambientales condicionan fuertemente la cantidad de biomasa extraída, la longitud mínima de las capturas y el tamaño de los artes utilizados, lo que ha llevado a aprobar diferentes normativas sometidas a continuas modificaciones para regular las capturas y los desembarcos. En este sentido, en 1995 comenzó la regulación de la pesquería del voraz, con el Real Decreto 560/1995 del 7 de abril, en el que únicamente se establecía la talla mínima de captura en 25 cm (longitud total) para los caladeros del golfo de Cádiz. 3 años más tarde, en 1998, la Orden del 17 de junio,

establece por primera vez en España un plan específico de pesca con el arte “voracera” en la zona del Estrecho de Gibraltar. En dicha orden, además de indicar nuevamente una talla mínima de captura de 25 cm (longitud total), se disponían diferentes aspectos relacionados con las características técnicas de la pesquería: el ámbito de aplicación (Punta Camarinal, en longitud 005 (-47.95 oeste). Punta Europa, en longitud 005 (-20.70 oeste), el arte utilizado (“voracera”), las características técnicas del arte (máximo de 100 anzuelos por cada voracera y un tamaño de anzuelo de 3.55+0.35 cm de largo y 1.30+0.13 cm de ancho, entre otras), el número de buques autorizados a ejercer esta pesquería (148), prohibición de simultanear la pesquería durante la misma jornada y el periodo de actividad (máximo de 5 días por semana).

Desde 1998 hasta 2012, se ha ido produciendo una transición normativa en la que los aspectos anteriores se han ido modificando (Órdenes: 17 de junio de 1998; APA/3323/2002; APA/8/2006; APA/274/2007; APA/445/2008; ARM/521/2009 y ARM/3536/2009). La Orden del 17 de julio de 2012, que establece el plan actual de gestión de la pesquería, dispone que el ámbito de aplicación de la pesquería sigue siendo el mismo que el indicado en la Orden de 1998, el arte de pesca autorizado es la “voracera”, el número máximo de anzuelos permitidos se incrementa a 2,400, el tamaño del anzuelo no supera los 3.95 cm de largo y los 1.65 cm de ancho, el número de buques autorizados se reduce a 88, se sigue con la prohibición de simultanear artes y el esfuerzo de pesca sigue estando en 5 días por semana y una talla mínima según la normativa comunitaria vigente en ese momento. Al ser la Orden del año 2012, la normativa comunitaria vigente en ese momento establecía una talla mínima de desembarque de 35 cm (longitud total), con 15% del desembarco de al menos 30 cm (longitud total) (Reglamento (UE), N° 1225/2010). 4 años más tarde, la Orden AAA/55/2016, de 26 de enero, suprime el apartado 3 del artículo 7 de la Orden AAA/1589/2012, de 17 de julio. Finalmente la talla mínima actual a efectos de conservación es de 33 cm (longitud total) (Reglamento (UE), N° 2017/787)

Con respecto a las TACs (“*Total Allowable Catch*” o Total Admisible de Capturas), su regulación se ha llevado a cabo desde 2003 por medio de la normativa europea, situándose en las 1,000 Tn (toneladas) para España (Reglamento (EU), N° 2340/2002) en la zona IX (aguas portuguesas, zona 27-Atlántico nordeste). Conforme han ido transcurriendo los años las TACs han ido disminuyendo (Reglamento (EU), N° 2270/2004; Reglamento (EU), N° 2015/2006; Reglamento (EU), N° 1359/2008; Reglamento (EU), N° 1225/2010; Reglamento (EU), N° 1262/2012) hasta las 144 Tn en

el año 2016 (Reglamento (EU), N° 1367/2014). En la actualidad, 2022, el valor de la TAC para España es de 93 Tn (Reglamento (UE), N° 2021/91).

Por otro lado, en la Orden del 20 de diciembre, APA/3323/2002, se incorpora por primera vez una veda temporal obligatoria (prohibición de ejercer la pesca) de la pesquería desde mediados de enero a marzo. Desde 2002 hasta 2012, estos meses se han ido modificando pero siempre dentro del rango de enero a mayo, meses coincidentes con el periodo de puesta de la especie en el Estrecho de Gibraltar (Órdenes: APA/8/2006; APA/274/2007; APA/445/2008; ARM/521/2009; ARM/3536/2009; AAA/1589/2012). Es en 2016, con la Orden del 26 de enero, AAA/55/2016, donde el cierre de la pesquería pasa a ser de carácter voluntario, la flota puede realizar una parada biológica si lo considera oportuno.

Por tanto, la legislación española actual establece que la parte comercial de la población sea aquella cuya talla mínima sea superior a 33 cm de longitud total y su captura se haya realizado fuera de los meses de cierre de la pesquería con las características técnicas del arte de pesca adaptadas a la imposición legal. De este modo, estarían siendo capturados individuos machos jóvenes recientemente maduros, machos viejos, hermafroditas que están en el límite de la inversión sexual y hembras jóvenes inmaduras, y hembras viejas.

Todos los aspectos legislativos anteriores solo son aplicables a la flota española. La principal regulación de la actividad de la flota marroquí lleva en vigor desde 1992. Se prohíbe la pesca más allá de 80 m de profundidad en la zona entre Tánger y Alhucemas y por debajo de 3 millas en la zona entre Alhucemas y Saïdia. La talla mínima de desembarque se estableció en 25 cm (longitud horquilla o furcal; unos 28 cm de longitud total) con redes de arrastre tamaño de malla ≥ 50 mm. La regulación de la redes establece que la longitud máxima debe ser de 1000 m con un tamaño de malla de 70 mm (CopeMed II, 2011; Belcaid *et al.*, 2012; Gil-Herrera *et al.*, 2021).

Todos estos factores bio-ecológicos, ambientales y normativos interactúan entre sí mediante mecanismos desconocidos que han sido reconocidos por otros autores como las principales fuentes de incertidumbre que dificultan una adecuada gestión de los recursos pesqueros (Hilborn *et al.*, 2001; Agnew *et al.*, 2009; Fulton *et al.*, 2011; Leitão *et al.*, 2014; Hart y Fay, 2020; Van Beveren *et al.*, 2020). Esto se debe a que las interacciones de estos factores conducen a cambios mal entendidos en la dinámica de las poblaciones

que se reflejan como variaciones en la frecuencia e intensidad de los peces (Hsieh *et al.*, 2006; Anderson *et al.*, 2008). Comprender el origen de la variabilidad o la volatilidad de las poblaciones es una cuestión clave en la toma de decisiones por parte de los gestores como, por ejemplo, en el establecimiento de los puntos de referencia biológicos o en la capacidad de determinar el riesgo de extinción de una población (Pimm, 1991; Hilborn *et al.*, 2001). Por tanto, para una pesquería de las características del voraz en el Estrecho de Gibraltar el análisis y caracterización de las capturas junto con la evolución histórica de los desembarcos así como la identificación de los periodos y las posibles causas que determinan la fluctuación de la volatilidad asociada a la pesquería son aspectos muy importantes que condicionan su adecuada gestión.

El estudio de la dinámica de las capturas, de los desembarcos y de los índices de abundancia derivados de ellos (capturas por unidad de esfuerzo -CPUE- o desembarcos por unidad de esfuerzo -LPUE-) es un tema ampliamente investigado en la ciencia pesquera (Stergiou *et al.*, 1989; 1991; Potter *et al.*, 2004; Czerwinski *et al.*, 2007). Stergiou *et al.* (1997) establecieron tres técnicas básicas de análisis para detectar patrones de variación en las series pesqueras: i) modelización basada en un enfoque determinista con regresiones lineales capaces de explicar cambios en las variables pesqueras en términos de cambios en las variables bióticas o abióticas (enfoque multivariante); ii) técnicas basadas en análisis temporales univariantes que consideran la asunción de continuidad, o lo que es lo mismo, se asume que los cambios del pasado se seguirán reflejando en el presente y futuro ya que su patrón continúa en el tiempo (enfoque univariante) y; iii) aproximaciones basadas en la integración de las dos metodologías anteriores.

Desde un punto de vista univariante, se han propuesto numerosas metodologías clásicas como los modelos de Holt-Winters y de media móvil integrada autorregresiva (ARIMA) para el análisis de las abundancias, las capturas y los desembarcos (Lloret *et al.*, 2000; Tsitsika *et al.*, 2007; Kim *et al.*, 2015). Estos métodos presentan la ventaja fundamental sobre los enfoques multivariantes de que pueden obtener estimaciones solo de la variable analizada. De este modo, suponen que cada observación puede ser explicada mediante una función lineal/no lineal de sus valores pasados. Esto implica que la varianza de las series de datos es equivalente a las covarianzas de cualquier conjunto de variables externas y, por tanto, un modelo univariante que explique los cambios de los datos históricos tiene la capacidad de detectar la influencia de las variables externas implícitas

en la varianza de las series temporales (Gutiérrez-Estrada *et al.*, 2007). Evidentemente, un inconveniente común de estos enfoques univariantes es que las estructuras de estos modelos no permiten la inclusión de términos como factores o variables externas, lo que dificulta la interpretación de los efectos de aquellas variables que pudieran incidir en la variable objetivo y que son, en definitiva, las causantes de la variabilidad desfasada en el tiempo o de la volatilidad de la variable analizada.

Para mitigar este problema, Bollerslev (1986) desarrolló una familia de modelos conocidos como modelos de heteroscedasticidad condicional autorregresiva generalizada (GARCH) que pueden cuantificar la volatilidad asociada a una serie temporal sin necesidad de incluir variables externas. Estos modelos incorporan en sus orígenes la suposición de que las series temporales están compuestas por varios grupos de volatilidad. En otras palabras, una fuerte fluctuación inesperada en una serie temporal tiende a ser seguida por periodos de características similares, mientras que a los periodos en los que la serie temporal es estable también les sigue la estabilidad. De este modo, este tipo de modelos puede recoger tanto el comportamiento inercial como el dinámico que se suele detectar en las series temporales. Por este motivo, su uso está relativamente extendido en el ámbito de las finanzas y la economía (Mohammadi y Su 2010; Liu y Shi 2013; Girish, 2016; Ortiz-Arango, 2017). En cambio, hasta ahora se ha pasado por alto su posible aplicación al análisis de las series temporales de la pesca.

El objetivo principal del presente capítulo es realizar una evaluación desde una perspectiva univariante de los patrones de variación de los desembarcos históricos de voraz (*Pagellus bogaraveo*) entre 1983 y 2016 en el Estrecho de Gibraltar. Para ello, se utilizan diferentes enfoques univariantes como los modelos Holt-Winters, los modelos AR (modelo autorregresivo), los modelos ARIMA y los modelos GARCH. Para cada técnica, se desarrollan sus correspondientes subvariantes. En particular, en el caso de los modelos GARCH, se explora su aplicabilidad a las series temporales de pesca y se investiga su capacidad para detectar el efecto de algunos factores bioecológicos (anomalía de la temperatura del agua), ambientales (índice NAO) y normativos sobre la volatilidad creciente/decreciente. De este modo, la hipótesis de partida establece la existencia de cambios en los registros históricos del rendimiento pesquero del voraz en el Estrecho de Gibraltar ocasionados por las transiciones de los factores anteriores.

2.2. Material y métodos

2.2.1. Área de estudio y bases de datos

Este capítulo se basa en las series temporales de desembarcos de voraz (*Pagellus bogaraveo*) en el Estrecho de Gibraltar. El área de captura de interés es la zona de pesca operativa de la flota de voraz en el sector comprendido entre los 6°25'W a 5°15'W y los 35°45'N a 36°15'N, correspondiente al extremo sureste de la División IXa del Consejo Internacional para la Exploración del Mar (CIEM) (Burgos *et al.*, 2013) (Figura 2.1). Las series temporales de desembarcos mensuales de esta especie corresponden a los desembarcos realizados por las flotas de los puertos españoles de Tarifa, Algeciras, Conil y Ceuta y del puerto marroquí de Tánger entre 1983 y 2016. La principal razón por la que las flotas tienen sus caladeros cerca de sus puertos base radica en los patrones de migración de la especie. Diferentes estudios realizados sobre este aspecto indican que los juveniles se desplazan desde su zona de cría hasta los caladeros del Estrecho de Gibraltar mientras que los ejemplares adultos solo presentan movimientos dentro de los caladeros donde opera la flota. Por tanto, todas las capturas realizadas por ambas flotas, la española y la marroquí, proceden de las aguas del Estrecho de Gibraltar (Gil *et al.*, 2001; Sobrino y Gil, 2001; Gil, 2006; Belcaid *et al.*, 2012; Burgos *et al.*, 2013; ICES, 2019).

La anomalía de la temperatura del agua (°C) y el índice climático NAO se utilizaron como variables explicativas de los resultados producidos por la volatilidad (Báez *et al.*, 2014; Gutiérrez-Estrada *et al.*, 2017; Sanz-Fernández *et al.*, 2019). Los datos de temperatura fueron obtenidos en formato mensual para un periodo de 33 años (1983-2015) del conjunto de datos de reanálisis *Simple Ocean Data Assimilation* (SODA) versión 3.3.1. En esta base de datos las diferentes variables se disponen en 3D asignadas a una malla horizontal de 1/2° x 1/2° de Mercator con 50 niveles de profundidad (z) (Carton *et al.*, 2018; <http://www.atmos.umd.edu/~ocean>). Al estudiar una especie demersal, la base se filtró para las primeras 24 capas disponiendo del rango de profundidad de 5 a 525 metros en intervalos de variación de 10-80 metros (Gil, 2006; CopeMed II, 2019). Para cada capa, se obtuvo la temperatura media mensual del agua y, por lo tanto, se obtuvieron 24 series temporales. Las series históricas de anomalías se calcularon como la diferencia entre el valor de un mes y un año concreto respecto al valor promedio histórico del mes en toda la serie. A modo de ejemplo la anomalía mensual de

la temperatura del mes de enero del año 1983 se obtuvo como la resta entre su valor y el valor promedio histórico del mes de enero de la temperatura desde 1983 a 2015.

La serie temporal histórica del índice mensual NAO que abarca desde 1983 hasta 2016 se obtuvo del *US National Center for Atmospheric Research* (Hurrell y *National Center for Atmospheric Research Staff*, 2020).

Las correlaciones de Pearson significativas entre las series temporales de desembarcos y las series temporales ambientales y climáticas (anomalía de la temperatura del agua e índice climático NAO) se calcularon anualmente sin desfase y con desfases de 1, 2 y 3 años, con el objetivo de evaluar los posibles efectos ambientales y climáticos presentes y pasados.

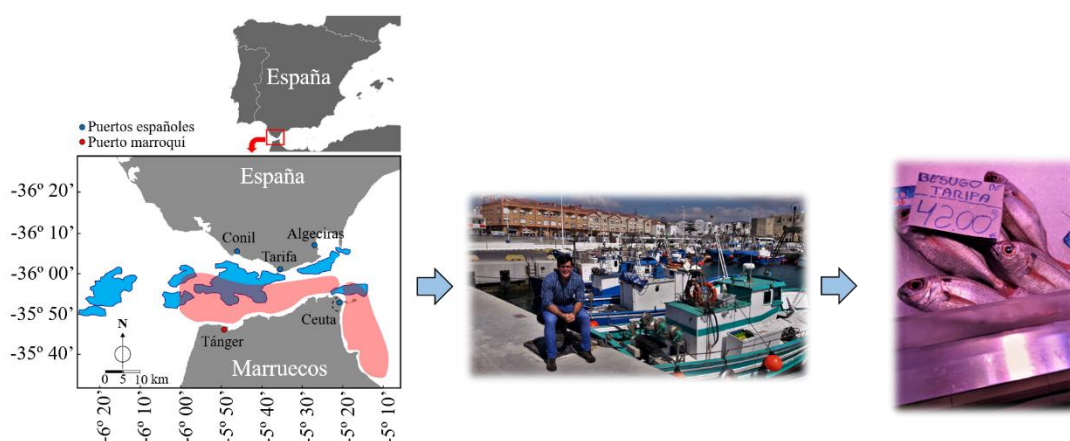


Figura 2.1. Área de operaciones en el Estrecho de Gibraltar de la flota voracera española (azul) y marroquí (rosa) junto a la flota voracera en el puerto de Tarifa y varios ejemplares de voraz de “Tarifa” en venta en pescadería a 42 €/kilo. Los puntos representan los diferentes puertos implicados en la pesquería, azul-español y rojo-marroquí. Esta figura es una modificación de los mapas 9 a 17 incluidos en “*Empresa Pública para el Desarrollo Agrario y Pesquero de Andalucía, S.A. 2010. Análisis de la pesquería de voraz y especies asociadas en el Estrecho de Gibraltar*”.

2.2.2. Modelos según método de Alisado Exponencial

Estos modelos tratan de eliminar las fluctuaciones aleatorias intrínsecas en el comportamiento de variable para ajustar la serie temporal. Sus predicciones son medias de valores pasados, de este modo, las observaciones de tiempos más próximos tienen mayor peso o importancia que los valores más alejados en la escala temporal.

Teniendo en cuenta la asunción anterior a la hora de realizar predicciones, el valor de una observación en un periodo de tiempo t se podría obtener como la suma ponderada de sus valores anteriores. De forma matemática sería:

$$\hat{Y}_t = \lambda_1 Y_{t-1} + \lambda_2 Y_{t-2} + \dots + \lambda_n Y_{t-n} \quad (2.2.1)$$

Donde \hat{Y}_t es la variable estimada en el tiempo t , λ_n es el parámetro del modelo e Y_{t-n} es el valor de la variable Y en tiempos anteriores.

Una opción para realizar predicciones basadas en la suma ponderada de los valores pasados sería realizar una ponderación de los pesos exponenciales:

$$\lambda_i = \alpha(1 - \alpha)^i; 0 < \alpha < 1, i \in N$$

De modo:

$$\hat{Y}_t = \alpha(1 - \alpha)^1 Y_{t-1} + \alpha(1 - \alpha)^2 Y_{t-2} + \dots + \alpha(1 - \alpha)^n Y_{t-n}$$

Dependiendo de las características de la serie temporal, unos modelos serán más adecuados que otros. Los métodos de alisado exponencial simple son más apropiados para series temporales sin tendencia (media constante) ni factor estacional. El alisado doble será más conveniente para series temporales con tendencia lineal y exponencial (obtenida mediante una transformación logarítmica de los datos), dicho de otro modo, series con tendencia y sin estacionalidad. El alisado doble también es capaz de ajustarse a series temporales que cuentan con un patrón aditivo o multiplicativo., esto lo consiguen gracias al Método Holt-Winters (Holt, 1957; Winters, 1960).

Por tanto, para series con tendencia y una marcada estacionalidad el método Holt-Winters sería ideal. La componente de la tendencia se ajusta mediante el método Holt (extensión del método de alisado exponencial simple) y la estacionalidad por la ampliación del método Holt propuesta por Winters.

Para un comportamiento aditivo la expresión matemática de Holt-Winters para una serie con k periodos y h número de periodos a pronosticar sería:

$$\hat{Y}_{t+h} = a_t + h * b_t + s_{t+k+1+(h-1)modk} \quad (2.2.2)$$

Donde a_t , b_t y s_t se obtienen como:

$$a_t = \alpha(Y_t - s_{t-k}) + (1 - \alpha)(a_{t-1} + b_{t-1}) \quad (2.2.3)$$

$$b_t = \beta(a_t - a_{t-1}) + (1 - \beta)b_{t-1} \quad (2.2.4)$$

$$s_t = \gamma(Y_t - a_t) + (1 - \gamma)s_{t-k} \quad (2.2.5)$$

Para el modelo multiplicativo:

$$\hat{Y}_{t+h} = a_t + h * b_t * s_{t+k+1+(h-1)modk} \quad (2.2.6)$$

Donde a_t , b_t y s_t vienen dados por:

$$a_t = \alpha \left(\frac{Y_t}{s_{t-k}} \right) + (1 - \alpha)(a_{t-1} + b_{t-1}) \quad (2.2.7)$$

$$b_t = \beta(a_t - a_{t-1}) + (1 - \beta)b_{t-1} \quad (2.2.8)$$

$$s_t = \gamma \left(\frac{Y_t}{a_t} \right) + (1 - \gamma)s_{t-k} \quad (2.2.9)$$

Donde α es el coeficiente de suavización del nivel, β es el coeficiente de suavización para la tendencia y γ es el coeficiente de suavización para la estacionalidad. Al igual que los modelos ARIMA, el ajuste Holt-Winters proporciona una predicción formada por el nivel, la estacionalidad y la tendencia. Estas componentes vienen reflejadas en las ecuaciones por medio de los parámetros alfa (α), beta (β) y gamma (γ). Si beta = gamma = 0 o *false* (en el lenguaje R), la predicción se corresponde con el proceso de alisado exponencial simple. Si gamma= 0 o *false*, no se tiene en cuenta la componente estacional.

2.2.3. Modelo Autorregresivo (AR)

Se entiende como modelo autorregresivo (AR) aquel en el que el patrón de evolución de una variable en un período t es explicado por el comportamiento de ella misma en tiempos pasados más un término de ruido blanco (Box y Jenkins, 1976). De forma genérica, si el valor de la variable en un tiempo t está determinado únicamente por su valor en el tiempo $t-1$ más un término aleatorio se establece que el proceso que esclarece esa conducta es autorregresivo (AR)

La expresión matemática del modelo sería (Box y Jenkins, 1976; Young, 1977):

$$y_t = c + \sum_{i=1}^p \varphi_i y_{t-i} + \varepsilon_t = c + \varphi_1 y_{t-1} + \varphi_2 y_{t-2} + \dots + \varphi_p y_{t-p} + \varepsilon_t \quad (2.3.1)$$

Donde y_t es el valor actual de la variable, ε_t es el error aleatorio (asumido como ruido blanco) en el periodo t , φ_i ($i = 1, 2 \dots p$) son los parámetros del modelo y c es la constante. El parámetro p es el orden del modelo.

Para la estimación de los parámetros del modelo AR en las series temporales las ecuaciones de Yule-Walker son utilizadas normalmente, aunque existen otras metodologías de estimación (Yule, 1921, 1926, 1927; Brockwell y Davis, 1991). En este

capítulo, también se utilizaron los métodos Burg (Burg, 1968; Roth *et al.*, 2003), Mínimos Cuadrados Ordinarios (OLS, “*Ordinary Least Squares*”) (Rawlings *et al.*, 1998; Hanke y Wichern, 2006; Akpan y Moffat, 2018) y estimación de Máxima Verosimilitud (MLE, “*Maximum-Likelihood Estimation*”) (Huzurbazar, 1948; Kendall, 1949).

2.2.4. Modelo Autorregresivo Integrado de Media Móvil (ARIMA)

Los modelos ARIMA (“*AutoRegressive-Integrated-Moving-Average*”) son modelos matemáticos creados para estudiar la evolución temporal del patrón de comportamiento de un fenómeno. Estos modelos propuestos por Yule (Yule, 1921; Yule, 1926; Yule, 1927) y Slutsky (Slutsky, 1937) en la década de los 20 fueron la base de los procesos de medias móviles autorregresivos (Box y Jenkins, 1976).

Los modelos ARIMA univariante ($p d q$) explican el comportamiento de la variable temporal a partir de sus observaciones pasadas y de sus errores pasados de previsión. Por tanto, son capaces de simplificar una gran cantidad de datos en una simple ecuación. La expresión matemática compacta de los modelos ARIMA es la siguiente:

$$\text{ARIMA } (p d q) \tag{2.4.1}$$

Donde p es el número de parámetros autorregresivos, d es el número de diferenciaciones para que la serie sea estacionaria, y q es el número de parámetros de medias móviles. El modelo Box-Jenkins ($p d q$) viene representado por la siguiente ecuación:

$$y'_t = c + \varphi_1 y'_{t-1} + \varphi_2 y'_{t-2} + \dots + \varphi_p y'_{t-p} + \theta_1 \varepsilon_{t-1} + \dots + \theta_q \varepsilon_{t-q} + \varepsilon_t \tag{2.4.2}$$

Donde y'_t es la serie original o diferenciada d grados de la serie original en el tiempo t , $\varphi_p y'_{t-p}$ es la parte autorregresiva, φ es el parámetro autorregresivo, p es el orden autorregresivo, $\theta_q \varepsilon_{t-q}$ es la parte de media móvil, θ es el parámetro de media móvil, q es el orden de media móvil, ε es el ruido blanco, $c = \mu(1 - \varphi_1 - \dots - \varphi_p)$, donde μ es la media de y'_t . La estimación de los parámetros de la parte autorregresiva y media móvil se realiza mediante la estimación de máxima verosimilitud (MLE, “*Maximum-Likelihood Estimation*”). Esta técnica encuentra los valores de los parámetros que maximizan la probabilidad de obtener los datos observados.

Los modelos ARIMA también presentan la posibilidad de ajustar la estacionalidad en los datos, en este caso el modelo se denota como:

$$\text{ARIMA } (p \ d \ q) \ (P \ D \ Q)^S \quad (2.4.3)$$

Donde P es el número de parámetros autorregresivos en la parte estacional, D es el número de diferenciaciones para que la serie sea estacional en la parte estacional, Q es el número de parámetros de medias móviles en la parte estacional y S es la periodicidad de la serie.

2.2.5. Modelo autorregresivo con heterocedasticidad condicional (GARCH)

2.2.5.1. Modelos de heteroscedasticidad condicional autorregresiva (ARCH)

Los modelos ARCH (“*Autoregressive Conditionally Heteroscedastic*”) propuestos por Engle (1982), se desarrollaron con el propósito de estudiar la volatilidad de la inflación en Reino Unido. De este modo, se modela la varianza cambiante de una serie de tiempo, en este caso financiera. La intención del autor fue indicar la no existencia de autocorrelación en el rendimiento de un activo financiero pero sí su dependencia.

La fórmula del modelo para estudiar el comportamiento de una variable Y en un periodo t sería:

$$Y_t = \varepsilon_t \sigma_t \quad (2.5.1.1)$$

Donde ε_t es un ruido blanco y σ_t es la raíz cuadrada de la varianza. La varianza se puede describir mediante una función cuadrática:

$$\sigma_t^2 = \alpha_0 + \alpha_1 y_{t-1}^2 + \dots + \alpha_m y_{t-m}^2 \quad (2.5.1.2)$$

Para que las varianzas sean positivas y la estacionariedad estricta (el proceso es estacionario en la varianza) es necesario establecer la siguiente asunción (Nelson y Cao, 1992; Gouriéroux, 1997):

$$\begin{aligned} \alpha_0 &\geq 0 \\ \alpha_i &< 0, i = 1, \dots, q \\ \sum_i \alpha_i &< 1 \end{aligned} \quad (2.5.1.3)$$

Las restricciones anteriores son una forma de contrastar la validez del modelo, impidiendo que se generen varianzas estimadas negativas, lo cual sería no aceptable. Pero esto es independiente con el hecho de que algunos coeficientes estimados sean negativos. Por otro lado, si el ruido blanco siguiese una distribución normal la variable a estudiar también lo haría:

$$y_t = \varepsilon_t \sqrt{\alpha_0 + \sum_{i=0}^q \alpha_i y_{t-i}^2} \quad (2.5.1.4)$$

De este modo la varianza se obtendría:

$$Var(y_t | y_{t-1}, y_{t-2}, \dots) = \alpha_0 + \sum_{i=0}^q \alpha_i y_{t-i}^2 \quad (2.5.1.5)$$

Cuando se produce la no linealidad entre el ruido blanco y la variable el proceso podría explicarse como:

$$y_t^2 = \alpha_0 + \sum_{i=0}^q \alpha_i y_{t-i}^2 + v_t \quad (2.5.1.6)$$

Donde $v_t = y_t^2 - \sigma_y^2$. Por tanto la varianza condicional del proceso anterior quedaría:

$$\sigma_y^2 = \frac{\alpha_0}{1 - \sum_{i=0}^q \alpha_i} \quad (2.5.1.7)$$

Con esto se consigue la no independencia de los valores de y_t dada la existencia de relación entre sus segundos momentos, a pesar de no existir correlación.

Como ocurre con cualquier modelo matemático, los modelos ARCH no son perfectos y muestran una serie de limitaciones. Establecen que las decisiones independientemente del signo afectan del mismo modo a la volatilidad de la variable, lo cual no es del todo acertado ya que decisiones negativas afectan más intensamente a la volatilidad (Black, 1976; Christie, 1982). Sin embargo, sí son una buena opción a la hora de estudiar la conducta de la varianza condicional de la variable, pero no son capaces de determinar el origen o las causas de las variaciones (Abascal, 2016).

2.2.5.2. Modelo GARCH

Los modelos GARCH (*“Generalized Autorregresive Conditional Heterokedasticity”*) fueron desarrollados por Bollerslev (1986), con el objetivo de implementar una serie de retardos en la varianza condicional para obtener una mayor precisión e incorporar valores pasados cuyos regazos son menores, para valores más distantes. Una característica de los GARCH es que sus residuos siguen un modelo ARIMA.

La expresión matemática de un modelo GARCH (p, q) es:

$$Y_t = \varepsilon_t \sigma_t \quad (2.5.2.1)$$

$$\sigma_t^2 = \omega + \sum_{i=1}^q \alpha_i y_{t-i}^2 + \sum_{j=1}^p \beta_j \sigma_{t-j}^2 \quad (2.5.2.2)$$

Al igual que ocurre en los modelos ARCH es necesario asumir una serie de condiciones para obtener en todos los casos una varianza positiva:

$$\omega > 0$$

$$\alpha_i, \beta_i \geq 0$$

$$\sum_{i=1}^q \alpha_i + \sum_{j=1}^p \beta_j < 1 \quad (2.5.2.3)$$

Por tanto, su varianza quedaría determinada como:

$$Var(y_t) = \frac{\alpha_0}{1 - \sum_{i=1}^q \alpha_i - \sum_{j=1}^p \beta_j} \quad (2.5.2.4)$$

El modelo GARCH se establece como:

$$y_t^2 = \alpha_0 + \sum_{i=0}^{\tau} (\alpha_i + \beta_j) y_{t-i}^2 - \sum_{j=0}^{\tau} \beta_j (y_{t-j}^2 - \sigma_{t-j}^2) + v_t \quad (2.5.2.5)$$

Donde $v_t = y_t^2 - \sigma_t^2$ y $\tau = \max(p, q)$.

Al igual que ocurre con los modelos ARCH, los modelos GARCH presentan una serie de limitaciones. El hecho de considerar que todos los parámetros son positivos es difícil de conseguir (Nelson, 1991). No son capaces de captar la gran variación de fenómenos altamente irregulares (Gouriéroux, 1997).

2.2.5.3. Modelo EWMA

El modelo EWMA (“*Exponential Weighted Moving Average*”) (Best, 1998) se utiliza comúnmente para estimar la volatilidad de los retornos financieros. Considera de mayor peso a los datos más recientes y asume la variación temporal de la variable. Este tipo de modelos, en los cuales se combinan procesos ponderados exponenciales, son ideales como indicadores de movimientos bruscos de la variable, es decir, reaccionan de forma inmediata ante grandes cambios. Por este motivo, el modelo EWMA es usado.

El modelo EWMA modeliza a la volatilidad con la siguiente ecuación:

$$\sigma = \sqrt{(1 - \lambda) \sum_{t=n}^{t=1} \lambda^t (X_t - \mu)^2} \quad (2.5.3.1)$$

Siendo X_t la variable en función del periodo t , λ el factor exponencial, n es la periodicidad y μ es el valor medio de la distribución, la cual toma el valor de 0 ya que se suele estudiar la variación diaria de la volatilidad. También esta ecuación puede ser expresada para la volatilidad ponderada exponencial:

$$\sigma = \sqrt{\lambda\sigma_{t-1}^2 + (1 - \lambda)X_t^2} \quad (2.5.3.2)$$

2.2.5.4. Modelo APARCH

El modelo APARCH (“*Asymmetric Power ARCH*”) (Ding *et al.*, 1993) es una versión de los modelos ARCH con la diferencia de que incluye un término asimétrico que responde a la volatilidad positiva y negativa de la variable (Black, 1976; Engle y Ng, 1993).

$$\sigma_t^\delta = (\omega + \sum_{j=1}^m \zeta_j v_{jt}) + \sum_{j=1}^q \alpha_j (|\varepsilon_{t-j}| - \gamma_j \varepsilon_{t-j})^\delta + \sum_{j=1}^p \beta_j \sigma_{t-j}^\delta \quad (2.5.4.1)$$

Donde $\delta \in R^+$, siendo una transformación Box-Cox de σ_t , y γ_j el coeficiente de apalancamiento. La persistencia del modelo es dada por:

$$\hat{P} = \sum_{j=1}^p \beta_j + \sum_{j=1}^q \alpha_j k_j \quad (2.5.4.2)$$

Donde k_j es el valor esperado de los residuos estandarizados z_t bajo una transformación de Box-Cox del término que incluyen al coeficiente de apalancamiento. Un desarrollo matemático más profundo de k_j puede ser consultado en Ghalanos (2017).

Finalmente la varianza incondicional del modelo $\hat{\sigma}^2$ es:

$$\hat{\sigma}^2 = \left(\frac{\hat{\omega}}{1-\hat{P}}\right)^{\frac{2}{\delta}} \quad (2.5.4.3)$$

Donde $\hat{\omega}$ es el valor estimado del intercepto del modelo GARCH.

2.2.5.5. Modelo IGARCH

Los modelos IGARCH (“*Integrated Generalized Autoregressive Conditional Heteroskedastic*”) (Engle, 1982; Bollerslev, 1986). Estos modelos fueron desarrollados exclusivamente para analizar el “efecto apalancamiento” (en economía, este efecto consiste en utilizar diferentes mecanismos a modo de palanca para aumentar la disponibilidad de inversión). Para ello, el modelo asume que la varianza incondicional es finita:

$$\sum_{i=1}^p \alpha_i + \sum_{i=1}^q \beta_i < 1 \quad (2.5.5.1)$$

Suponiendo que $(1 - \alpha_i) = \beta_i$

$$\sigma_t^2 = \omega + (1 - \alpha_i)(y_t^2 - \sigma_{t-1}^2) + \alpha_i \sigma_{t-1}^2 \quad (2.5.5.2)$$

Esta definición provoca que el efecto de la varianza condicional no desaparezca (Engle y Bollerslev, 1986; Abascal, 2016) En cuanto a sus limitaciones son similares a las presentadas por los modelos GARCH: poca rigurosidad a la hora de estimar el efecto de apalancamiento y nuevamente se genera la gran dificultad de lograr que todos los parámetros sean positivos (Nelson, 1991). Para evitar estas limitaciones surge el modelo EGARCH.

2.2.5.6. Modelo EGARCH

Los modelos EGARCH (“*Exponential General Autoregressive Conditional Heteroskedastic*”) (Pagan y Schwert, 1990; Nelson, 1991) fueron formulados para terminar con el efecto que ocasionan las asimetrías en la estimación de los shocks. Para ello, en su formulación se incorporan variables independientemente distribuidas de media cero llamadas función de las innovaciones $g(\varepsilon_t)$. La forma de obtener el valor de estas innovaciones sería:

$$|\varepsilon_t| - E(|\varepsilon_t|) \quad (2.5.6.1)$$

Por tanto, la función de innovaciones se definiría como:

$$g(\varepsilon_t) = \delta \varepsilon + \alpha[|\varepsilon_t|] - E[|\varepsilon_t|] \quad (2.5.6.2)$$

De este modo, el modelo quedaría formulado de la siguiente manera:

$$y_t = \varepsilon_t \sigma_t \quad (2.5.6.3)$$

A la fórmula anterior se le aplica logaritmo natural o neperiano para eliminar la limitación de la negatividad de los coeficientes, por tanto:

$$\log(\sigma_t^2) = \omega + \sum_{i=1}^q \beta_i \ln(\sigma_{t-i}^2) + \sum_{j=1}^p \theta_j g(\varepsilon_{t-j}) \quad (2.5.6.4)$$

El hecho de introducir en el modelo una expresión exponencial va a conducir a su principal limitación, ya que un crecimiento exponencial en distribuciones leptocúrticas como la t de *Student* trae consigo que la varianza incondicional crezca tanto cuando la probabilidad es muy elevada. Tienden a magnificar los efectos de la variable. Sin

embargo, presentan dos ventajas fundamentales respecto al modelo GARCH: es capaz de introducir un impacto diferente en la volatilidad según la decisión sea positiva o negativa y además las grandes decisiones tienen un mayor impacto sobre la volatilidad (Engle y Ng, 1993).

2.2.5.7. Modelo sGARCH

El modelo sGARCH (“*Standard Garch Model*”) fue desarrollado por Bollerslev (1986). Su expresión matemática fue escrita como:

$$\sigma_t^2 = \left(\omega + \sum_{j=1}^m \zeta_j v_{jt} \right) + \sum_{j=1}^q \alpha_j \varepsilon_{t-j}^2 + \sum_{j=1}^p \beta_j \sigma_{t-j}^2 \quad (2.5.7.1)$$

De modo que σ_t^2 es la varianza condicional, ω es el intercepto y ε_t^2 son los residuos. El modelo GARCH se define con los parámetros q y p de modo que si se usa la selección de la varianza ω se remplazaría como:

$$\bar{\sigma}^2(1 - \hat{P}) - \sum_{j=1}^m \zeta_j \bar{v}_j \quad (2.5.7.1)$$

Donde $\bar{\sigma}^2$ es la varianza incondicional de ε^2 , \bar{v}_j es la media de la muestra de j^{th} regresores externos en la ecuación de la varianza, asumiendo la estacionariedad y \hat{P} es la persistencia, la cual es calculada en el modelo sGARCH como:

$$\hat{P} = \sum_{j=1}^q \alpha_j + \sum_{j=1}^p \beta_j \quad (2.5.7.2)$$

Finalmente, la varianza incondicional del modelo $\hat{\sigma}^2$, la cual está relacionada con la persistencia se obtendría como:

$$\hat{\sigma}^2 = \frac{\hat{\omega}}{1 - \hat{P}} \quad (2.5.7.3)$$

Siendo $\hat{\omega}$ el valor estimado del intercepto del modelo GARCH.

2.2.5.8. Modelo fGARCH

El modelo fGARCH (“*family GARCH*”) (Hentschel, 1995) recibe ese nombre ya que en su formulación es capaz de incorporar alguno de los modelos más populares de los GARCH. Permite realizar una descomposición de los residuos en la ecuación de la varianza condicional y modificar la asimetría de la curva de impacto a la hora de la toma de decisiones.

$$\sigma_t^\lambda = \left(\omega + \sum_{j=1}^m \zeta_j v_{jt} \right) + \sum_{j=1}^q \alpha_j \sigma_{t-j}^\lambda \left(|z_{t-j} - \eta_{2j}| - \eta_{1j} (z_{t-j} - \eta_{2j}) \right)^\delta + \sum_{j=1}^p \beta_j \sigma_{t-j}^\lambda \quad (2.5.8.1)$$

Esto es una transformación Box-Cox de la desviación estándar condicional cuya forma viene determinada por λ , y el parámetro δ transforma el valor absoluto de la función el cual está sujeto a modificaciones por medio de los parámetros η_{1j} y η_{2j} respectivamente.

Como se ha comentado anteriormente, este modelo facilita la realización de diferentes submodelos modificando los valores de los parámetros anteriores, para ello se siguió la clasificación presentada por Ghalanos (2017):

1. $\lambda = \delta = 2$ y $\eta_{1j} = \eta_{2j} = 0$, modelo GARCH simple, submodelo = “GARCH” (Bollerslev, 1986).
2. $\lambda = \delta = 2$ y $\eta_{2j} = 0$, modelo GJR GARCH (GJRGARCH), submodelo = “GJRGARCH” (Glosten *et al.*, 1993).
3. $\lambda = \delta = 1$ y $|\eta_{1j}| \leq 1$, modelo del valor absoluto GARCH (“*Absolute Value GARCH*”, AVGARCH), submodelo = “AVGARCH” (Taylor, 1986).
4. $\lambda = \delta = 1$, $\eta_{2j} = 0$ y $|\eta_{1j}| \leq 1$, modelo “*Threshold*” (TGARCH), submodelo = “TGARCH” (Zakoian, 1994)
5. $\lambda = \delta$ y $\eta_{1j} = \eta_{2j} = 0$, modelo no lineal ARCH (“*Nonlinear ARCH model*”, NGARCH), submodelo = “NGARCH” (Higgins *et al.*, 1992).
6. $\lambda = \delta = 2$ y $\eta_{1j} = 0$, modelo asimétrico no lineal GARCH (“*Nonlinear Asymmetric GARCH*”, NAGARCH), submodelo = “NAGARCH” (Engle y Ng, 1993).
7. $\lambda = \delta$, $\eta_{2j} = 0$ y $|\eta_{1j}| \leq 1$, modelo de poder asimétrico ARCH (“*Asymmetric Power ARCH model*”), submodelo = “APARCH” (Ding *et al.*, 1993).
8. $\lambda = \delta$, modelo completo fGARCH (“*Full fGARCH*”), submodel = “fGARCH” (Hentschel, 1995).

Dentro del fGARCH, la persistencia del modelo es obtenida como:

$$\hat{P} = \sum_{j=1}^p \beta_j + \sum_{j=1}^q \alpha_j k_j \quad (2.5.8.2)$$

k_j es el valor esperado de los residuos estandarizados z_t utilizando la transformación Box-Cox sobre el término del valor absoluto asimétrico:

$$k_j = E(|z_{t-j} - \eta_{2j}| - \eta_{1j}(z_{t-j} - \eta_{2j}))^\delta = \int_{-\infty}^{\infty} (|z - \eta_{2j}| - \eta_{1j}(z - \eta_{2j}))^\delta f(z, 0, 1, \dots) dz \quad (2.5.8.3)$$

ω es remplazada por la siguiente expresión cuando la varianza es seleccionada:

$$\bar{\sigma}^\lambda (1 - \hat{P}) - \sum_{j=1}^m \zeta_j \bar{v}_j \quad (2.5.8.4)$$

Por tanto, la varianza incondicional del modelo se obtendría como:

$$\hat{\sigma}^2 = \left(\frac{\hat{\omega}}{1-\hat{P}}\right)^{\frac{2}{\lambda}} \quad (2.5.8.5)$$

$\hat{\omega}$ es el valor estimado del intercepto del modelo GARCH.

2.2.5.9. Modelo csGARCH

El modelo csGARCH (“*Component sGARCH model*”) propuesto por Lee y Engle (1999) permite descomponer la varianza condicional en un componente fijo y otro transitorio. Con esto se consigue estudiar las variaciones a corto y largo plazo de los valores que afectan a la volatilidad. Dicha componente permanente se expresa como q_t y el modelo quedaría formulado como:

$$\begin{aligned} \sigma_t^2 &= q_t + \sum_{j=1}^q \alpha_j (\varepsilon_{t-j}^2 - q_{t-j}) + \sum_{j=1}^p \beta_j (\sigma_{t-j}^2 - q_{t-j}) \\ q_t &= \omega + \rho q_{t-1} + \phi (\varepsilon_{t-1}^2 - \sigma_{t-1}^2) \end{aligned} \quad (2.5.9.1)$$

De este modo, el intercepto del modelo GARCH es variable en el tiempo, ajustándose a una dinámica de tipo autorregresivo de primer orden. La componente permanente puede ser calculada como:

$$\begin{aligned} E_{t-1}[q_{t+n}] &= \omega + \rho E_{t-1}[q_{t+n-1}] + \phi E_{t-1}[\varepsilon_{t+n-j}^2 - \sigma_{t+n-j}^2] = \omega + \\ \rho E_{t-1}[q_{t+n-1}] &= \omega + \rho[\omega + \rho E_{t-1}[q_{t+n-2}]] = \dots = (1 + \rho + \dots + \rho^{n-1})\omega + \rho^n q_t = \\ &= \frac{1-\rho^n}{1-\rho} \omega + \rho^n q_t \end{aligned} \quad (2.5.9.2)$$

Como $n \rightarrow \infty$ la varianza incondicional es:

$$E_{t-1}[\sigma_{t+n}^2] = E_{t-1}[q_{t+n}] = \frac{\omega}{1-\rho} \quad (2.5.9.3)$$

2.2.5.10. Modelo FIGARCH

El modelo integral fraccionado GARCH o FIGARCH (“*Fractionally Integrated GARCH*”) (Baillie *et al.*, 1996) fue desarrollado con la principal idea de tener una mayor memoria de captura, para ello se propuso fraccionar la heterocedasticidad condicional integrando un componente autorregresivo. Al incorporar la metodología ARIMA al modelo GARCH, se pretende captar el factor temporal de mayor frecuencia (minutos, horas etc).

Empezando con el modelo GARCH estándar:

$$\sigma_t^2 = \omega + a(L)\varepsilon_t^2 + \beta(L)\sigma_t^2 \quad (2.5.11.1)$$

Donde L es el retardo, $a(L) = \sum_{i=1}^q \alpha_i L^i$ y $\beta(L) = \sum_{j=1}^p \beta_j L^j$. Incorporando el proceso ARMA (modelo autorregresivo de media móvil) en cuadrados quedaría:

$$[1 - \alpha(L) - \beta(L)]\varepsilon_t^2 = \omega + [1 - \beta(L)]v_t \quad (2.5.11.2)$$

Donde $v_t = \varepsilon_t^2 - \sigma_t^2$, por tanto:

$$(1 - L)\phi(L)\varepsilon_t^2 = \omega + [1 - \beta(L)]v_t \quad (2.5.11.3)$$

Siendo $\phi(L) = \sum_{i=1}^{m-1} \phi_i L^i$ y $m = \max\{p, q\}$. Al ser un modelo integrado fraccionado $(1 - L)$ se obtendría como:

$$(1 - L)^d = \sum_{k=0}^{\infty} \frac{T(d+1)}{T(k+1)T(d-k+1)} L^k = 1 - \sum_{k=1}^{\infty} \pi_k L^k \quad (2.5.11.4)$$

Siendo $\pi_i = \prod_{1 \leq k \leq i} \frac{k-1-d}{k}$, de este modo la ecuación definitiva del modelo quedaría como:

$$\begin{aligned} \sigma_t^2 &= \omega[1 - \beta(L)]^{-1} + \{1 - [1 - \beta(L)]^{-1}\phi(L)(1 - L)^d\}\varepsilon_t^2 = \omega^* + \lambda(L)\varepsilon_t^2 = \\ &= \omega^* + \sum_{j=1}^{\infty} \lambda_j L^j \varepsilon_t^2 \end{aligned} \quad (2.5.11.5)$$

Donde $\lambda = \phi - \beta + d$ y $\lambda_k = \beta\lambda_{k-1} + (\frac{k-1-d}{k} - \phi)\pi_{d,k-1}$.

2.2.6. Medidas de bondad de ajuste de los modelos

Para estimar la eficacia de ajuste de los diferentes modelos, una batería de indicadores estadísticos fue determinada. El uso combinatorio de diferentes estimadores estadísticos

en la fase de validación de los modelos es una buena estrategia de análisis de datos para determinar cuánto de realista es el modelo.

En este capítulo, un total de 10 fuentes de error fueron determinadas. La varianza total de los datos que puede ser explicada por el modelo fue analizada a través de 4 estimadores: el coeficiente de determinación⁴ (R^2), el porcentaje de error estándar de predicción⁴ (%SEP) (Ventura *et al.*, 1995), el coeficiente de eficiencia⁴ (E_2) (Nash y Sutcliffe, 1970; Kitanidis y Bras, 1980; Legates y McCabe, 1999) y la varianza relativa media⁴ (ARV) (Griñó, 1992). El error cometido por el modelo a la hora de estimar la variable de estudio (desembarcos) fue obtenido mediante la raíz del error cuadrático medio⁴ (RMSE) y el error absoluto medio¹ (MAE) (Chai y Draxler, 2014). El desfase temporal cometido por el modelo durante la estimación se estudió por medio del índice de persistencia⁴ (PI) (Kitanidis y Bras, 1980; Anctil y Rat, 2005). Y por último, la cuantificación de la información perdida por el modelo durante la fase de validación se analizó mediante 3 criterios diferentes: el criterio de información de Akaike (2.6.1) (AIC) (Akaike, 1974), una versión corregida por sesgos del AIC (2.6.2) (AICc) (Hurvich y Tsai, 1989) y el criterio de información bayesiano (2.6.3) (BIC) (Qi y Zhang, 2001). Calculados como:

$$AIC = \log\left(\frac{\sum_{i=1}^N (y_i - \hat{y}_i)^2}{N}\right) + \frac{2\log(m)}{N} \quad (2.6.1)$$

$$AICc = \log\left(\frac{\sum_{i=1}^N (y_i - \hat{y}_i)^2}{N}\right) + \frac{2m}{N-m-1} \quad (2.6.2)$$

$$BIC = \log\left(\frac{\sum_{i=1}^N (y_i - \hat{y}_i)^2}{N}\right) + \frac{\log(m)\log(N)}{N} \quad (2.6.3)$$

Donde y_i es el valor observado en el tiempo i , \hat{y}_i es el valor estimado en el tiempo i , N es la longitud total de la serie, m es el número de parámetros del modelo estimado y $\log()$ es el logaritmo en base 10.

Para cada medida de agudeza se calculó el punto de referencia del peor error permitido. McLaughlin (1983) sugiere que un modelo simplista determina el punto de referencia de la precisión del pronóstico de cualquier modelo. El modelo básico simplista Naïve (NFI) se define como el periodo del siguiente nivel será el mismo que el del periodo anterior.

⁴ Una explicación detallada sobre la formulación matemática de estas medidas de bondad de ajuste es mostrada en el capítulo I sección 2.2.

De esta manera, si el modelo de pronóstico no puede hacerlo mejor que el NFI, debe ser rechazado. En el caso de AIC, AICc y BIC se consideró un valor del parámetro $m = 1$.

2.2.7. Procedimiento de obtención y calibración de modelos

La implantación de los diferentes modelos se realizó en el entorno de desarrollo integrado Rstudio basado en el lenguaje de programación R (R Core Team, 2020). Para los modelos de alisado exponencial se utilizó la función *HoltWinters()* del paquete *stats* (R Core Team y contributors worldwide, 2018). La función *ar()* del paquete *stats* (R Core Team y contributors worldwide, 2018) fue empleada para la estimación de los modelos autorregresivos. Por último, la función *auto.arima()* (*“stepwise” = True*) (Hyndman y Khandakar, 2008) se utilizó para obtener el mejor modelo ARIMA estacional y no estacionario según el valor de AIC, dentro de las restricciones de orden proporcionadas. El rango de variación de los parámetros $(p, q, P, Q)^s$ de los modelos ARIMA se situó en [0-6] con un orden máximo de 5.

Para la realización de los modelos GARCH primeramente se modelizó de forma individual la volatilidad de la serie, variando los parámetros de los modelos (p, q) dentro del rango [1-9]. Para ello, se desarrolló una función que ejecutaba todas las posibles combinaciones y seleccionaba como mejor modelo aquel que presentase el menor AIC. Finalizada la modelización de la volatilidad, se integró al mejor modelo GARCH un ARMA (p, q) con el propósito de considerar los efectos de la media, obteniendo un modelo resultante ARMA $(p, q) + \text{GARCH}(p, q)$. Dependiendo del modelo GARCH diferentes distribuciones de probabilidad fueron aplicadas: normal (norm: *“Normal Distribution”*), normal sesgada (snorm: *“Skew Normal Distribution”*), error generalizado (ged: *“Generalized Error Distribution”*), error generalizado sesgado (sged: *“Skew Generalized Error Distribution”*), *t*-student (std: *“Student-t Distribution”*), *t*-student sesgada (sstd: *“Skew Student-t Distribution”*), gaussiana inversa normal (nig: *“Normal Inverse Gaussian Distribution”*), hiperbólica generalizada (ghyp: *“Generalized Hyperbolic Distribution”*), SU Johnson (jsu: *“Johnson’s Reparametrized SU Distribution”*) y estimación de probabilidad máxima (qml: *“Quasi-Maximum Likelihood Estimation Distribution”*). Todo el desarrollo de los modelos fue realizado mediante las funciones *garchFit()* del paquete *fGarch* (Wuertz *et al.*, 2019) y *ugarchfit()* del paquete *rugarch* (Ghalanos, 2017). En la fase de validación, el mejor modelo se identificó a partir de las medidas de agudeza.

De modo que el mejor modelo será aquel que presente en la fase de validación un alto nivel de varianza (R^2 , ARV, E_2) y de persistencia (PI) y un bajo valor de error absoluto (RMSE, MAE), relativo (%SEP), Akaike (AIC y AICc) y Bayesiano (BIC). Una vez seleccionados los mejores modelos, se representó la volatilidad condicional (σ_t) sin el efecto de la media.

Finalmente, se aplicó un análisis de puntos de cambio (“*Change Point Analysis*”) a las series de volatilidad estimadas por los mejores modelos ARMA (p q) + GARCH (p q), con el objetivo de detectar variaciones bruscas en la media de las series que permitan identificar transiciones entre distintos períodos. Para ello se utilizó la función *cpt.mean* () del paquete *changeoint* (Killick y Ecke, 2014; Killick *et al.*, 2016). El algoritmo exacto utilizado fue el de vecindad de los segmentos (“*Segment Neighborhood Algorithm*”) (Auger y Lawrence, 1989; Bai y Perron, 1998) debido a que todas las series presentaron una distribución no normal (prueba de normalidad de Shapiro-Wilk, *p-valor* < 0.05), la prueba estadística de distribución de las series fue la suma acumulativa no paramétrica (“*Non-Parametric Cumulative Sum*”, CUSUM) (Page, 1954). No se aplicó ninguna penalización tradicional al algoritmo, ya que no son adecuadas para el estadístico de la prueba CUSUM (Killick *et al.*, 2016). El número máximo de períodos (número de puntos de cambio + 1) a buscar fue 5, por lo que se seleccionaron 4 puntos de cambio.

2.3. Resultados

2.3.1. Análisis de los desembarcos históricos

La pesquería del voraz se inició en 1983 presentando dos picos máximos en junio de 1997 y 2009 con un total de 283.50 Tn (toneladas). En marzo de 1999 y 2000 se registraron los desembarcos mínimos con un total de 2.02 Tn. A lo largo de todos los años de explotación, los desembarcos de voraz han ido disminuyendo progresivamente a razón de -0.013 Tn/año. En noviembre de 2016, los desembarcos sufren un nuevo mínimo situándose en 8.39 Tn, lo que supuso un declive del 94.19% en comparación con el máximo producido en junio de 1997 (144.60 Tn), es decir, una decadencia de -136.21 Tn en apenas 20 años. La media de desembarcos durante todo el periodo fue de 34.82 Tn/mes con un error estándar de 1.27 Tn/mes y unos límites de confianza de *t-student* [32.33, 37.32] Tn. La mediana y la desviación estándar poblacional se situaron en 29.30 y 25.66 Tn y el total de desembarcos se correspondió con 14,208.46 Tn, con una varianza poblacional de 658.59 Tn (Figura 2.2a).

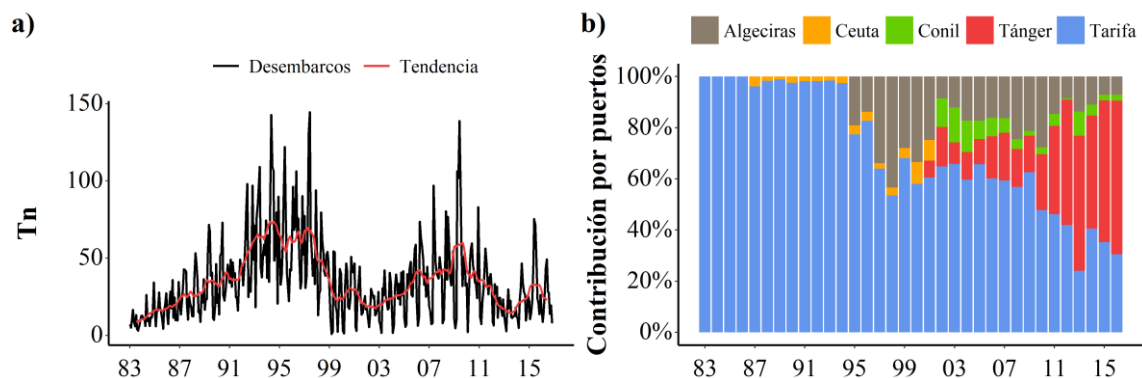


Figura 2.2. a) Serie temporal mensual de los desembarcos de voraz en el Estrecho de Gibraltar desde 1983 a 2016. La línea roja representa la tendencia obtenida tras la aplicación de una descomposición estacional clásica por promedios móviles tipo multiplicativo. b) Contribución porcentual de los diferentes puertos en los desembarcos totales de voraz en el Estrecho de Gibraltar.

Los desembarcos se caracterizaron por presentar dos ciclos muy característicos, el primero (1983-2002) con 36.91 Tn/mes presentó mayores desembarcos medios que el segundo (2003-2016) 31.83 Tn/mes. Dentro del primer ciclo las capturas fueron aumentando desde 1983 hasta 1997-1998 con marcadas diferencias (test *Kruskall-Wallis*: $p\text{-valor}_{1983-1997; 1983-1998} < 0.05$), posteriormente sufrieron un descenso significativo hasta 2002 (test *Kruskall-Wallis*: $p\text{-valor}_{1997-2002} < 0.05$). En lo referente al segundo ciclo no se

observaron diferencias internas en el comportamiento de los desembarcos ni tampoco cuando se compararon los máximos de 1997 con 2009 (test *Kruskall-Wallis*: $p\text{-valor}_{1997-2009} > 0.05$). Este hecho se debe a la alta variabilidad interanual de la pesquería. Estadísticamente, esta característica se traduce en un mayor solapamiento de las desviaciones utilizadas en los test originando la no significancia. Sin embargo, estas diferencias sí se apreciaron entre el máximo de 1997 con el mínimo de 2013, parte final del segundo ciclo (test *Kruskall-Wallis*: $p\text{-valor}_{1997-2013} < 0.05$). Por tanto, a partir de mediados de los años 90 los desembarcos de voraz en el Estrecho de Gibraltar sufren un descenso paulatino que se extiende hasta el año 2002, año a partir del cual se recuperan hasta 2009 (690.77 Tn totales) para a partir de entonces volver a disminuir hasta 2016 con niveles similares a los observados en 2002 (226.68 Tn totales en 2002, 265.26 Tn totales en 2016) (Figura 2.2a).

La serie histórica de desembarcos del voraz se caracterizó por presentar un marcado componente estacional. Utilizando la variable estacionalidad como independiente en un modelo lineal, se obtuvo que los meses significativos ($p\text{-valor} < 0.05$) fueron: enero, febrero, abril, mayo, junio, julio y diciembre. Con una variabilidad explicada por el modelo del 23%. Aplicando una transformación logarítmica en base 10 a la serie de desembarcos, y generando un nuevo modelo lineal con la estacionalidad como variable independiente, nuevamente los meses de enero, febrero, mayo, junio, julio y diciembre volvieron a ser significativos, abril no, se incorporó marzo como significativo y la variabilidad explicativa aumentó ligeramente al 28%. Los meses de abril, mayo, junio, julio y agosto representaron el 53.80% de los desembarcos seguido del 25.06% aportado por octubre, noviembre y diciembre, siendo los meses más importantes en las campañas de voraz. Estos resultados son concordantes con los obtenidos por los modelos anteriores, donde se comprobó que gran parte de los meses presentaron significancia como variables independientes. Durante estos 8 meses, la flota desembarca un 78.86% del volumen total (14,208.46 Tn). Por tanto, la actividad de la flota se acelera durante los meses finales de primavera, en verano, final de otoño e inicio del invierno (Figura 2.3).

Respecto a la contribución de los diferentes puertos al porcentaje de desembarcos totales de voraz en el Estrecho de Gibraltar se puede afirmar que en los 4 primeros años de la pesquería el puerto de Tarifa abarcó el 100% de los desembarcos. A partir de 1987 hasta la actualidad se aprecian tres bloques claramente diferenciados según el puerto implicado en la actividad pesquera: 1) 1987-1994: Tarifa y Ceuta se repartieron los

desembarcos con importantes diferencias en su contribución, siendo Tarifa (97.88%) superior a Ceuta (2.11%). 2) 1995-2001: el puerto de Algeciras contribuyó a los desembarcos junto a Tarifa y Ceuta. 3) 2002-2016: en este último periodo, la actividad en el puerto de Ceuta cesó pero se inició en Conil y Tánger. Durante este bloque se pudo apreciar cómo a partir del 2009 hasta 2016 Tarifa sufrió una disminución en su contribución a los desembarcos del 32.06% pasando de ser en 2009 62.59% a 30.53% en 2016. Sin embargo, este comportamiento fue contrario al observado en Tánger donde sus desembarcos aumentaron un 45.69%, pasando de ser en 2009 un 14.26% a un 59.95% en 2016. En términos promedios desde 1983 a 2016, el puerto con mayor actividad de desembarcos en toda la serie temporal fue Tarifa con un 70.84% de los desembarcos totales, seguido de Tánger (12.71%), Algeciras (12.32%), Conil (2.64%) y Ceuta (1.47%) (Figura 2.2b).

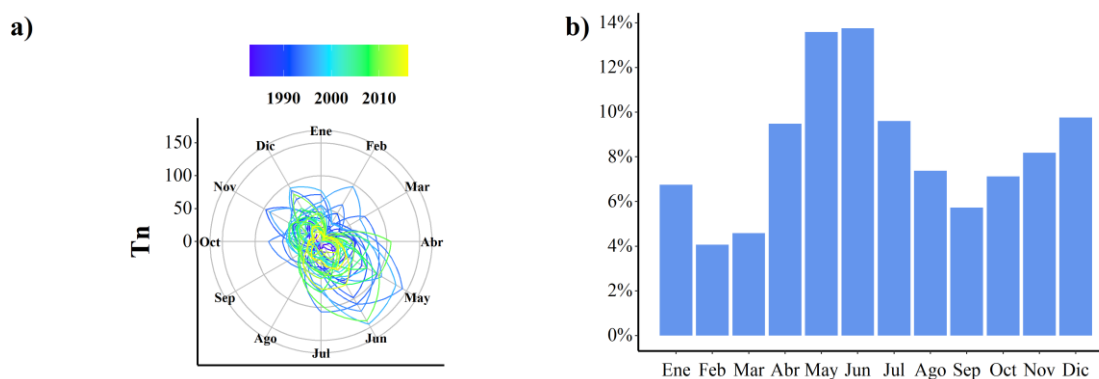


Figura 2.3. a) Evolución estacional de los desembarcos de voraz desde 1983 a 2016 en el Estrecho de Gibraltar. b) Proporción estacional de los desembarcos totales de voraz desde 1983 a 2016 en el Estrecho de Gibraltar.

2.3.2. Modelos según método de Alisado Exponencial

Se implementaron un total de 3 modelos tanto para el método aditivo como multiplicativo. El ajuste de los datos se realizó a partir de 3 técnicas de modelización diferentes: alisado exponencial simple (“*Simple Exponential Smoothing*”), Holt sin estacionalidad (“*Holt’s linear trend*”) y Holt-Winters completo (“*Winter’s seasonal*”). Se utilizaron como años de validación desde febrero de 1983 a diciembre de 2016 para alisado exponencial simple, desde marzo de 1983 a diciembre de 2016 para Holt sin estacionalidad y completo de 1984 a 2016 para Holt-Winters completo. Esta diferencia de años es causa de la formulación de los propios modelos.

Según los resultados de las fuentes de error se pudo indicar claramente que la técnica de modelización más apropiada aplicada fue Holt-Winters completo tanto en el método aditivo como en el multiplicativo, ya que presentó los estadísticos de error más aceptables. En el caso contrario, se observó que la técnica menos adecuada para ambos métodos sería el modelado alisado exponencial simple. Las diferencias en valores absolutos entre estos dos modelos para el método aditivo se situaron en RMSE= 3.92 (Tn), MAE = 2.51 (Tn), %SEP= 12.27, $E_2 = 0.23$, ARV = 0.23, PI =0.34, AIC = 0.17, AICc =0.11, BIC =0.17 y $R^2 = 0.17$, mientras que para el multiplicativo en RMSE= 4.39 (Tn), MAE = 2.97 (Tn), %SEP= 13.59, $E_2 = 0.25$, ARV = 0.25, PI =0.37, AIC = 0.19, AICc =0.13, BIC =0.19 y $R^2 = 0.20$. Resaltándose la idoneidad de la técnica de modelado Holt-Winters completo aplicada a este caso (Tabla 2.1).

Tabla 2.1. Fuentes de error asociada a la aproximación del método de alisado exponencial y sus variantes.

Modelo	RMSE (Tn)	MAE (Tn)	%SEP	E_2	ARV	Método
Naïve	21.800	15.450	62.590	0.278	0.721	-
Holt-Winters Completo	17.430	12.982	48.928	0.537	0.463	Aditivo
Holt Sin Estacionalidad	21.652	16.320	61.923	0.287	0.713	Aditivo
Alisado Simple	21.355	15.492	61.202	0.307	0.692	Aditivo
Holt-Winters Completo	16.961	12.519	47.610	0.562	0.438	Multiplicativo
Holt Sin Estacionalidad	21.652	16.320	61.923	0.287	0.713	Multiplicativo
Alisado Simple	21.355	15.492	61.202	0.307	0.692	Multiplicativo

Por tanto, para modelizar la serie de desembarcos del voraz sería conveniente aplicar un modelo Holt-Winters completo, independientemente del método, aunque el método multiplicativo es ligeramente mejor que el aditivo (Figura 2.4a). Este tipo de modelo fue diseñado en su formulación para estudiar y realizar predicciones en series temporales que presentan cierta tendencia lineal y que se ven afectadas por un factor estacional. Características presentes en la serie pesquera, hecho que hace que esta aproximación sea la más adecuada.

Tabla 2.1 continuación. Fuentes de error asociada a la aproximación del método de alisado exponencial y sus variantes.

Modelo	PI	AIC	AICc	BIC	R ²	Método
Naïve	0.000	2.677	2.682	2.677	0.407	-
Holt-Winters Completo	0.378	2.488	2.556	2.490	0.550	Aditivo
Holt Sin Estacionalidad	0.018	2.672	2.680	2.672	0.324	Aditivo
Alisado Simple	0.042	2.659	2.663	2.659	0.376	Aditivo
Holt-Winters Completo	0.411	2.465	2.532	2.466	0.579	Multiplicativo
Holt Sin Estacionalidad	0.018	2.672	2.680	2.672	0.324	Multiplicativo
Alisado Simple	0.042	2.659	2.663	2.659	0.376	Multiplicativo

Por otro lado, el método de alisado exponencial simple ha obtenido los resultados más desfavorables, debido a la propia formulación del modelo. Este método es más apropiado para series temporales que tienen una media constante, es decir, sin tendencia ni componente estacional. Como la serie de desembarcos se caracterizó por tener estas dos componentes, esto hace que aplicar este método no sea muy conveniente para su modelación.

2.3.3. Modelo Autorregresivo (AR)

Se realizaron un total de 4 modelos, uno por cada método de ajuste, Yule-Walker, Burg, Mínimos Cuadrados Ordinarios (OLS) y Estimación de Máxima Verosimilitud (MLE). Como años de validación se emplearon desde marzo de 1985 a diciembre de 2016 excepto para los métodos de ajuste OLS y MLE que fue de 1984, abril y enero respectivamente, a diciembre de 2016.

De este modo se puede indicar que, de forma general, el desfase temporal junto con la varianza explicada por todos los modelos fueron aceptables estadísticamente con medidas de error similares. Aunque si se atiende de forma estricta al criterio establecido por las fuentes de error para esclarecer cual sería el mejor modelo para estudiar y caracterizar la evolución histórica de desembarcos de voraz se obtendría que los mejores modelos autorregresivos fueron aquellos ajustados mediante los métodos Burg y Yule-Walker (Tabla 2.2; Figura 2.4b y 2.4c).

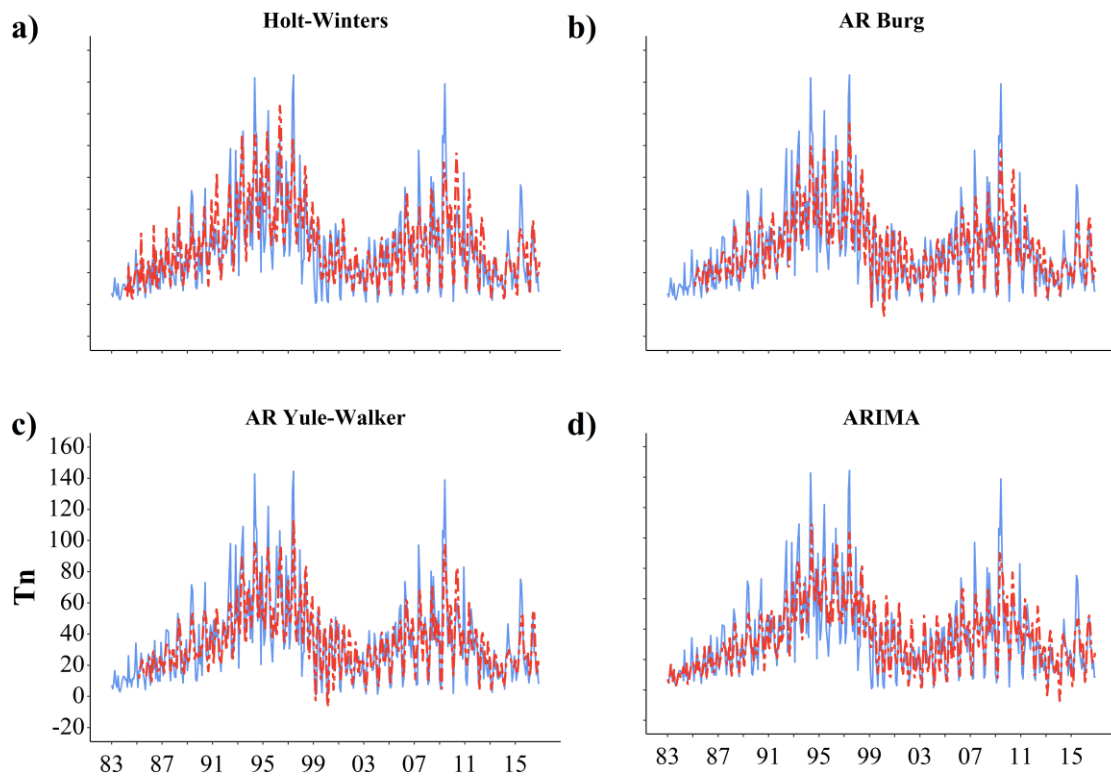


Figura 2.4. Series mensuales de los desembarcos (T_n) de voraz durante 1983-2016 (azul) con el ajuste proporcionado por los mejores modelos alisados simples y autoregresivos (rojo). a) Ajuste del modelo alisado exponencial Holt-Winter's completo método multiplicativo. b) Ajuste del modelo AR método Burg. c) Ajuste del modelo AR método Yule-Walker. d) Ajuste del modelo ARIMA $(103)(011)^{12}$.

Tabla 2.2. Fuentes de error asociadas a los modelos autorregresivos.

Modelo	RMSE (T_n)	MAE (T_n)	%SEP	E_2	ARV	Método de ajuste
Naïve	21.800	15.450	62.590	0.278	0.721	-
AR	15.865	11.561	43.545	0.618	0.381	Burg
AR	16.386	11.732	45.995	0.593	0.407	MLE
AR	16.238	11.751	45.346	0.598	0.401	OLS
AR	15.876	11.559	43.576	0.618	0.382	Yule-Walker

2.3.4. Modelo Autorregresivo Integrado de Media Móvil (ARIMA)

Un total de 93 modelos fueron implementados. Se utilizó la serie original de desembarcos para la construcción de los modelos. La validación de los modelos se realizó desde enero de 1983 a diciembre de 2016. El rango de variación de los parámetros $(p, q, d, P, Q, D)^s$ se situó en $[0-6]$ y los 10 mejores modelos se seleccionaron según el criterio establecido por las fuentes de error.

Tabla 2.2 continuación. Fuentes de error asociadas a los modelos autorregresivos.

Modelo	PI	AIC	AICc	BIC	R ²	Método de ajuste
Naïve	0.000	2.677	2.682	2.677	0.407	-
AR	0.498	2.408	2.547	2.410	0.618	Burg
AR	0.450	2.434	2.491	2.436	0.591	MLE
AR	0.464	2.427	2.500	2.428	0.599	OLS
AR	0.498	2.410	2.548	2.411	0.618	Yule-Walker

En la Tabla 2.3 se muestran los resultados de los 10 modelos que presentaron mejores valores de validación. Se puede apreciar que el mejor modelo fue (103) (011)¹² presentando el mejor ajuste en la fase de validación, por tanto podría ser el modelo ARIMA más conveniente para el estudio de la serie (Figura 2.4c). En términos promedios, los 10 mejores modelos presentaron errores absolutos entre 11 y 16 Tn, de predicción del 47%, una persistencia temporal del 43% y una varianza explicada del 60%.

2.3.5. Modelo autorregresivo media móvil con heterocedasticidad condicional (Modelos ARMA ($p q$) + GARCH ($p q$))

Se realizaron un total de 123 modelos. El desarrollo de los modelos fue elaborado a partir de la serie original de desembarcos del voraz sin efectuar ninguna transformación numérica previa. Los años de validación fueron desde enero de 1983 a diciembre de 2016.

Se estudió la capacidad de modelaje de la volatilidad por parte de diferentes tipos de modelos GARCH (APARCH, CSGARCH, FGARCH, FIGARCH, GARCH, IGARCH, SGARCH y EWMA). Indicar que dentro de los modelos FGARCH se utilizaron 8 submodelos diferentes dando como resultado la realización de 72 modelos (ALLGARCH, APARCH, AVGARCH, GARCH, GJRGARCH, NAGARCH, NGARCH y TGARCH).

Para estimación de los desembarcos, se incorporó a los modelos GARCH un modelo ARMA (1 3) para tener en cuenta los efectos de la media. El modelo ARMA (1 3) se seleccionó porque el modelo ARIMA (103) (011)¹² proporcionó los mejores resultados.

En la Tabla 2.4 se muestran los resultados de los 15 mejores modelos tras la fase de validación incorporando el modelo ARMA. También se muestran los mejores submodelos modelos procedentes de la familia FGARCH. En términos promedios, la modelización ARMA (1 3) + GARCH ($p q$) presentó errores absolutos comprendidos

entre 13 y 18 (Tn), de predicción del 54%, una persistencia temporal del 26% y una varianza explicada del 47%.

Tabla 2.3. *Parámetros y medidas de error de los 10 mejores modelos ARIMA. En todos los casos $S = 12$.*

Modelo	RMSE (Tn)	MAE (Tn)	%SEP	E ₂	ARV
Naïve	21.800	15.450	62.590	0.278	0.721
(011)(011)	16.822	12.310	48.306	0.570	0.430
(011)(111)	16.741	12.159	48.073	0.574	0.425
(111)(011)	16.340	11.750	46.921	0.594	0.405
(111)(111)	16.284	11.663	46.760	0.597	0.403
(101)(011)	16.673	12.068	47.876	0.578	0.422
(111)(011)	16.340	11.750	46.921	0.595	0.405
(202)(011)	16.269	11.698	46.717	0.598	0.402
(212)(011)	16.233	11.730	46.614	0.600	0.400
(103)(011)	16.096	11.568	46.220	0.606	0.393
(013)(011)	16.134	11.636	46.329	0.605	0.395

Tabla 2.3 continuación. *Parámetros y medidas de error de los 10 mejores modelos ARIMA. En todos los casos $S = 12$.*

Modelo	PI	AIC	AIC _C	BIC	R ²
Naïve	0.000	2.677	2.682	2.677	0.407
(011)(011)	0.404	2.453	2.462	2.454	0.578
(011)(111)	0.410	2.450	2.462	2.451	0.580
(111)(011)	0.438	2.429	2.441	2.429	0.600
(111)(111)	0.442	2.426	2.443	2.427	0.601
(101)(011)	0.415	2.446	2.459	2.447	0.580
(111)(011)	0.438	2.430	2.441	2.430	0.600
(202)(011)	0.443	2.426	2.448	2.427	0.600
(212)(011)	0.445	2.424	2.446	2.425	0.604
(103)(011)	0.454	2.417	2.438	2.418	0.610
(013)(011)	0.452	2.418	2.435	2.419	0.610

El análisis de las medidas de error indica que los modelos con menor desfase temporal en el ajuste y mayor varianza explicada durante el periodo de validación fueron APARCH con distribución sstd, FGARCH/ALLGARCH con distribución jsu, FGARCH/APARCH con sstd y FGARCH/TGARCH con ghyp, jsu y nig (Figuras 2.5). Además estos modelos seleccionados presentaron valores similares entre los errores absolutos y de predicción, varianza relativa, eficiencia y criterios de información.

Tabla 2.4. Mejores modelos de la familia ARMA (1 3) + GARCH (p q) según las fuentes de error.

Modelo	RMSE (Tn)	MAE (Tn)	%SEP	E ₂	ARV	Distribución Probabilidad
Naïve	21.800	15.450	62.590	0.278	0.721	-
APARCH (1,6)	18.626	13.522	53.484	0.473	0.527	sstd
CSGARCH (1,1)	18.788	13.396	53.951	0.464	0.536	sstd
FIGARCH (1,8)	18.946	13.246	54.403	0.455	0.545	std
GARCH (1,6)	18.691	13.200	53.671	0.469	0.530	nig
IGARCH (1,9)	18.936	13.886	54.375	0.455	0.544	snorm
IGARCH (1,7)	18.721	13.433	53.758	0.468	0.532	sstd
SGARCH (1,6)	18.783	13.450	53.937	0.464	0.536	sged
SGARCH (1,4)	18.763	13.409	53.878	0.465	0.534	ghyp
SGARCH (1,6)	18.771	13.414	53.902	0.465	0.535	jsu
SGARCH (1,1)	18.750	13.381	53.842	0.466	0.534	nig
FGARCH/ ALLGARCH (1,6)	18.704	13.355	53.711	0.469	0.531	jsu
FGARCH/ APARCH (1,5)	18.694	13.362	53.683	0.469	0.531	sstd
FGARCH/ TGARCH (1,6)	18.708	13.370	53.719	0.468	0.531	ghyp
FGARCH/ TGARCH (1,6)	18.708	13.369	53.723	0.468	0.531	jsu
FGARCH/ TGARCH (1,6)	18.709	13.372	53.723	0.468	0.531	nig

2.3.6. Comparación de los mejores modelos obtenidos según las diferentes aproximaciones

Tras la agrupación y el análisis de las fuentes de error, la aproximación univariante desde diferentes enfoques para la caracterización de la evolución temporal de los desembarcos de voraz desde 1983 al 2016 explicó un promedio del 52% de la variabilidad asociada a la serie, con errores absolutos medios entre 12 y 17 Tn y una persistencia temporal media aceptable del 34% (Tabla 2.5).

Se podrían destacar a los autorregresivos simples y ARIMA como los modelos que en promedio proporcionan los mejores resultados. En consecuencia mostraron un menor desfase temporal y por tanto mayor persistencia (45-50%), y mayor varianza explicada (61%).

Tabla 2.4 continuación. Mejores modelos de la familia ARMA (1 3) + GARCH (p q) según las fuentes de error.

Modelo	PI	AIC	AICc	BIC	R ²	Distribución Probabilidad
Naïve	0.000	2.677	2.682	2.677	0.407	-
APARCH (1,6)	0.269	2.546	2.627	2.548	0.474	sstd
CSGARCH (1,1)	0.257	2.553	2.608	2.554	0.469	sstd
FIGARCH (1,8)	0.245	2.560	2.642	2.562	0.469	std
GARCH (1,6)	0.264	2.549	2.620	2.550	0.474	nig
IGARCH (1,9)	0.248	2.559	2.640	2.561	0.460	snorm
IGARCH (1,7)	0.264	2.549	2.625	2.551	0.470	sstd
SGARCH (1,6)	0.259	2.552	2.623	2.554	0.470	sged
SGARCH (1,4)	0.260	2.551	2.617	2.553	0.470	ghyp
SGARCH (1,6)	0.260	2.552	2.622	2.553	0.470	jsu
SGARCH (1,1)	0.261	2.550	2.595	2.551	0.470	nig
FGARCH/ ALLGARCH (1,6)	0.265	2.549	2.635	2.551	0.471	jsu
FGARCH/ APARCH (1,5)	0.265	2.549	2.625	2.551	0.472	sstd
FGARCH/ TGARCH (1,6)	0.265	2.549	2.630	2.551	0.471	ghyp
FGARCH/ TGARCH (1,6)	0.265	2.549	2.625	2.551	0.471	jsu
FGARCH/ TGARCH (1,6)	0.265	2.549	2.625	2.551	0.470	nig

Tabla 2.5. Mejores modelos procedentes de las diferentes aproximaciones según las fuentes de error.

Modelo	RMSE (Tn)	MAE (Tn)	%SEP	E ₂	ARV	Método de ajuste	Distribución Probabilidad
Naïve	21.800	15.450	62.590	0.278	0.721	-	-
AR	15.865	11.561	43.545	0.618	0.381	Burg	-
AR	15.876	11.559	43.576	0.618	0.382	Yule-Walker	-
Holt-Winters Completo ^m	16.961	12.519	47.610	0.562	0.438	-	-
ARIMA	16.096	11.568	46.220	0.606	0.393	-	-
APARCH	18.626	13.522	53.484	0.473	0.527	-	sstd
FGARCH/ALLGARCH	18.704	13.355	53.711	0.469	0.531	-	jsu
FGARCH/APARCH	18.694	13.362	53.683	0.469	0.531	-	sstd
FGARCH/TGARCH	18.708	13.370	53.719	0.468	0.531	-	ghyp
FGARCH/TGARCH	18.708	13.369	53.723	0.468	0.531	-	jsu
FGARCH/TGARCH	18.709	13.372	53.723	0.468	0.531	-	nig

^m = multiplicativo.

Tabla 2.5 continuación. Mejores modelos procedentes de las diferentes aproximaciones según las fuentes de error.

Modelo	PI	AIC	AIC _c	BIC	R ²	Método de ajuste	Distribución Probabilidad
Naïve	0.000	2.677	2.682	2.677	0.407	-	-
AR	0.498	2.408	2.547	2.410	0.618	Burg	-
AR	0.498	2.410	2.548	2.411	0.618	Yule-Walker	-
Holt-Winters ^m Completo	0.411	2.465	2.532	2.466	0.579	-	-
ARIMA	0.454	2.417	2.438	2.418	0.610	-	-
APARCH	0.269	2.546	2.627	2.548	0.474	-	sstd
FGARCH/ALLGARCH	0.265	2.549	2.635	2.551	0.471	-	jsu
FGARCH/APARCH	0.265	2.549	2.625	2.551	0.472	-	sstd
FGARCH/TGARCH	0.265	2.549	2.630	2.551	0.471	-	ghyp
FGARCH/TGARCH	0.265	2.549	2.625	2.551	0.471	-	jsu
FGARCH/TGARCH	0.265	2.549	2.625	2.551	0.470	-	nig

^m = multiplicativo

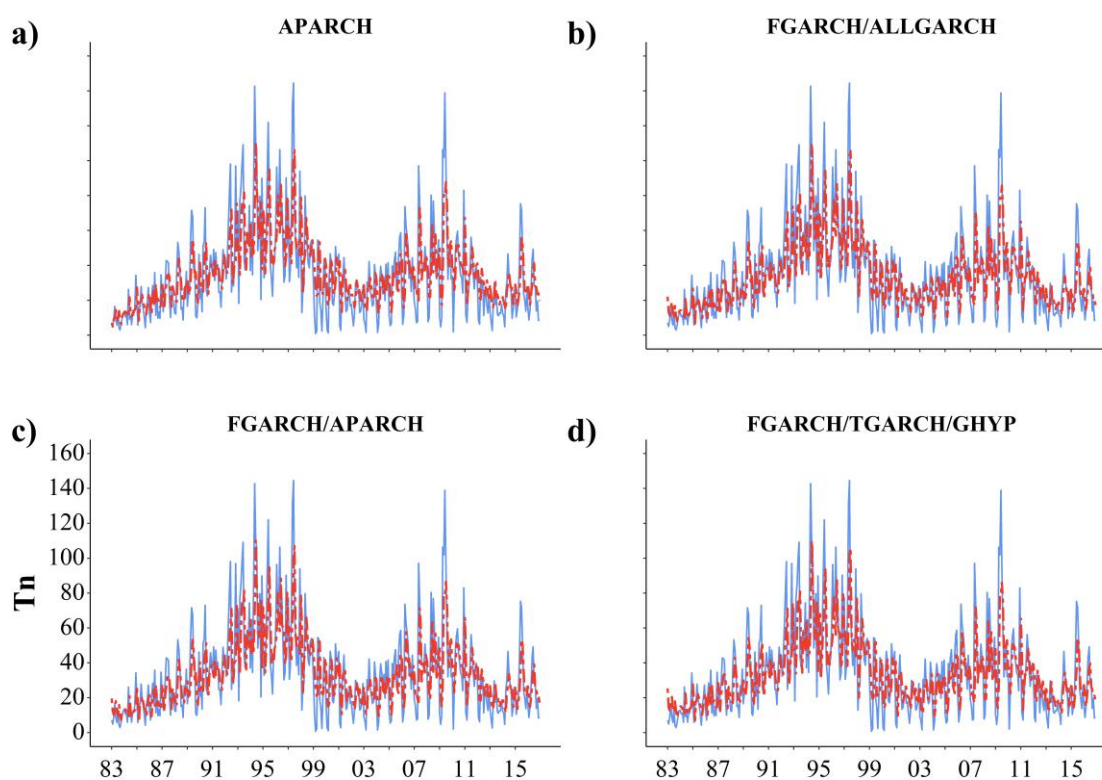


Figura 2.5. Series mensuales de los desembarcos (T_n) de voraz durante 1983-2016 (azul) con el ajuste proporcionado por los mejores modelos de la familia ARMA (1, 3)+GARCH (rojo). a) Ajuste del modelo APARCH (“Asymmetric Power Arch Model”) con distribución de probabilidad sstd (“Skew Student-t Distribution”). b) Ajuste del modelo FGARCH (“Family GARCH Model”) submodelo ALLGARCH (“Full FGARCH Model”) con distribución de probabilidad jsu (“Johnson’s Reparameterized SU Distribution”). c) Ajuste del modelo FGARCH submodelo APARCH con distribución de probabilidad sstd. d) Ajuste del modelo FGARCH submodelo TGARCH (“Threshold GARCH Model”) con distribución de probabilidad ghyp (“Generalized Hyperbolic Distribution”).

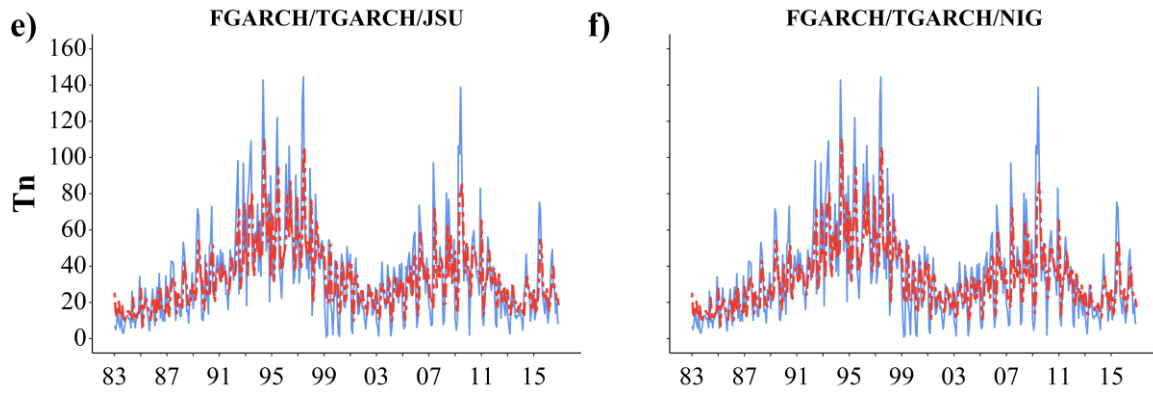


Figura 2.5 continuación. Series mensuales de los desembarcos (T_n) de voraz durante 1983-2016 (azul) con el ajuste proporcionado por los mejores modelos de la familia ARMA (1, 3)+GARCH (rojo). e) Ajuste del modelo FGARCH submodelo TGARCH con distribución de probabilidad jsu. f) Ajuste del modelo FGARCH submodelo TGARCH con distribución de probabilidad nig (“Normal Inverse Gaussian Distribution”).

2.3.7. Volatilidad estimada por los mejores modelos ARMA (1 3) + GARCH (p q)

La volatilidad condicional estimada (σ_t) por los mejores modelos ARMA (1 3) + GARCH (p q) viene representada en la Figura 2.6. Se obtuvo una variación promedio de 22 a 24 Tn desde 1983 a 2016, siendo el modelo APARCH (sstd) el que mostró mayor valor con 24 Tn y el FGARCH/TGARCH (nig) el menor con 22.29 Tn.

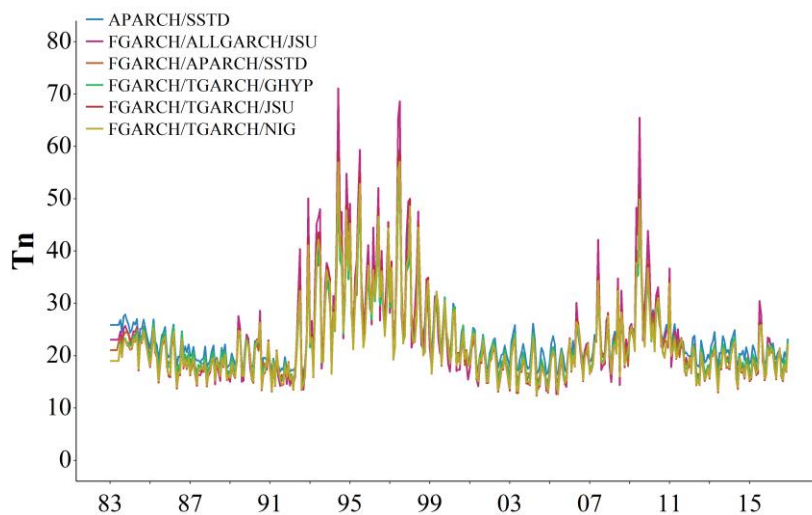


Figura 2.6. Series temporales de volatilidad estimada (T_n) por los mejores modelos de la familia ARMA (1, 3) + GARCH desde 1983 a 2016, con sus correspondientes distribuciones de probabilidad. SSTD = “Skew Student-t Distribution”, JSU = “Johnson’s Reparametrized SU Distribution”, GHYP = “Generalized Hyperbolic Distribution”, NIG = “Normal Inverse Gaussian Distribution”.

Todos los máximos tuvieron lugar en la época de verano coincidiendo en julio de 1997, excepto para FGARCH/ALLGARCH (jsu) que fue en junio de 1994. En lado contrario, todos los mínimos fueron obtenidos en la época de primavera, coincidiendo los modelos TGARCHs en mayo del 2004 y APARCH junto con FGARCH/ALLGARCH (jsu) en mayo del 2005. Sin embargo, para el modelo FGARCH/APARCH (sstd) dicho mínimo se produjo en junio del 2003. Por último, todos los modelos estimaron una volatilidad prácticamente sin tendencia y captaron nuevamente la existencia de dos ciclos claramente marcados el primero entre 1993-1999 y el segundo 2008-2012.

Los periodos identificados tras la aplicación del análisis de puntos de cambio fueron similares para las 6 series de volatilidad estimada. Para todas ellas los periodos de mayores medias siempre fueron el 2 y 4 que coinciden claramente con los periodos de mayor volumen de desembarcos (Tabla 2.6).

2.3.8. Correlaciones de los desembarcos con la anomalía de la temperatura del agua y el índice climático NAO

La Tabla 2.7 muestra el número de correlaciones significativas totales de la anomalía de la temperatura del agua (°C) y los desembarcos de voraz. El mayor número de correlaciones significativas se obtuvo con un desfase de 1 año ($C = 137$), seguido de un desfase de 2 años ($C = 127$). En el desfase de 1 año las correlaciones predominantes fueron positivas, mientras que en el desfase de 2 años fueron negativas. Analizando los años, se pudo observar que el mayor número de correlaciones se concentró en dos períodos de tiempo: 1985-1993 y 1998-2011. El rango de profundidad con mayor número de correlaciones fue [125-185] metros.

Por otro lado, la Tabla 2.8 muestra las correlaciones significativas entre los desembarcos y el índice climático NAO. Este índice mostró correlaciones sin desfase y con desfases de 1, 2 y 3 años. Se obtuvieron correlaciones significativas negativas en 1991, 1997, 1998, 2000 y 2009.

Tabla 2.6. *Periodos identificados en las series temporales de volatilitad, estimadas por los mejores modelos GARCH (p q), tras la aplicación del análisis de puntos de cambios en la media. Año y mes se refieren al periodo identificado.*

Modelo	Distribución Probabilidad	Punto de cambio	Año	Mes	Periodo identificado	Media (Tn)
APARCH (1,6)	sstd	1	1992	noviembre	1983/1992	21.470
		2	1998	julio	1992/1998	33.462
		3	2007	marzo	1998/2007	21.476
		4	2011	enero	2007/2011	27.131
			2016	diciembre	2011/2016	21.121
FGARCH/ALLGARCH (1,6)	jsu	1	1992	noviembre	1983/1992	19.902
		2	1998	julio	1992/1998	36.300
		3	2006	abril	1998/2006	19.557
		4	2011	enero	2006/2011	26.328
			2016	diciembre	2011/2016	19.451
FGARCH/APARCH (1,5)	sstd	1	1992	noviembre	1983/1992	19.850
		2	1998	julio	1992/1998	33.162
		3	2007	marzo	1998/2007	20.172
		4	2011	abril	2007/2011	25.706
			2016	diciembre	2011/2016	19.338
FGARCH/TGARCH (1,6)	ghyp	1	1992	noviembre	1983/1992	19.766
		2	1998	julio	1992/1998	31.867
		3	2007	marzo	1998/2007	20.296
		4	2011	enero	2007/2011	25.145
			2016	diciembre	2011/2016	19.474
FGARCH/TGARCH (1,6)	jsu	1	1992	noviembre	1983/1992	19.051
		2	1998	julio	1992/1998	33.947
		3	2006	abril	1998/2006	19.511
		4	2011	enero	2006/2011	24.909
			2016	diciembre	2011/2016	18.589
FGARCH/TGARCH (1,6)	nig	1	1992	noviembre	1983/1992	19.144
		2	1998	julio	1992/1998	33.276
		3	2006	abril	1998/2006	19.620
		4	2011	enero	2006/2011	24.627
			2016	diciembre	2011/2016	18.718

Tabla 2.7. Número de correlaciones anuales significativas (C) entre la serie temporal de desembarcos mensuales de voraz (T_n) (1983-2016) y la anomalía de la temperatura del agua ($^{\circ}C$) por rango de profundidad (5-525) m. Sin desfase y con desfase de 1, 2 y 3 años. Límite de significación de C ($N = 12$ y p -valor de 0.05) = 0.576.

Año	Anomalía temperatura (t-0 año)		Anomalía temperatura (t-1 año)		Anomalía temperatura (t-2 años)		Anomalía temperatura (t-3 años)	
	C > 0.576	C < -0.576	C > 0.576	C < -0.576	C > 0.576	C < -0.576	C > 0.576	C < -0.576
1983	0	0						
1984	0	0	4	0				
1985	0	0	11	0	0	0		
1986	0	0	0	0	0	0	0	0
1987	0	0	0	1	6	0	0	0
1988	0	1	2	0	0	7	0	0
1989	9	0	0	2	0	0	0	4
1990	2	0	1	0	0	0	1	0
1991	0	3	0	2	3	2	2	0
1992	0	3	0	0	0	0	5	0
1993	0	0	0	4	0	0	9	0
1994	0	0	1	0	0	2	1	0
1995	0	5	0	0	2	0	4	3
1996	3	0	0	0	3	0	0	1
1997	2	0	4	0	0	5	0	0
1998	0	14	2	0	2	0	0	0
1999	0	0	0	7	1	0	0	0
2000	5	2	0	0	0	20	2	0
2001	0	10	0	0	0	0	0	6
2002	0	0	4	3	0	3	0	0
2003	3	0	0	5	2	0	9	3
2004	0	16	12	0	0	5	1	0
2005	16	0	0	17	14	0	0	4
2006	4	0	6	0	0	0	5	0
2007	0	0	24	0	1	0	0	8
2008	0	2	0	0	8	0	6	0
2009	6	0	0	0	1	14	9	0
2010	0	0	12	0	0	9	0	0
2011	0	10	0	7	5	0	0	10
2012	0	2	0	0	0	0	0	0
2013	0	0	1	1	0	6	0	3
2014	0	0	1	1	0	3	0	9
2015	3	1	0	0	1	2	2	2
2016			10	2	0	0	3	6
Total	53	69	95	52	49	78	59	59

Tabla 2.8. Correlaciones anuales significativas entre las series temporales de los desembarcos mensuales de voraz (T_n) (1983-2016) con el índice climático mensual NAO. Sin desfase y con desfase de 1, 2 y 3 años. Límite de significación de la correlación ($N = 12$ y p -valor de 0.05) = 0.576. Correlaciones significativas en negrita.

Año	NAO (t-0 año)	NAO (t-1 año)	NAO (t-2 años)	NAO (t-3 años)
1983	-0.195			
1984	0.364	-0.087		
1985	-0.114	0.150	0.122	
1986	0.052	0.225	-0.143	0.272
1987	0.089	0.335	0.173	-0.251
1988	-0.460	0.207	0.439	0.255
1989	-0.310	-0.022	-0.215	-0.024
1990	-0.295	-0.571	-0.531	0.168
1991	0.426	0.292	-0.097	-0.599
1992	0.114	0.287	-0.315	-0.390
1993	-0.092	-0.263	-0.105	-0.110
1994	-0.200	-0.561	-0.352	-0.365
1995	-0.314	0.234	-0.251	-0.245
1996	-0.001	0.000	0.025	0.007
1997	-0.614	-0.253	-0.412	0.145
1998	-0.214	-0.644	-0.017	-0.464
1999	0.260	-0.041	-0.451	-0.042
2000	0.038	0.125	0.040	-0.715
2001	0.142	-0.206	0.113	-0.407
2002	0.117	-0.235	-0.301	-0.208
2003	-0.201	0.148	0.012	-0.465
2004	0.003	-0.542	-0.166	-0.029
2005	0.047	0.042	-0.238	-0.112
2006	0.315	0.117	0.162	-0.265
2007	-0.179	0.039	-0.124	-0.153
2008	-0.312	-0.005	0.231	0.221
2009	-0.143	-0.580	-0.478	0.097
2010	-0.150	-0.462	-0.342	-0.057
2011	-0.389	0.331	-0.263	0.084
2012	-0.304	-0.15	-0.065	0.057
2013	0.548	-0.536	0.177	0.244
2014	-0.555	0.502	-0.509	-0.171
2015	-0.552	-0.452	0.264	-0.563
2016	-0.571	-0.341	-0.455	0.284

2.4. Discusión

No existe una forma ideal universalmente aplicable de gestión pesquera. Tampoco existe una regla estricta sobre cómo debe meta-analizarse un conjunto de datos, especialmente en un campo como el del análisis de la pesca, en el que las fuentes de información están sujetas a fuertes incertidumbres. Pero lo que sí está claro es que es fundamental detectar periodos de alta variabilidad en las poblaciones de peces para adquirir un mejor conocimiento de las relaciones, entre los factores bioecológicos, ambientales y normativos y los recursos pesqueros, para detectar e identificar las alternativas de explotación sostenibles, abriendo el camino a una gestión basada en el ecosistema. Así, en este capítulo se presenta un estudio dirigido a analizar los patrones de variación de los desembarcos de voraz en el Estrecho de Gibraltar con el fin de detectar analogías y disimilitudes como consecuencia de los cambios normativos y de factores bioecológicos y ambientales como la anomalía de la temperatura del agua y el índice climático NAO (Oscilación del Atlántico Norte, “*North Atlantic Oscillation*”).

En este sentido, una decisión importante es el tipo de enfoque a aplicar para analizar las series temporales (univariante, multivariante o un enfoque mixto). Cada uno de estos enfoques tiene sus ventajas y desventajas y su uso puede ser forzado por la característica específica de la serie temporal a analizar. Por ejemplo, Stergiou (1989), Stergiou (1991), Stergiou *et al.* (1997), Czerwinski *et al.* (2007) o Gutiérrez-Estrada *et al.* (2007), entre otros, indican que los enfoques univariantes asumen que la covarianza debida a todos los posibles factores externos que intervienen en la serie temporal está contenida en la propia serie temporal. Esto a priori permite reducir el marco teórico ecológico que sustenta la variabilidad de la serie temporal en relación con los posibles factores externos, lo que facilita ajustar un modelo univariante a la serie temporal. Sin embargo, esto dificultará la obtención de relaciones funcionales entre el análisis de la serie temporal y los factores externos. Por otro lado, si se quiere analizar un aspecto particular de la serie temporal como el cambio de patrones de variabilidad atrasados en el tiempo o la volatilidad, entonces se debe seleccionar un enfoque específico que permita llevar a cabo este análisis. Esto explica la selección de un enfoque univariante y, en particular, la selección de modelos GARCH en este capítulo.

En el presente capítulo la idoneidad de ajuste de 3 metodologías de modelización, Box-Jenkins, modelos de alisado exponencial y familia GARCH, fue comprobada para la serie

histórica de desembarcos mensuales de voraz en el Estrecho de Gibraltar desde 1983 a 2016. El error asociado a los modelos en la fase de validación fue comprobado mediante el uso de 10 medidas de precisión (R^2 , RMSE, MAE, %SEP, E_2 , ARV, PI, AIC, AICc y BIC). Diferentes indicadores de error fueron elegidos para evitar el hecho de las limitaciones que puedan llegar a presentar cada uno de ellos, es decir, las limitaciones que presenta una medida puedan ser suplidas por otras. Stergoiu *et al.* (1997), estableció que el uso combinatorio de diferentes estadísticos de error es recomendable cuando se comparan diferentes modelos porque en muchas ocasiones la mayoría de ellos presentan cierta limitación. De esta forma, Czerwinski *et al.* (2007) indicó que un modelo que explica una alta variabilidad de los datos en la fase de validación puede tener asociado un bajo valor error absoluto (RMSE, MAE) y relativo (%SEP) y además suele venir asociado de un bajo desfase temporal en su predicción (PI). Establecido en este capítulo por valor aceptable del índice de persistencia (PI) superior al 40%.

2.4.1. Sobre el suavizado exponencial (Holt-Winter's), modelos AR y ARIMA

La ecuación original del modelo Holt-Winter's se desarrolló para analizar series temporales caracterizadas por la presencia de tendencias lineales e influidas por un factor estacional. La serie de desembarcos de voraz presentó una tendencia lineal descendente de $-0.013 T_n/\text{año}$ así como una marcada estacionalidad, registrándose los mayores desembarcos durante los meses de verano e invierno, fundamentalmente. Estas características fueron las responsables del buen comportamiento de los modelos completos de Holt-Winter's, presentándose como una buena herramienta de ajuste, al igual que la conclusión obtenida por Mini *et al.* (2015). Dichos autores realizaron una comparación entre modelos ARIMA, Holt-Winter's y redes neuronales autorregresivas aplicados para el análisis de las pesquerías a lo largo de la costa noreste de la India concluyendo que para el estudio de sus pesquerías el uso de modelos más simples tales como Holt-Winter's serían más apropiados.

Gutiérrez-Estrada *et al.* (2004) indicaron que los modelos Holt-Winter's son muy sensibles a los efectos de autocorrelación. Por ello, los mejores valores de PI no superaron o fueron prácticamente iguales al 0.4, lo que indicó claramente la naturaleza autorregresiva de la serie temporal y la dificultad de diferenciarla de un modelo simplista. El modelo multiplicativo completo de Holt-Winter's fue ligeramente mejor que su

análogo aditivo, posiblemente debido a que el método multiplicativo es capaz de captar el efecto de los factores exógenos que provocan un aumento de la serie temporal como consecuencia de la acción de estos factores sobre la interacción entre estacionalidad y tendencia.

En el presente capítulo, los modelos autoregresivos (AR), presentaron una alta varianza explicada (59-62%), lo que condujo a un error absoluto y relativo bajo (11-16 Tn, 43-46%) y escaso desfase temporal (0.45-0.49). Los mejores modelos encontrados fueron aquellos que se ajustaron con un método de ajuste *Burg* y *Yule-Walker*. Con varianzas explicadas en torno al 60% y errores de predicción del alrededor del 40%. Este buen ajuste indica la existencia de una dependencia lineal entre los desembarcos actuales y los pasados, lo que pone de manifiesto la naturaleza altamente autorregresiva de la serie temporal. Es decir, la pauta actual de los desembarcos está condicionada por la historia de los mismos. Esto explicaría los buenos resultados obtenidos con los modelos ARIMA.

La metodología ARIMA (Box y Jenkins, 1976) fue desarrollada como una técnica potente y flexible capaz de modelar la dependencia entre las observaciones de una serie temporal, ya que está formada por la integración de dos modelos diferentes, cubriendo tanto procesos estacionarios como estacionales. Para su construcción es necesario realizar un proceso iterativo de forma que la naturaleza del modelo generado está determinada únicamente por los datos (Saila *et al.*, 1980). Esto hace que sea una metodología idónea para las ciencias pesqueras. Los modelos ARIMA tratan de predecir una serie temporal cuya naturaleza es generada por un fenómeno estocástico. Explican el comportamiento de la serie temporal mediante observaciones pasadas y errores pasados de previsión. De este modo, establecen que los desembarcos actuales del voraz van a depender del comportamiento de los mismos en periodos anteriores, estableciendo una dependencia lineal entre el presente y el pasado. Por tanto, se establece una autoregresión entre los desembarcos. También, los modelos ARIMA presentan la ventaja de que son capaces de analizar el comportamiento lineal de la serie, su factor estacional y su error aleatorio asociado, siendo parsimonioso respecto a los coeficientes (Chatfield, 1989).

La estructura del modelo ARIMA con un mejor ajuste presentó un claro carácter autoregresivo ($p = 1$) y estacional ($S = 12$) pero también un fuerte componente de media móvil ($q = 3$ y $Q = 1$). Esto puede ser interpretado como que los desembarcos es en parte independiente de la densidad lo que a su vez puede ser atribuible a cambios en las condiciones biológicas particulares de la clase anual o a variaciones en los desembarcos

y en la actividad pesquera (Becerra-Muñoz *et al.*, 2003; González y Lorenzo, 1995; Manjarrés-Martínez *et al.*, 2010). Asimismo, los valores $P = 0$ y $Q = 1$ sugieren una relación lineal parcial entre las tasas de cambio diferenciadas estacionalmente y el término de error previo, que podría interpretarse como un efecto denso-independiente y una dependencia de factores externos al menos en un periodo de tiempo. Por ejemplo, la existencia del parámetro estacional podría estar relacionada con el éxito del reclutamiento del voraz. En otras pesquerías, como la de la anchoa japonesa (*Engraulis japonicus*), en el Mar del Sur de Corea, la variabilidad estacional de sus capturas por unidad de esfuerzo, tomada por el modelo estacional ARIMA, se interpreta como consecuencia de la fuerza del reclutamiento y del crecimiento de los individuos reclutados del mes previo (Kim *et al.*, 2015).

Estos factores externos afectan a la accesibilidad y vulnerabilidad de las especies, lo que finalmente se reflejará en la actividad pesquera y en los desembarcos. Por su parte, esto ayuda a explicar por qué los modelos ARIMA se comportan generalmente mejor que los modelos Holt-Winter's, como también han indicado otros autores. Este comportamiento de los modelos ARIMA también ha sido apuntado por otros autores. Por ejemplo, Becerra-Muñoz *et al.* (2003) analizando patrones espaciales de *Chirostoma sp* y de *Chapalichthys encaustus* en el lago Chapala (México) mediante modelos ARIMA detectó que la presión antrópica, forzada en este caso por eventos de contaminación de origen doméstico, condicionó fuertemente la estructura de los modelos ARIMA. Asimismo, Manjarrés-Martínez *et al.* (2010) detectó que la estructura de los modelos ARIMA dependió significativamente de la presencia o ausencia de un componente regular en las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) de *Caranx crysos* y *Scomberomorus cavalla* condicionando la variabilidad y persistencia de las especies.

En términos generales los mejores modelos ARIMA mostraron unas varianzas explicadas del 40 al 60%, errores absolutos comprendidos entre las 11 y 16 Tn y un escaso desfase temporal entre la estimación y la observación real, alrededor del 40%.

Al ser los modelos ARIMA, autorregresivos dependientes linealmente de las observaciones pasadas, van a estar basado en ciclos pasados. Por tanto, durante el proceso de validación, las diferencias observadas entre los valores observados y los resultantes por modelos podrían ser debidas a un desplazamiento o desviación en las curvas de calibración, este hecho ocasiona que no se obtengan los mejores valores de las fuentes de error. Este desplazamiento también ha sido detectado y señalado por Pulido-Calvo *et al.*

(2003), Pulido-Calvo y Portela (2007) y Gutiérrez-Estrada *et al.* (2007), tanto para modelos ARIMA como redes neuronales.

Dependiendo de la pesquería a la cual hayan sido aplicados estos modelos, los presentes resultados, aunque estadísticamente aceptables, pueden mostrar diferencias significativas o no. Stergiou (1991), aplicó los modelos ARIMA a las capturas mensuales de *Trachurus spp* en aguas griegas, obteniendo varianzas explicadas del 88%. Stergiou *et al.* (1997) volvieron a comprobar la capacidad de ajuste de los modelos ARIMA sobre los desembarcos comerciales mensuales de 16 especies diferentes de ámbitos pelágicos y demersales en aguas helénicas, indicando varianzas explicadas cercanas o superiores al 90%. Los modelos de las especies pelágicas (*Engraulis encrasicolus*, *Sardina pilchardus*, *Trachurus spp*, *Scomber spp* y *Boops boops*) en promedio obtuvieron un coeficiente de determinación promedio del 91%, mismo resultado para las especies de entornos más demersales (gadiformes (*Merluccius merluccius* y *Micromesistius poutassou*) *Mullus spp*, *Pagellus erythrinus* y *Spicara spp*). Dentro de estas especies, se encontró un tipo de *Pagellus*, la breca (*Pagellus erythrinus*) la cual obtuvo un 84%. Un valor superior del 20% en comparación con los resultados expuestos en el presente capítulo. Sin embargo, los mejores resultados proporcionados por Czerwinski *et al.* (2007) para otra especie demersal, el halibut del Pacífico (*Hippoglossus stenolepis*) del golfo de Alaska, fueron similares a los encontrados en este capítulo, con R^2 y PI aproximadamente del 40%.

En este sentido, dependiendo del ámbito en la columna de agua en la que se encuentra la especie a estudiar, los resultados difieren. Se ha detectado como para las especies pelágicas los resultados presentados en este capítulo mostraron diferencias en torno al 30% de varianza explicada pero para el caso de las especies demersales estos fueron del 20%. Estos resultados estarían sugiriendo que es posible que el factor hábitat de la especie podría ser un elemento clave y condicionante en los resultados de los modelos ARIMA. También, es necesario indicar que Lloret *et al.* (2000) obtuvieron conclusiones similares, señalando que este tipo de metodología de ajuste no explicaba de forma satisfactoria la variabilidad asociada a los datos de capturas de especies demersales no objetivo y especies pelágicas.

La aplicación satisfactoria de los modelos Holt-Winter's, AR y ARIMA a las series temporales de capturas/desembarcos respalda la opinión de que las capturas/desembarcos actuales están determinadas por las capturas/desembarcos del pasado. Esto ayuda a comprender los cambios en el tiempo y los determinantes biológicos de las poblaciones

de peces explotadas comercialmente. Taboada y Anadón (2016) utilizaron la hipótesis del “fantasma de la sobreexplotación pasada” propuesta por Connell. (1980), con la intención de explicar la disminución de las capturas de boquerón (*Engraulis encrasicolus*) en el Golfo de Vizcaya como consecuencia de la pesca pasada. Los registros históricos de capturas que duplican los niveles recientes podrían sugerir que la actividad extractiva ha impedido que la población alcance los niveles de abundancia necesarios para evitar un repentino colapso puntual en caso de fracaso de reclutamiento. Kim *et al.* (2015) también indicaron, mediante la aplicación de modelos ARIMA, que los cambios incrementales en las capturas por unidad de esfuerzo de *Engraulis japonicus* en el Mar del Sur de Corea, dependen de sus variaciones en años anteriores. Para el caso de voraz, en el que los desembarcos desde 1983 hasta 2016 han ido disminuyendo a razón de de -0.013 Tn/año, suponiendo un decadencia del 94.20% en apenas 19 años cuando se comparan el máximo de junio de 1997 con el mínimo más reciente en noviembre en 2016, las ideas podrían ser aceptadas.

El hecho de que los desembarcos pasados sean el doble que los recientes, puede sugerir que la elevada presión pesquera ejercida en el pasado sobre la fracción de la población adulta y madura ha impedido que la población se recupere, lo que ha dado lugar a un menor número de desembarcos actuales y ha aumentado la probabilidad de un colapso repentino en caso de fracaso del reclutamiento. Esta hipótesis parece razonable dado que esta especie es muy sensible a los efectos de la sobreexplotación (Lorance *et al.*, 2011). De hecho, actualmente esta especie está clasificada como casi amenazada por la Lista Roja de Especies Amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN, “*International Union for Conservation of Nature's*”) (Carpenter y Russell, 2014). El patrón de dependencia de los desembarcos también puede aplicarse a la biomasa, y esto estaría de acuerdo con los resultados de Gutiérrez-Estrada *et al.* (2017), que obtuvieron una serie temporal simulada realista que mostraba cambios a lo largo del tiempo en la biomasa total con un modelo de biomasa discreta y altos niveles de correlación entre la biomasa pasada y la presente con una modelización autorregresiva.

2.4.2. Sobre la volatilidad y la familia de modelos GARCH

La fuente de variabilidad e incertidumbre asociada a la evolución histórica de capturas, desembarcos o lances, podría ser muy diversa: variabilidad climática-oceánica, selectividad y efectividad del arte de pesca, modificaciones del sector económico, vías de tratamiento y comercialización del producto, ecología y biología de las especies, transiciones normativas etc. Una manera de analizar este conocimiento podría ser mediante la aplicación de modelos de heterocedasticidad condicional (GARCH) (Bollerslev, 1986), los cuales ya han sido aplicados en diferentes sectores, principalmente económicos (Franses y Van Dijk, 1996; Gokcan, 2000). De esta forma, los modelos propuestos por Bollerslev (1986) podrían aproximar la resiliencia de una especie sometida a explotación así como efectos proxy a partir del análisis de las series de capturas, desembarcos o lances.

En el presente capítulo, estos modelos fueron empleados para modelizar la desviación estándar condicional o volatilidad asociada a las series de desembarcos y se combinaron con un modelo ARMA (1 3) para tener en cuenta el efecto de la media en la estimación de los desembarcos. Se desarrollaron 8 tipos de modelos: EWMA, APARCH, CSGARCH, FGARCH, FIGARCH, GARCH, IGARCH y SGARCH, combinados con diferentes funciones de probabilidad. Dentro de los FGARCH 8 submodelos se ejecutaron junto con diferentes funciones de probabilidad: ALLGARCH, APARCH, AVGARCH, GARCH, GJRGARCH, NAGARCH, NGARCH y TGARCH.

En general los mejores modelos de la familia ARMA-GARCH, proporcionaron errores absolutos y relativos entre las 14 y 20 Tn y una varianza explicada aceptable del 41%. En el presente capítulo, los submodelos de la familia FGARCH obtuvieron en la fase de validación varianzas explicadas del 41%. En cuanto a las funciones de probabilidad los modelos APARCH y FGARCH (valores más óptimos de las fuente de validación) dentro de los mejores fueron realizados bajo las distribuciones: sstd, nig, ghyp y jsu respectivamente. Estos resultados obtenidos por los modelos ARMA (1 3)-GARCH, estadísticamente aceptables, son notablemente cercanos a los obtenidos por los mejores AR, ARIMA y Holt-Winter's con diferencias en torno las 3 Tn en los errores absolutos y aproximadamente del 20% en la varianza explicada. Van Binh y Dumont. (2008) aplicaron tres modelos GARCH diferentes (GARCH (1 1), TARCH y EGARCH) a los precios de diferentes productos pesqueros de agua dulce del Delta del Mekong (Vietnam). Nzombe (2017) comparó los resultados de los modelos simétricos GARCH (1 1) y

GARCH-M con los de los modelos asimétricos EGARCH, APARCH y TGARCH (o GJR) para modelar las volatilidades de las poblaciones de peces de las empresas pesqueras de Cabo Occidental que figuran en la lista de la JSE (“*Johannesburg Stock Exchange*”). Para ello, utilizaron diferentes distribuciones de probabilidad (como *norm*, *std* y *sstd*) y combinaciones de los parámetros de los modelos. Por otro lado, Lai *et al.* (2005) utilizaron los modelos GARCH para explicar el ruido blanco generado tras la aplicación de los ARIMA, empleados para manifestar la existencia de estacionalidad en las capturas de las pesquerías del oeste de Australia. Estos autores concluyeron que el uso combinatorio de modelos ARIMA-GARCH es una buena herramienta para describir los datos de capturas y dar predicciones en algunos casos.

El relativo buen ajuste de los modelos APARCH para estimar los desembarcos de voraz no es sorprendente, ya que estos modelos son en realidad una versión de los modelos ARCH que también incluyen un término asimétrico que es capaz de responder a la volatilidad positiva y negativa de la variable (Black, 1976; Engle y Ng, 1993). De este modo, los modelos APARCH son capaces de captar los efectos positivos y negativos de los factores externos en los aumentos o disminuciones de los desembarcos. Esto podría indicar que las fluctuaciones de los desembarques atribuibles a factores externos solo son importantes en algunos periodos. En el presente capítulo, se ha detectado cómo los desembarcos de voraz están significativamente correlacionados con los factores ambientales en los periodos en los que la volatilidad es más importante. Esto también apoya los resultados reportados por Gutiérrez-Estrada *et al.* (2020). En este estudio los autores desarrollaron dos nuevos índices (el efecto significativo del parámetro ambiental -EF- y el índice de peso relativo -RW-) que permiten mejorar la interpretabilidad de los efectos ambientales sobre la abundancia de las poblaciones de peces aplicados al mismo conjunto de datos. En este caso el índice EF mostró que el efecto significativo de la temperatura se centró en los dos periodos en los que la volatilidad fue muy variable (1993-1998 y 2007-2011). Por otra parte, esto apoyaría la hipótesis de que las series temporales de desembarco podrían reflejar, al menos, una parte de la dinámica poblacional subyacente. Rouyer *et al.* (2008) obtuvieron conclusiones similares. Estos autores indicaron que las tendencias generales de los índices de captura (como la CPUE) no pueden utilizarse por sí solos para documentar cualquier cambio potencial en la biomasa o el agotamiento de la población de peces cuando se intenta explicar las interacciones entre la dinámica poblacional de las grandes pesquerías pelágicas y los factores

ambientales. Asimismo, Rouyer *et al.* (2008) informaron de que la identificación de los periodos de fluctuación es una cuestión clave porque el sesgo en las capturas y la CPUE afecta en gran medida a la biomasa y la mortalidad de los peces a partir de los modelos clásicos de evaluación de poblaciones.

Báez *et al.* (2014) analizaron el efecto potencial de la temperatura del agua y el índice climático NAO sobre la variación del rendimiento pesquero de voraz en el Estrecho de Gibraltar y encontraron una correlación estadística significativa entre estas variables. Asimismo, Borges *et al.* (2003) destacaron que el índice NAO influye en el afloramiento costero ibérico al modular la intensidad y la posición latitudinal del cinturón de los vientos alisios, lo que puede afectar a la dinámica de reclutamiento de las poblaciones pesqueras. En este sentido, las NAO negativas suelen estar asociadas a eventos de reclutamiento débil de especies pelágicas lo que implica que en años de NAO negativa, se espera que las capturas disminuyan al haber menos individuos en la población (Santos *et al.*, 2012). Por otro lado, en las fases positivas, que coinciden con periodos de sequía en Europa del sur, se produce un fortalecimiento del reclutamiento y las capturas pueden aumentar en los próximos años, lo que podría mitigar la disminución de la biomasa como consecuencia de la sobrepesca (Gutiérrez-Estrada *et al.*, 2017).

Sin embargo, estas conclusiones contrastan con los resultados del presente capítulo, que indican que los efectos de la NAO sobre los desembarcos solo se concentrarían en algunos años concretos. Estos años coinciden con los más volátiles en términos de desembarcos (entre 1993-1998 y 2007-2011, aproximadamente), lo que apoyaría los resultados de Gutiérrez-Estrada *et al.* (2017) y Sanz-Fernández *et al.* (2019). Estos autores reportaron que la abundancia de voraz tiene una baja resiliencia a la variabilidad climática-oceánica cuando la biomasa potencial se encuentra en niveles bajos. En estas condiciones, pequeños cambios ambientales pueden dificultar la recuperación de la población, lo que se reflejará en la volatilidad de los desembarcos. Además, estos periodos coinciden con aquellos en los que los índices EF y RW para la temperatura y la NAO son significativos en Gutiérrez-Estrada *et al.* (2020) lo que refuerza la idea de que es muy difícil establecer relaciones causales entre índices atmosféricos como la NAO y parámetros de la dinámica de la población de peces explotados comercialmente.

Por otra parte, el índice NAO también se ha relacionado con la variabilidad de la abundancia del zooplancton (Heat *et al.*, 1999; Pershing *et al.*, 2005), que podría determinar la fuerza del reclutamiento del voraz en el Estrecho de Gibraltar. Si el desove

se produce al mismo tiempo que la máxima abundancia de zooplancton, la supervivencia de las larvas aumentaría dando lugar a un fuerte reclutamiento. Por el contrario, si hay un desajuste entre ambos momentos, el reclutamiento se debilitaría (hipótesis match-mismatch) (Cushing, 1990). Esto se ha propuesto como explicación de la variabilidad del reclutamiento de peces, como en el caso del bacalao del Mar del Norte (*Gadus morhua*), entre los años 1960-1980, en los que el índice de la NAO fue predominantemente negativo y la abundancia de fitoplancton y zooplancton disminuyó (Colebrook, 1986).

En el caso del voraz, el efecto de los bajos niveles de biomasa sobre la volatilidad puede verse incrementado por su naturaleza biológica. El voraz es una especie hermafrodita proterándrico con una tasa de crecimiento lenta, gran talla de primera madurez sexual, una edad elevada en la primera madurez sexual y una alta fecundidad. Estos rasgos vitales están asociados a la vulnerabilidad de la pesca (Anderson *et al.*, 2008). Un informe reciente sobre la población indica que una gran parte de los desembarques son peces inmaduros con un tamaño significativamente inferior a la talla mínima de desembarque (CopeMed II, 2012). Durante el primer bloque de mayor volatilidad (1993-1998), la talla mínima de desembarque era de 25 cm, mientras que en el segundo periodo (2007-2011), la longitud variaba entre 25, 30 y 35 cm en aguas comunitarias e internacionales de las zonas VI, VII, VIII y IX (Reglamento (UE) n° 3094/86 del Consejo; Reglamento (UE) n° 1359/2008 del Consejo; Reglamento (UE) n° 1225/2010 del Consejo). La actual talla mínima de desembarque es de 33 cm en las aguas de la UE y en las aguas internacionales de las zonas VI, VII, VIII y IX (Reglamento (UE) n° 2017/787 del Consejo), que está por debajo de la talla de la clase de edad con mayor esfuerzo reproductivo. Esto causa un truncamiento de la estructura de edad, que reduce la capacidad de la población para amortiguar los eventos ambientales (Hutchings y Reynolds, 2004; Perreti *et al.*, 2017).

El efecto de truncamiento por edad (AT, “*Age-Truncation effects*”) sugiere que cuando los nuevos reclutas componen la mayor parte de la población, es más probable que la población juvenil siga directamente los procesos ambientales variables (Murphy, 1967; Anderson *et al.*, 2008). Esto implica que los peces más jóvenes y más pequeños son más susceptibles a los cambios en el medio ambiente y, por lo tanto, se espera que los periodos con una alta volatilidad se asocien con una menor talla de desembarco. El efecto de la AT se reforzará en aquellas especies, como el voraz, en las que el impacto del esfuerzo pesquero se centra principalmente en las hembras y en los individuos mayores de 35 cm.

Esto puede llevar a una dinámica poblacional inestable que podría explicar gran parte de la volatilidad detectada en la serie temporal del voraz. Así, Gutiérrez-Estrada *et al.* (2017) e ICES (2019) reportaron dos periodos en los que la talla media de la longitud total de los ejemplares descendió significativamente. El primer periodo entre 1994 y 1998 y el segundo entre 2010 y 2011. De nuevo ambos periodos de tiempo se caracterizaron por las altas volatilidades detectadas por los modelos GARCH.

Las variaciones en las capturas de una especie comercial reflejan los efectos combinados de interacciones biológicas y su respuesta a la presión pesquera (número de pescadores, número de barcos, número de anzuelos, etc) y la variabilidad climática (Hofmann y Powell, 1998). En algunas pesquerías los máximos producidos en las capturas son debido al incremento de la presión pesquera, como es el caso del *Urophycis chuss* a mediados de la década de 1970 en el Banco Georges (Massachusetts, Estados Unidos) (Hofmann y Powell, 1998) o *Lates niloticus* en el Lago Victoria (centro-oriental de África, frontera con Uganda, Tanzania y Kenia) en 1990s (Matsuishi *et al.*, 2006), siendo ejemplos de cómo el aumento de la presión pesquera puede derivar en el impacto de la sobreexplotación del recurso.

En este sentido, la pesquería de voraz se ha visto afectada por los cambios en la presión pesquera, a través de una mayor eficiencia operativa de la flota, con una legislación inicialmente bastante permisiva que ha ido evolucionando hacia una normativa claramente más restrictiva por parte del gobierno español, tratando de reducir la intensidad de la pesca y las capturas. La primera medida restrictiva se puso en marcha en 1998, en el momento de mayores desembarcos hasta entonces, lo que podría explicar la notable volatilidad de los desembarcos entre 1993 y 1998. No obstante, la normativa de 1998 no se aplicó con rigor y los desembarques aumentaron considerablemente entre 2008 y 2010 (Órdenes: 17 de junio de 1998, APA/3323/2002, APA/8/2006, APA/274/2007, APA/445/2008, ARM/521/2009, ARM/2687/2009, ARM/3536/2009).

Por tanto, las transiciones normativas coinciden también con los periodos en los que se produce un aumento de los periodos de volatilidad de los desembarcos y se mantiene hasta la aplicación de la nueva normativa, mucho más restrictiva, a principios de 2012 (Orden AAA/1589/2012). El aumento de la volatilidad a partir de 2008, principalmente, coincide con el cambio en la importancia relativa de los puertos en términos de biomasa desembarcada, pasando de la base de la flota española (Tarifa) a un puerto marroquí (Tánger). Esto podría tener un fuerte impacto en la volatilidad de la serie temporal, ya

que la legislación marroquí es considerablemente más laxa en lo que respecta a los desembarcos de esta especie en el Estrecho de Gibraltar. Por lo tanto, desde el punto de vista político, el gobierno español y marroquí deberían evaluar el marco normativo (número efectivo de buques, artes, esfuerzo pesquero, etc.) y los desembarcos con mucha cautela y simultáneamente para evitar grandes fluctuaciones en los desembarcos.

2.5. Conclusiones

Para gestionar una especie explotada comercialmente en un contexto de marcada variabilidad socioeconómica, climática y oceánica y, como en el caso del voraz, de biología compleja, se requiere un enfoque de gestión amplio. Sin duda, el éxito del enfoque de gestión basado en el ecosistema depende de que los gestores de las pesquerías dispongan de información precisa sobre los posibles cambios en las capturas de peces a lo largo del tiempo. Por este motivo, en este capítulo se ha evaluado la idoneidad de tres métodos de modelización univariante diferentes (suavización exponencial, ARIMA y la familia de modelos GARCH) para caracterizar y analizar los desembarcos mensuales de voraz en el Estrecho de Gibraltar entre 1983 y 2016.

Los buenos resultados obtenidos tras la aplicación de técnicas univariantes sugieren una buena caracterización de los desembarcos de voraz en el Estrecho de Gibraltar. Los modelos AR, ARIMA y Holt-Winter's han sido capaces de detectar los efectos lineales y estacionales y los modelos ARMA-GARCH han indicado que la pesquería del voraz muestra incertidumbre asociada.

Este análisis puede tener una utilidad directa en la gestión y planificación pesquera de este recurso marino compartido (por ejemplo, la detección de variaciones de volatilidad a corto plazo podría integrarse en un protocolo que indique a los gestores que algún factor está desequilibrando las capturas). En este sentido, las técnicas univariantes han sido capaces de cuantificar y detectar los comportamientos de tendencia, estacionalidad y volatilidad de las series temporales de desembarcos. En relación con este último aspecto, por lo que se sabe, es la primera vez que se realiza un análisis de volatilidad directamente sobre series temporales de desembarcos. Con esta aproximación al estudio de las series temporales de los desembarcos de voraz (*Pagellus bogaraveo*) entre 1983 y 2016 en el Estrecho de Gibraltar, se podrían tomar decisiones sobre su gestión teniendo en cuenta la incertidumbre asociada al comportamiento de los desembarcos, lo que sin duda permitiría aplicar los principios de gestión y planificación sostenible a corto y largo plazo.

2.5. Conclusions

To manage a commercially exploited species in a context of high socio-economic, climatic and oceanic variability and, as in the case of Blackspot seabream, complex biology, requires a comprehensive management approach. Indeed, the success of the ecosystem-based management approach depends on fisheries managers having accurate information on the likely changes in fish catches over time. For this reason, this chapter has assessed the suitability of three different univariate modelling methods (exponential smoothing, ARIMA and the GARCH family of models) to characterise and analyse monthly landings of Blackspot seabream in the Strait of Gibraltar between 1983 and 2016.

The good results obtained after the application of univariate techniques suggest a good characterisation of the landings of Blackspot seabream in the Strait of Gibraltar. The AR, ARIMA and Holt-Winter's models have been able to detect linear and seasonal effects and the ARMA-GARCH models have indicated that the Bream fishery shows associated uncertainty.

*This analysis may have direct utility in fisheries management and planning for this shared marine resource (e.g. detection of short-term variations in volatility could be integrated into a protocol that indicates to managers that some factor is unbalancing catches). In this sense, univariate techniques have been able to quantify and detect trend, seasonality and volatility behaviours of landings time series. With regard to the latter, to our knowledge, this is the first time that a volatility analysis has been carried out directly on landings time series. With this approach to the study of the time series of landings of Blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) between 1983 and 2016 in the Strait of Gibraltar, management decisions could be made taking into account the uncertainty associated with the behaviour of landings, which would undoubtedly allow the application of the principles of sustainable management and planning in the short and long term.*

2.6. Referencias

- Abascal, M. (2016). Análisis de series temporales financieras. Trabajo de Fin de Grado, Universidad de Cantabria, España.
- Agnew, D. J., Pearce, J., Pramod, G., Peatman, T., Watson, R., Beddington, J. R., Pitcher, T. J. (2009). Estimating the Worldwide Extent of Illegal Fishing. *PLoS ONE* 4, e4570.
- Akaike, H. (1974). A new look at the statistical identification model. *IEEE Transactions on Automatic Control* 19, 716-723.
- Akpan, E. A., Moffat, I. U. (2018). Modeling the Autocorrelated Errors in Time Series Regression: A Generalized Least Squares Approach. *Journal of Advances in Mathematics and Computer Science* 26, 1-15.
- Anctil, F., Rat, A. (2005). Evaluation of neural network streamflow forecasting on 47 watersheds. *Journal of Hydrologic Engineering* 10, 85-88.
- Anderson, C. N. K., Hsied, C. H., Sadin, S. A., Hewitt, R., Hollowed, A., Beddington, J., May, R. M. Sugihara, G. (2008). Why fishing magnifies fluctuations in fish abundance. *Nature* 452, 835-839.
- Auger, I. E., Lawrence, C. E. (1989). Algorithms for the Optimal Identification of Segment Neigh-borhoods. *Bulletin of Mathematical Biology* 51, 39-54.
- Báez, J. C., Macías, D., de Castro, M., Gómez-Gesteira, M., Gimeno L., Real, R. (2014). Assessing the response of exploited marine populations in a context of rapid climate change: the case of blackspot seabream from the Strait of Gibraltar. *Animal Biodiversity and Conservation* 37, 35-47.
- Bai, J., Perron, P. (1998). Estimating and Testing Linear Models with Multiple Structural Changes. *Econometrica* 66, 47-78.
- Baillie, R. T., Bollerslev, T., Mikkelsen, H. O. (1996). Fractionally Integrated Generalized Conditional Heteroskedasticity. *Journal of Econometrics* 74, 3-30.
- Becerra-Muñoz, S., Buelna-Osben, H. R., Catalán-Romero, J. M. (2003). Spatial patterns of ARIMA modeled rates of change of atherinids (*Chirostoma* spp.) and goodeid *Chapalichthys encaustus* from Lake Chapala, México. *Ecological Modelling* 165, 237-250.

- Belcaid S., Benchoucha S., Pérez Gil J. L., Gil Herrera J., González Costas F., García Prieto F., Talbaoui E. M., El Arraf S., Hamdi H., Abid N., Malouli Idrissi M., Lamtai A., Bernardon M., Camiñas J. A., Fernández I. L., Preliminary joint assessment of *Pagellus bogaraveo* stock of the Strait of Gibraltar area between Spain and Morocco (GSAs 01 and 03). Paper presented at the Working Group on Stock Assessment of Demersal Species (SCSA-SAC, GFCM), (Split, Croatia, 5-9 November 2012). GCP/INT/028/SPA638 GCP/INT/006/EC. CopeMed II Occasional Papers n° 15: 18 pp.
- Best, P. (1998). Implementing Value at Risk. EE.UU.: New York. John Wiley and Sons.
- Black, F. (1976). Studies of stock price volatility changes. In: Proceedings of the 1976 Meetings of the Business and Economics Statistics Section, American Statistical Association, pp. 177-181.
- Bollerslev, T. (1986). Generalized autoregressive conditional heteroskedasticity. *Journal of Econometrics* 31, 307-327.
- Borges, M. F., Santos, A. M. P., Crato, N., Mendes, H., Mota, B. (2003). Sardine regime shifts off Portugal: a time series analysis of catches and wind conditions. *Scientia marina* 67, 235-244.
- Box, G. E. P., Jenkins, G. (1976). Time Series Analysis, Forecasting and Control. Holden-Day, San Francisco, CA, 1970.
- Brockwell, P. J., Davis, R. A. (1991). Time Series: Theory and Methods. 2nd Edition, Springer-Verlag, New York. Doi: 10.1007/978-1-4419-0320-4.
- Bruno, M., Chioua, J., Romero, J., Vázquez, A., Macías, D., Dastis, C., Ramírez-Romero, E., Echevarria, F., Reyes, J., García, C. M. (2013). The importance of sub-mesoscale processes for the exchange of properties through the Strait of Gibraltar. *Progress in Oceanography* 116, 66-79.
- Bruzón, M. A., Rodríguez-Rúa, A., Jiménez-Tenorio, N., San Martín, M., García-Pacheco, M., Bruzón, M. S. (2006). Comportamiento reproductivo en el medio natural y en cautividad de *Pagellus bogaraveo*. *Modelos de crecimiento. Sistemas, Cibernética e Informática* 1, 44-48.

- Burg, J. P. (1978). A New Analysis Technique for Time Series Data. NATO Advanced Study Institute on Signal Processing with Emphasis on Underwater Acoustics, Enschede, The Netherlands, Aug. 1968, reprinted in *Modern Spectrum Analysis*, D. G. Childers, ed., IEEE Press, New York.
- Burgos, C., Gil, J., del Olmo, A. (2013). The Spanish blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) fishery in the Strait of Gibraltar: spatial distribution and fishing effort derived from a small-scale GPRS/GSM based fisheries vessel monitoring system. *Aquatic Living Resources* 26, 399-407.
- Buxton, C. D., Garratt, P. A. (1990). Alternative reproductive styles in seabreams (Pisces: Sparidae). *Environmental Biology of Fishes* 28, 113-124.
- Carpenter, K. E., Russell, B. (2014). *Pagellus bogaraveo*. The IUCN (International Union for the Conservation of Nature's) Red List of Threatened Species: e.T170244A1300216 (2014).
- Carton, J. A., Chepurin, G. A., Chen, L. (2018). SODA3: A new ocean climate reanalysis. *Journal of Climate* 31, 6967-6983.
- Chai, T., Draxler, R. R. (2014). Root mean square error (RMSE) or mean absolute error (MAE)? -Arguments against avoiding RMSE in the literatura. *Geoscientific Model Development* 7, 1247-1250.
- Chatfield, C. (1989). *The Analysis of Time Series: An introduction*. 4 ed. Chapman and Hall.
- Christie, A. (1982). The Stochastic Behavior of Common Stock Variances. *Journal of Financial Economics* 10, 407-432.
- Colebrook, J. M. (1986). Environmental influences on long-term variability in marine plankton. *Hydrobiologia* 142, 309-325.
- Connell, J. H. (1980). Diversity and the coevolution of competitors, or the Ghost of Competition Past. *Oikos* 35, 131-138.
- CopeMed II. (2011). Report of the first joint assessment exercise on red seabream (*Pagellus bogaraveo*) of the Strait of Gibraltar area between Spain and Morocco. CopeMed II-ArtFiMed Technical Documents N°23 (GCP/INT/028/SPA-GCP/INT/006/EC). Málaga, 2011. 31pp.

- CopeMed II. (2012). Report of the Second meeting of the CopeMed II Working Group between Spain and Morocco on blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) of the Strait of Gibraltar area. CopeMed II Technical Documents N°26 (GCP/INT/028/SPA - GCP/INT/006/EC). Málaga, 2012. 37pp.
- CopeMed II. (2018). Report of the Joint COPEMED II – GFCM data preparation meeting on Blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) in the Strait of Gibraltar. Cádiz (Spain), 19-21 March 2019. Documents N°51 (GCP/INT/028/SPA - GCP/INT/006/EC). 19 pp.
- CopeMed II. (2019). Report of the CopeMed II Working Group on stock assessment of *P. bogaraveo* in the Strait of Gibraltar, Málaga, Spain, 28-29 October 2019. CopeMed II Technical Documents N°55 (GCP/INT/028/SPA-GCP/INT/362/EC). 47 pp.
- Cushing, D. H. (1990). Plankton production and year-class strength in fish populations: an update of the match/mismatch hypothesis. *Advances in Marine Biology* 26, 249-293.
- Czerwinski, I. A., Gutiérrez-Estrada, J. C., Casimiro-Soriguer-Escofet, M., Hernando, J. A. (2010). Hook selectivity models assessment for black spot seabream. Classic and heuristic approaches. *Fisheries Research* 102, 41-49.
- Czerwinski, I. A., Gutiérrez-Estrada, J. C., Hernando-Casal, J. A. (2007). Short term forecasting of halibut CPUE: linear and non-linear Univariate approaches. *Fisheries Research* 86, 120-128.
- De Boni, A., Roma, R., Ottomano Palmisano, G. (2018). Fishery policy in the European Union: A multiple criteria approach for assessing sustainable management of Coastal Development Plans in Southern Italy. *Ocean & Coastal Management* 163, 11-21.
- Ding, Z., Granger, C. W. J., Engle, R. F. (1993). A long memory property of stock market returns and a new model. *Journal of Empirical Finance* 1, 83-106.
- Engle R. F., Ng, V. K. (1993). Measuring and Testing the Impact of News on Volatility. *The journal of finance* 48, 1749-1778.
- Engle, R. (1982). Autorregresive Conditional Heterocedasticity with Estimates of the Variance of the U.K Inflation. *Econometrica* 50, 987-1008.
- FAO. (2009). International guidelines for the management of deep-sea fisheries in the high seas, Rome.

- Franses, P. H., Van Dijk, D. (1996). Forecasting Stock Market Volatility Using (Non-Linear) Garch Models. *Journal of Forecasting* 15, 229-235.
- Fulton, E. A., Smith, A. D. M., Smith, D. C., van Putten, I. E. (2011). Human behaviour: the key source of uncertainty in fisheries management. *Fish and Fisheries* 12, 2-17.
- Garcia, D., Urtizberea, A., Diez, G., Gil, J., Marchal, P. (2013). Bio-economic management strategy evaluation of deepwater stocks using the FLBEIA model*. *Aquatic Living Resources* 26, 365-379.
- García Lafuente J., Sánchez Garrido J.C., García A., Hidalgo M., Sammartino S. Laiz, R. (2021). Biophysical processes determining the connectivity of the Alboran Sea Fish Populations. In *Alboran Sea-Ecosystems and Marine Resources* (pp. 459-487). Springer, Cham.
- García-Lafuente, J., Vargas, J. M., Plaza, F., Sarham, T., Candela, J., Bascheck, B. (2000). Tide at the Eastern section of the Strait of Gibraltar. *Journal of Geophysical Research* 105, 14197-14213.
- Ghalanos, A. (2017). Introduction to the rugarch package (Version 1.3-8). https://cran.r-project.org/web/packages/rugarch/vignettes/Introduction_to_the_rugarch_package.pdf.
- Ghalanos, A. (2017). rugarch: Univariate GARCH Models. R package version: 1.3-8. <https://CRAN.R-project.org/package=rugarch>.
- Gil, J. (2006). Biología y pesca del voraz [*Pagellus bogaraveo* (Brünnich, 1768)] en el Estrecho de Gibraltar. Tesis Doctoral, Universidad de Cádiz, España.
- Gil, J., Silva, L., Sobrino I. (2001). Results of two Tagging Surveys of red seabream (*Pagellus bogaraveo* Brünnich, 1768) in the Spanish South Mediterranean Region. *Thalassas* 17, 43-46.
- Gil-Herrera, J., Gutiérrez-Estrada, J. C., Benchoucha, S., Pérez-Gil, J. L., Sanz-Fernández, V., el Arraf, S., Burgos, C., Malouli Idrissi, M., Farias, C. (2021). The Blackspot seabream fishery in the Strait of Gibraltar: Lessons and future perspectives of shared marine resource. In *Alboran Sea-Ecosystems and Marine Resources* (pp. 629-657). Springer, Cham.

- Girish, G. P. (2016). Spot electricity price forecasting in Indian electricity market using autoregressive-GARCH models. *Energy Strategy Reviews* 11, 52-57.
- Glosten, L. R., Jagannathan, R., Runkle, D. E. (1993). On the relation between the expected value and the volatility of the nominal excess return on stocks. *Journal of Finance* 48, 1779-1801.
- Gokcan, S. (2000). Forecasting Volatility of Emerging Stock Markets: Linear versus Non-linear GARCH Models. *Journal of Forecasting* 19, 499-504.
- González, J. M., Lorenzo, J. M. (1995). Análisis y predicción de las capturas de salmonete de roca *Mullus surmuletus* (Linnaeus 1758) en aguas de Gran Canaria (Islas Canarias) mediante un modelo ARIMA. *Boletín del Instituto Español de Oceanografía* II, 61-76.
- Gourieroux, C. (1997). ARCH Models and Financial Applications. Springer-Verlag: New York.
- Griño, R. C. (1992). Neural networks for univariate time series forecasting and their application to water demand prediction. *Neural Network World* 2, 437-450.
- Gutiérrez-Estrada, J. C., de Pedro-Sanz, E., López-Luque, R., Pulido-Calvo, I. (2004). Comparison between traditional methods and artificial neural networks for ammonia concentration forecasting in an ell (*Anguilla anguilla* L.) intensive rearing system. *Aquacultural Engineering* 31, 183-203.
- Gutiérrez-Estrada, J. C., Gil-Herrera, J., Pulido-Calvo, I., Czerwinski, I. A. (2017). Is it possible to differentiate between environmental and fishery effects on abundance-biomass variation? A case study of blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) in the Strait of Gibraltar. *Fisheries Oceanography* 26, 455-475.
- Gutiérrez-Estrada, J. C., Sanz-Fernández, V., Pulido-Calvo, I., Gil-Herrera, J. (2020). Improving the interpretability of the effects of environmental factors on abundance of fish stocks. *Ecological Indicators* 117, 106533.
- Gutiérrez-Estrada, J. C., Silva, C., Yáñez, E., Rodríguez, N., Pulido-Calvo, I. (2007). Monthly catch forecasting of Anchovy *Engraulis ringens* in the north area of Chile: non-linear univariate approach. *Fisheries Research* 86, 188-200.

- Hanke, J. E., Wichern, D. W. (2006). Pronósticos en los negocios; Capítulos 1 Introducción a los pronósticos y 3 Exploración de patrones de datos. Octava edición. Pearson Prentice Hall.
- Hart, A. R., Fay, G. (2020). Applying tree analysis to assess combinations of Ecosystem-Based Fisheries Management actions in Management Strategy Evaluation. *Fisheries Research* 225, 105446.
- Heath, M. R., Backhaus, J. O., Richardson, K., McKenzie, E., Slagstad, D., Beare, D., Dunn, J., Fraser, J. G., Gallego, A., Hainbucher, D., Hay, S., Jonasdottir, S., Madden, H., Mardaljevic, J., Schacht, A. (1999). Climate fluctuations and the spring invasion of the North Sea by *Calanus finmarchicus*. *Fisheries Oceanography* 8, 163-176.
- Hentschel, L. (1995). All in the family nesting symmetric and asymmetric garch models. *Journal of Financial Economics* 39, 71-104.
- Higgins, M. L., Bera, A. K. (1992). A Class of Nonlinear Arch Models. *International Economic Review* 33, 137-158.
- Hilborn, R., Maquire, J., Parma, A. M. Rosenberg, A. A. (2001). The precautionary approach and risk management: can they increase the probability of successes in fishery management? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58, 99-107.
- Hofmann, E. E., Powell, T. M. (1998). Environmental variability effects on marine fisheries: four case histories. *Ecological Applications* 8, S23-S32.
- Holt, C. C. (1957). Forecasting Seasonals and Trends by Exponentially Weighted Moving Averages. ONR Memorandum, Vol. 52, Carnegie Institute of Technology, Pittsburgh. Available from the Engineering Library, University of Texas, Austin.
- Hsieh, C. H., Reiss, C. S., Hunter, J. R., Beddington, J. R., May, R. M. Sugihara, G. (2006). Fishing elevates variability in the abundance of exploited species. *Nature* 44, 859-862.
- Hurrell, J. W., Dickson, R. R. (2004). Climate variability over the North Atlantic. In: Stenseth, N. C., Ottersen, G., Hurrell, J.W., Belgrano, A (eds) Marine ecosystems and climate variation – the North Atlantic. Oxford University Press 36, 301-326.
- Hurrell, J., National Center for Atmospheric Research Staff (Eds). (2020). Last modified 24 Apr 2020. The climate data guide: Hurrell North Atlantic Oscillation (NAO) Index

- (station-based). (<https://climatedataguide.ucar.edu/climate-data/hurrell-north-atlantic-oscillation-nao-index-station-based>).
- Hurvich, C. M., Tsai, C. L. (1989). Regression and time series model selection in small samples. *Biometrika* 76, 297-307.
- Hutchings, J. A. Reynolds, J. D. (2004). Marine fish population collapses: consequences for recovery and extinction risk. *Biosciences* 13, 297-309.
- Huzurbazar, V. S. (1948). The likelihood equation, consistency, and the maxima of the likelihood function. *Annals of Eugenics* 14, 185-200.
- Hyndman, R. J., Khandakar, Y. (2008). Automatic time series forecasting: the forecast package for R. *Journal of Statistical Software* 26, 1-22.
- ICES. (2019). Stock Annex: Blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) in Subarea 9 (Atlantic Iberian waters). ICES Stock Annexes. Report. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.18622079.v3>.
- Kendall, M. G. (1949). The Estimation of Parameters in Linear Autoregressive Time Series. *Econometrica* 17, 44-57.
- Killick, R., Ecke, I. A. (2014). Changepoint: An R Package for Changepoint Analysis. *Journal of Statistical Software* 58, 1-19.
- Killick, R., Haynes, K., Eckley, I. A., Fearnhead, P., Lee, J. (2016). Changepoint: Methods for Changepoint Detection. R package version: 2.2.2. <https://CRAN.R-project.org/package=changepoint>.
- Kim, J. Y., Jeong, H. C., Kim, H., Kang, S. (2015). Forecasting the monthly abundance of anchovies in the South Sea of Korea using a univariate approach. *Fisheries Research* 161, 293-302.
- Kitanidis, P. K., Bras, R. L. (1980). Real time forecasting with a conceptual hydrological model. 2. Applications and results. *Water Resources Research* 16, 1034-1044.
- Krug, H. (1998). Variation in the reproductive cycle of the blackspot seabream, *Pagellus bogaraveo* (Brünnich, 1768) in the Azores. *ARQUIPÉLAGO. Life and Marine Sciences* 16, 37-47.

- Lai, E. K. M., Cheng, Y. W., McAleer, M. (2005). Predicting Monthly Catch for Some Western Australia Coastal Finfish Species with Seasonal ARIMA - GARCH models. In *Modelling Western Australian Fisheries with Techniques of Time Series Analysis: Examining Data from a Different Perspective*. Project No. 1999/155. Dr M. Craine. Published by the Department of Fisheries Research Division, Western Australian Marine Research Laboratories, PO Box 20 NORTH BEACH, Western Australia 6920.
- Lee, G. J., Engle, R. F. (1999). A permanent and transitory component model of stock return volatility. In *Cointegration Causality and Forecasting A Festschrift in Honor of Clive WJ Granger*. Oxford University Press.
- Legates, D. R., McCabe Jr. (1999). Evaluating the use of 'goodness-of-fit' measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. *Water Resources Research* 35; 233-241.
- Leitão, F., Alms, V., Erzini, K. (2014). A multi-model approach to evaluate the role of environmental variability and fishing pressure in sardine fisheries. *Journal of Marine Systems* 139, 128-138.
- Liu, H., Shi, J. (2013). Applying ARMA-GARCH approaches to forecasting short-term electricity prices. *Energy Economics* 37, 152-166.
- Lloret, J., Lleonart, J., Solé, I. (2000). Time series modelling of landings in Northwest Mediterranean Sea. *ICES Journal of Marine Science* 57, 171-184.
- Lorance, P. (2011). History and dynamics of the overexploitation of the blackspot sea bream (*Pagellus bogaraveo*) in the Bay of Biscay. *ICES Journal of Marine Science* 68, 290-301.
- Manjarrés-Martínez, L. M., Gutiérrez-Estrada, J. C., Mazenet-González, J., Soriguer, M. C. (2010). Seasonal patterns of three fish species in a Caribbean coastal gill-net fishery: Biologically induced or climatic-related aggregations? *Fisheries Research* 106, 358-367.
- Matsuishi, T., Muhoozi, L., Mkumbo, O., Budeba, Y., Njiru, N., Asila, A., Othina, A., Cowx, I. G. (2006). Are the exploitation pressures on the Nile perch fisheries resources of Lake Victoria a cause for concern? *Fisheries Management and Ecology* 13, 53-71.

- McLaughlin, R. L. (1983). Forecasting models: Sophisticated or naïve? *Journal of Forecasting* 2, 27-276.
- Mini, K. G., Kuriakose, S., Sathianandan, T. V. (2015). Modeling CPUE series for the fishery along northeast coast of India: A comparison between the HoltWinters, ARIMA and NNAR models. *Journal of the Marine Biological Association of India* 57, 75-82.
- Mohammadi, H., Su, L. (2010). International evidence on crude oil price dynamics: Applications of ARIMA-GARCH models. *Energy Economics* 32, 1001-1008.
- Murphy, G. I. (1967). Vital statistics of the Pacific sardine (*Sardinops caerulea*) and the population consequences. *Ecology* 48, 731-736.
- Nash, J. E., Sutcliffe, J. V. (1970). River flow forecasting through conceptual models. I. A discussion of principles. *Journal of Hydrology* 10, 282-290.
- Nelson, D. (1991). Conditional Heteroskedasticity in Asset Returns: a New Approach. *Econometrica* 59, 347-370.
- Nelson, D., Cao, C. (1992). Inequity Constraints in the Univariate GARCH Model. *Journal of Business and Economic Statistics* 10, 229-235.
- Nzombe, J. (2017). Modelling and Forecasting Volatility in the Fishing Industry: A Case Study of Western Cape Fisheries. Tesis de Máster. Universidad de Witwatersrand, Sudáfrica.
- Ortiz-Arango, F. (2017). Pronóstico de precios de petróleo: una comparación entre modelos GARCH y redes neuronales diferenciales. *Investigación Económica* 300, 105-126.
- Pagan, A., Schwert, G. W. 1990. Alternative Models for Conditional Stock Volatility. *Journal of Econometrics* 45, 267-290.
- Page, E. S. (1954). Continuous Inspection Schemes. *Biometrika* 41, 100-115.
- Palma-Pedraza, S. (2017). Análisis de la pesquería del voraz *Pagellus bogaraveo* (Brünnich, 1768) que se desarrolla en el estrecho de Gibraltar. Trabajo de Fin de Grado, Universidad de Cádiz, España.

- Parrilla, G., Kinder, T. H., Preller, R. H. (1986). Deep and Intermediate Mediterranean Water in the western Alboran Sea. *Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers* 33, 55-88.
- Perreti, C. T., Fogarty, M. J., Friedland, K. D., Hare, J. A., Lucey, S. M., McBride, R. S., Miller, T. J., Morse, R. E., O'Brien, L., Pereira, J. J., Smith, L. A., Wuenschel, M. J. (2017). Regime shifts in fish recruitment on the Northeast US Continental Shelf. *Marine Ecology Progress Series* 574, 1-11.
- Pershing, A. J, Greene, C. H, Jossi, J. W, O'Brien, L, Brodziak, J. K. T, Bailey, B. A. (2005). Interdecadal variability in the Gulf of Maine zooplankton community, with potential impacts on fish recruitment. *ICES Journal of Marine Science* 62, 1511-1523.
- Pimm, S.L. (1991). The balance of nature? Ecological issues in the conservation of species and communities. University of Chicago Press, 448 pp.
- Potter, E. C. E., Crozier, W. W., Schön, P-J., Nicholson, M. D., Maxwell, D. L., Prévost, E., Erkinaro, J., Gudbergsson, G., Karlsson, L., Hansen, L. P., MacLean, J. C., Ó Maoiléidigh, N., Prusov, S. (2004). Estimating and forecasting pre-fishery abundance of Atlantic salmon in the Northeast Atlantic for the management of mixed-stock fisheries. *ICES Journal of Marine Science* 61, 1359-1369.
- Pulido-Calvo, I., Portela, M. (2007). Application of neural approaches to one-step daily flow forecasting in Portuguese watersheds. *Journal of Hydrology* 332, 1-15.
- Pulido-Calvo, I., Roldán, J., López-Luque, R., Gutiérrez-Estrada, J. C. (2003). Demand Forecasting for Irrigation Water Distribution Systems. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 129, 422-431.
- Qi, M., Zhang, G. P. (2001). An investigation of model selection criteria for neural network time series forecasting. *European Journal of Operational Research* 132; 666-680.
- R Core Team., Contributors worldwide. (2018). The R Stats Package. R package (<https://stat.ethz.ch/R-manual/R-devel/library/stats/html/00Index.html>).
- R Core Team: R (2020). A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, version 3.6.3, available at: (<https://www.R-project.org/>).

- Rawlings, J. O., Pantula, S. G., Dickey, D. A. (1998). Applied regression analysis: A research tool. Second Edition. Springer.
- Respondek, G., Gröger, J., Floeter, J., Temming, A. (2014). Variability of fishing effort for the German brown shrimp (*Crangon crangon*) fishing fleet: influencing factors, and seasonal and spatial patterns. *ICES Journal of Marine Science* 71, 1805-1817.
- Roth, K., Kauppinen, I., Esquef, P.A. A., Välimäki, V. (2003). Frequency warped Burg's Method for AR-modeling. IEEE Workshop on Applications of Signal Processing to Audio and Acoustics. IEEE Workshop on Applications of Signal Processing to Audio and Acoustics. October 19-22. Doi: 10.1109/ASPAA.2003.1285793.
- Rouyer, T., Fromentin, J. -M., Ménard, F., Cazelles, B., Briand, K. Pianet, R., Planque, B., Stenseth, N. C. (2008). Complex interplays among population dynamics, environmental forcing, and exploitation in fisheries. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105, 5420-5425.
- Saila, S. B., Wigbout, M., Lermitt, R. J. (1980). Comparison of some time series models for the analysis of fisheries data. *ICES Journal of Marine Science* 39; 44-52.
- Santos, M. B., González-Quirós, R., Riveiro, I., Cabanas, J. M., Porteiro, C., Pierce, G. J. (2012). Cycles, trends, and residual variation in the Iberian sardine (*Sardina pilchardus*) recruitment series and their relationship with the environment. *ICES Journal of Marine Science* 69, 739-750.
- Sanz-Fernández, V., Gutiérrez-Estrada, J. C., Pulido-Calvo, I., Gil-Herrera, J., Benchoucha, S., el Arraf, S. (2019). Environment or catches? Assessment of the decline in blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) abundance in the Strait of Gibraltar. *Journal of Marine Systems* 190, 15-24.
- Slutzky, E. (1937). The summation of random causes as the source of cyclic processes. *Econometrica. Journal of the Econometric Society* 5, 105-146.
- Sobrino, I., Gil, J. (2001). Studies on age determination and growth pattern of the red (blackspot) seabream (*Pagellus bogaraveo* Brünnich, 1768) from the Strait of Gibraltar (ICES IXa/SW Spain): Application to the species migratory pattern. NAFO SCR 01/87. 5 pp.

- Sobrino, I., Gil, J. (2002). Estudio de la pesquería del voraz (*Pagellus bogaraveo*) en aguas del Estrecho de Gibraltar. Informe final de resultados. Convenio de colaboración entre el Instituto Español de Oceanografía, Red Eléctrica de España y la Cofradía de Pescadores de Tarifa.
- Stergiou, K. I. (1989). Modelling and forecasting the fishery for pilchard (*Sardina pilchardus*) in Greek waters using ARIMA time series models. *ICES Journal of Marine Science* 46, 16-23.
- Stergiou, K. I. (1991). Short-term fisheries forecasting: comparison of smoothing, ARIMA and regression techniques. *Journal of Applied Ichthyology* 7, 193-204.
- Stergiou, K. I., Chritou, E. D., Petrakis, G. (1997). Modelling and forecasting monthly fisheries catches: comparison of regression, univariate and multivariate time series methods. *Fisheries Research* 29, 55-95.
- Stevenson, R. E. (1977). Huelva Front and Malaga, Spain, eddy chain as defined by satellite and oceanographic data. *Deutsche Hydrografische Zeitschrift* 30, 51-53.
- Sverdrup, H. U., Johnson M. W., Fleming R. H. (1942). The Oceans: Their physics, chemistry and general Biology. Pentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ, 1087 pp.
- Taboada, F. G., Anadón, R. (2016). Determining the causes behind the collapse of a small pelagic fishery using Bayesian population modeling. *Ecological Applications* 26, 886-898.
- Taylor, S. J. (1986). Modelling financial time series. Wiley. ISBN: 978-9812770844.
- Tsitsika, E. V., Maravelias, C. D., Haralabous, J. (2007). Modeling and forecasting pelagic fish production using univariate and multivariate ARIMA models. *Fisheries Science* 73, 979-988.
- Van Beveren, E., Duplisea, D. E., Marentette, J. R., Smith, A., Castonguay, M. (2020). An example of how catch uncertainty hinders effective stock management and rebuilding. *Fisheries Research* 224, 105473.
- Van Binh, T., Dumont, M. (2008). A Fishing Expedition in the Mekong Delta: Market Volatility and Price Substitutes for Vietnamese Fresh Water Fish. Research Paper, Universidad de Antwerp, Bélgica.

- Vázquez López-Escobar, A. (2006). Ondas internas en el estrecho de Gibraltar y procesos de mezclas inducidos. Tesis Doctoral, Universidad de Cádiz, España.
- Ventura, S., Silva, M., Pérez-Bendito, D., Hervás, C. (1995). Artificial neural networks for estimation of kinetic analytical parameters. *Analytical Chemistry* 67, 1521-1525.
- Wakefield, J. (2012). Common fisheries policy reform and sustainability. European Policy Analysis. Retrieved from http://www.sieps.hemsida.eu/sites/default/files/2012_6epa.pdf.
- Winters, P. R. (1960). Forecasting Sales by Exponentially Weighted Moving Averages. *Management Science* 6, 324-342.
- Wuertz, D., Setz, T., Chalabi, Y., Boudt, C., Chausse, P., Miklovac, M. (2019). fGarch. Rmetrics - Autoregressive Conditional Heteroskedastic Modelling. R Package. <https://cran.r-project.org/web/packages/fGarch/fGarch.pdf>.
- Young, W. L. (1977). The Box-Jenkins approach to time series analysis and forecasting: principles and applications. *RAIRO. Recherche opérationnelle* 11, 129-143.
- Yule, G. U. (1921). On the time-correlation problem with special reference to the variate-difference correlation method. *Journal of the Royal Statistical Society* 84, 497-526.
- Yule, G. U. (1926). Why do we sometimes get nonsense correlations between time series? A study in sampling and the nature of time series. *Journal of the Royal Statistical Society* 89, 1-64.
- Yule, G. U. (1927). On a method for investigating periodicities in disturbed series with special reference to Wolfer's sunspot numbers. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series A* 226, 267-298.
- Zakoian, J. M. (1994). Threshold heteroskedastic models. *Journal of Economic Dynamics and Control* 18, 931-955.
- Zenk, W. (1975). On the Mediterranean outflow west of Gibraltar. *Meteor Forschungsergebnisse: Reihe A, Allgemeines, Physik und Chemie des Meeres* 16, 23-34.
- Zing, Z., Granger, C. W. J., Engle, R. F. (1993). A long memory property of stock market returns and a new model. *Journal of Empirical Finance* 1, 83-106.



CAPÍTULO III

Análisis integrado de la variabilidad
climática-oceanográfica con la
dinámica histórica de los
desembarcos comerciales de voraz
(*Pagellus bogaraveo*) en el Estrecho
de Gibraltar: Una aproximación de
wavelets



3. Resumen

El voraz o besugo de la pinta [*Pagellus bogaraveo* (Brünnich, 1768)] es una especie demersal objetivo de gran valor económico para las flotas españolas y marroquíes que operan en la zona del Estrecho de Gibraltar. Los desembarcos mensuales de este recurso transfronterizo procedentes de los puertos españoles de Algeciras, Ceuta, Conil y Tarifa y del marroquí de Tánger desde 1983 a 2015, se han caracterizado por la presencia de dos ciclos importantes entre 1990-2000 y 2005-2015, y una marcada estacionalidad con mayores volúmenes durante los meses de abril a julio y menores en los meses de enero, febrero y septiembre. Análisis en el dominio del tiempo y en el espacio tiempo-frecuencia determinaron que la serie de desembarcos tuvo una fuerte energía o elevada varianza durante los dos ciclos, predominando las oscilaciones de 6 y 12 meses. La aplicación de análisis espacio tiempo-frecuencia bivariados entre los desembarcos y una amplia gama de índices climáticos y variables oceanográficas reflejó que el dinamismo de los desembarcos estaría asociado a la variabilidad climática y oceanográfica. De modo que, los mayores desembarcos pudieron deberse a mejores condiciones ambientales favoreciendo el éxito de la pesca y de la reproducción de la población.

3. Abstract

*The Blackspot seabream [*Pagellus bogaraveo* (Brünnich, 1768)] is a demersal target species of great economic value for the Spanish and Moroccan fleets operating in the area of the Strait of Gibraltar. The monthly landings of this shared marine resource from the Spanish ports of Algeciras, Ceuta, Conil and Tarifa and the Moroccan port of Tangier from 1983 to 2015, have been characterised by the presence of two important cycles between 1990-2000 and 2005-2015 and a marked seasonality with higher volumes during the months of April to July and lower volumes in the months of January, February and September. Time domain and space-time-frequency analyses found that the landings time series had a strong energy or high variance during the two cycles, with predominantly 6 and 12-month oscillations. The application of bivariate space-time-frequency analyses between landings and a wide range of climatic indices and oceanographic variables, showed that the dynamism of landings would be associated with climatic and oceanographic variability. Thus, the higher landings may have been due to better environmental conditions favouring fishing and reproductive success of the stock.*

3.1. Introducción

Actualmente a nivel mundial, las poblaciones de peces que se encuentran en unos niveles de capturas biológicamente sostenibles han disminuido considerablemente pasando del 92% en 1974 al 65.8% en 2017. Por el contrario, las poblaciones explotadas a niveles biológicamente insostenibles se ha incrementado del 10% en 1974 al 34.2% en 2017 (FAO, 2020). Ante este escenario de explotación creciente, numerosos organismos internacionales están concluyendo la necesidad de llevar a cabo una reducción considerable del exceso de explotación con el propósito de asegurar la sostenibilidad de las poblaciones para así garantizar el mantenimiento de la actividad pesquera a futuras generaciones. Para alcanzar este objetivo, la investigación marina, además de focalizarse en el conocimiento del estado de los recursos, debe analizar la influencia de la variación de los factores ambientales inducidos por cambios climáticos globales. Así, es fundamental desarrollar sistemas de gestión que consideren necesariamente todos los componentes del ecosistema (dimensiones biológica y ambiental) y las actividades humanas (dimensiones socioeconómica y política) (Tupper, 2002; Safina *et al.*, 2005). Los efectos de estas dimensiones deben evaluarse en un contexto de alteraciones globales del ecosistema y de los recursos marinos en particular.

Los factores climáticos y pesqueros provocan importantes impactos sobre la distribución espacial, la abundancia y el rendimiento de las especies marinas de interés comercial (Gutiérrez-Estrada *et al.*, 2009; Yáñez *et al.*, 2010; Báez *et al.*, 2014; Torralba y Besada, 2015). Los cambios o anomalías de variables físicas ambientales tales como temperatura, salinidad, velocidad de corrientes y regímenes de vientos desempeñan un papel clave en los efectos ecológicos de la variabilidad ambiental-oceanográfica. También, los índices climáticos a gran escala (AO (“*Arctic Oscillation*”, Oscilación Ártica), NAO (“*North Atlantic Oscillation*”, Oscilación del Atlántico Norte), SOI (“*Southern Oscillation Index*”, Oscilación del Sur) etc.) a menudo suelen estar asociados a la variabilidad de la abundancia de las poblaciones (Dickson y Turrell, 2000; Attrill y Power, 2002; Sims *et al.*, 2004; Ménard *et al.*, 2007; Báez *et al.*, 2019; Sculley y Brodziak, 2020). El enfoque para la detección de estas relaciones ambiente-recurso se ha llevado a cabo mediante métodos tradicionales basados en los análisis de series temporales, cuyo objetivo principal es identificar la relación entre los patrones de variabilidad climática-oceanográfica y la ecología de las poblaciones junto con su producción pesquera.

Entre las diferentes aproximaciones que se utilizan para la detección de dichas relaciones, los métodos estadísticos basados en correlaciones en el dominio del tiempo o el análisis espectral en el dominio de la frecuencia son una opción (Ravier y Fromentin, 2004; Barausse *et al.*, 2014; Tzanatos *et al.*, 2014). Este tipo de técnicas asume que las series temporales son estacionarias. Esta asunción provoca que se alejen parcialmente de la realidad del comportamiento típico no estacionario y no lineal de una población explotable (Gutiérrez-Estrada *et al.*, 2007; Glaser *et al.*, 2011; Selvaraj *et al.*, 2020). Por lo que su uso queda limitado a la transformación de las variables, eliminando fenómenos internos responsables del propio comportamiento de la población, como por ejemplo cambios en los parámetros biométricos (longitud, altura del cuerpo, peso, etc) a lo largo del tiempo. Dependiendo de la situación, el uso de la transformación podría ser más complicado de lo que realmente parece (Zuur *et al.*, 2010).

Siguiendo con las diferentes aproximaciones, la aplicación de modelado de regresión clásico basado en un enfoque lineal y no lineal o técnicas avanzadas de modelación de series temporales con incorporación de variables exógenas son ampliamente utilizados. Modelos de regresión lineal múltiples (“*Multiple Linear Regression*”, MLR), modelos lineales generalizados (“*Generalized Linear Models*”, GLM), modelos de mínimos cuadrados generalizados (“*Generalized Least Squares*”, GLS), modelos aditivos generalizados (“*Generalized Additive Models*”, GAM) y modelos autorregresivos de medias móviles integradas con variables exógenas (“*Auto Regressive Integrated Moving Average with Exogeneous Input*”, ARIMAX), se presentan como herramientas para detectar y esclarecer las relaciones existentes entre las variables pesqueras y climáticas o para cuantificar los efectos o la influencia que tiene la variabilidad ambiental sobre la dinámica pesquera y ecológica del recurso (Borja *et al.*, 1998; Damalas *et al.*, 2007; Silva *et al.*, 2015; Hinojosa *et al.*, 2017; Nicola *et al.*, 2018; Castro-Gutiérrez *et al.*, 2022).

Sin embargo, las técnicas de análisis anteriores se centran fundamentalmente en la identificación de posibles relaciones existentes entre el ambiente y el recurso. Presentan el objetivo principal de buscar qué variables exógenas representativas de las fluctuaciones climáticas o ambientales son las responsables de explicar la mayor variabilidad de la variable respuesta, la cual en las mayorías de los casos deriva de datos pesqueros como: capturas, desembarcos o lances. Desde este enfoque, la incorporación de todos los procesos o fenómenos característicos del comportamiento climático-oceanográfico que tienen lugar a diferentes escalas espacio-temporales resulta difícil, por lo que identificar

los mecanismos subyacentes que vinculan el forzamiento climático con la producción pesquera se complica (Ménard *et al.*, 2007). Ante este escenario y teniendo en cuenta el objetivo de detectar las relaciones de dependencia que se establecen entre el ambiente y el recurso y los procesos implicados que ocurren en el espacio tiempo-frecuencia, el análisis de *wavelets* aparece como un método apropiado para este fin. El análisis de *wavelets* permite obtener la estimación de las características espectrales de la señal contenida en la serie temporal en función del tiempo. Es una potente herramienta para analizar señales con espectros cambiantes. Por tanto, su objetivo principal es la detección e identificación de componentes o fenómenos periódicos existentes dentro de las series temporales y su evolución, motivados por los cambios en la frecuencia temporal. De este modo va a permitir establecer la dinámica transitoria de los componentes periódicos de la señal (Mallat, 1998; Torrence y Compo, 1998; Ménard *et al.*, 2007).

En las ciencias pesqueras, el análisis de *wavelets* se ha utilizado en múltiples aspectos tales como: el estudio de variaciones en la forma de los otolitos entre diferentes localizaciones geográficas, la investigación de la periodicidad de las fluctuaciones en los desembarcos, el análisis de la influencia de las oscilaciones climáticas sobre las capturas y la exploración de la presencia y duración de ciclos en índices de reclutamiento (Ménard *et al.*, 2007; Lan *et al.*, 2013; Malta *et al.*, 2016; Martin *et al.*, 2016; Brosset *et al.*, 2017; Fang *et al.*, 2018). En este sentido, se usa el análisis de *wavelets* con la intención de comprobar la hipótesis de inicial de que la variabilidad de los factores oceanográficos y climáticos van a tener relación e influencia sobre el comportamiento de los desembarcos comerciales de *Pagellus bogaraveo* procedentes de la flota española y marroquí del Estrecho de Gibraltar. Para ello, utilizamos las series históricas mensuales de desembarcos y de diferentes variables oceanográficas e índices climáticos desde 1983 a 2015.

El voraz o besugo de la pinta [*Pagellus bogaraveo* (Brünnich, 1768)] es una especie objetivo de dos unidades operacionales de pesca, flota española y marroquí, debido a su gran interés e importancia socioeconómica (Cabrera, 2014; CopeMed II, 2019). Su pesquería es realizada por la flota artesanal española y marroquí y por la flota palangrera marroquí. Las diferencias entre ambas flotas se establecen fundamentalmente en las características técnicas de las embarcaciones y en el rango de profundidades en el que se realiza la operación de pesca (Belcaid *et al.*, 2012; CopeMed II, 2018; CopeMed II, 2019).

En ambas flotas, el arte de pesca utilizado es un palangre de fondo denominado “voracera”. Aunque el tipo de arte sea el mismo, existen ciertos matices relacionados con el tamaño y la forma de calado que hace que sea diferente entre ambas, pero el protocolo de extracción del recurso es el mismo (CopeMed II, 2018; Gil-Herrera *et al.*, 2021). Los puertos españoles de Algeciras, Conil, Ceuta y Tarifa y marroquí de Tánger son los principales núcleos de comercialización y distribución del recurso, siendo históricamente el puerto de Tarifa el de mayor importancia porcentual desde 1983 a 2016 con respecto a su contribución a los desembarcos comerciales. Es necesario destacar que desde 2011 a 2016 el puerto de Tánger adquirió mayor importancia (Sanz-Fernández *et al.*, 2019). El área de estudio se limitó a las zonas de pesca de los flotas correspondientes al extremo sureste de la División IXa del Consejo Internacional para la Exploración del Mar (CIEM) desde los 6°25'W hasta los 5°15'W y los 35°45'N hasta los 36°15'N (Burgos *et al.*, 2013).

En esta área, esta especie de carácter demersal con tasa de crecimiento lento puede alcanzar los 700 m de profundidad. Su ciclo biológico es particular haciendo que sea un aspecto a tener en cuenta en cualquier planteamiento de gestión (Gil, 2006). Es hermafrodita proterándrica (Buxton y Garratt, 1990), alcanzando su madurez sexual entre los 30-35 cm de longitud a aproximadamente a los 4 o 5 años. Es en esta fase cuando se produce la desaparición del dimorfismo sexual, habitualmente la inversión es de machos a hembras (Salutregui, 2017). Esta inversión está condicionada por la abundancia de hembras por clase/talla y su estado de madurez en la población, por tanto a bajas densidades de hembras en la población la inversión hacia ellas será mayor (Krug, 1998). Todos estos aspectos biológicos sumados a la mortalidad natural causan que el voraz sea una especie muy sensible a la sobrepesca (Lorance, 2011). Diferentes estudios están detectando los primeros indicios de sobreexplotación y colapso de la población en el Estrecho de Gibraltar (Gutiérrez-Estrada *et al.*, 2017; Sanz-Fernández *et al.*, 2019), al igual que está ocurriendo con las poblaciones del Golfo de Vizcaya (Lorance, 2011). Estos resultados están poniendo de manifiesto la necesidad urgente de ejecutar medidas de gestión apropiadas que eviten el desastre natural, y garanticen la sostenibilidad de la población.

El voraz, al igual que ocurre en otras especies como por ejemplo los pequeños pelágicos (boquerón, sardina y caballa) no es indiferente a las variaciones climáticas (Checkley *et al.*, 2009; Pitois *et al.*, 2015), las cuales intervienen en la modulación del estado de la población (Gutiérrez-Estrada *et al.*, 2017; Sanz-Fernández *et al.*, 2019;

Gutiérrez-Estrada *et al.*, 2020). Estos estudios indican que el voraz, además de ser una especie indicadora de sobreexplotación, podría ser también frágil a la variabilidad climática-oceánica. Sin embargo a pesar de utilizar datos de desembarcos históricos, en ninguno de ellos se identifica el mecanismo climático-oceanográfico subyacente que se relaciona con las fluctuaciones en la producción pesquera, más bien reportan información sobre cómo la variabilidad climática-oceanográfica podría inferir en el estado de la población. Por otro lado, Báez *et al.* (2014) y Sanz-Fernández y Gutiérrez-Estrada (2021) tratan de clarificar este aspecto mediante un análisis de correlación simple en el dominio del tiempo utilizando índices climáticos (NAO y AO) y 2 variables oceanográficas (temperatura del océano y salinidad). Ambos estudios concluyen en que la variabilidad climática-oceanográfica está íntimamente relacionada con el rendimiento pesquero y además, podría ser un factor responsable de la incertidumbre asociada a los desembarcos. Aunque no exploran la presencia y duración de ciclos anuales y mensuales asociados a las fluctuaciones pesqueras y climáticas-oceanográficas, ni tampoco sus posibles relaciones desde la perspectiva tiempo-frecuencia. Existe, por lo tanto, la necesidad de comprender mejor las relaciones entre el entorno oceanográfico-climático y los desembarcos de voraz en el Estrecho de Gibraltar, y los procesos subyacentes asociados a la variabilidad de la producción pesquera dentro de un contexto de cambio climático rápido.

Por estos motivos, en el presente capítulo se caracterizan, a través de una batería de variables, la dinámica del ambiente climático-oceánico y la pesquería desde 1983 a 2015, tratando de identificar patrones estacionales, decadales e intra-estacionales. También examinamos las posibles relaciones que se establecen entre el forzamiento climático-oceanográfico y la producción pesquera. Para ello, se descomponen las series temporales en el espacio tiempo-frecuencia permitiéndonos detectar los componentes periódicos dominantes y como estos se relacionan y varían con el tiempo. Esta investigación se desarrolla en concordancia con las directrices marcadas por la Política Pesquera Común (PPC) de la Unión Europea, en relación al propósito de garantizar la sostenibilidad de la actividad pesquera mediante la integración de la información ambiental en los mecanismos de gestión del recurso. En base a esto, el objetivo prioritario es explorar los mecanismos climáticos-oceanográficos subyacentes que influyen en la variabilidad de los desembarcos comerciales de voraz desde 1983 a 2015, e identificar las potenciales relaciones entre la producción pesquera y el entorno.

3.2. Materiales y métodos

3.2.1. Área de estudio

El área del Estrecho de Gibraltar es una frontera natural de 60 km de longitud aproximada entre el continente europeo y el africano (Bruno *et al.*, 2013). Esta área abarca un complejo sistema caracterizado por un ecosistema y unas condiciones oceanográficas particulares. La hidrodinámica de la zona consiste en un sistema bicapa de intercambio de circulación de estuarino inverso, entre las masas de agua del océano Atlántico y el Mar Mediterráneo. Como consecuencia de las diferentes densidades, el flujo atlántico se dirige por la superficie hacia el Mar Mediterráneo, mientras que el flujo mediterráneo lo realiza en sentido inverso por profundidad (Echevarría *et al.*, 2002; Vázquez López-Escobar, 2006). Todo este régimen de circulación está condicionado por los patrones de vientos que, unido a la morfología del Estrecho y los procesos oceanográficos de mezclas (Echevarría *et al.*, 2002; Bruno *et al.*, 2013), van a ser los principales responsables de la generación de la productividad primaria, el mantenimiento de la cadena trófica y la diversidad de pesquerías.

3.2.2. Bases de datos pesqueras y ambiental-climáticas

En este capítulo, se empleó la serie mensual total de desembarcos comerciales en toneladas de *Pagellus bogaraveo* desde 1983 a 2015 procedente de los puertos españoles Algeciras (1995-2015), Ceuta (1987-2001), Conil (2001-2015) y Tarifa (1983-2015) y el marroquí de Tánger (2001-2015), es decir, la serie final es la suma mensual de los desembarcos procedentes de los diferentes puertos. Las series históricas mensuales promedios de temperatura (°C), salinidad (PSU, “*Practical Salinity Unit*”), flujo de calor ($W m^{-2}$), flujo de salinidad ($Kg m^{-2} seg^{-1}$), componentes zonal (U) y meridional (V) de la corriente ($m seg^{-1}$), junto con su módulo se obtuvieron del conjunto de datos de reanálisis *Simple Ocean Data Assimilation* (SODA) v 3.3.1. La versión 3 de SODA utiliza el modelo modular oceánico versión 5 desarrollado por el laboratorio de dinámica de fluidos geofísicos de la NOAA. En esta base de datos, las diferentes variables se disponen en 3D asignadas a una malla horizontal de $1/2^{\circ} \times 1/2^{\circ}$ de Mercator con 50 niveles de profundidad (z) (Carton *et al.*, 2018; <http://www.atmos.umd.edu/~ocean>). Al estudiar una especie demersal, la base se filtró para las primeras 24 capas disponiendo del rango de

profundidad de 5 a 525 metros en intervalos de variación de 10-80 metros (Gil, 2006; CopeMed II, 2019).

Como índices climáticos se utilizaron las series mensuales desde 1983 a 2015 de la Oscilación del Atlántico Norte (NAO), de la Oscilación Ártica (AO) y de la Oscilación del Sur (SOI). El índice NAO fue descargado del *US National Center for Atmospheric Research* (Hurrell y *National Center for Atmospheric Research Staff*, 2020), índice AO del *US National Oceanic and Atmospheric Administration's National Weather Service* (<https://www.cpc.ncep.noaa.gov/>) y el índice SOI de la *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA) (<https://www.cpc.ncep.noaa.gov/>).

3.2.3. Tratamiento de datos

El tratamiento de las series temporales se dividió en dos análisis (Figura 3.1): 1 - Análisis del dominio en el tiempo y 2 - Análisis en el espacio tiempo-frecuencia.

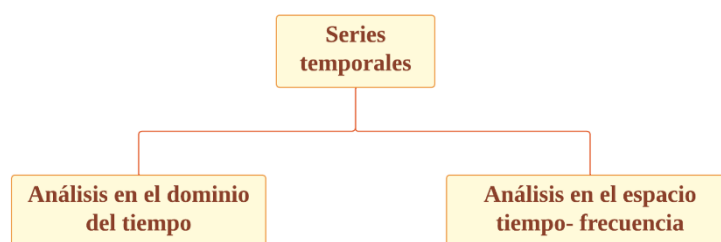


Figura 3.1. Diagrama de trabajo seguido en el desarrollo y aplicación de la metodología de tratamiento de series temporales.

1 - Análisis en el dominio en el tiempo: Dentro de esta sección se llevaron a cabo 3 tipos de análisis diferentes (Figura 3.2):

1 - Representación de los perfiles verticales de las variables oceanográficas, lo que permitió caracterizar la dinámica y la estructura vertical de las variables oceanográficas en función de la profundidad. Gracias a este análisis, las variables se pudieron agrupar en función de la similitud de su dinámica con la profundidad. 2 - Representación gráfica de las series temporales que abarcó 4 análisis (Figura 3.3): 1 - Representación de la serie temporal junto a su regresión local *Loess* (Cleveland *et al.*, 1992). 2- Representación de las series temporales normalizadas. 3 - Representación de las series temporales

extrayendo la señal de la regresión local *Loess*. El propósito del empleo de la regresión *Loess* fue el estudio del efecto de la oscilación decanal utilizando un $\frac{1}{4}$ del registro (aproximadamente 8 años o 99 meses) lo que se corresponde con un *Loess span* de 0.25.

4 - Representación de las series temporales eliminando la señal de la regresión local *Loess* junto al ciclo anual.

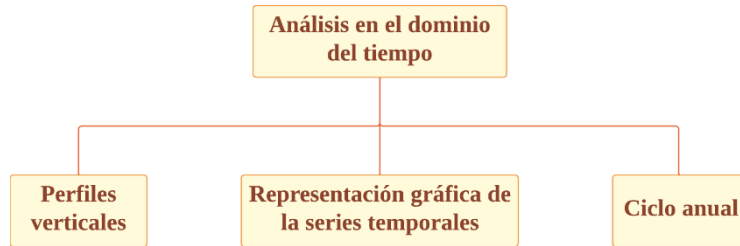


Figura 3.2. Diagrama de trabajo seguido en el análisis en el dominio del tiempo.

Los puntos 3 y 4 no se aplicaron a los índices climáticos. Estos análisis se llevaron a cabo con el propósito de observar y determinar la existencia de correlación visual entre las diferentes variables extrayendo distintos tipos de señales. Estos tratamientos pueden ser considerados como un método de análisis exploratorio, que facilite una detección inicial de las variables más principales o de mayor peso en la investigación.

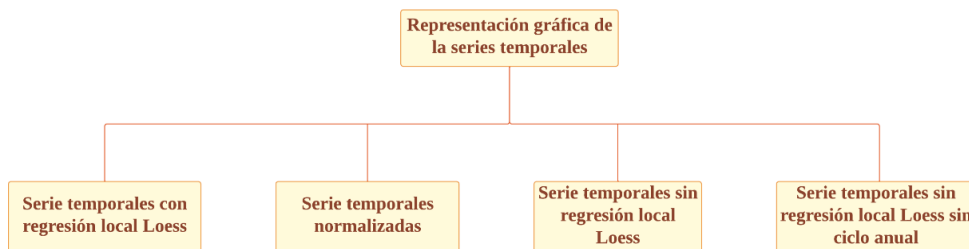


Figura 3.3. Diagrama de trabajo seguido en la representación gráfica de las series temporales.

3- Análisis del ciclo anual de las variables pesqueras y oceanográficas que se subdividió en 4 apartados (Figura 3.4): 1 - Representación del ciclo anual con tendencia lineal. 2 - Representación normalizada del ciclo anual con tendencia lineal. 3 - Representación del ciclo anual sin tendencia lineal. 4 - Representación del ciclo anual sin regresión local *Loess*. El uso conjunto de dichos análisis permitió detectar patrones

anuales y correlaciones visuales entre las variables, además de ayudar a comprender la dinámica de comportamiento de las variables. Por tanto, todo el primer bloque de tratamiento se centró en la obtención y comprensión de patrones comunes, mediante el agrupamiento y la representación gráfica de las series temporales desde diferentes perspectivas.

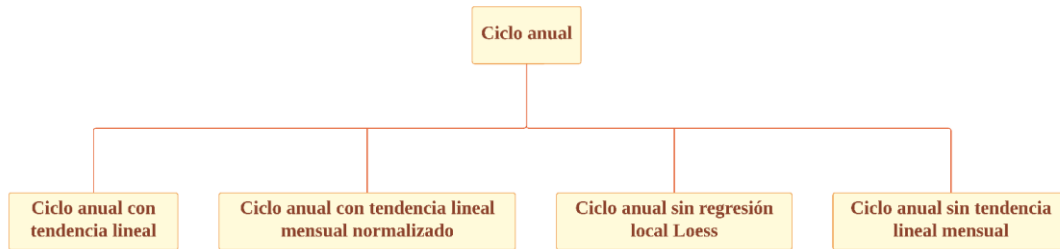


Figura 3.4. Diagrama de trabajo seguido en el análisis del ciclo anual.

2 - Análisis en el espacio tiempo-frecuencia (Figura 3.5): Para llevar a cabo este bloque se empleó el análisis de *wavelets* (Torrence y Compo, 1998). Se utilizan este análisis con dos propósitos: 1 - descomponer y determinar los fenómenos periódicos de las series temporales de manera univariada y 2 - estudiar los enlaces entre la variabilidad oceanográfica-climática y la pesquería del voraz en el Estrecho de Gibraltar. Para el primer objetivo, se emplea un análisis de *wavelets* simple o de series univariadas, con la intención de descomponer y determinar en qué banda de frecuencias y durante qué periodos las series temporales presentan más energía o varianza, y para el segundo usamos el análisis de *wavelets* cruzado o de series bivariadas que permite esclarecer la existencia de frecuencias comunes de dos series temporales y su sincronidad a lo largo del periodo del temporal. Estos dos análisis se aplicaron a las series temporales con tendencia lineal, sin regresión local *Loess*, sin tendencia lineal y sin tendencia lineal ni regresión local *Loess*. Estas tres últimas opciones no se aplicaron a los índices climáticos.

Para implementar todo este bloque se utilizó el paquete *WaveletComp* versión 1.1 basado en el lenguaje de programación R (Rösch y Schmidbauer, 2018). El propio diseño del paquete presenta las ventajas de incorporar una potente estadística asociada al análisis de *wavelets*, y una gran amplitud para reconstruir series temporales (Percival y Walden, 2000; Rösch y Schmidbauer, 2018; Romero y Topón, 2021).

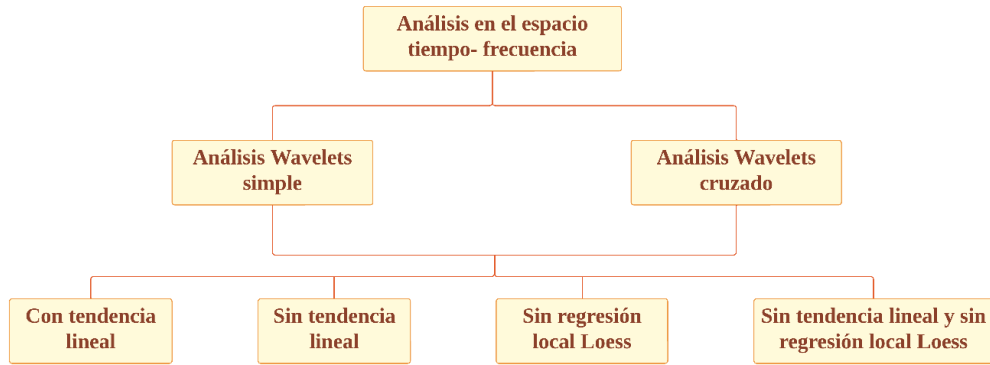


Figura 3.5. Diagrama de trabajo seguido en el análisis en el espacio tiempo-frecuencia.

Este paquete se basa en el uso de la onda de Morlet (Rösch y Schmidbauer, 2018) para el análisis de la estructura de frecuencias de tanto para el análisis simple como el cruzado. La wavelet de Morlet ($\psi(t)$) viene dada por:

$$\psi(t) = \pi^{-\frac{1}{4}} e^{iwt} e^{-\frac{t^2}{2}} \quad (2.3.1)$$

Donde w es la frecuencia angular o tasa de rotación en radianes por unidad de tiempo. Su valor es igual 6 según se establece en la literatura y (t) es el tiempo. La transformada de ondas de Morlet de una serie temporal (Y_t) según se implanta en el paquete utilizado se obtiene como:

$$Wave(\tau, s) = \sum_t Y_t \frac{1}{\sqrt{s}} \psi^*\left(\frac{t-\tau}{s}\right) \quad (2.3.2)$$

Con * señalando el complejo conjugado, τ es el tiempo de localización y s es la elección del conjunto de escalas. La escala mínima se establece mediante la selección del periodo mínimo de interés mediante el factor de conversión $\frac{6}{(2\pi)}$ siendo el mismo que da resultados consistentes para ondas sinusales de frecuencia conocida. La amplitud local de los componentes periódicos de las series temporales junto con su evolución en el tiempo viene dado por el módulo de su transformada:

$$Ampl(\tau, s) = \frac{1}{s^{\frac{1}{2}}} \cdot |Wave(\tau, s)|. \quad (2.3.3)$$

A partir del cuadrado de la expresión 2.3.3 se obtiene el espectro de potencia, es decir, la densidad de energía de la ondícula de tiempo-frecuencia:

$$Power(\tau, s) = \frac{1}{s} |Wave(\tau, s)|^2 \quad (2.3.4)$$

Este paquete utiliza algoritmos de Transformada Rápida de Fourier siguiendo la metodología ilustrada por Torrence y Compo (1998). Todas las ecuaciones anteriores se centran en el análisis de *wavelets* de series univariadas. Dentro del paquete, la función *analyze.wavelet()* fue utilizada para el cálculo del espectro de potencia wavelet de una serie temporal única con resolución temporal (*dt*) de un mes, resolución de frecuencia (*dj*) 1/32, periodos inferior y superior de Fourier de 2 y 400 meses respectivamente, y finalmente como método de generación de series temporales sustitutivas ruido blanco con 10000 simulaciones.

El análisis de *wavelets* de series bivariadas o cruzado se lleva a cabo a partir de la expresión 2.3.5:

$$Wave.xy(\tau, s) = \frac{1}{s} \cdot Wave.x(\tau, s)Wave.y^*(\tau, s) \quad (2.3.5)$$

Siendo (X_t) e (Y_t) dos series temporales con sus respectivas transformaciones de ondículas *Wave.x* y *Wave.y*, que descomponen los espectros en cuadratura de Fourier en el dominio de tiempo-frecuencia o escala de tiempo. El módulo de la expresión 2.3.5 da como resultado la potencia de dos ondas cruzadas en el dominio tiempo-frecuencia:

$$Power.xy(\tau, s) = |Wave.xy(\tau, s)| \quad (2.3.6)$$

La función *analyze.coherency()* permitió la obtención del espectro de potencia y coherencia de *wavelets* cruzado, teniendo como parámetros los mismos que en la función anterior, añadiendo un suavizado de ventana tipo Bartlett con los siguientes tamaños: *window.size.t* = 6 en unidades temporales de $\frac{1}{dj} = 1$, resultando en un tamaño de 7 en la dirección del tiempo y *window.size.s* = 1/2 en unidades de $\frac{1}{dj} = 1/32$, resultando en un tamaño de 17 en la dirección del periodo.

Dentro del gráfico del espectro de potencia de ondas cruzadas en el dominio del periodo de tiempo, las líneas para la cresta de la potencia se pueden añadir, además de información sobre el estado de sincronización entre las dos series temporales en términos del avance de fase instantáneo o local de cualquier componente periódico de (X_t) con respecto a (Y_t) o viceversa. Esta característica se refleja en la ecuación 2.3.7:

$$Angle(\tau, s) = Arg(Wave.xy(\tau, s)) \quad (2.3.7)$$

En su interpretación dentro de un intervalo de $[-\pi, \pi]$, el valor absoluto de un ángulo menor (mayor) a $\frac{\pi}{2}$ indica que las dos series se mueven en fase (anti-fase) refiriéndose al tiempo instantáneo como origen del tiempo y a la frecuencia (o periodo), mientras que el signo de la diferencia de fase indica cuál serie es la principal en esta relación. Esto se refleja en el espectro de potencia de las ondas cruzadas mediante flechas. Si apuntan hacia la izquierda (derecha) las dos series están en anti-fase (fase).

Finalmente, el cálculo de la coherencia de Fourier (ecuación 2.3.8) estima la correlación cruzada que existe dentro de dos series de tiempo en función de la frecuencia.

$$Coherency = \frac{sWave.xy}{(sPower.x \cdot sPower.y)^{\frac{1}{2}}} \quad (2.3.8)$$

En este sentido, dado que la coherencia es análogo de la clásica correlación y haciendo uso de la coherencia de Fourier y el coeficiente de determinación en estadística, la coherencia de la ondícula viene dada por:

$$Coherence = \frac{|sWave.xy|^2}{sPower.x \cdot sPower.y} \quad (2.3.9)$$

3.3. Resultados

3.3.1. Perfiles verticales

El perfil vertical de la temperatura mostró un comportamiento descendiente, pasando de tener valores en profundidades menores a 100 m entre 16 y 20 °C a 12 y 14 °C en entre 100 y 500 m. La salinidad mostró un comportamiento contrario a la temperatura, aumentando conforme se incrementó la profundidad. La salinidades superficiales marcaron valores de 36.3 a 36.5 PSU mientras que profundidad fueron de 36.6 a 36.67 PSU. El máximo de salinidad se alcanzó a los 335 m con 36.67 PSU. En cuanto a las componentes de la corriente, la U tuvo un patrón idéntico a la temperatura, debilitándose conforme aumentó la profundidad, sin embargo todo lo contrario se observó en la componente V, cuyo comportamiento fue similar al de la salinidad, aumentando con la profundidad y alcanzando un máximo en 335 m con 0.027 m seg⁻¹. Ambos comportamientos, son los responsables del patrón mixto observado en el módulo, el cual se caracterizó por una disminución desde la superficie con valores entre 0.05 a 0.03 m seg⁻¹ hasta los 300 m, para después aumentar en 335 m a los 0.029 m seg⁻¹ y finalmente disminuir (Figura 3.6).

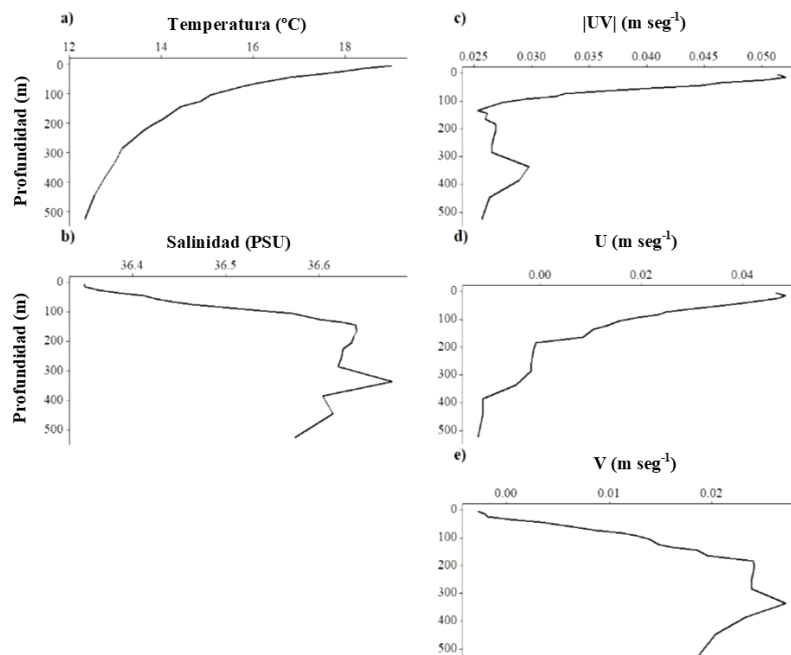


Figura 3.6. a) Perfiles verticales en función de la profundidad de la temperatura, b) la salinidad, c) el módulo de la velocidad de la corriente, d) la componente U de la velocidad de la corriente y e) la componente V de la velocidad de la corriente.

3.3.2 Ciclos anuales de las series temporales pesqueras y oceanográficas

Independientemente del tratamiento realizado para todas las variables, el ciclo anual de los desembarcos presentó mayores volúmenes durante los meses de abril a julio y menores en los meses de enero, febrero y septiembre para después aumentar ligeramente hasta final de año. En referencia a las temperaturas, se observó cómo los mayores valores de temperatura superficial (5-105 m) se alcanzaron a finales de la época de verano a diferencia de flujo de calor que fueron en los meses centrales de verano, difiriendo ambos de la temperatura profunda (205-385 m) en la cual durante esta época sus valores disminuyeron (Figura 3.7).

Las tres variables relacionadas con la salinidad mostraron un patrón prácticamente idéntico, mayores valores durante los tres primeros meses del año para disminuir durante la época del verano y empezar a ascender a finales del mismo (Figura 3.7). Comportamiento similar al presentado por el módulo de la velocidad de la corriente y la componente V tanto en superficie como en profundidad. Sin embargo, la componente U tanto en superficie como en profundidad, se caracterizó por un patrón bicíclico con dos máximos en dos momentos diferentes del año. En superficie se alcanzaron en abril y septiembre mientras que en profundidad fueron antes, en marzo y junio (Figura 3.7).

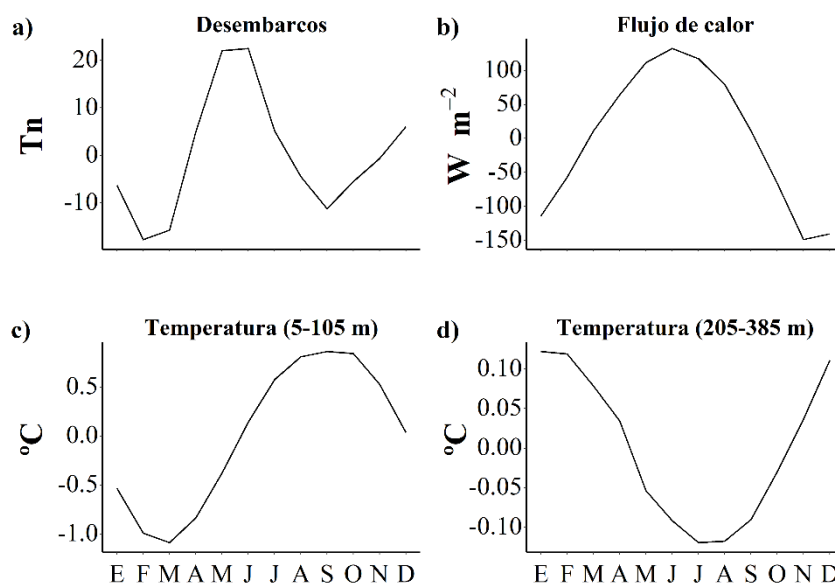


Figura 3.7. Ciclos anuales o estacionales de las series temporales pesquera y oceanográficas sin regresión local Loess (*span* = 0.25). a) Desembarcos. b) Flujo de calor. c) Temperatura superficial (5-105 m). d) Temperatura profunda (205-385 m).

3.3.3. Análisis del dominio en el tiempo entre la serie pesquera e índices climáticos

La serie desembarcos mostró un comportamiento bicíclico marcado entre 1990-2000 y 2005-2015 claramente identificado por la regresión *Loess*. El primer ciclo presentó mayores desembarcos totales que el segundo, 6616. 20 Tn (toneladas) frente a 4497.64 Tn, en cambio, para los índices climáticos no se observó un patrón claro. El comportamiento detectado por la regresión *Loess* indicó la existencia de oscilaciones atribuyentes a los cambios de signo. Para la NAO y AO, la regresión *Loess* se mantuvo prácticamente en torno al nivel 0, aunque sí se observaron ligeros ascensos alrededor de la década de los 90 y descensos en la década de 2005 (Figura 3.8).

Durante la primera década, en ambos índices se observó un predominio de las fases positivas (NAO = 74 y AO = 69, el valor cero no se tuvo en cuenta) mientras que en la segunda para la NAO ambas fueron aproximadamente equitativas (66 positivas a 64 negativas) y para la AO fue a la inversa (67 negativas). En el SOI, la alternancia entre las fases fue muy marcada, observándose un total de 3 cambios siempre en el mismo sentido de fase negativa a positiva. La primera transición tuvo lugar de 1983 a 1990, la segunda de 1990 a 2000 y la tercera de 2000 a 2015, aproximadamente. En el SOI durante 1990-2000 dominaron la fases negativas (70 negativas frente a 59 positivas) mientras que en 2005-2015 fue a la inversa (78 positivas frente a 50 negativas) (Figura 3.8).

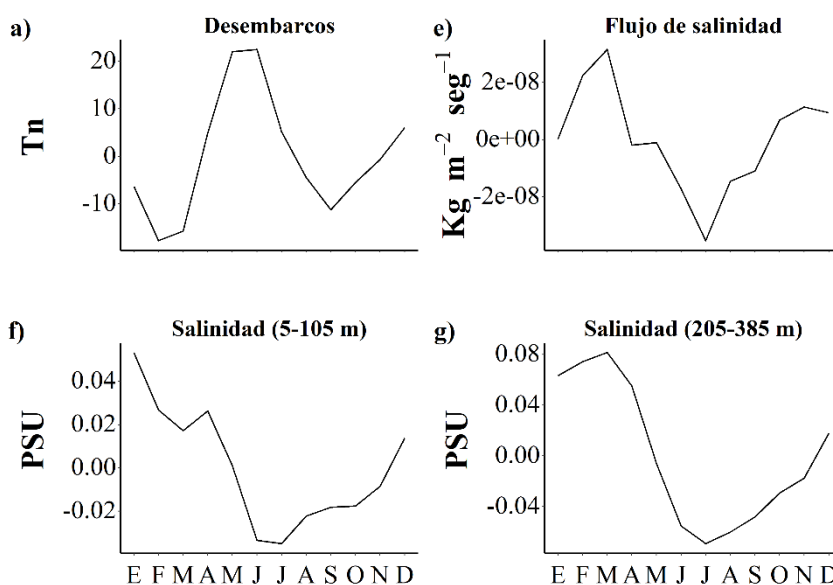


Figura 3.7 continuación. a) Desembarcos. e) Flujo de salinidad. f) Salinidad (5-105 m). g) Salinidad (205-385 m).

3.3.4. Análisis en el espacio tiempo-frecuencia entre la serie pesquera e índices climáticos

El análisis de *wavelets* simple aplicado a los desembarcos sin transformación resaltó la existencia de bloques con mayor energía (varianza) durante los periodos de 2 a 16 meses, y de 128 a 256 meses. Se observaron áreas significativas, en las cuáles existe periodicidad en la serie, durante los 6 a 16 meses distribuyéndose aproximadamente desde enero de 1990 a diciembre de 2000 y abril de 2006 a principios de 2011. Área significativa también se identificó para el periodo de 128 a 256 con la mayor intensidad de energía tuvo lugar entre 1994 y 2005. Estos bloques de mayor energía están indicando una mayor variabilidad en los desembarcos. Por tanto, en los desembarcos las oscilaciones de mayor energía se observaron a los 6 meses, 1 año, 1 año y medio y 15/16 años (Figura 3.9).

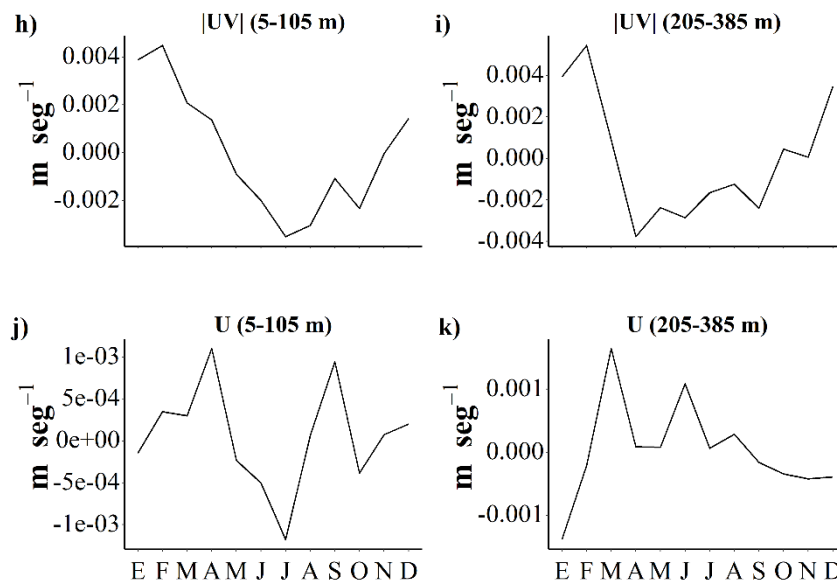


Figura 3.7 continuación. h) Módulo de la velocidad de la corriente superficial (5-105 m). i) Módulo de la velocidad de la corriente profunda (205-385 m). j) Componente U de la velocidad de la corriente superficial (5-105 m). k) Componente U de la velocidad de la corriente profunda (205-385 m).

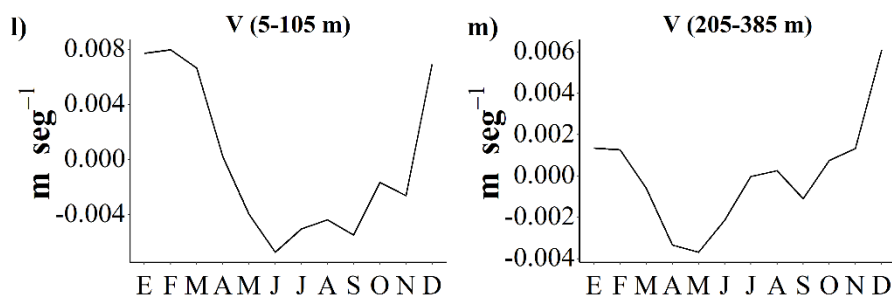


Figura 3.7 continuación. l) Componente V de la velocidad superficial (5-105 m). m) Componente V de la velocidad de la corriente profunda (205-385 m).

Siguiendo con el mismo análisis, en la NAO se visualizaron múltiples periodos significativos de mayor intensidad en los 6 meses y 12 meses, aunque estos tuvieron un corto periodo temporal no prolongándose más de 6 años. Esto muestra un comportamiento variable y difícil de predecir de la señal NAO. Apreciaciones similares a la AO, en la que también aparecen periodos significativos más centrados en los 6, 8 y 12 meses, caracterizados por su corto periodo temporal. En cambio para la señal del SOI, no se apreciaron periodos de mayor intensidad significativos tan robustos como en el NAO y AO en torno a los 6 a 12 meses, sino que estos periodos se mostraron a partir de los 24 y 60 meses, es decir, a los 2 y 5 años respectivamente (Figura 3.9).

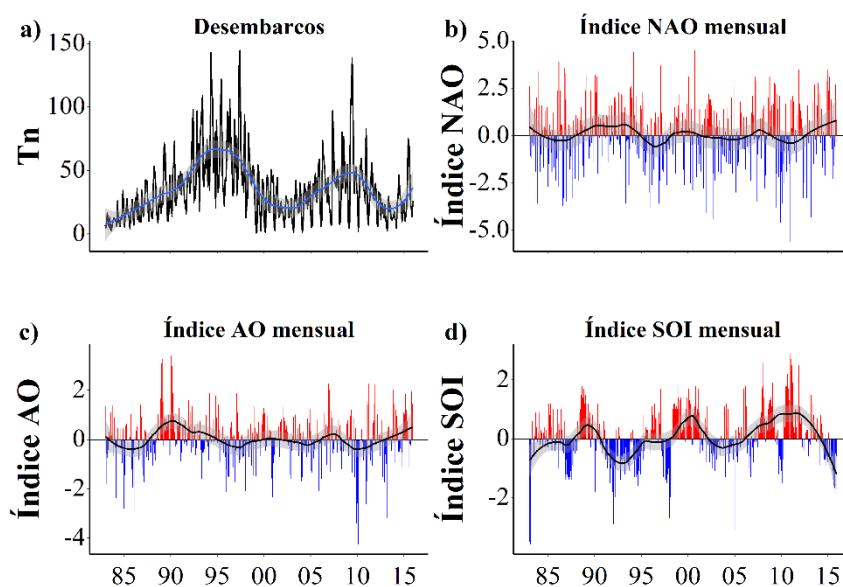


Figura 3.8. Series temporales desde 1983 a 2015 de a) los desembarcados junto con los diferentes índices climáticos: b) NAO. c) AO. d) SOI. La líneas azul y negra representa el ajuste de la regresión local Loess con $\text{span} = 0.25$.

Un total de 3 bloques de mayor intensidad fueron identificados, resaltándose la transición de estado de fases de la señal SOI. Estos bloques se dieron entre 1983-1992, 1993-2002 y 2004-2015. En general para los tres índices climáticos, se pudo establecer que los periodos significativos de mayor variabilidad o energía no se mantienen rigurosamente estables, sino más bien se mostraron como eventos puntuales en determinados años (Figura 3.9). En cuanto a la correlación entre los desembarcos y la NAO, se observó que ambas series están fuera de fase durante las oscilaciones significativas de 12 meses localizadas en momentos puntuales a principios y finales de la década de los 90 y a mediados de la década del 2000. La existencia de un área significativa en torno a la oscilación de 128 a 256 meses de media/baja intensidad se debe al efecto del cono de influencia, lo cual no es clara para la interpretación (Figura 3.10). El espectro de coherencia indicó claramente la no coherencia entre las series (Figura 3.11). Para el caso de la AO se pudo apreciar un patrón similar a la NAO (Figura 3.10), con regiones significativas puntuales de alta intensidad entre los 6 y 12 meses, claramente fuera de fase y sin coherencia temporal (Figura 3.11). Siguiendo más o menos la misma línea de los dos anteriores, el SOI mostró regiones significativas de mayor intensidad en las oscilaciones de 6, 12, 24 y 32 a 64 meses. Estas regiones se localizaron entre 1983 a 2000 y a medidas de la década de los 2000 (Figura 3.10). El análisis de coherencia indicó que ambas series estuvieron desfasas sin prácticamente coherencia entre ellas (Figura 3.11).

3.3.5. Análisis del dominio en el tiempo entre la serie pesquera y variables oceanográficas (Agrupación en función del perfil vertical (5-105 m) (205-385 m))

3.3.5.1. Series temporales con regresión local *Loess*

El patrón detectado por la regresión *Loess* indicó la existencia de dos ciclos claramente marcados en los desembarcos, un comportamiento similar pudo ser observado para la temperatura más superficial (5-105 m) aunque en su caso se apreció un desfase entre el mayor volumen de desembarcos (~1995) y las temperaturas más altas con una diferencia en torno a los 3-5 años para el primer ciclo. Sin embargo, en el segundo ciclo sí que se pudo decir que estuvieron en fase aproximadamente alrededor del 2010. Igualmente, la temperatura de 205-385 m vislumbró un patrón bicíclico con un aumento desde el inicio de la serie hasta sus máximos del primer ciclo en torno a 1995-1998. Su máximo histórico se alcanzó en el segundo ciclo en 2004, 5 años antes que el segundo máximo histórico de

los desembarcos (138.93 Tn). A partir de 2010, las temperaturas volvieron a subir acoplándose al mismo comportamiento que los desembarcos durante los 3 últimos años de la serie (Figura 3.12).

Para el bloque de las variables de salinidad y su derivada, se observaron patrones comunes. En todas ellas, se apreció un comportamiento bicíclico caracterizado por la presencia de mayores registros de salinidad en torno a la década de los 1990-1995 y 2005-2010, periodos que van a coincidir con los mayores volúmenes de desembarcos. En cambio, para el flujo de salinidad se observó el escenario contrario, durante la década de 1990 y 2010 el flujo de salinidad descendió momento en el que se produjeron los mayores desembarcos (Figura 3.12).

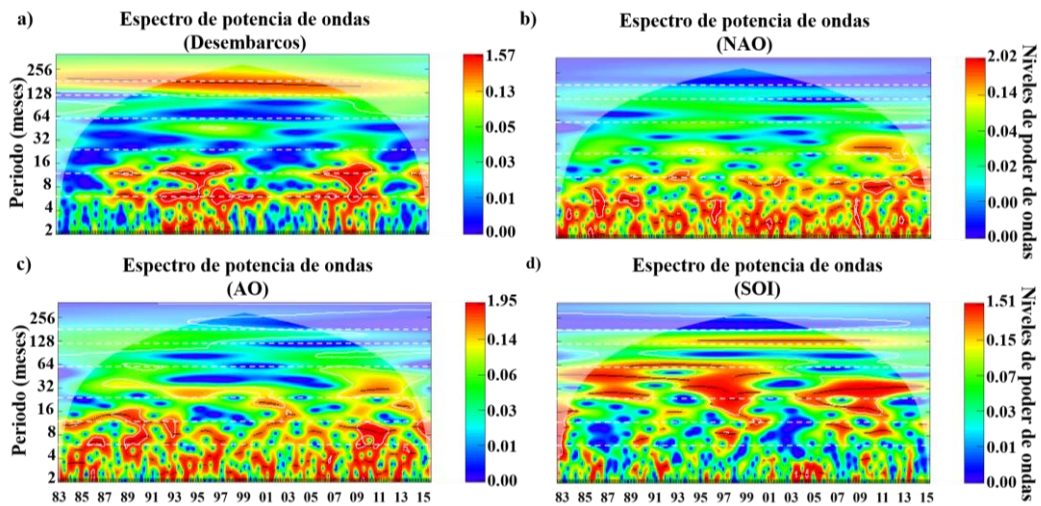


Figura 3.9. Espectro de potencias de ondas univariado sin transformación desde 1983 a 2015 para a) los desembarcos y los índices climáticos: b) NAO, c) AO y d) SOI. Los colores tirando hacia los rojos indican mayores intensidades de energía o variancia. Las bandas blancas indican los 6, 12, 24, 60, 120 y 180 meses respectivamente. El área blanca representa el cono de influencia.

Para el caso de las variables relacionadas con las corrientes, no se pudieron observar relaciones claras entre el comportamiento marcado por la regresión *Loess* de los desembarcos y la componente U. Aunque sí que es posible observar que durante el primer ciclo de mayores desembarcos, la componente U más profunda (205-385 m) disminuyó sus valores, al igual que lo hizo la componente U más superficial (5-105 m) durante el segundo ciclo de mayores desembarcos. Para la componente V no se apreciaron patrones claros relacionados con la evolución de los desembarcos, aunque a grandes rasgos sí que se pudo observar un comportamiento bicíclico siendo la década de los 2000 el punto de inflexión. En cambio, para el módulo de la velocidad de la corriente, el comportamiento

bicíclico sí que se detectó más claramente en ambas profundidades, siendo el de mayor profundidad (205-385 m) el más marcado (Figura 3.12).

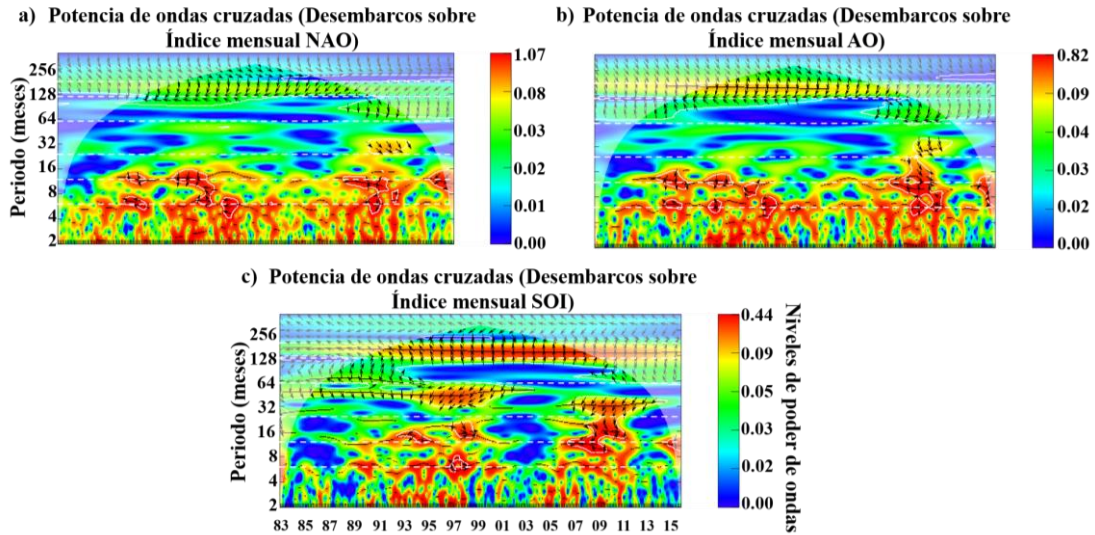


Figura 3.10. Potencia de ondas cruzadas sin transformación desde 1983 a 2015 de los desembarcos sobre a) la NAO, b) el AO y c) el SOI. Los colores tirando hacia los rojos indican mayores intensidades de energía o varianza. Las flechas representan la diferencia de fases entre las dos series temporales. Si las flechas apuntan hacia la derecha están en fase, si es a la izquierda están en desfase. Las bandas blancas indican los 6, 12, 24, 60, 120 y 180 meses respectivamente. El área blanca representa el cono de influencia.

3.3.5.2. Series temporales eliminando la señal *Loess* y la señal del ciclo anual

Tras haber eliminado el ciclo anual y la oscilación decanal, la serie de desembarcos siguió mostrando el comportamiento bicíclico. El resto de las variables se suavizaron mostrando un comportamiento estacionario, aunque la componente V de la corriente se alejó de este patrón mostrando mayores intensidades durante el primer ciclo de mayores desembarcos en ambos bloques de profundidad. Comportamiento idéntico al del módulo que además incrementó su intensidad durante el segundo ciclo de mayores desembarcos.

3.3.6. Análisis del dominio en el espacio tiempo-frecuencia entre la serie pesquera y las variables oceanográficas (Agrupación en función del perfil vertical (5-105 m) (205-385 m))

3.3.6.1. Sin transformación

Para el flujo de calor, el análisis de *wavelets* simple detectó un área significativa con mayor incremento de varianza desde 1983 a 2015 en torno a los periodos de 8 y 16 meses. Comportamiento similar para los bloques de temperaturas aunque con matizaciones. Para la temperatura superficial (5-105 m) el patrón detectado fue idéntico, aunque para la temperatura profunda (205-385 m) se volvió a observar el mismo patrón, la continuidad tan marcada del área apreciada en las dos variables anteriores no se mostró en este caso, que fue más discontinua e incluso también se apreció un área de mayor intensidad entre el periodo de 24 y 60 meses, concentrada entre 1990 y 2009 que se conectó con el área ubicada entre los 12 y 24 meses a partir de 2009. En cuanto al análisis cruzado y el de coherencia, el flujo de calor y la temperatura superficial (5-105 m) mostraron tener correlación significativa con los desembarcos en la oscilación de 12 meses desde 1985 hasta el final del registro. En cambio, la temperatura profunda (205-385 m) tuvo correlación significativa en dos bloques temporales en la misma frecuencia desde 1986-2000 y 2006 a 2012. El flujo de calor estuvo en fase en la oscilación de los 12 meses, mientras que para la temperatura superficial (5-105 m) y profunda (205-385 m) fue al contrario.

En el flujo de salinidad, se observaron regiones significativas discontinuas entre los periodos de 6, 12 y 24 meses, principalmente. Dichas áreas se situaron entre 1983 a 2011. Aunque las mayores intensidades de energía o variabilidad se dieron entre los meses de 12 a 24 meses desde 1990 a 1997. Siguiendo este comportamiento, la salinidad superficial (5-105 m) también concentró las mayores intensidades de energía entre los 12 a 24 meses desde 1990 a 1997, sin embargo estas mayores intensidades también se extendieron desde 2000 a 2010. En la salinidad profunda (205-385 m) al igual que en las variables anteriores, las áreas significativas de mayores varianzas se correspondieron con los periodos de 6, 12 y 24 meses extendiéndose, a diferencia de las anteriores, de forma continua desde finales de los 80s hasta prácticamente finales 2013/principios de 2014. Las tres variables de la salinidad mostraron correlaciones significativas con los desembarcos en la frecuencia de 12 meses durante dos bloques temporales entre aproximadamente 1985-2001 y 2005-2013. Ninguna de las tres variables estuvo en fase con los desembarcos.

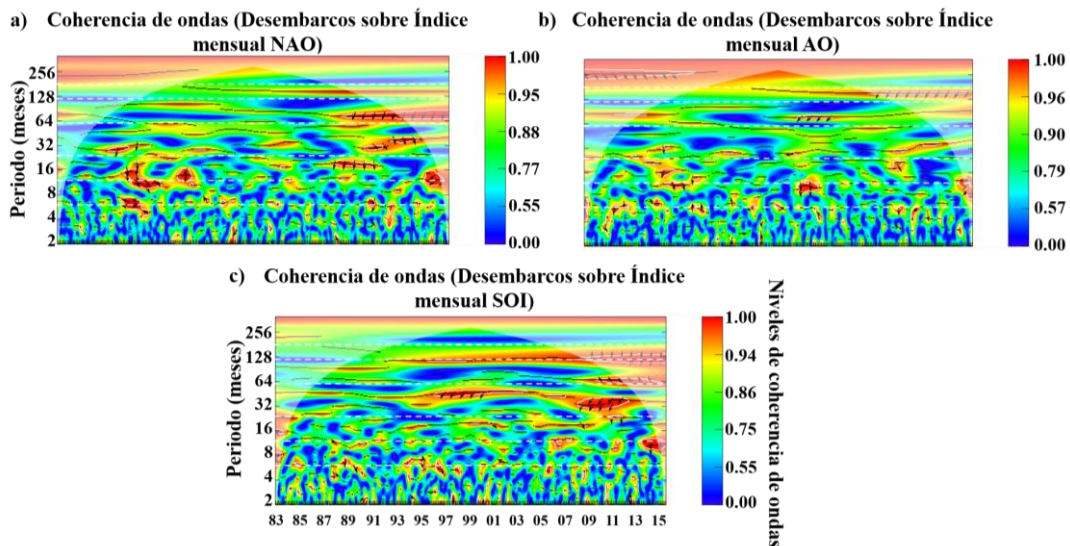


Figura 3.11. Coherencia de ondas cruzadas sin transformación desde 1983 a 2015 de los desembarcos sobre a) la NAO, b) el AO y c) el SOI. Los colores tirando hacia los rojos indican mayores intensidades de energía o varianza. Las flechas representan la diferencia de fases entre las dos series temporales. Si las flechas apuntan hacia la derecha están en fase, si es a la izquierda están en desfase. Las bandas blancas indican los 6, 12, 24, 60, 120 y 180 meses respectivamente. El área blanca representa el cono de influencia.

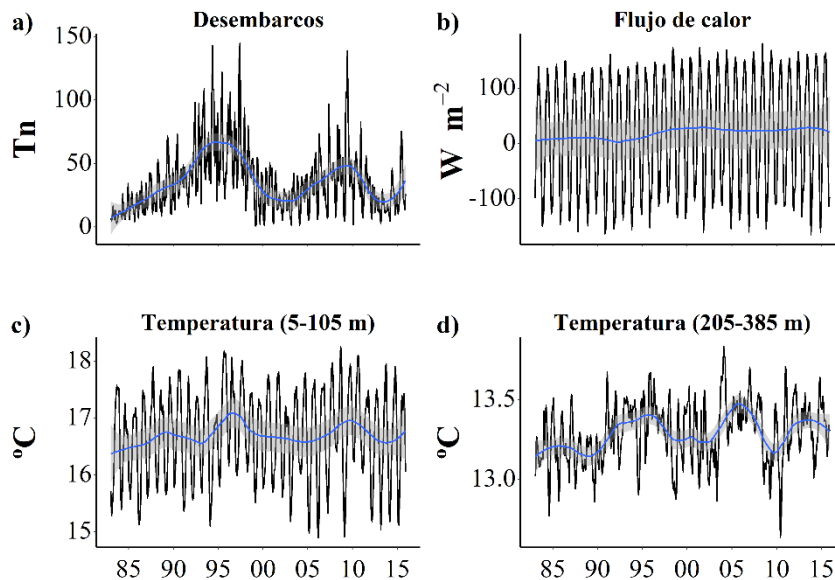


Figura 3.12. Series temporales pesquera y oceanográficas desde 1983 a 2015: a) Desembarcos. b) Flujo de calor. c) Temperatura superficial (5-105 m). d) Temperatura profunda (205-385 m). La línea azul representa el ajuste de la regresión local Loess con $\text{span} = 0.25$.

En lo referente a las componentes de la velocidad de la corriente, en la componente U superficial (5-105 m) se localizaron regiones significativas de mayor intensidad en la banda de frecuencias de 6, 12 y 24 meses entre 1983 a 1986, 1990 a 2007 y 2009 a 2014.

Comportamiento similar en la capa profunda (205-385 m), a diferencia de que en este caso las regiones significativas estuvieron más disgregadas e incluso aparecieron en periodos inferiores a los 6 meses entre 1988 a 1992 o en 2001 a 2005. Ambas variables tuvieron correlaciones significativas con los desembarcos en la frecuencia de los 12 meses, mostrando tres bloques principales: 1990-2001, 2007-2011 y 2014-2015. En cambio, aunque las dos variables no tuvieran importantes bloques de coherencia con los desembarcos, se observaron momentos puntuales en los cuales ambas variables estuvieron en fase.

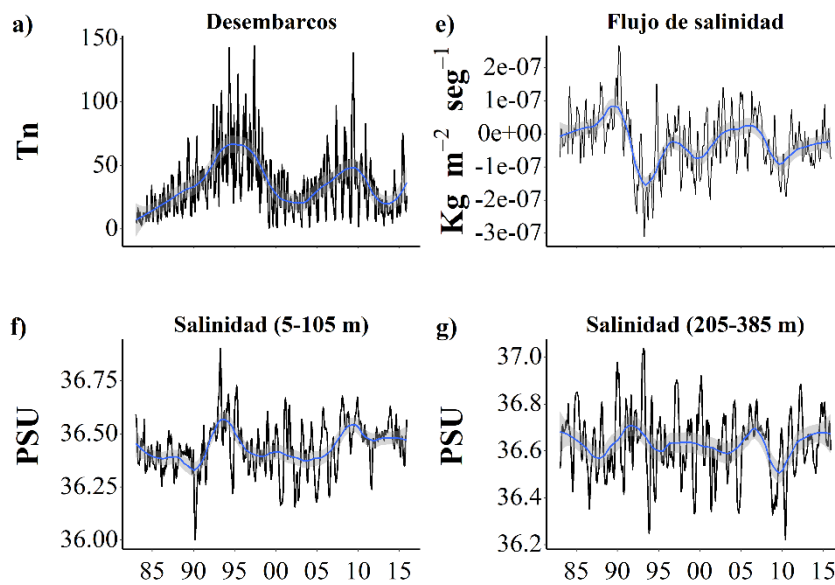


Figura 3.12 continuación. a) Desembarcos. e) Flujo de salinidad. f) Salinidad (5-105 m). g) Salinidad (205-385 m). La línea azul representa el ajuste de la regresión local Loess con $span = 0.25$.

A diferencia de la componente U superficial, la componente V (5-105 m) concentró la mayor parte de las regiones significativas de mayor intensidad entre 1983 a 1998 con predominio de las bandas de frecuencias de 6 y 12 meses. Comportamiento prácticamente idéntico para la componente V profunda (205-385 m) aunque para esta última las regiones más intensas se alargaron hasta 2005-2006. El análisis de correlación cruzado indicó que ambas variables tuvieron mayor intensidad de correlación significativa en la frecuencia de los 12 meses durante la primera década de los 90 y desde 2005 a 2010 con los desembarcos. Aunque el análisis de coherencia mostró que la componente V superficial (5-105 m) tuvo mayor intensidad de coherencia en desfase con los desembarcos en la oscilación de 12 meses durante 2002-2007. Finalmente, para el módulo de la velocidad

de la corriente superficial (5-105 m), las regiones significativas estuvieron más concentradas albergando una menor cantidad de años en comparación con las dos componentes, menor a 10 años (1983-1988, 1989-1998, 2007-2012). Nuevamente se observó un predominio de la banda de frecuencias de los 6, 12, 24 y 32 meses. El módulo de la velocidad de la corriente en la capa profunda (205-385 m) mostró un comportamiento en el que se observaron tres bloques diferenciados de mayores intensidades significativas entre 1983 a 1997, 1998 a 2008 y de 2009 a 2015, con predominio de los periodos de 6, 12 y 24 meses fundamentalmente. Las dos variables tuvieron correlaciones significativas con los desembarcos en el periodo de los 12 meses agrupadas principalmente entre 1986-2000 y 2005-2011, estando principalmente en desfase.

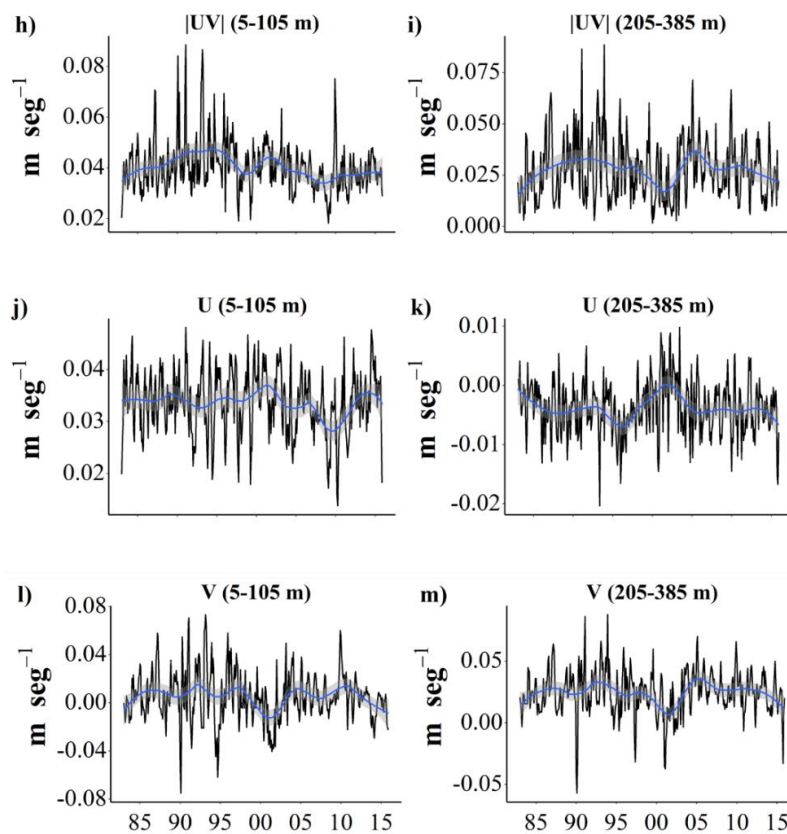


Figura 3.12 continuación. h) Módulo de la velocidad de la corriente superficial (5-105 m). i) Módulo de la velocidad de la corriente profunda (205-385 m). j) Componente U de la velocidad de la corriente superficial (5-105 m). k) Componente U de la velocidad de la corriente profunda (205-385 m). l) Componente V de la velocidad superficial (5-105 m). m) Componente V de la velocidad de la corriente profunda (205-385 m). La línea azul representa el ajuste de la regresión local Loess con $span = 0.25$.

3.3.6.2. Sin tendencia lineal

Con la extracción de la tendencia lineal, los desembarcos siguieron mostrando un comportamiento claramente caracterizado por la existencia de dos bloques de mayor variabilidad concentrados entre 1987 a 2001 y 2005 a 2012, en los cuales dominaron las bandas de frecuencias de 6 y 12 meses.

Para el flujo de calor, dominio absoluto del periodo de 12 meses dentro de un área significativa continua a lo largo de todo el registro histórico. Comportamiento idéntico para la temperatura superficial (5-105 m) y para la temperatura profunda (205-385 m), aunque para esta última se pudo observar una extensión de la región significativa hacia periodos entre 24 y 60 meses, concentrado entre 1990 a 2008 aproximadamente y sus áreas de mayor variabilidad fueron más discontinuas. En cuanto a la correlación, el flujo de calor tuvo una correlación significativa con los desembarcos en la frecuencia de los 12 meses desde 1986 a 2015. Patrón similar a la temperatura superficial (5-105 m) y la temperatura profunda (205-385 m), aunque para esta última, la correlación fue discontinua no mostrando correlación desde 2000 hasta 2007. El análisis de coherencia corroboró la existencia de relaciones coherentes en la oscilación de 12 meses durante los mismos registros dominando el desfase en la temperatura superficial y profunda y al contrario en el flujo de calor.

El flujo de salinidad se caracterizó por presentar una mayor variabilidad significativa concentrada principalmente entre 1988 a 2011 dominando las bandas de frecuencias de 6 a 24 meses. En la salinidad superficial (5-105 m) se pudo apreciar un comportamiento ligeramente parecido al mostrado por el flujo de salinidad, con la diferencia de que para este caso, las áreas significativas fueron más extensas y se concentraron principalmente entre 1987 a 1996 y 2000 a 2011. Las bandas de frecuencias dominantes fueron los 12 a 24 meses. La salinidad profunda (205-385 m) siguió mostrando el patrón de la salinidad superficial aunque las áreas significativas fueron más concentradas y continuas extendiéndose desde 1983 a 2012, dominando las oscilaciones de 12 a 24 meses. Las tres variables mostraron una estructura de correlaciones significativas y coherentes en desfase prácticamente iguales, destacando la existencia de mayor concentración de ellas durante dos bloques temporales alrededor de la oscilación de los 12 meses: 1985-2000 y 2002-2012.

En términos de las variables derivadas de la velocidad de la corriente, la componente U superficial (5-105 m) se caracterizó por presentar un bloque de mayor variabilidad situado entre 1990 a 2005 predominando las oscilaciones de 6 a 24 meses. La componente U profunda (205-385 m) presentó áreas significativas dispersas de pequeña extensión a lo largo de todo el registro, predominando las bandas de frecuencias de 6 a 16 meses. Ambas variables tuvieron correlaciones significativas con los desembarcos en las oscilaciones de 6 y 12 meses durante los años 1988-2001 y 2005-2011. Apenas se observaron relaciones coherentes entre la componente U y los desembarcos. La componente V superficial (5-105 m) concentró la mayor variabilidad significativa en los primeros 15 años del registro siendo predominante la frecuencia de 6 a 24 meses. Patrón similar al detectado en la componente V profunda (205-385 m). Ambas variables durante los bloques de años 1989-1999 y 2005-2011 concentraron correlaciones significativas y coherentes en desfase con los desembarcos.

Por último, el módulo de la velocidad de la corriente superficial (5-105 m) presentó dos bloques temporales en los que se concentraron las áreas significativas, el primero tuvo lugar desde 1983 a 1997 y el segundo desde 2007 a 2012. Las oscilaciones predominantes variaron desde los 6 a 24 meses. Finalmente, el módulo de la velocidad de la corriente en profundidad (205-385 m) a diferencia de la variable anterior, se diferenciaron tres bloques en los cuales se concentraron áreas significativas pequeñas, el primero desde 1983 a 1996, el segundo de 1998 a 2008 y el tercero de 2009 a 2015. Predominaron fundamentalmente las oscilaciones de 6 a 24 meses. La estructura de correlaciones significativas y coherentes en desfase con los desembarcos se caracterizó por concentrarse durante los años 1986-1999 y 2005-2011 alrededor de la oscilación de los 12 meses.

3.3.6.3. Sin la señal *Loess*

Tras la eliminación de la señal *Loess*, lo que supuso la extracción de la oscilación decanal, se puede observar cómo los desembarcos siguieron manteniendo el comportamiento bicíclico, en el que las mayores intensidades significativas se produjeron entre 1987-2001 y 2005-2012 principalmente. Aunque también apareció una región significativa durante el 2015. Esto indicó que dichos bloques temporales se caracterizaron por tener mayor variabilidad en las bandas de frecuencia de entre 6 y 12 meses.

El flujo de calor se caracterizó por presentar una región significativa de mayor variabilidad que se distribuyó de forma estable desde 1983 a 2015 en la banda de frecuencias entre 8 y 16 meses. Patrón idéntico al observado en la temperatura superficial (5-105 m). En la temperatura profunda (205-385 m), este patrón se mantuvo aunque de forma más disgregada y no tan estable como en los dos casos anteriores. Además de en las de las bandas de las frecuencias de los 8 y 16 meses, también aparecieron regiones significativas de mayor intensidad entre 24 y 60 meses. El flujo de calor mostró una correlación significativa intensa en el periodo de 12 meses desde 1985 hasta el final del registro, mismo comportamiento tanto para la temperatura superficial (5-105 m) como la profunda (205-385 m). También se observaron que durante este periodo el flujo de calor estuvo en fase de coherencia durante 1994-1996 y 2002-2010, al igual que la temperatura superficial (5-105 m) para 2002-2010, mientras que la temperatura profunda (205-385 m) estuvo en desfase. Todo ello referido a la oscilación de los 12 meses.

En el flujo de salinidad, la mayor variabilidad tuvo lugar entre mediados de 1983 a 2011, aunque durante este periodo también aparecieron áreas de poca variabilidad no significativas. Las bandas de frecuencia predominantes fueron entre 6 y 24 meses. La salinidad superficial (5-105 m) mostró un comportamiento similar al flujo de salinidad, aunque el periodo de mayor variabilidad significativa se extendió entre 1986 a 2011 durante las bandas de frecuencias de entre 12 y 24 meses. En la salinidad profunda (205-385 m) se volvió apreciar un comportamiento similar al del caso anterior, con la singularidad de que para esta variable el registro temporal se alargó hasta 2015 y las bandas de frecuencias se extendieron desde los 6 hasta los 24 meses fundamentalmente. Las tres variables mostraron tener una correlación significativa con los desembarcos en las frecuencias de 6 y 12 meses e incluso 24 durante dos bloques temporales: 1985-2003 y 2004-2012, dominando prácticamente el desfase en la coherencia.

En términos de la velocidad de la corriente, la componente U superficial (5-105 m) presentó regiones significativas de mayor variabilidad a lo largo de todo el registro temporal de forma disgregada. Dichas regiones se concentraron principalmente entre 1990-2013, predominando los periodos de 12 a 24 meses. Este comportamiento fue muy similar al presentado por la componente U profunda (205-385 m), aunque para este caso las áreas de mayor significatividad fueron más pequeñas y aparte de en las bandas de frecuencias de 12 a 24 meses también se mostraron en las de los 6 meses. En este caso la mayor concentración de variabilidad se dio desde 2000 a 2014. Ambas variables tuvieron

una estructura de correlaciones significativas con los desembarcos agrupados principalmente entre 1986-2002 y 2005-2012 dominando el desfase.

La componente V superficial (5-105 m) mostró tener áreas significativas reducidas de mayor variabilidad concentradas principalmente entre 1985-1998, predominando los periodos de 6 a 24 meses. Por último, la componente V profunda (205-385 m) no presentó patrón parecido a la anterior, sino más bien, la existencia de 2 bloques de mayores intensidades significativas que se fueron distribuyendo desde 1986 a 2006 y 2008 a 2015 y en este caso dominaron las bandas de frecuencias entre los 6 a 24 meses. Tanto la componente V superficial como la profunda mostraron correlaciones significativas con los desembarcos principalmente en la oscilación de los 12 meses. Estas correlaciones se agruparon en dos bloques: 1986-2002 y 2003-2012. El análisis de coherencia corroboró la coherencia entre las variables durante estos periodos, marcando un claro desfase.

Finalmente con respecto al módulo de la velocidad de la corriente, la componente superficial (5-105 m) presentó áreas significativas compactadas dos bloques temporales, el primero de ellos abarcó desde 1983 a 1999 y el segundo de 2007 a 2012. En ambos bloques dominaron los periodos de 6, 12 y 24 meses. Finalmente, la componente más profunda (205-385m) presentó áreas significativas muy reducidas que se distribuían de forma discontinua a lo largo de todo el registro histórico, dominando principalmente los periodos de 6 y 12 meses. El módulo en sus dos variantes tuvo una interacción significativa clara en la frecuencia de los 12 meses fundamentalmente con los desembarcos durante 1985-2000 y 2004-2012. Durante ambos periodos se observaron relaciones coherentes en desfase.

3.3.6.4. Sin tendencia lineal y sin señal *Loess*

La extracción de las señales periódicas de la tendencia lineal y la señal ondulatoria *Loess* no modificó el espectro de potencia univariado de los desembarcos, el cual indicó que las regiones significativas con mayor intensidad o varianza se concentraron en dos bloques, el primero desde 1990 a 2001 y el segundo de 2006 a 2012. Las frecuencias predominantes en ambos fueron los 6 y 12 meses (Figura 3.13).

El flujo de calor se caracterizó por presentar en todo el registro un área continua significativa de mayor intensidad dominada por la frecuencia de los 12 meses. Patrón prácticamente idéntico al observado en la temperatura superficial (5-105 m) y temperatura profunda (205-385 m) aunque para esta última se apreció una disminución

del área y apareció más disgregada, pero siguió dominando la banda de frecuencia de 12 meses (Figura 3.13). El flujo de calor y la temperatura profunda (5-105 m) mostraron correlación significativa con los desembarcos alrededor de la frecuencia de los 12 meses desde 1985-2015 mientras que la temperatura profunda (205-385 m) fue discontinua no teniendo entre 2004-2005 (Figura 3.14). El análisis de coherencia mostró la existencia de correlaciones coherentes fundamentalmente en desfase, excepto para el flujo de calor (fase), alrededor de esta oscilación durante el periodo anterior (Figura 3.15).

En el flujo de salinidad dominaron las bandas de frecuencias de 12 a 24 meses, situándose las regiones de mayor variabilidad entre 1987 a 2011. A diferencia del anterior, la salinidad superficial (5-105 m) presentó dos bloques de mayores variabilidades: el primero desde 1987 a 1996 y el segundo de 1998 a 2011. Siguieron dominando las frecuencias de 12 a 24 meses. Finalmente, el comportamiento de la salinidad profunda (205-385 m) se asemejó al patrón detectado en el flujo de salinidad, las áreas de mayor variabilidad se situaron entre 1983 a 2015 entre las bandas de frecuencias de 12 a 24 meses, pero dentro de este periodo aparecieron valles no significativos (Anexo: Figura 3.1A). La estructura de correlaciones significativas entre las 3 variables con los desembarcos fue similar concentrándose mayormente entre 1986-2000 y 2002-2012 en la frecuencia de los 12 meses (Anexo: Figura 3.2A). Aparecieron durante estos periodos y frecuencia relaciones coherentes en desfase fundamentalmente (Anexo: Figura 3.3A).

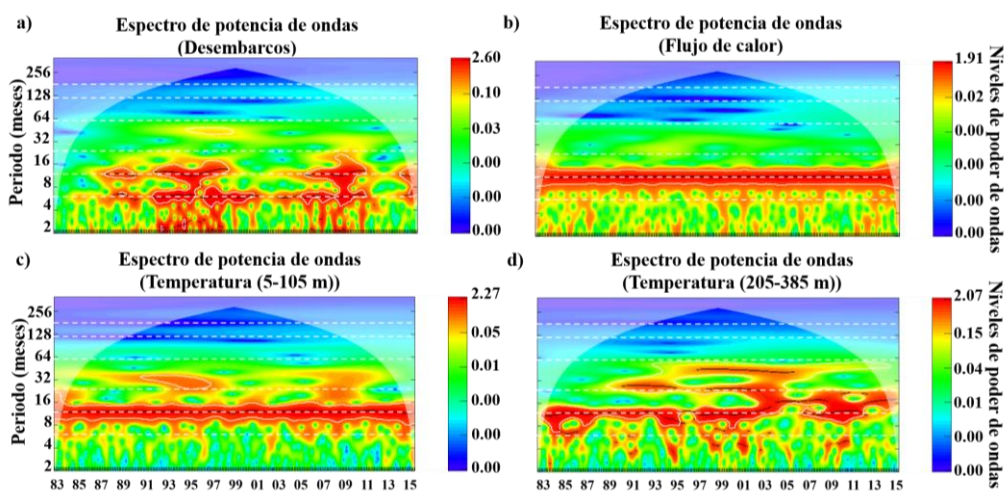


Figura 3.13. Espectro de potencia de ondas univariado sin tendencia lineal y sin señal Loess desde 1983 a 2015 para a) los desembarcos, b) el flujo de calor, c) la temperatura superficial (5-105 m) y d) profunda (205-385 m). Los colores tirando hacia los rojos indican mayores intensidades de energía o varianza. Las bandas blancas indican los 6, 12, 24, 60, 120 y 180 meses respectivamente. El área blanca representa el cono de influencia.

En relación a la velocidad de la corriente, la componente U superficial (5-105m) tuvo áreas significativas de mayor variabilidad dispersas por todo el registro histórico, teniendo la mayor concentración de ellas entre 1990 a 2006. Las bandas de frecuencias dominantes fueron las de 12 a 24 meses aunque también aparecieron áreas con bandas de 6 meses. Este comportamiento fue similar al presentando por la componente U profunda (205-385 m), aunque para este caso, no se detectó un bloque de mayor concentración de áreas. A diferencia de la componente superficial, en la profunda (205-385 m) dominaron las bandas de frecuencias de 6 a 12 meses (Anexo: Figura 3.4A). La componente U superficial (5-105 m) mostró correlaciones significativas con los desembarcos entre 1990-2000 y 2006-2011 en las frecuencias de 6 y 12 meses mientras que la componente U profunda (205-385 m) también repitió este patrón, sin embargo, desde 1997 a 2001 solamente estableció correlación significativa en la frecuencia de los 6 meses y no en la de los 12 (Anexo: Figura 3.5A). El análisis de coherencia indicó que no se obtuvieron relaciones coherentes estables en el tiempo sino más bien puntuales variando entre fase y desfase (Anexo: Figura 3.6A).

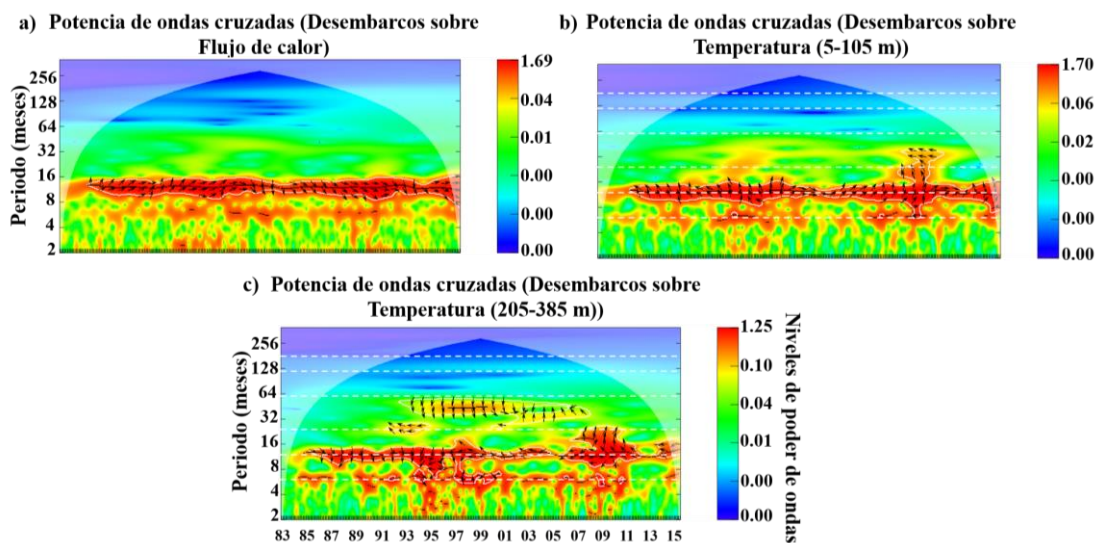


Figura 3.14. Potencia de ondas cruzadas sin tendencia lineal y sin señal Loess desde 1983 a 2015 de los desembarcos sobre a) el flujo de calor, b) la temperatura superficial (5-105 m) y c) profunda (205-385 m). Los colores tirando hacia los rojos indican mayores intensidades de energía o varianza. Las flechas representan la diferencia de fases entre las dos series temporales. Si las flechas apuntan hacia la derecha están en fase, si es a la izquierda están en desfase. Las bandas blancas indican los 6, 12, 24, 60, 120 y 180 meses respectivamente. El área blanca representa el cono de influencia.

En la componente V superficial (5-105 m) se detectó un comportamiento bicíclico en el que la mayor concentración de áreas significativas tuvo lugar desde 1985 a 1997 y 2001

a 2010. En ambos bloques dominaron las bandas de frecuencias de 12 a 24 meses. Sin embargo, para la componente V profunda (205-385 m), se observó un comportamiento similar, aunque el primer bloque fue más disgregado en el tiempo (1984 a 2004) y el segundo fue prácticamente dominado por un área significativa que se extendió desde 2008 a 2015. Al igual que en la anterior, las bandas de frecuencias dominantes fueron de 12 a 24 meses (Anexo: Figura 3.7A). Ambas variables tuvieron el mismo patrón de correlaciones significativas y coherentes, fundamentalmente en desfase alrededor de la frecuencia de los 12 meses con los desembarcos agrupándose entre 1986-2001 y 2004-2012 (Anexo: Figura 3.8A y 3.9A).

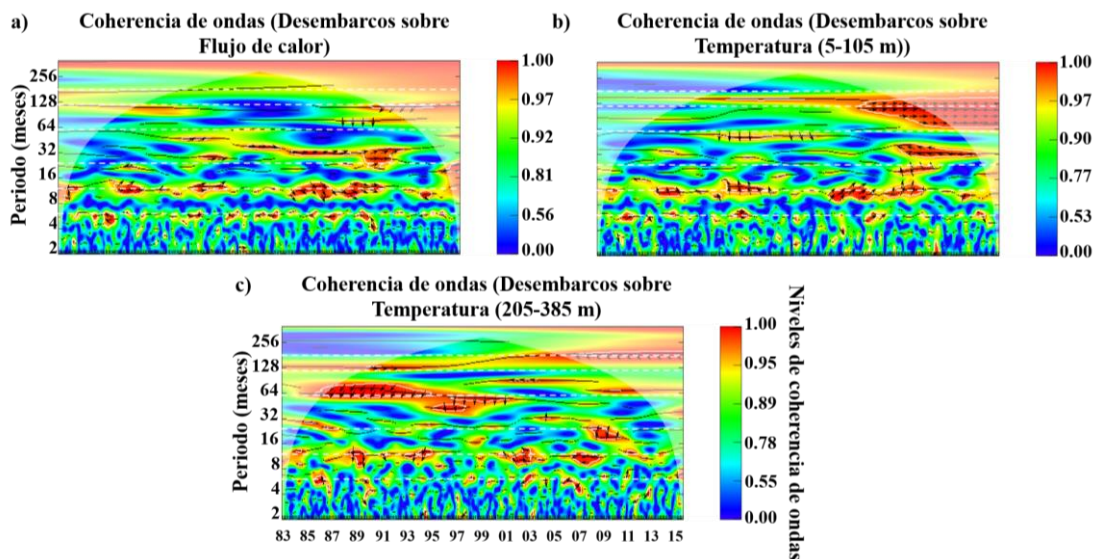


Figura 3.15. Coherencia de ondas cruzadas sin tendencia lineal y sin señal Loess desde 1983 a 2015 de los desembarcos sobre a) el flujo de calor, b) la temperatura superficial (5-105 m) y c) profunda (205-385 m). Los colores tirando hacia los rojos indican mayores intensidades de energía o varianza. Las flechas representan la diferencia de fases entre las dos series temporales. Si las flechas apuntan hacia la derecha están en fase, si es a la izquierda están en desfase. Las bandas blancas indican los 6, 12, 24, 60, 120 y 180 meses respectivamente. El área blanca representa el cono de influencia.

El módulo de la velocidad de la corriente en superficie (5-105 m) tuvo un patrón general muy similar al de la componente V superficial, en el cual se detectó un gran bloque dominante con mayor concentración de áreas significativas de 1984 a 1995 y un segundo desde 2008 a 2013. En este caso, las oscilaciones predominantes fueron las de 6 a 24 meses, estando la mayoría centradas en la de los 12 meses. Sin embargo, el comportamiento del módulo de la velocidad de la corriente en profundidad (205-385 m) fue disperso, mostrando áreas significativas disgregadas a lo largo del registro dominando

prácticamente las frecuencias de 12 meses (Anexo: Figura 3.10A). Tanto el módulo de la velocidad de la corriente en superficie (5-105 m) como en profundidad (205-385 m) coincidieron en el comportamiento de las correlaciones significativas con los desembarcos, concentrándose fundamentalmente dos bloques temporales alrededor de las oscilaciones de 6 y 12 meses: 1986-1999 y 2007-2011 (Anexo: Figura 3.11A). El análisis de coherencia estableció que durante estos periodos se detectaron relaciones coherentes fundamentalmente en desfase (Anexo: Figura 3.12A).

3.4. Discusión

En el presente capítulo, empleamos análisis de series temporales centrados en el dominio del tiempo y en el espacio tiempo-frecuencia, con el propósito de caracterizar la dinámica de la serie histórica de desembarcos comerciales de la especie de *Pagellus bogaraveo* y del ambiente climático-oceánico del Estrecho de Gibraltar desde 1983 a 2015. El uso de estos análisis permitió detectar la presencia de patrones comunes y explorar la posible existencia de relaciones entre los desembarcos y las variables oceanográficas-climáticas, lo que ayudó a comprender los mecanismos climáticos-oceanográficos subyacentes que influyen en la variabilidad de la producción pesquera.

3.4.1. Ciclos anuales de las series temporales pesqueras y oceanográficas

La cantidad de *Pagellus bogaraveo* disponible en el mercado a lo largo del año sufre variaciones. Los mayores picos de desembarcos tienen lugar en los meses de primavera-verano, abril a julio, mientras que los menores en otoño-invierno, enero-febrero y septiembre-octubre. Se considera que este comportamiento es resultado de diferentes factores interrelacionados entre sí: comportamiento de la flota, medidas de gestión, biología de la especie, demanda de mercado y condiciones meteorológicas.

Los presentes resultados indicaron la existencia de diferentes patrones temporales comunes tanto en la dinámica de los desembarcos como en el entorno en el que se realizan. El ciclo anual de los desembarcos se caracterizó por presentar mayores volúmenes durante los meses del año más cálidos (abril a julio) y menores durante los más fríos (enero-febrero-septiembre). Esta estacionalidad coincide con lo informado por Gil. (2006), quién analizó el promedio del porcentaje relativo mensual respecto a la captura total anual en el periodo 1983-2003 procedente de los puertos de Tarifa y Algeciras, obteniendo picos de máximos porcentajes relativos de captura entre mayo y junio y en diciembre.

Siguiendo la misma línea, Palma-Pedraza (2017) a través del análisis de los de los datos recogidos de las notas de ventas de varias lonjas que de la provincia de Cádiz, durante el periodo 2001-2016, observó una marcada estacionalidad, con valores máximos desde abril a junio y otro máximo en noviembre. Ambos autores coinciden que el descenso observado de las capturas y los desembarcos durante la transición de julio a

septiembre podría ser debido a la pesca alternativa del atún rojo (*Thunnus thynnus*) en lugar de dirigirse al voraz. El atún rojo representa un promedio del 21% del total desembarcado por parte de la flota voracera de Tarifa desde 1993-2003, siendo una especie de alto interés económico para esta flota. Gil (2006) también sugiere que este descenso podría ser achacado a la disminución de la actividad alimenticia de la especie durante su reproducción, lo que provocaría una disminución de la capturabilidad de la especie al tener menos apetito hacia el cebo del anzuelo utilizado por la flota.

Palma-Pedraza (2017) indica que la disminución de las capturas durante los primeros meses del año coincide con la parada biológica de la especie produciendo precios altos que oscilan alrededor de los 15 euros/kg. Comportamiento lógico al considerar el *Pagellus bogaraveo* como un recurso limitante en el mercado durante esta época del año. Conforme va aumentando la cantidad del recurso en primavera-verano los precios van disminuyendo. Es nuevamente durante los últimos meses del año donde el precio vuelve a subir al existir poca cantidad. Este patrón se debe a su particular comercialización. Durante esta época del año el voraz de mayores tallas (superior a 850 gramos) es muy demandado para la preparación de platos típicos de épocas navideñas (Pérez-Martín y Rodríguez del Valle, 2001), lo que supone un aumento de precio importante (15-20 euros/kilos).

Los desembarcos de la industria pesquera comercial es información que depende directamente de la flota responsable de la explotación de la pesquería. En este sentido, las condiciones del estado del mar van a ser un factor fundamental a la hora de que se puede llevar a cabo la actividad de faena de pesca. De este modo, los factores meteorológicos, climáticos y oceanográficos van a intervenir en la variabilidad de los desembarcos (Madihah *et al.*, 2010).

En el presente caso, el escenario de mayores desembarcos se caracterizó por producirse cuando se dieron las mayores intensidades del flujo de calor, de la componente U de la velocidad de la corriente en sus dos vertientes, superficie y profundidad, y el ascenso de la temperatura superficial (5-105 m) y los menores registros del grupo de variables de la salinidad, del módulo de la velocidad de la corriente, de su componente V y la disminución de la temperatura profunda (205-385 m). También es necesario señalar que este periodo de mayores volúmenes fue precedido de mayores registros de temperatura profunda (205-385 m), de las tres variables de la salinidad y del conjunto de variables del

módulo y de la componente V de la velocidad de la corriente, lo que podría estar mostrando la influencia desfasada de estas variables sobre la producción pesquera.

El Estrecho de Gibraltar es una zona geográfica enmarcada dentro de un clima de tipo mediterráneo de influencia marítima subhúmedo-húmedo caracterizado por temperaturas suaves (14.5-18.5 °C) y precipitaciones que oscilan entre 700 y 1500 mm/año, las cuales se acentúan durante los meses de otoño e invierno (Gómez-Zotano *et al.*, 2015), época coincidente con el menor volumen de desembarco. La variabilidad estacional del sistema de corrientes es debida a los procesos de formación del agua profunda del mediterráneo (APM) que influye en el flujo saliente, el cual es mayor y más frío en el final de primavera y menor hacia final de año. Sumado a esto, el calentamiento estacional de las aguas superficiales ocasiona un incremento en el contraste de la densidad en verano, ocasionando un incremento del flujo entrante al final de esta estación. Estas fluctuaciones son características del tipo de clima de la zona (Dirección General de la sostenibilidad de la costa y del mar, 2008).

Otra peculiaridad de la zona del Estrecho es la presencia y alternancia de los vientos de levante y poniente. El viento de levante es constante y persistente con velocidades medias de 50 km/h aunque puede llegar hasta los 110 km/h e incluso más. Soplan desde el mar de Alborán hacia el Estrecho y se refuerzan en verano como consecuencia del descenso de temperaturas del norte de África. Pueden durar de 7 a 10 consecutivos. Los meses de mayor frecuencia son de mayo hasta agosto con 16 días/mes y los de menor de noviembre a febrero con 10 días/mes. Se relacionan con escasas precipitaciones. En lo referente a las condiciones oceanográficas, cuando este régimen de viento es dominante en la zona se generan condiciones en el mar peligrosas para la navegación y por tanto para la actividad pesquera, debido al fuerte oleaje y el largo recorrido de los trenes de olas del mar de fondo sobre en la zona del Alborán y escasa influencia en el Golfo de Cádiz. En el lado opuesto se sitúan los vientos de poniente que soplan desde el Golfo de Cádiz hacia el mar de Alborán y Baleares. Son vientos fuertes, racheados y poco persistentes (periodos de horas entre 6 y 14) con velocidades medias de 30 km/h pudiendo llegar hasta los 90 km/h. Su mayor presencia tiene lugar de octubre hasta abril. Suelen estar asociados a borrascas que ocasionan chubascos y lluvias importantes. Y en cuanto a las condiciones oceanográficas, generan condiciones adversas para la navegación y la actividad pesquera provocadas por el mar de viento en la zona de Alborán y mar de fondo en el Golfo de Cádiz (García de Pedraza, 1990).

Siguiendo los antecedentes anteriores y considerando los resultados obtenidos, se hipotetiza que el éxito del desembarco y por tanto mayor cantidad de pescado disponible en el mercado durante los meses principales de primavera-verano podría estar influenciado por las condiciones meteorológicas y oceanográficas propias de un escenario anticiclónico de mayor estabilidad y calma en las situaciones atmosféricas y oceanográficas que va a favorecer la realización de las operaciones de pesca y por tanto mayores volúmenes de voraz en lonja. Por otra parte, el desove del voraz en el Estrecho de Gibraltar ocurre durante el primer trimestre del año, lo cual coincide con el flujo saliente mayor y más frío rico en nutrientes. El afloramiento costero inducido por el viento en las aguas entre Tarifa y punta Carnero como consecuencia de la separación de costa del chorro atlántico al entrar en el Mar de Alborán favorecería el ascenso de nutrientes profundos (Dirección General de la sostenibilidad de la costa y del mar, 2008) aumentando la disponibilidad de recursos energéticos para los estadios de vida tempranos que sumado a ventanas temporales de calma darían como resultado un reclutamiento fuerte y mayores desembarcos en años siguientes. Una justificación similar se utiliza para explicar los éxitos reclutamiento de clupeidos de Perú y de África (Cury, y Roy, 1989; Skogen, 2005).

3.4.2. Análisis del dominio en el tiempo y en el espacio tiempo-frecuencia entre la serie pesquera, variables oceanográficas e índices climáticos

Los resultados de este estudio mostraron que el patrón histórico de los desembarcos comerciales de voraz en el Estrecho de Gibraltar está conectado con las oscilaciones oceanográficas y climáticas. Independientemente de la transformación aplicada a las series temporales (eliminación de: la oscilación decanal, la tendencia lineal y de ambas), los desembarcos mostraron un fuerte incremento de su varianza y por tanto de variabilidad en el periodo de 1993-2001 y 2005-2012. Los bloques detectados coinciden aproximadamente con los periodos de mayor volatilidad observados por Sanz-Fernández y Gutiérrez-Estrada (2021) quienes, tras la aplicación de una aproximación univariante basada en la combinación de diferentes tipos modelos autorregresivos teniendo en cuenta la heterocedasticidad condicional sobre los desembarcos históricos de esta especie desde 1983 a 2015, concluyeron que la fuente de variabilidad estaba asociada tanto a factores climáticos como de gestión.

En otras pesquerías del mundo el bloque temporal de 1993-2001 y 2005-2012 ha mostrado ser clave por marcar fuertes impactos sobre la dinámica de los desembarcos o capturas. En la zona de Kattegat y Skagerrak, este del Mar del Norte, las oscilaciones observadas en el comportamiento de la tendencia de CPUEs (captura por unidad de esfuerzo) de diversos grupos de especies demersales desde 1981 y 2003 se atribuyeron a factores ambientales, ecológicos, biológicos y pesqueros (Casini *et al.*, 2005). En el oeste de Grecia, en seis lagunas del golfo de Amvrakikos, Katselis *et al.* (2013) analizaron los cambios a largo plazo desde 1980 a 2007 de los desembarcos de diferentes especies comerciales: salmonetes, anguilas, dorada y gobios. Concluyeron que los cambios observados durante este periodo pudieron estar relacionados con el cambio climático y diferentes impactos antropogénicos tales como modificación de las lagunas, aumento de la explotación pesquera y actividades acuícolas. Para las pesquerías en el río Madeira (Brasil) desde 1990 a 2014, la serie temporal de desembarcos mostró que no solo estuvo influenciada por eventos naturales sino también por los efectos de la construcción de dos hidroeléctricas desde 2008 a 2012 que motivaron la reducción del suministro de pescado y por tanto un aumento en los precios durante el periodo de su construcción (Lima *et al.*, 2020). En la zona de Chile central, Arancibia y Neira (2005), estudiaron los cambios a largo plazo en el nivel trófico promedio de los desembarques pesqueros, utilizando una serie de tiempo desde 1979 a 1999 de 16 especies. Observaron que las pesquerías más locales sufrieron el proceso de “*fishing down the food webs*” (Pauly *et al.*, 1998).

En España, las diferentes transiciones de gestión en la pesquería de *Paracentrotus lividus* desde 1975 a 2010 han producido cambios en los desempeños de la actividad (Fernández-Boán *et al.*, 2012). Siguiendo la misma idea, la historia de la pesca demersal española en aguas del Atlántico y Mar Mediterráneo mostró que los cambios inherentes asociados al dinamismo histórico de los desembarques demersales desde 1933 a 1986 estuvieron marcados por el efecto de las decisiones políticas, el asesoramiento científico, los avances tecnológicos de las flotas y el comportamiento de las flotas según el área geográfica (Punzón *et al.*, 2020). Finalmente las tendencias de capturas marinas mundiales desde 1970 a 2001 experimentaron fluctuaciones, destacándose la disminución acontecida a partir de los años 1990 previa a valores cercanos a los máximos histórico desde 1985 a 1990. Dicha fluctuación fue atribuida a los eventos climáticos del Niño (Watson y Pauly, 2001). De este modo, se ha observado cómo los periodos identificados por medio del análisis de *wavelets* simple o univariado aplicado a la serie histórica de

desembarcos están en la misma línea que los comportamientos de otras pesquerías, lo que podría estar indicando que durante estos bloques temporales las pesquerías sufren importantes fluctuaciones a consecuencia principalmente de impactos antropogénicos.

Por otro lado, las bandas de frecuencias dominantes fueron las de 6 y 12 meses, lo que podría reflejar la importancia de las fluctuaciones semianuales y estacionales del recurso. Resultado coherente dado el marcado carácter estacional de la pesquería. Estas frecuencias dominantes podrían reflejar los cambios de gestión históricos relacionados con la pesquería, al igual que ocurre en el caso de la pesquería con caña de diferentes especies de atún en el este de Indonesia durante la década de 2010, donde la aplicación del análisis de *wavelets* simple identifico como periodicidad significativa 5.9 y 6.1 meses sugiriendo la existencia del efecto mixto de la imposición de una moratoria (Khan *et al.*, 2018). En la pesquería del voraz, los volúmenes de desembarcos se van a ver afectados por paradas biológicas impuestas en la legislación que al paso del tiempo pasaron de tener un carácter obligatorio a voluntario y por variaciones en el esfuerzo pesquero (entendido como número de días en el mar) cuyo número incrementó (160 a 180), y en el censo de buques que pasaron de 148 a 88 (Palma-Pedraza, 2017; Gil-Herrera *et al.*, 2021). Estas oscilaciones (6 y 12 meses) son responsable de parte de la dinámica de precios del mercado de la acuicultura (Dahl y Yahya, 2019), y como se indicó anteriormente, la variabilidad de precios del mercado del voraz durante el ciclo estacional podría ser un factor causante de la fuerte varianza detectada alrededor de estas periodicidades, lo que estaría indicando la preferencia del consumidor por esta especie en momentos puntuales del año, como las fiestas navideñas.

La existencia de relación entre desembarcos comerciales y la variabilidad oceanográfica-climática es un hecho. Comparando las series temporales entre sí, se observó que el aumento de los desembarcos durante el primer ciclo coincidió con una transición de fase positiva a negativa en los tres índices mientras que para el segundo ciclo este mismo patrón se repitió para el NAO y la AO pero no para el SOI, siendo al contrario. Sin embargo, pudo observarse cómo estas transiciones estuvieron desfasadas para los tres índices durante el primer ciclo y alrededor del estado de fase en el segundo ciclo para los tres. Referente a la correlación entre los desembarcos e índices climáticos, la NAO y los desembarcos estuvieron fuera de fase durante las oscilaciones significativas de 12 meses localizadas en momentos puntuales a principios y finales de la década de los 90 y a mediados de la década del 2000. Patrón similar al detectado para la AO. El SOI

reflejó mayores intensidades en las oscilaciones de 12, 24 y 32 a 64 meses, localizadas entre 1983 a 2000 y a mediados de la década de los 2000. Ambas series estuvieron desfasadas. Finalmente, para los tres los índices climáticos utilizados en este estudio de forma general se detectaron regiones significativas en momentos puntuales específicos y fuera de fase. Lo que coincide con las relaciones simples y desfasadas para el caso de la NAO y los desembarcos de *Pagellus bogaraveo* en el Estrecho de Gibraltar detectadas por Sanz-Fernández y Gutiérrez-Estrada (2021).

En cuanto a la comparación entre los desembarcos y las variables oceanográficas, se observa la existencia clara de dos ciclos en los desembarcos entre 1990-2000 y 2005-2015. El primer ciclo tuvo mayores volúmenes de desembarcos totales que el segundo. Este patrón bicíclico fue concordante con el mostrado por la temperatura superficial (5-105 m) y profunda (205-385 m), las variables relacionadas con la salinidad y el módulo de la velocidad de la corriente en superficie (5-105 m) y profundidad (205-385 m). Durante el primer ciclo de mayores volúmenes de desembarcos, se observa que tanto la temperatura superficial (5-105 m) como la profunda (205-385 m) alcanzaron mayores registros entorno al máximo de desembarcos (~1995) mientras que la temperatura profunda (205-385 m) alcanzó menores valores durante el periodo del primer ciclo. Durante el segundo ciclo de mayores volúmenes de desembarcos, la temperatura superficial (5-105 m) se acopló al comportamiento de los desembarcos mientras que la temperatura profunda (205-385 m) alcanzó su máximo histórico 5 años antes que el segundo máximo histórico de los desembarcos (2009). Para el campo de la salinidad, durante el primer ciclo de mayores desembarcos, tuvieron lugar los mayores valores históricos tanto de la salinidad superficial (5-105 m) como profunda (205-385 m) y el mínimo histórico del flujo de salinidad mientras que para el segundo ciclo únicamente la salinidad superficial aumentó. En cambio, para el módulo de la corriente solamente el primer ciclo coincidió con el aumento de las dos variables.

Los índices climáticos son una de las principales características de la variabilidad climática. Sus cambios de regímenes traen consigo modificaciones en las condiciones oceanográficas y en los ecosistemas marinos. Consecuentemente inducen a cambios en la abundancia de especies, reclutamiento, capturabilidad y condición corporal, en definitiva al rendimiento pesquero. Por tanto, la variabilidad de las poblaciones de peces junto con las actividades pesqueras están estrechamente vinculadas con la dinámica climática y meteorológica. En este sentido, el tiempo meteorológico afecta directamente al estado del

mar y por tanto a la actividad pesquera en sí misma, tal y como se ha indicado anteriormente para la pesquería de voraz en el Estrecho de Gibraltar, por otro lado la variabilidad climática va a influir sobre la distribución, migración y abundancia de los recursos.

La NAO es una oscilación climática que afecta a la región del Atlántico Norte. Las relaciones existentes entre los efectos de su variabilidad y los rendimientos pesqueros son conocidos. Para la población de bacalao (*Gadus morhua*) del Mar de Barents, las fases positivas de la NAO se traducen en condiciones cálidas del mar que favorecen el reclutamiento al generar unas condiciones oceanográficas que propician la mayor disponibilidad de alimento (Ottersen *et al.*, 2001). Sin embargo, para el reclutamiento del bacalao (*Gadus morhua*) del Mar del Norte la fase positiva de la NAO asociada con las altas temperaturas del mar es desfavorable para su reclutamiento como resultado de una limitación de los recursos energéticos (Sirabella *et al.*, 2001).

La AO es una oscilación climática que afecta a la región ártica que cuenta con una estrecha relación con la NAO. Sus efectos sobre las pesquerías son documentados. Por ejemplo, Fernández *et al.* (2020) indican que este índice podría tener impacto sobre el precio de bonito (*Sarda sarda*), boquerón (*Engraulis encrasicolus*) y pintarrojas (*Scyliorhinus spp.*) de acuerdo con la ley de la demanda al afectar a la abundancia y capturabilidad de las especies en el Mar de Alborán. Y Castro-Gutiérrez *et al.* (2022) detectan que la AO afecta al esfuerzo de la pesquería de boquerón (*Engraulis encrasicolus*) en el Golfo de Cádiz, sugiriendo que los valores extremos de este índice provocan una reducción en la captura por unidad de esfuerzo y del esfuerzo como consecuencia de condiciones climáticas adversas.

El índice SOI es una oscilación climática que afecta a la región del océano Pacífico cuyos valores negativos y positivos se han asociado a los eventos climáticos de El Niño y La Niña respectivamente. Es responsable de los regímenes de precipitación y sequía no solo del Pacífico sino también en Brasil y Australia y el caudal del río Nilo (Ropelewski y Halpert, 1987; Hoerling y Kumar, 2000). En la Península Ibérica durante las estaciones de primavera y otoño este índice influye en la precipitación. Los eventos de La Niña se asocian con primaveras más húmedas mientras que con El Niño los otoños son más húmedos. Por tanto, en la Península Ibérica, durante las fases de El Niño la primavera se caracteriza por tener eventos secos al sur y costa mediterránea y cálidos al sureste, mientras que la ocurrencia de La Niña se asocia con eventos cálidos sobre el sur y la costa

mediterránea (Frías *et al.*, 2010; Casanueva *et al.*, 2014). En este sentido, la variabilidad de las lluvias inducidas por el SOI podría afectar a la mezcla de las masas de agua en el mediterráneo occidental, modificando la disponibilidad de nutrientes y por tanto el éxito de reclutamiento. Mayno *et al.* (2008) indican que el descenso de las precipitaciones ligadas a las fases positivas de NAO podría favorecer los fenómenos de mezclas de la masa de agua en el mediterráneo occidental produciendo afloramientos que aumentarían la disponibilidad de nutrientes para *Aristeus antennatus*, ocasionando que sus hembras aumenten su potencial reproductivo. Lo que se traduciría en mayores desembarcos años después. De este modo, durante las fases negativas del SOI asociadas a primaveras más secas, los rendimientos pesqueros podrían verse favorecidos. Según el ciclo anual de los desembarcos, el mayor volumen ocurre en primavera-verano.

En el Estrecho de Gibraltar, las fases positivas de la NAO y la AO podrían favorecer los rendimientos pesqueros de voraz, ya que durante esta fase se producirían el ascenso del agua mediterránea rica en nutrientes incrementándose la biomasa, al tener la población mayor probabilidad de éxito del reclutamiento (Báez *et al.*, 2014). En el presente estudio se ha observado que durante la década de los 90 hubo un predominio de las fases positivas a excepción del SOI que fueron negativas, mientras que en la década de 2005 las fases positivas fueron superiores a las negativas en el caso del NAO y SOI y a la inversa en el caso de la AO. La hipótesis anterior podría justificar los mayores volúmenes de desembarcos en este aspecto.

Por otra parte, los aumentos o descensos cíclicos de los desembarcos históricos comerciales de la langosta americana (*Homarus americanus*) y europea (*Homarus gammarus*) pudieron ser atribuidos a los aumentos y descensos cíclicos de la temperatura superficial del mar y la sobrepesca (Dow, 1977). Las capturas históricas de *Sepia officinalis* de Portugal desde 1989 y 2009 mostraron una relación significativa positiva con la temperatura superficial del mar al generar condiciones favorables que aumentan su capturabilidad (Ullah *et al.*, 2012). Los desembarcos de cigala escocesa (*Nephrops norvegicus*) desde 1949 a 1982 se correlacionaron positivamente con la temperatura del mar con un desfase de 3-6 años (Chapman, 1984). En este sentido, Sanz-Fernández y Gutiérrez-Estrada (2021) detectaron correlaciones significativas entre las anomalías de temperatura del agua y los desembarcos de voraz desde 1983 a 2015 en diferentes desfases temporales de hasta 3 años. Por tanto, la temperatura podría presentarse como

una variable que generaría condiciones oceanográficas favorables para el voraz propiciando su encuentro con el arte y traduciéndose un incremento de los desembarcos.

Para el grupo de las salinidades se observa que todas ellas mostraron un patrón bicíclico (1990-1995; 2005-2010) en los cuales sus mayores registros se acoplan con los mayores volúmenes de desembarcos, aunque durante el primer periodo los mayores desembarcos coincidieron con el menor flujo de salinidad. Finalmente, para las variables relacionadas con las corrientes no se apreciaron relaciones claras a diferencia del módulo el cual sus mayores intensidades tuvieron lugar dentro de los bloques de mayores desembarcos. Por otro lado, la extracción de la señal decanal junto con el ciclo anual ocasionó que el comportamiento bicíclico de los desembarcos se suavizara y las variables oceanográficas tuviesen un comportamiento estacionario, lo que podría reflejar la importancia de estas dos periodicidades en su dinámica interna de la producción pesquera y del entorno. Los cambios en los regímenes de temperatura y salinidad debidos a las oscilaciones decanales causaron cambios en las poblaciones pesqueras en el Báltico, lo que podría vincularse con los indicadores climáticos regionales, como NAO y AO, y el clima global (Brander, 2010). Por tanto, se observa cómo los mayores periodos de desembarcos fueron precedidos o se produjeron en momentos de mayores temperaturas, salinidades e intensidades de las corrientes y menor flujo de salinidad.

En el Estrecho de Gibraltar, la salinidad es la variable clave para diferencias los flujos atlánticos y mediterráneos. La posición de la interface de la isohalina identificada a los 37.5 PSU en profundidades entre 100 a 250 m ocasiona que aflore más fácilmente el agua mediterránea rica en nutrientes en la parte nororiental del Estrecho favoreciendo la producción biológica de la zona. Por otro lado, el afloramiento costero en la costa norte inducido por el viento es el fenómeno responsable de la mayor producción biológica al tener el agua mediterránea más somera. Sin embargo, en la costa sur pegada al continente africano ocurre lo contrario la rotación terrestre acumular el agua atlántica, pobre en nutrientes en superficie, originando condiciones de menor productividad (Dirección General de la sostenibilidad de la costa y del mar, 2008). Nadal *et al.* (2020) analizan el efecto de la profundidad de desove del voraz en relación con los patrones de conductividad, indicando la existencia de diferentes patrones cuando el desove tiene lugar en diferentes profundidades inmersas en una u otra capa del intercambio baroclínico, y también dentro de la misma capa superficial a distintas profundidades. El origen de estas diferencias se ha atribuido al efecto de los cambios de la velocidad de la corriente. A poca

profundidad, las corrientes son más energéticas por lo que las larvas se dispersan rápidamente mientras que en profundidad la circulación se debilita, las larvas se agrupan y por tanto alcanzan mayores distancias. La fase larvaria pelágica seguramente será desplazada por las corrientes hacia zonas costeras tanto del Golfo de Cádiz como del Mar del Alborán, ricas en nutrientes lo que favorecería su desarrollo, el éxito de supervivencia y por tanto su incorporación a la población explotable por parte de la flota.

La eliminación de la tendencia lineal y la oscilación decanal no provocaron importantes modificaciones en el espectro de poder de los desembarcos, el cual siguió indicando que los periodos de 1990 a 2001 y 2006 a 2012 se caracterizaron por contener la mayor varianza centradas en las oscilaciones de 6 y 12 meses. Analizando la existencia de relaciones entre los desembarcos y las variables oceanográficas, los presentes resultados sugieren que el flujo de calor, la temperatura superficial (5-105 m), las tres variables relacionadas con la salinidad, la componente U superficial (5-105 m), la componente V y el módulo de la velocidad de la corriente estuvieron vinculados a los desembarcos, caracterizándose la relación por fuertes periodos significativos de energía o varianza asociados principalmente a la década de años 90 y 2000 y oscilaciones dominantes en los 12 meses. Aunque para el caso de la componente U profunda (205-385 m) y el módulo de la velocidad de la corriente también fue dominante la oscilación de los 6 meses. De este modo, se estaría reflejando la importancia de las periodicidades de los 6 y 12 meses en la conexión entre los desembarcos y el entorno en el que se producen, resaltando la existencia de fluctuaciones intraanuales e interanuales entre el recurso y el ambiente.

En el Estrecho de Gibraltar el flujo de agua está condicionado por diferentes fluctuaciones y flujos. Uno de estos flujos son los flujos de muy baja frecuencia de escala temporal e interanual y otro son los flujos subinerciales de escala diaria, semanal y de pocos meses que constituyen una parte significativa del flujo total y que están relacionados con las variaciones meteorológicas de presión atmosférica y viento y ciclo mareales (Bryden *et al.*, 1994; García Lafuente *et al.*, 2000; García Lafuente *et al.*, 2002a; García Lafuente *et al.*, 2002b). Nadal *et al.* (2020) indican que las fluctuaciones mareales ocasionadas por las mareas vivas son las que mayor propagación horizontal causan en las etapas iniciales de vida de *Pagellus bogaraveo* en el Estrecho de Gibraltar. Lo que sin duda va a influir en el éxito de su ciclo vital y por tanto en la pesquería. También los efectos mareales influyen en la operación de pesca. La pesca se realiza durante el día,

mayormente de bajamar a pleamar aprovechando el cambio de flujo de la marea. Por tanto, en cada jornada de pesca los lances van a depender de las condiciones meteorológicas, oceanográficas, las características técnicas de la embarcación junto con el conocimiento del pescador (Gil, 2006). Estos factores unidos a la importancia que tiene los flujos muy baja frecuencia y los subinerciales en el Estrecho podrían justificar la significatividad de las bandas de frecuencias estacional y anual detectadas en los análisis cruzados de *wavelets*.

Gutiérrez-Estrada *et al.* (2017), Sanz-Fernández *et al.* (2019), Gutiérrez-Estrada *et al.* (2020) y Gil-Herrera *et al.* (2021) indicaron que las variables salinidad, temperatura del mar y flujo de salinidad influyen en la abundancia de voraz teniendo efectos moduladores en períodos relativamente cortos concentrados alrededor de mediados de la década de 1990 y 2010. Concluyendo que el principal responsable de los cambios en la abundancia de esta especie es el componente pesquero. El presente estudio sugiere la existencia de relaciones entre la actividad pesquera y las condiciones oceanográficas ocasionadas por las 3 variables anteriores, siendo posiblemente factores importantes en la dinámica histórica de los desembarcos, al ser estos los principales responsables de los cambios de abundancia. Por otro lado, el descenso histórico de la talla comercial observado para la pesquería del voraz (Gil-Herrera, 2012; CopeMed II. 2018) es un indicativo del deterioro de la capacidad regenerativa de la población, al no ser esta capaz de producir individuos históricamente de mayor tamaño. De esta manera, conforme avanza el tiempo se está generando una población cada vez más joven con individuos de menor tamaño y escaso potencial reproductivo. Tal y como indicaron Gutiérrez-Estrada *et al.* (2017), Sanz-Fernández *et al.* (2019), Gutiérrez-Estrada *et al.* (2020) y Gil-Herrera *et al.* (2021), es precisamente en estos momentos críticos en los cuales el efecto ambiental podría favorecer el colapso de la población. Una reducción de talla-peso a la edad contribuye directamente a la disminución de la biomasa al dar lugar a una menor producción reproductiva (cuando la energía es limitada, se utiliza para el mantenimiento y el crecimiento somático), y por tanto a una probabilidad mayor de fracaso del reclutamiento (Brander, 2010).

3.5. Conclusiones

Para concluir, usando la serie temporal histórica de desembarcos comerciales de *Pagellus bogaraveo* en el Estrecho de Gibraltar y series temporales de variables oceanográficas y climáticas desde 1983 a 2015, se encuentra que la variabilidad asociada al dinamismo histórico de los desembarcos es sensible a factores intrínsecos y extrínsecos de la pesquería. Se ha observado como la actividad pesquera junto con las condiciones climáticas y oceanográficas del entorno desempeñan un papel clave en el entendimiento del ciclo mensual de los desembarcos. Sus mayores volúmenes estarían relacionados con mejores condiciones estacionales ambientales y oceanográficas que podrían favorecer el éxito de la pesca y de la reproducción de la población.

La aplicación de una aproximación de *wavelets* ha permitido identificar los enlaces y estudiar la sincronía entre las series temporales para comprender los mecanismos subyacentes de sus patrones. Los resultados sugieren que los desembarcos mostraron dos bloques temporales importantes de energía o varianza en la década de los 90 y 2005 con oscilaciones significativas alrededor de los 6 y 12 meses. Esta fuente de variabilidad fue motivada por fenómenos oceanográficos, climáticos y antropogénicos. Se observó que la mayor producción pesquera estuvo en fase o desfase en momentos de mayores temperaturas, salinidades e intensidades de las corrientes y menor flujo de salinidad junto con el predominio de las fases positivas de la NAO y AO y negativa del SOI. Es imprescindible tener en cuenta que la aproximación de *wavelets* es una herramienta útil para el análisis de series temporales uni y bivariadas pudiendo ser importante para las ciencias pesqueras (Ménard *et al.*, 2007). Sin embargo, dada su formulación no integran el efecto de más de dos series temporales por lo que no son las herramientas adecuadas para establecer una relación causa-efecto entre dos o más series temporales (Polanco-Martínez, 2022).

En este sentido, es necesario indicar la limitación de este estudio siendo necesario el desarrollo de trabajos futuros de investigación que sean capacidades de realizar una aproximación multivariante para que sirvan como un punto fuerte de apoyo a la hipótesis de la relación causal entre el ambiente y el recurso. Este estudio proporciona un marco preliminar de las características del entorno y de la pesquería claves para entender el patrón de variabilidad de los desembarcos históricos comerciales.

3.5. Conclusions

*To conclude, using the historical time series of commercial landings of *Pagellus bogaraveo* in the Strait of Gibraltar and time series of oceanographic and climatic variables from 1983 to 2015, we find that the variability associated with the historical dynamism of landings is sensitive to both intrinsic and extrinsic factors of the fishery. We have observed how fishing activity together with the surrounding climatic and oceanographic conditions play a key role in understanding the monthly cycle of landings. Their higher volumes would be related to better seasonal environmental and oceanographic conditions that could favour fishing success and stock reproduction.*

The application of a wavelet approach has allowed us to identify the links and study the synchrony between the time series to understand the underlying mechanisms of their patterns. Our results suggest that landings showed two major temporal blocks of energy p variance in the 1990s and 2005 with significant oscillations around 6 and 12 months. This source of variability was driven by oceanographic, climatic and anthropogenic phenomena. It was noted that the highest fish production was in phase or lagged at times of higher temperatures, salinities and intensities of currents and lower salinity fluxes together with the predominance of positive NAO and AO and negative SOI phases. It is essential to bear in mind that the wavelets approach is a useful tool for the analysis of uni- and bivariate time series and may be important for fisheries science (Ménard et al., 2007). However, given its formulation it does not integrate the effect of more than two time series and are therefore not suitable tools to establish a cause-effect relationship between two or more time series (Polanco-Martínez, 2022).

In this sense, it is necessary to indicate the limitation of this study and the need for future research work that is capable of a multivariate approach to serve as a strong point of support for the hypothesis of a causal relationship between the environment and the resource. This study provides a preliminary framework of the environmental and fishery characteristics that are key to understanding the pattern of variability of historical commercial landings.

3.6. Referencias

- Arancibia, H., Neira, S. (2005). Long-term changes in the mean trophic level of Central Chile fishery landings. *Scientia Marina* 69, 295-300.
- Attrill, M. J., Power, M. (2002). Climatic influence on a marine fish assemblage. *Nature* 417, 275-278.
- Báez, J. C., Santamaría, M. T. G., García, A., González, J. F., Hernández, E., Ferri-Yáñez, F. (2019). Influence of the arctic oscillations on the sardine off Northwest Africa during the period 1976-1996. *Vie et milieu - Life and environment* 69, 71-77.
- Báez, J. C., Macías, D., De Castro, M., Gómez-Gesteira, M., Gimeno, L., Real, R. (2014). Assessing the response of exploited marine populations in a context of rapid climate change: the case of blackspot seabream from the Strait of Gibraltar. *Animal Biodiversity and Conservation* 37 35-47
- Barausse, A., Correale, V., Curkovic, A., Finotto, L., Riginella, E., Visentin, E., Mazzoldi, C. (2014). The role of fisheries and the environment in driving the decline of elasmobranchs in the northern Adriatic Sea. *ICES Journal of Marine Science* 71 1593-1603.
- Belcaid S., Benchoucha S., Pérez Gil J. L., Gil Herrera J., González Costas F., García Prieto F., Talbaoui E. M., El Arraf S., Hamdi H., Abid N., Malouli Idrissi M., Lamtai A., Bernardon M., Camiñas J. A., Fernández I.L., Preliminary joint assessment of *Pagellus bogaraveo* stock of the Strait of Gibraltar area between Spain and Morocco (GSAs 01 and 03). Paper presented at the Working Group on Stock Assessment of Demersal Species (SCSA-SAC, GFCM), (Split, Croatia, 5-9 November 2012). GCP/INT/028/SPA638 GCP/INT/006/EC. CopeMed II Occasional Papers nº 15: 18 pp.
- Borja, A., Uriarte, A. S., Egana, J., Motos, L., Valencia, V. (1998). Relationships between anchovy (*Engraulis encrasicolus*) recruitment and environment in the Bay of Biscay (1967-1996). *Fisheries Oceanography* 7, 375-380.
- Brander, K. (2010). Impacts of climate change on fisheries. *Journal of Marine Systems* 79, 389-402.

- Brosset, P., Fromentin, J. M., Van Beveren, E., Lloret, J., Marques, V., Basilone, G., Bonanno, A., Carpi, P., Donato, F., Keč, V. C., De Felipe, A., Ferreri, R., Gašparević, D., Giráldez A., Gücü, A., Iglesias, M., Leonori, I., Palomera, I., Somarakis, S., Tičina, V., Torres, P., Ventero, A., Zorica, B., Ménard, F., Saraux, C. (2017). Spatio-temporal patterns and environmental controls of small pelagic fish body condition from contrasted Mediterranean areas. *Progress in Oceanography* 151, 149-162.
- Bruno, M., Chioua, J., Romero, J., Vázquez, A., Macías, D., Dastis, C., Ramírez-Romero, E., Echevarria, F., Reyes, J., García, C. M. (2013). The importance of sub-mesoscale processes for the exchange of properties through the Strait of Gibraltar. *Progress in Oceanography* 116, 66-79.
- Bryden, H. L., Candela, J., Kinder, T. H. (1994). Exchange through the Strait of Gibraltar. *Progress in Oceanography* 33, 201-248.
- Burgos, C., Gil, J., del Olmo, A. (2013). The Spanish blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) fishery in the Strait of Gibraltar: Spatial distribution and fishing effort derived from a small-scale GPRS/GSM based fisheries vessel monitoring system. *Aquatic Living Resources* 26, 399-407.
- Buxton, C. D., Garratt, P. A. (1990). Alternative reproductive styles in seabreams (Pisces: Sparidae). In *Alternative life-history styles of fishes* (pp. 113-124). Springer, Dordrecht.
- Cabrera, R. (2014). La selectividad del arte de pesca del voraz (*Pagellus bogaraveo*) del Estrecho de Gibraltar. Memoria de investigación, Universidad de Cádiz, Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales. 69 pp.
- Carton, J. A., Chepurin, G. A., Chen, L. (2018). SODA3: A new ocean climate reanalysis. *Journal of Climate* 31, 6967-6983.
- Casanueva, A., Rodríguez-Puebla, C., Frías, M. D., González-Reviriego, N. (2014). Variability of extreme precipitation over Europe and its relationships with teleconnection patterns. *Hydrology and Earth System Sciences* 18, 709-725.
- Casini, M., Cardinale, M., Hjelm, J., Vitale, F. (2005). Trends in cpue and related changes in spatial distribution of demersal fish species in the Kattegat and Skagerrak, eastern North Sea, between 1981 and 2003. *ICES Journal of Marine Science* 62, 671-682.

- Castro-Gutiérrez, J., Cabrera-Castro, R., Czerwinski, I. A., Báez, J. C. (2022). Effect of climatic oscillations on small pelagic fisheries and its economic profit in the Gulf of Cadiz. *International journal of biometeorology* 66, 613-626.
- Chapman, C. J. (1984). Relationship between temperature and Scottish Nephrops landings. In *ICES Council Meeting Papers* CM. 1984/K: 34.
- Checkley, D. M. Jr., Alheit, J., Oozeki, Y., Roy, C. (2009). *Climate change and Small Pelagic Fish*. Cambridge University Press, Cambridge, 372 pp.
- Cleveland, W. S., Grosse, E., Shyu, W. M. (1992). Local regression models. Chapter 8 in *Statistical models in S* (JM Chambers and TJ Hastie eds.), 608 p. Wadsworth & Brooks/Cole, Pacific Grove, CA.
- CopeMed II. (2018). Report of the Joint COPEMED II – GFCM data preparation meeting on Blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) in the Strait of Gibraltar. Cádiz (Spain), 19-21 March 2019. Documents N°51 (GCP/INT/028/SPA - GCP/INT/006/EC). 19 pp.
- CopeMed II. (2019). Report of the CopeMed II Working Group on stock assessment of *P. bogaraveo* in the Strait of Gibraltar, Malaga, Spain, 28 – 29 October 2019. CopeMed II Technical Documents N°55 (GCP/INT/028/SPA-GCP/INT/362/EC). 47 pp.
- Cury, P., Roy, C. (1989). Optimal environmental window and pelagic fish recruitment success in upwelling areas. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 46, 670-680.
- Dahl, R. E., Yahya, M. (2019). Price volatility dynamics in aquaculture fish markets. *Aquaculture Economics and Management* 23, 321-340.
- Damalas, D., Megalofonou, P., Apostolopoulou, M. (2007). Environmental, spatial, temporal and operational effects on swordfish (*Xiphias gladius*) catch rates of eastern Mediterranean Sea longline fisheries. *Fisheries Research* 84, 233-246.
- Dickson, R. R., Turrell, W. R. (2000). The NAO: the dominant atmospheric process affecting oceanic variability in home, middle and distant waters of European salmon, in *The Ocean Life of Atlantic Salmon-Environmental and Biological Factors Influencing Survival*, edited by D. Mills, pp. 92-115, Fishing News Books, Oxford, U.K., 2000.

- Dirección General de la sostenibilidad de la costa y del mar. (2008). Los mares de España. ISBN: 978-84-8320-423-8. Editorial: Ministerio de Medio Ambiente. Secretaria General Técnica.
- Dow, R. L. (1977). Relationship of sea surface temperature to American and European lobster landings. *ICES Journal of Marine Science* 37, 186-191.
- Echevarría, F., García-Lafuente, J., Bruno, M., Gorsky, G., Goutx, M., González, N., García, C. M., Gómez, F., Vargas, J. M., Picheral, M., Striby, L., Varela, M., Alonso, J. J., Reul, A., Cózar, A., Prieto, L., Sarhan, T., Plaza, F., Jiménez-Gómez, F. (2002). Physical-biological coupling in the Strait of Gibraltar. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 49, 4115-4130.
- Fang, Z., Chen, X., Su, H., Staples, K., Chen, Y. (2018). Exploration of statolith shape variation in jumbo flying squid, *Dosidicus gigas*, based on wavelet analysis and machine learning methods for stock classification. *Bulletin of Marine Science* 94, 1465-1482.
- FAO. (2020). The State of World Fisheries and Aquaculture (SOFIA). (Rome, Italy).
- Fernández, I. L., Báez, J. C., Rubio, C. J., Muñoz, P., Camiñas, J. A., Macías, D. (2020). Climate oscillations effects on market prices of commercially important fish in the northern Alboran Sea. *International journal of biometeorology* 64, 689-699.
- Fernández-Boán, M., Fernández, L., Freire, J. (2012). History and management strategies of the sea urchin *Paracentrotus lividus* fishery in Galicia (NW Spain). *Ocean and Coastal Management* 69, 265-272.
- Frías, M. D., Herrera, S., Cofiño, A. S., Gutiérrez, J. M. (2010). Assessing the skill of precipitation and temperature seasonal forecasts in Spain: windows of opportunity related to ENSO events. *Journal of Climate* 23, 209-220.
- García de Pedraza, L. (1990). Características de los vientos en la zona del Estrecho de Gibraltar. *Calendario meteorológico* 1991, 188-201.
- García Lafuente, J. G., Vargas, J. M., Plaza, F., Sarhan, T., Candela, J., Bascheck, B. (2000). Tide at the eastern section of the Strait of Gibraltar. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 105, 14197-14213.

- García Lafuente, J., Delgado, J., Vargas, J. M., Vargas, M., Plaza, F., Sarhan, T. (2002a). Low-frequency variability of the exchanged flows through the Strait of Gibraltar during CANIGO. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 49, 4051-4067.
- García Lafuente, J., Delgado, J., Criado, F. (2002b). Inflow interruption by meteorological forcing in the Strait of Gibraltar. *Geophysical Research Letters* 29, 20-1.
- Gil, J. (2006). Biología y pesca del voraz [*Pagellus bogaraveo* (Brünnich, 1768)] en el Estrecho de Gibraltar. Tesis Doctoral, Universidad de Cádiz, España.
- Gil-Herrera, J., Gutiérrez-Estrada, J. C., Benchoucha, S., Pérez-Gil, J. L., Sanz-Fernández, V., el Arraf, S., Burgos, C., Malouli Idrissi, M., Farias, C. (2021). The Blackspot seabream fishery in the Strait of Gibraltar: Lessons and future perspectives of shared marine resource. In *Alboran Sea-Ecosystems and Marine Resources* (pp. 629-657). Springer, Cham.
- Gil-Herrera, J. Updated information from the Spanish Blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) fishery in the Strait of Gibraltar area. Working Document presented to the Second Meeting of the FAO CopeMed II Working Group on Blackspot Seabream (*Pagellus bogaraveo*) of the Strait of Gibraltar áreas between Spain and Morocco (Tangiers, Morocco, 19-21 March 2012). GCP/INT/028/SPA-GCP/INT/006/EC. CopeMed II Occasional Paper N° 10. 10 pp.
- Glaser, S. M., Ye, H., Maunder, M., MacCall, A., Fogarty, M., Sugihara, G. (2011). Detecting and forecasting complex nonlinear dynamics in spatially structured catch-per-unit-effort time series for North Pacific albacore (*Thunnus alalunga*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 68, 400-412.
- Gómez-Zotano, J., Alcántara-Manzanares, J., Olmedo-Cobo, J. A., Martínez-Ibarra, E. (2015). La sistematización del clima mediterráneo: identificación, clasificación y caracterización climática de Andalucía (España). *Revista de Geografía Norte Grande* 61, 161-180.
- Gutiérrez-Estrada, J. C., Gil-Herrera, J., Pulido-Calvo, I., Czerwinski, I. A. (2017). Is it possible to differentiate between environmental and fishery effects on abundance-

- biomass variation? A case study of blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) in the Strait of Gibraltar. *Fisheries Oceanography* 26, 455-475.
- Gutiérrez-Estrada, J. C., Sanz-Fernández, V., Pulido-Calvo, I., Gil-Herrera, J. (2020). Improving the interpretability of the effects of environmental factors on abundance of fish stocks. *Ecological Indicators* 117, 106533.
- Gutiérrez-Estrada, J. C., Silva, C., Yáñez, E., Rodríguez, N., Pulido-Calvo, I. (2007). Monthly catch forecasting of anchovy *Engraulis ringens* in the north area of Chile: non-linear univariate approach. *Fisheries Research* 86, 188-200.
- Gutiérrez-Estrada, J.C., Yáñez, E., Pulido-Calvo, I., Silva, C., Plaza, F., Bórquez, C. (2009). Pacific sardine (*Sardinops sagax*, Jenyns 1842) landings prediction. A neural network ecosystemic approach. *Fisheries Research* 100, 116-125.
- Hurrell, J., National Center for Atmospheric Research Staff (Eds). (2020). Last modified 24 Apr 2020. The climate data guide: Hurrell North Atlantic Oscillation (NAO) Index (station-based). <https://climatedataguide.ucar.edu/climate-data/hurrell-north-atlantic-oscillation-nao-index-station-based>.
- Hinojosa, I. A., Gardner, C., Green, B. S., Jeffs, A., Leon, R., Linnane, A. (2017). Differing environmental drivers of settlement across the range of southern rock lobster (*Jasus edwardsii*) suggest resilience of the fishery to climate change. *Fisheries Oceanography* 26, 49-64.
- Hoerling, M. P. Kumar, A. (2000). Understanding and predicting extratropical teleconnections related to ENSO, in: *El Niño and the Southern Oscillation: Multi-scale Variations and Global and Regional Impacts*, edited by: Diaz, H. F. and Markgraf, V., Cambridge University Press, 2000.
- Katselis, G. N., Moutopoulos, D. K., Dimitriou, E. N., Koutsikopoulos, C. (2013). Long-term changes of fisheries landings in enclosed gulf lagoons (Amvrakikos gulf, W Greece): Influences of fishing and other human impacts. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 131, 31-40.
- Khan, A. M., Gray, T. S., Mill, A. C., Polunin, N. V. (2018). Impact of a fishing moratorium on a tuna pole-and-line fishery in eastern Indonesia. *Marine Policy* 94, 143-149.

- Krug, H. (1998). Variation in the reproductive cycle of the blackspot seabream, *Pagellus bogaraveo* (Brünnich, 1768) in the Azores. *ARQUIPÉLAGO. Life and Marine Sciences* 16, 37-47.
- Lan, K. W., Evans, K., Lee, M. A. (2013). Effects of climate variability on the distribution and fishing conditions of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the western Indian Ocean. *Climatic Change* 119, 63-77.
- Lima, M. A. L., Carvalho, A. R., Nunes, M. A., Angelini, R., da Costa Doria, C. R. (2020). Declining fisheries and increasing prices: The economic cost of tropical rivers impoundment. *Fisheries Research* 221, 105399.
- Lorance, P. (2011). History and dynamics of the overexploitation of the blackspot sea bream (*Pagellus bogaraveo*) in the Bay of Biscay. *ICES Journal of Marine Science* 68, 290-301.
- Madihah, J. S., Aung, T., Awnesh, S. (2010). Sensitivity of fish landings to some meteorological parameters: a case study. *American Journal of Environmental Sciences* 6, 177-183.
- Mallat, S. (1998) A Wavelet Tour of Signal Processing. San Diego: Academic Press, 577 pp.
- Malta, T., Santos, P. T., Santos, A. M. P., Rufino, M., Silva, A. (2016). Long-term variations in Ibero-Atlantic sardine (*Sardina pilchardus*) population dynamics: Relation to environmental conditions and exploitation history. *Fisheries Research* 179, 47-56.
- Martin, P., Maynou, F., Recasens, L., Sabatés, A. (2016). Cyclic fluctuations of blue whiting (*Micromesistius poutassou*) linked to open-sea convection processes in the northwestern Mediterranean *Fisheries Oceanography* 25, 229-240.
- Martínez, J. M. P. (2022). Análisis espectral de wavelet: una concisa revisión. *Revista de Climatología* 22, 51-95.
- Maynou, F. (2008). Influence of the North Atlantic Oscillation on Mediterranean deep-sea shrimp landings. *Climate Research* 36, 253-257.

- Ménard, F., Marsac, F., Bellier, E., Cazelles, B. (2007). Climatic oscillations and tuna catch rates in the Indian Ocean: a wavelet approach to time series analysis. *Fisheries Oceanography* 16, 95-104.
- Nadal, I., Sammartino, S., García-Lafuente, J., Sánchez Garrido, J. C., Gil-Herrera, J., Hidalgo, M., Hernández, P. (2022). Hydrodynamic connectivity and dispersal patterns of a transboundary species (*Pagellus bogaraveo*) in the Strait of Gibraltar and adjacent basins. *Fisheries Oceanography* 31, 384-401.
- Nicola, G. G., Elvira, B., Jonsson, B., Ayllón, D., Almodóvar, A. (2018). Local and global climatic drivers of Atlantic salmon decline in southern Europe. *Fisheries Research* 198, 78-85.
- Ottersen, G., Planque, B., Belgrano, A., Post, E., Reid, P. C., Stenseth, N. C. (2001) Ecological effects of the North Atlantic Oscillation. *Oecologia* 128, 1-14.
- Palma-Pedraza, S. (2017). Análisis de la pesquería del voraz *Pagellus bogaraveo* (Brünnich, 1768) que se desarrolla en el estrecho de Gibraltar. Trabajo de Fin de Grado, Universidad de Cádiz, España.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., Torres Jr, F. (1998). Fishing down marine food webs. *Science*, 279(5352), 860-863.
- Percival, D. B., & Walden, A. T. (2000). Wavelet methods for time series analysis (Vol. 4). Cambridge university press.
- Percival, D. B., Walden, A. T. (2000). Wavelet methods for time series analysis (Vol. 4). Cambridge university press.
- Pérez, M. M., Rodríguez del Valle, F. (2001). Especies de interés Pesquero en el Litoral de Andalucía. Junta de Andalucía, Consejería de Agricultura y Pesca. Sevilla, 180 pp.
- Pitois, S.G., Jansen, T., Pinnegar, J. (2015). The impact of environmental variability on Atlantic mackerel *Scomber scombrus* larval abundance to the west of the British Isles. *Continental Shelf Research* 99, 26-34.
- Polanco-Martínez, J. M. (2022). Análisis espectral de wavelet: una concisa revisión. *Revista de Climatología* 22, 51-95.
- Punzón, A., Rueda, L., Rodríguez-Basalo, A., Hidalgo, M., Oliver, P., Castro, J., Gil, J., Esteban, A., Gil de Sola, L., Massutí, E. (2020). History of the Spanish demersal

- fishery in the Atlantic and Mediterranean Seas. *ICES Journal of Marine Science* 77, 553-566.
- Ravier, C., Fromentin, J. M. (2004). Are the long-term fluctuations in Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) population related to environmental changes?. *Fisheries Oceanography* 13, 145-160.
- Ropelewski, C. F., Halpert, M. S. (1987). Global and regional scale precipitation patterns associated with the El Niño/Southern Oscillation. *Monthly Weather Review* 115, 1606-1626.
- Rösch, A., Schmidbauer, H. (2016). WaveletComp 1.1: A guided tour through the R package. URL: http://www.hsstat.com/projects/WaveletComp/WaveletComp_guided_tour.pdf.
- Safina, C., Rosenberg, A. A., Myers, R. A., Quin II, T. J., Collie, J. S. (2005). U.S. Ocean Fish Recovery: Staying the Course. *Science* 309,707-708.
- Salutregui Darriba, S. (2017). Engorde de besugo ("*Pagellus Bogaraveo*") en jaulas, en la ría de Lorbé. MSc Thesis, University of Coruña, Spain.
- Sanz-Fernández, V., Gutiérrez-Estrada, J. C. (2021). Historical changes of Blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) landing patterns in the Strait of Gibraltar from 1983 to 2016: Environmental and legislation effects. *Fisheries Oceanography* 30, 111-126.
- Sanz-Fernández, V., Gutiérrez-Estrada, J. C., Pulido-Calvo, I., Gil-Herrera, J., Benchoucha, S., el Arraf, S. (2019). Environment or catches? Assessment of the decline in blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) abundance in the Strait of Gibraltar. *Journal of Marine Systems* 190, 15-24.
- Sculley, M. L., Brodziak, J. (2020). Quantifying the distribution of swordfish (*Xiphias gladius*) density in the Hawaii-based longline fishery. *Fisheries Research* 230, 105638.
- Selvaraj, J. J., Arunachalam, V., Coronado-Franco, K. V., Romero-Orjuela, L. V., Ramírez-Yara, Y. N. (2020). Time-series modeling of fishery landings in the Colombian Pacific Ocean using an ARIMA model. *Regional Studies in Marine Science* 39, 101477.

- Silva, C., Yáñez, E., Barbieri, M. A., Bernal, C., Aranis, A. (2015). Forecasts of swordfish (*Xiphias gladius*) and common sardine (*Strangomera bentincki*) off Chile under the A2 IPCC climate change scenario. *Progress in Oceanography* 134, 343-355.
- Sims, D. W., Wearmouth, V. J., Genner, M. J., Southward, A. J., Hawkins, S. J. (2004). Low-temperature-driven early spawning migration of a temperate marine fish. *Journal of Animal Ecology* 73, 333-341.
- Sirabella, P., Giuliani, A., Colosimo, A., Dippner, J. W. (2001). Breaking down the climate effects on cod recruitment by principal component analysis and canonical correlation. *Marine Ecology Progress Series* 216, 213-222.
- Skogen, M. D. (2005). Clupeoid larval growth and plankton production in the Benguela upwelling system. *Fisheries Oceanography* 14, 64-70.
- Torralba, J., Besada, M. (2015). A stochastic model for the Iberoatlantic sardine fishery. Global warming and economic effects. *Ocean and Coastal Management* 114, 175-184.
- Torrence, C., Compo, G. P. (1998). A practical guide to wavelet analysis. *Bulletin of the American Meteorological Society* 79, 61-78.
- Tupper, M. H. (2002). Marine Reserves and Fisheries Management. *Science* 295, 1233-1235.
- Tzanatos, E., Raitsos, D. E., Triantafyllou, G., Somarakis, S., Tsonis, A. A. (2014). Indications of a climate effect on Mediterranean fisheries. *Climatic Change* 122, 41-54.
- Ullah, H., Leitão, F., Baptista, V., Chícharo, L. (2012). An analysis of the impacts of climatic variability and hydrology on the coastal fisheries, *Engraulis encrasicolus* and *Sepia officinalis*, of Portugal. *Ecohydrology and Hydrobiology* 12, 337-352.
- Vargas-Yáñez, M., Giráldez, A., Torres, P., González, M., García-Martínez, M. D. C., Moya, F. (2020). Variability of oceanographic and meteorological conditions in the northern Alboran Sea at seasonal, inter-annual and long-term time scales and their influence on sardine (*Sardina pilchardus* Walbaum 1792) landings. *Fisheries Oceanography* 29, 367-380.
- Vázquez López-Escobar, A. (2006). Ondas internas en el estrecho de Gibraltar y procesos de mezclas inducidos. Tesis Doctoral, Universidad de Cádiz, España.

- Watson, R., Pauly, D. (2001). Systematic distortions in world fisheries catch trends. *Nature* 414, 534-536.
- Yáñez, E., Plaza, F., Gutiérrez-Estrada, J. C., Rodríguez, N., Barbieri, M. A., Pulido-Calvo, I., Bórquez, C. (2010). Anchovy (*Engraulis ringens*) and sardine (*Sardinops sagax*) abundance forecast off northern Chile: A multivariate ecosystemic neural network approach. *Progress in Oceanography* 210, 242-250.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Elphick, C. S. (2010). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution* 1, 3-14.

3.7. Anexo. Figuras complementarias

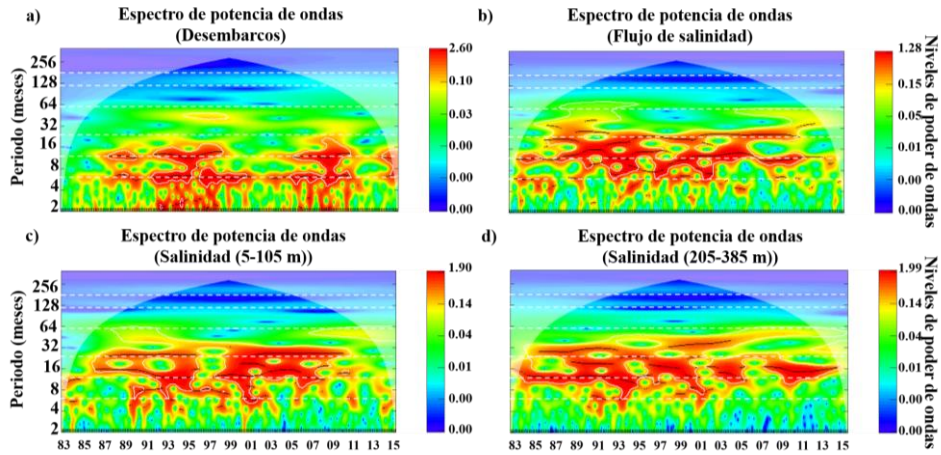


Figura 3.1A. Espectro de potencia de ondas univariado sin tendencia lineal y sin señal Loess desde 1983 a 2015 para a) los desembarcos, b) el flujo de salinidad, c) la salinidad superficial (5-105 m) y d) profunda (205-385 m). Los colores tirando hacia los rojos indican mayores intensidades de energía o varianza. Las bandas blancas indican los 6, 12, 24, 60, 120 y 180 meses respectivamente. El área blanca representa el cono de influencia.

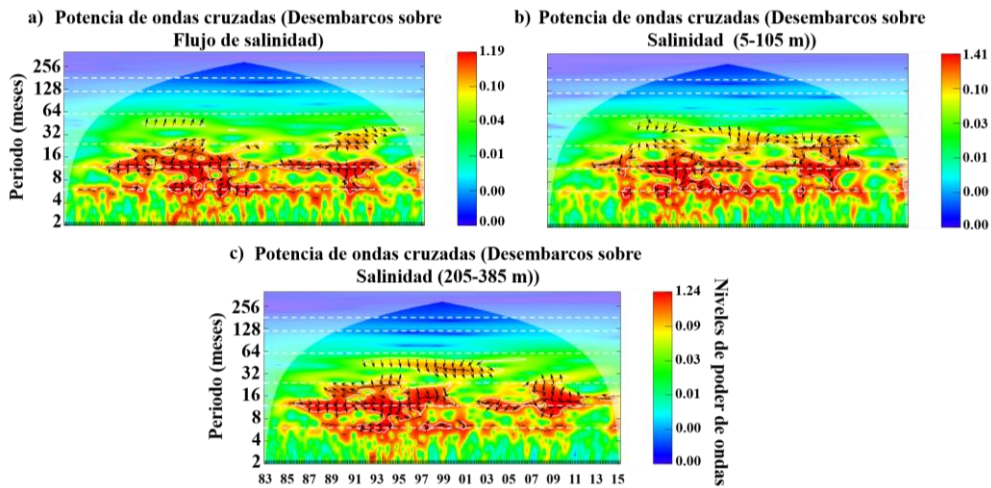


Figura 3.2A. Potencia de ondas cruzadas sin tendencia lineal y sin señal Loess desde 1983 a 2015 de los desembarcos sobre a) el flujo de salinidad, b) la salinidad superficial (5-105 m) y c) profunda (205-385 m). Los colores tirando hacia los rojos indican mayores intensidades de energía o varianza. Las flechas representan la diferencia de fases entre las dos series temporales. Si las flechas apuntan hacia la derecha están en fase, si es a la izquierda están en desfase. Las bandas blancas indican los 6, 12, 24, 60, 120 y 180 meses respectivamente. El área blanca representa el cono de influencia.

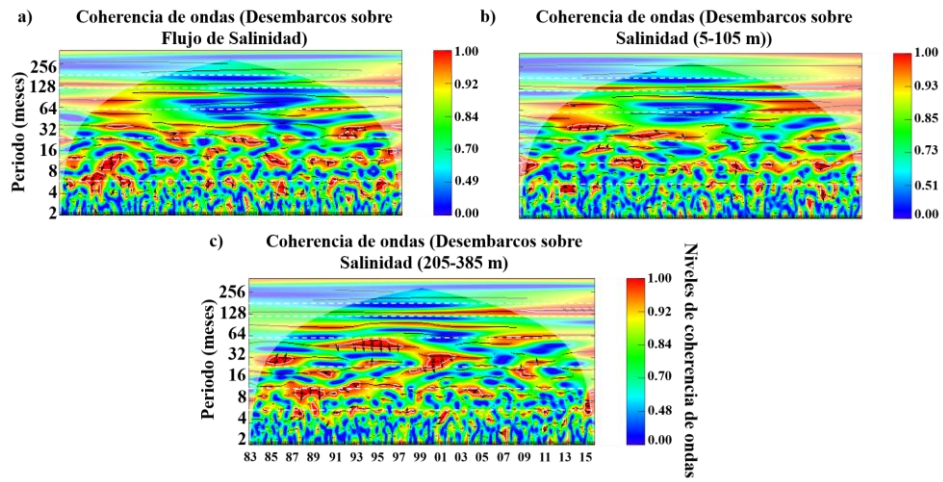


Figura 3.3A. *Coherencia de ondas cruzadas sin tendencia lineal y sin señal Loess desde 1983 a 2015 de los desembarcos sobre a) el flujo de salinidad, b) la salinidad superficial (5-105 m) y c) profunda (205-385 m). Los colores tirando hacia los rojos indican mayores intensidades de energía o varianza. Las flechas representan la diferencia de fases entre las dos series temporales. Si las flechas apuntan hacia la derecha están en fase, si es a la izquierda están en desfase. Las bandas blancas indican los 6, 12, 24, 60, 120 y 180 meses respectivamente. El área blanca representa el cono de influencia.*

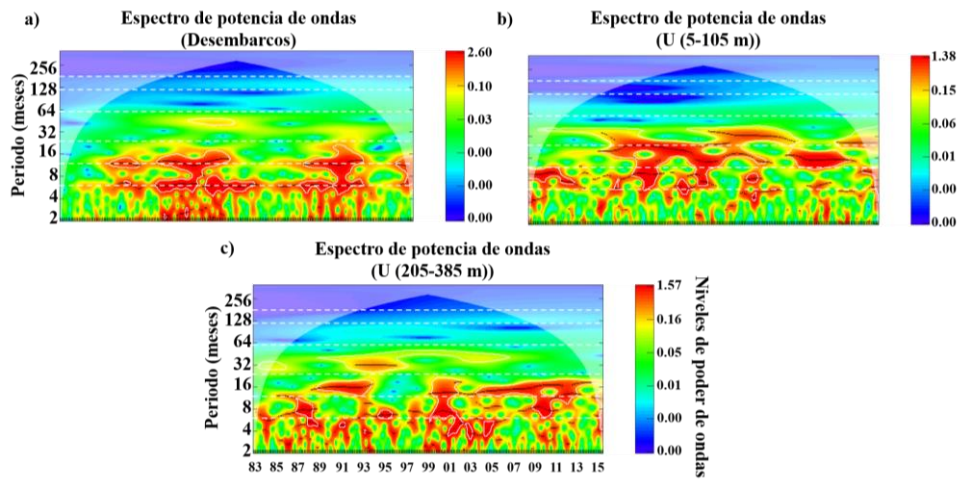


Figura 3.4A. Espectro de potencia de ondas univariado sin tendencia lineal y sin señal Loess desde 1983 a 2015 para a) los desembarcos, b) la componente U de la velocidad de la corriente superficial (5-105 m) y c) profunda (205-385 m). Los colores tirando hacia los rojos indican mayores intensidades de energía o varianza. Las bandas blancas indican los 6, 12, 24, 60, 120 y 180 meses respectivamente. El área blanca representa el cono de influencia.

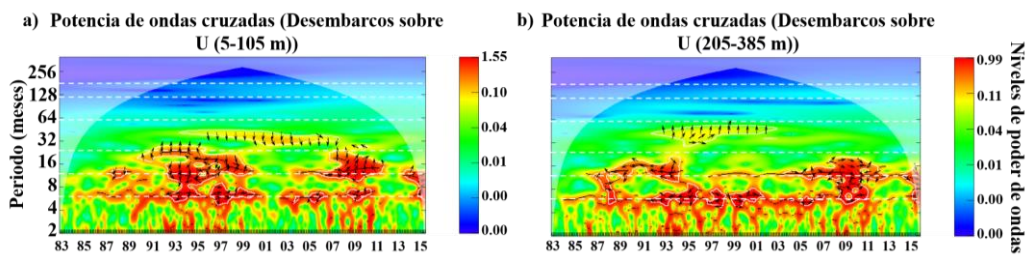


Figura 3.5A. Potencia de ondas cruzadas sin tendencia lineal y sin señal Loess desde 1983 a 2015 de los desembarcos sobre a) la componente U de la velocidad de la corriente superficial (5-105 m) y b) profunda (205-385 m). Los colores tirando hacia los rojos indican mayores intensidades de energía o varianza. Las flechas representan la diferencia de fases entre las dos series temporales. Si las flechas apuntan hacia la derecha están en fase, si es a la izquierda están en desfase. Las bandas blancas indican los 6, 12, 24, 60, 120 y 180 meses respectivamente. El área blanca representa el cono de influencia.

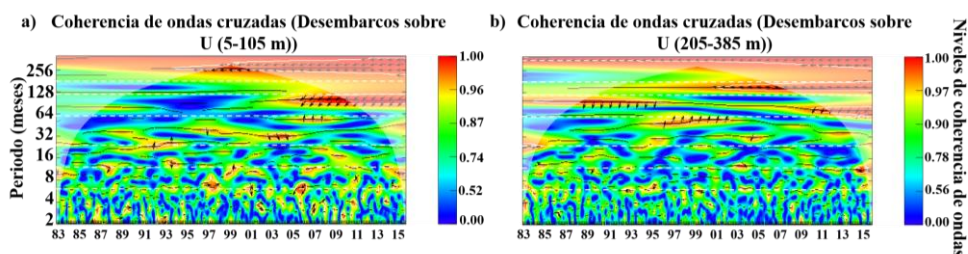


Figura 3.6A. Coherencia de ondas cruzadas sin tendencia lineal y sin señal Loess desde 1983 a 2015 de los desembarcos sobre a) la componente U de la velocidad de la corriente superficial (5-105 m) y b) profunda (205-385 m). Los colores tirando hacia los rojos indican mayores intensidades de energía o varianza. Las flechas representan la diferencia de fases entre las dos series temporales. Si las flechas apuntan hacia la derecha están en fase, si es a la izquierda están en desfase. Las bandas blancas indican los 6, 12, 24, 60, 120 y 180 meses respectivamente. El área blanca representa el cono de influencia.

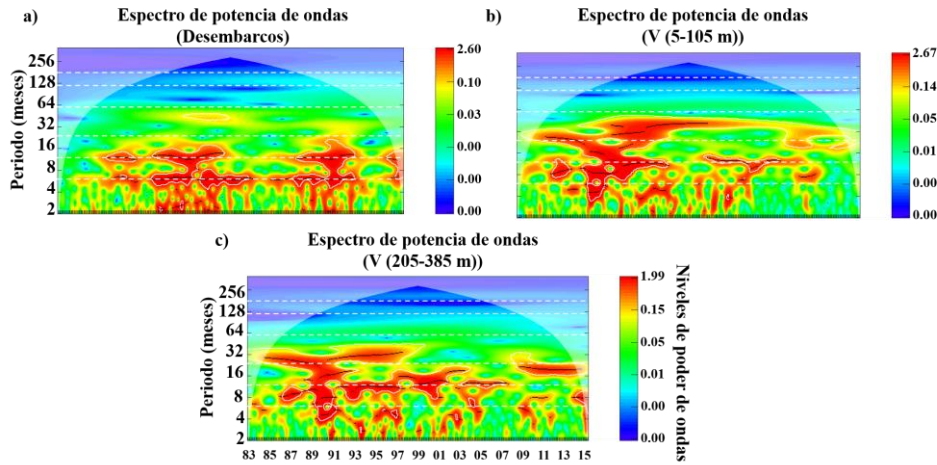


Figura 3.7A. Espectro de potencia de ondas univariado sin tendencia lineal y sin señal Loess desde 1983 a 2015 para a) los desembarcos, b) la componente V de la velocidad de la corriente superficial (5-105 m) y c) profunda (205-385 m). Los colores tirando hacia los rojos indican mayores intensidades de energía o varianza. Las bandas blancas indican los 6, 12, 24, 60, 120 y 180 meses respectivamente. El área blanca representa el cono de influencia.

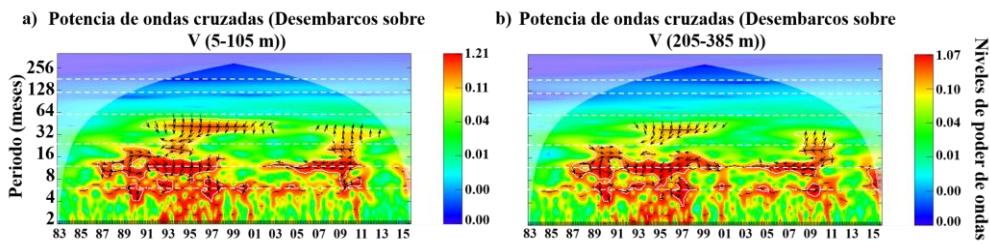


Figura 3.8A. Potencia de ondas cruzadas sin tendencia lineal y sin señal Loess desde 1983 a 2015 de los desembarcos sobre a) la componente V de la velocidad de la corriente superficial (5-105 m) y b) profunda (205-385 m). Los colores tirando hacia los rojos indican mayores intensidades de energía o varianza. Las flechas representan la diferencia de fases entre las dos series temporales. Si las flechas apuntan hacia la derecha están en fase, si es a la izquierda están en desfase. Las bandas blancas indican los 6, 12, 24, 60, 120 y 180 meses respectivamente. El área blanca representa el cono de influencia.

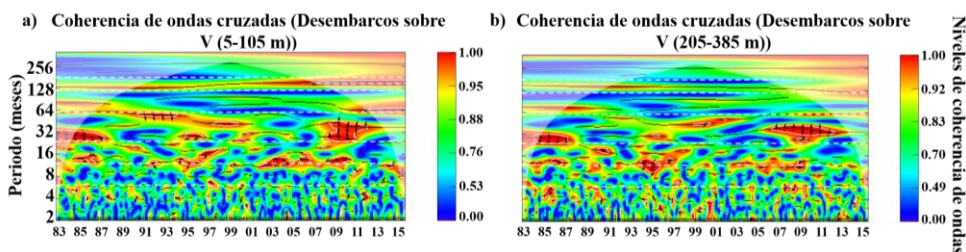


Figura 3.9A. Coherencia de ondas cruzadas sin tendencia lineal y sin señal Loess desde 1983 a 2015 de los desembarcos sobre a) la componente V de la velocidad de la corriente superficial (5-105 m) y b) profunda (205-385 m). Los colores tirando hacia los rojos indican mayores intensidades de energía o varianza. Las flechas representan la diferencia de fases entre las dos series temporales. Si las flechas apuntan hacia la derecha están en fase, si es a la izquierda están en desfase. Las bandas blancas indican los 6, 12, 24, 60, 120 y 180 meses respectivamente. El área blanca representa el cono de influencia.

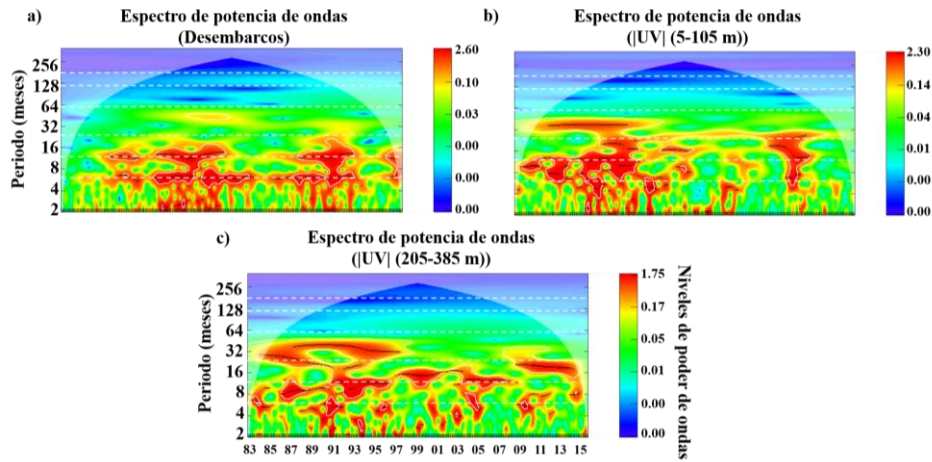


Figura 3.10A. Espectro de potencia de ondas univariado sin tendencia lineal y sin señal Loess desde 1983 a 2015 para a) los desembarcos, b) el módulo de la velocidad de la corriente $|UV|$ superficial (5-105 m) y c) profunda (205-385 m). Los colores tirando hacia los rojos indican mayores intensidades de energía o varianza. Las bandas blancas indican los 6, 12, 24, 60, 120 y 180 meses respectivamente. El área blanca representa el cono de influencia.

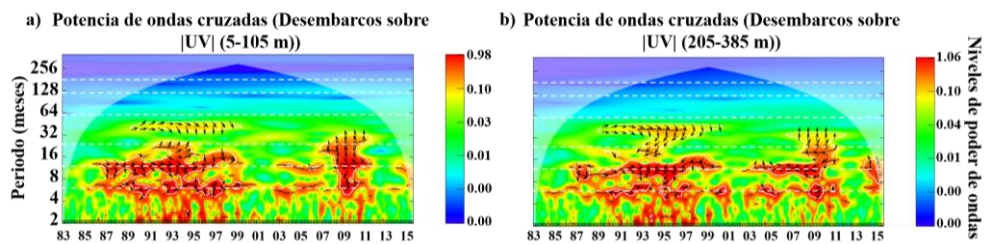


Figura 3.11A. Potencia de ondas cruzadas sin tendencia lineal y sin señal Loess desde 1983 a 2015 de los desembarcos sobre a) el módulo de la velocidad de la corriente $|UV|$ superficial (5-105 m) y b) profunda (205-385 m). Los colores tirando hacia los rojos indican mayores intensidades de energía o varianza. Las flechas representan la diferencia de fases entre las dos series temporales. Si las flechas apuntan hacia la derecha están en fase, si es a la izquierda están en desfase. Las bandas blancas indican los 6, 12, 24, 60, 120 y 180 meses respectivamente. El área blanca representa el cono de influencia.

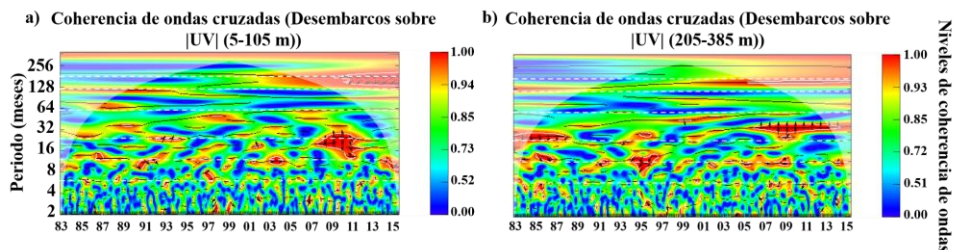


Figura 3.12A. Coherencia de ondas cruzadas sin tendencia lineal y sin señal Loess desde 1983 a 2015 de los desembarcos sobre a) el módulo de la velocidad de la corriente $|UV|$ superficial (5-105 m) y b) profunda (205-385 m). Los colores tirando hacia los rojos indican mayores intensidades de energía o varianza. Las flechas representan la diferencia de fases entre las dos series temporales. Si las flechas apuntan hacia la derecha están en fase, si es a la izquierda están en desfase. Las bandas blancas indican los 6, 12, 24, 60, 120 y 180 meses respectivamente. El área blanca representa el cono de influencia.



CAPÍTULO IV

Enfoque multivariante para la
evaluación de los efectos históricos
de los factores ambientales abióticos
sobre la producción pesquera de
voraz en el Estrecho de Gibraltar
desde 1983 a 2015



4. Resumen

Desde una perspectiva multivariante, se evalúa la dinámica media anual de la serie temporal de desembarcos comerciales de voraz [*Pagellus bogaraveo* (Brünnich, 1768)] en el Estrecho de Gibraltar desde 1983 hasta 2015. En esta zona, esta especie es un recurso económico de gran importancia comercial para las flotas española y marroquí. Se aplican análisis de tendencia, de punto de cambio, de componentes principales y de agrupación de series temporales para detectar patrones y relaciones entre la serie de pesca y diferentes variables oceanográficas e índices climáticos. Además, se evalúa la influencia de este conjunto de variables en los desembarcos desde un enfoque de modelado lineal y no lineal. Los resultados obtenidos indicaron la presencia de patrones temporales comunes y la existencia de una influencia significativa entre los desembarcos y la temperatura del océano, el módulo de la velocidad de la corriente y el flujo de calor, produciéndose un menor rendimiento pesquero al tener aguas más frías con corrientes menos intensas. Este tipo de estudio es de vital importancia para la aplicación de un enfoque ecosistémico a la gestión de este recurso, al comprender el efecto y la influencia del medio ambiente en la pesquería.

4. Abstract

*From a multivariate perspective, we evaluate the mean annual dynamics of the time series of commercial landings of Blackspot seabream [*Pagellus bogaraveo* (Brünnich, 1768)] in the Strait of Gibraltar from 1983 to 2015. In this area, this species is an economic resource of great commercial importance for the Spanish and Moroccan fleets. Trend, change point, principal component and time series clustering analyses are applied to detect patterns and relationships between the fishing series and different oceanographic variables and climatic indices. In addition, the influence of this set of variables on landings is evaluated from a linear and non-linear modelling approach. The results obtained indicated the presence of common temporal patterns and the existence of a significant influence between landings and ocean temperature, current velocity modulus and heat flux, resulting in a lower fishing yield when having colder waters with less intense currents. This type of study is of vital importance for the application of an ecosystem approach to the management of this resource, by understanding the effect and influence of the environment on the fishery.*

4.1. Introducción

El voraz o besugo de la pinta [*Pagellus bogaraveo* (Brünnich, 1768)] es un espárido de carácter marino con distribución bentopelágica meridional, localizándose por el Atlántico oriental desde Noruega hasta las Islas Canarias y Senegal, y por el Mar Mediterráneo (Carpenter y Russell, 2014). A lo largo de su ciclo de vida, habita en aguas costeras, tanto en fondos de roca como arena y fango llegando hasta los 400 m de profundidad en el Mediterráneo y alcanzando los 700 m en el Atlántico (Gil, 2006; Cabrera, 2014). Se alimenta principalmente de crustáceos, huevos, larvas y juveniles de peces. Especialmente, presenta una distribución vertical marcada por la edad y el tamaño, de modo que los ejemplares jóvenes juveniles forman bancos en aguas costeras, mientras que los ejemplares adultos se localizan en aguas profundas. Junto a esta distribución va asociado un comportamiento migratorio reproductor y trófico. Dependiendo de la zona geográfica, la longitud del periodo reproductivo varía aunque en general suele ser largo, igual o superior a 3 meses (Gil, 2006, Cabrera, 2014).

La evolución de sus capturas mundiales reportadas por la FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura) mostraron una tendencia descendente desde 1950 a 2019, con un total histórico de 393,931.67 Tn (toneladas), de las cuales el 99.47% (391,881.71 Tn) son responsabilidad de la flota europea y el 98% (386,021.56 Tn) proceden del Atlántico Noreste (Área FAO 27). 14 son los estados europeos implicados en esta pesquería, siendo España el país con mayor volumen de captura representando respectivamente un 80.90% (317,057.87 Tn) de las capturas totales de la Unión Europea (UE) desde 1950 a 2019, seguido de Portugal con un 11.77 % (46,120 Tn). Durante este periodo, las capturas españolas de esta especie se caracterizaron por una tendencia descendente, al igual que sus capturas mundiales (FAO, 2021). El alto volumen de las capturas españolas procede de diversas poblaciones o “stocks”, como las de los caladeros tradicionales del Cantábrico y Galicia, situados en el norte de la Península Ibérica. Entre las poblaciones explotadas, destaca la que habita al sur de la Península Ibérica, concretamente en el Estrecho de Gibraltar. La pesquería del voraz en aguas del Estrecho alcanzó su mayor desarrollo en la década de 1980, coincidiendo con la disminución de las capturas en los caladeros del norte (Cabrera, 2014).

Dentro de esta área, el voraz es especie objetivo de las flotas artesanales españolas y marroquí y de la flota palangrera marroquí (Cabrera, 2014; Gil-Herrera *et al.*, 2021). Para

la flota artesanal española, esta especie es un recurso de gran interés e importancia socioeconómica, debido al alto valor que puede alcanzar en la lonja y a su alto valor gastronómico (Cabrera, 2014). Este recurso también es de gran importancia para la flota marroquí debido a su alto valor económico en comparación con otros recursos demersales (CopeMed II, 2019). En ambos países, el arte de pesca utilizado es un palangre de fondo conocido como “voracera”. Aunque es muy similar en los dos países, existen algunas diferencias asociadas principalmente al tamaño y a la forma de calar. En Marruecos, el arte se despliega desde la embarcación y el palangre permanece atado a boyas para asegurar su flotabilidad, mientras que en España, el arte está siempre atado a la embarcación (CopeMed II, 2018; Gil-Herrera *et al.*, 2021).

El rango de profundidades de pesca junto con las características técnicas de las embarcaciones son diferentes entre ambas flotas. La flota artesanal española está formada por buques de pequeño tamaño, cuyo número ha ido disminuyendo en los últimos años y cuyas características técnicas medias son: eslora= 9.80 metros, GRT (“*Gross Registered Tonnage*” o toneladas de registro bruto) = 6.36 y HP (“*Horsepower*” o caballos de potencia) = 47.23. La operación de pesca se lleva a cabo durante el día, aprovechando el cambio de mareas (generalmente de bajamar a pleamar) en profundidades de 350 a 750 m, alrededor de 200 a 400 brazas (CopeMed II, 2018; CopeMed II, 2019). La flota marroquí está compuesta por dos tipos de barcos: palangreros y artesanales. Desde 2001, alrededor de 78-102 palangreros y 45-435 embarcaciones artesanales se han dirigido a *Pagellus bogaraveo* en el Estrecho de Gibraltar. Las características técnicas de los buques artesanales son: eslora = 4-6 metros, TRB < 2 y HP= 15, operando durante el día en un rango de profundidad medio de 400 m alrededor de 218.72 brazas, mientras que para los palangreros el rango de profundidad es mayor (habitual 500 m, 273.40 brazas) junto con sus características técnicas (eslora= 14 m, TRB= 23 y HP= 181) (Belcaid *et al.*, 2012; CopeMed II, 2018; CopeMed II, 2019). La comercialización y distribución de la especie se produce a través de los puertos españoles de Algeciras, Conil, Ceuta y Tarifa y del marroquí de Tánger, siendo el puerto de Tarifa el más importante desde 1983 a 2016, en términos porcentuales de contribución a los desembarcos totales comerciales, aunque en los últimos 5 años (2011-2016), el puerto de Tánger adquirió mayor importancia (Sanz-Fernández *et al.*, 2019).

En el Estrecho de Gibraltar, esta especie de carácter demersal localizada entre los 0-700 m de profundidad (Gil, 2006) presenta un ciclo biológico particular que le confiere

un aspecto a tener en cuenta a la hora de realizar un planteamiento de gestión. Presenta un distribución vertical en función de su tamaño, de modo que los juveniles forman bancos en aguas costeras, mientras que los ejemplares de mayor edad y tamaño se establecen en aguas profundas que bañan el exterior de la plataforma y el borde de talud continental (Gil, 2006). Esta especie es hermafrodita proterándrico, comenzando su ciclo vital como macho y transformándose en hembra en torno a los 30-35 cm de longitud total, aunque un gran porcentaje de individuos cambian de sexo a hembra en torno a los 32.5 cm de longitud total (ICES, 2019; CopeMed II, 2019). Aunque esta sea la tendencia general, es posible encontrar individuos que no realizan la inversión sexual siendo machos o hembras a lo largo de todo su ciclo vital (Sobrino y Gil, 2002). Esta inversión está condicionada por la abundancia de hembras por clase/talla y su estado de madurez en la población, por tanto a bajas densidades de hembras en la población la inversión hacia ellas será mayor (Krug, 1998). La talla de primera madurez es de unos 30 cm de longitud total para los machos y 35 cm de longitud total para las hembras (Gil, 2006; CopeMed II, 2018). El voraz es una especie de crecimiento lento, con una constante de crecimiento (k) en el modelo de Von Bertalanffy de 0.169 (años^{-1}). La época de reproducción de los adultos de voraz (individuos con una longitud total a partir de 21 cm y una media de 33.8 cm) en el Estrecho de Gibraltar tiene lugar durante el primer trimestre de cada año (meses: enero, febrero, marzo), principalmente durante las estaciones de invierno y primavera (Gil, 2006).

Una vez realizada la puesta, el huevo fecundado en fase larvaria estará sometido al movimiento de las corrientes que probablemente lo llevarán hacia zonas costeras a ambos lados del Estrecho de Gibraltar. Si sobrevive a esta fase crítica de su ciclo vital, el juvenil durante su primer año alcanza un rango de tamaño de 12-15 cm. Durante esta fase puede llegar a los 28 cm, viviendo en zonas muy costeras con una clara tendencia a la agregación, como bahías, escolleras, interior de puertos, etc., principalmente en la región del sur del Mediterráneo español. Por ello, durante este año y los dos siguientes, los individuos permanecerán en fondos de no más de 200 m de profundidad en aguas próximas al Estrecho de Gibraltar (Gil, 2006). En la fase adulta, los peces madurarán con diferentes tamaños según su sexo. Los adultos se desplazarán hacia el Estrecho de Gibraltar desde su zona de cría, donde se incorporarán a la pesquería una vez alcancen la talla mínima legal de desembarque. Desde 1998 hasta la actualidad, la talla mínima de desembarco en longitud total ha ido variando con un rango de 25-35 cm (Sanz-Fernández

y Gutiérrez-Estrada, 2021). Tras la época de puesta, los machos se transforman sexualmente en hembras que estarán listas para las siguientes puestas. Finalmente, el ciclo vital se repite (Gil, 2006).

Todos estos aspectos biológicos, junto con la mortalidad por pesca (eliminación de parte de la población reproductora) más la mortalidad natural (en los peces sin cuidados parentales, alta incidencia en las primeras etapas de la vida, huevos, embriones de vida libre, etapas larvarias y juveniles) causan que el voraz sea una especie muy sensible a la sobrepesca (Lorance, 2011). Primeros indicios de sobreexplotación y colapso de la población en el Estrecho de Gibraltar se están empezando a detectar (Gutiérrez-Estrada *et al.*, 2017; Sanz-Fernández *et al.*, 2019, Gil-Herrera *et al.*, 2021), del mismo modo que se está produciendo con las poblaciones del Golfo de Vizcaya (Lorance, 2011). Ante esta situación, la necesidad urgente de ejecutar medidas de gestión apropiadas que eviten el desastre natural y garanticen la sostenibilidad de la población es esencial. Sin embargo, ninguno de los estudios anteriores analiza exhaustivamente la influencia de la variabilidad ambiental en datos de producción pesquera, como desembarcos o capturas.

El efecto de la variabilidad ambiental-oceanográfica en las series temporales de datos pesqueros es un campo que se ha estudiado ampliamente tanto a escala local como en amplias zonas geográficas (Hofman y Powel, 1998; Damalas *et al.*, 2007; Nesslage *et al.*, 2021). Sin embargo, son pocos los estudios que han analizado los efectos de esta variabilidad en las series temporales de datos pesqueros relativos a la producción de *Pagellus bogaraveo* en la zona del Estrecho de Gibraltar, y ninguno lo ha analizado de forma exhaustiva combinando datos de capturas o desembarcos comerciales de las flotas española y marroquí. Lloret *et al.* (2001) modelizaron las relaciones entre diferentes variables ambientales y los recursos pesqueros en el Golfo de León y el Golfo de Rosas-Cabo Creus (Mar Mediterráneo noroccidental), utilizando las capturas mensuales y la CPUE (captura por unidad de esfuerzo) de 13 especies comerciales, en este caso combinando datos de *Pagellus bogaraveo* con *Pagellus acarne*. En aguas cercanas al Estrecho de Gibraltar, zona del Algarve (sur de Portugal), Erzini (2005) analizó el efecto de 5 variables ambientales (temperatura de la superficie del mar, precipitaciones, índice de afloramiento, caudal del río Guadiana (sureste de Portugal) y NAO, “*North Atlantic Oscillation*”, Oscilación del Atlántico Norte) sobre la serie temporal anual de desembarcos comerciales de *Pagellus bogaraveo* desde 1982 hasta 1999. En la zona del Estrecho de Gibraltar, Castilla Espino *et al.* (2010) estudiaron la relación entre la

temperatura superficial del mar (TSM) sobre los desembarcos comerciales de la flota española. Baéz *et al.* (2014), analizaron la influencia de los índices climáticos (NAO y AO, “*Arctic Oscillation*”, Oscilación Ártica) y las variables oceanográficas (temperatura y salinidad) sobre la serie histórica de desembarcos comerciales de la flota española. Estos dos últimos estudios no incorporan información pesquera de la flota marroquí que opera en el Estrecho de Gibraltar. Finalmente, Sanz-Fernández y Gutiérrez-Estrada (2021) incluyen esta información y analizan el efecto de las variables ambientales hasta un desfase de 3 años (NAO y anomalía de la temperatura del agua) mediante un análisis de correlación simple. Todos los estudios anteriores sugieren que la dinámica de las series de pesca de *Pagellus bogaraveo* está correlacionada con la variabilidad ambiental, principalmente de manera negativa.

Por otra parte, al igual que ocurre en otras especies, al efecto que las capturas y los desembarcos comerciales tienen sobre la población hay que sumar el efecto de las variaciones climáticas-oceanográficas, las cuales intervienen en la modulación del estado de las poblaciones de peces. Gutiérrez-Estrada *et al.* (2017), Sanz-Fernández *et al.* (2019) y Gutiérrez-Estrada *et al.* (2020) obtuvieron biomasa simuladas de la población de voraz en el Estrecho de Gibraltar mediante modelos de simulación que incorporan los aspectos biológicos de la especie y la dinámica de los desembarcos, concluyendo que cualquier modificación en los parámetros ambientales de su entorno supone una barrera que impide su desarrollo óptimo teniendo como consecuencia un efecto devastador en la población del Estrecho de Gibraltar, especialmente cuando la población alcanza bajos niveles de biomasa como consecuencia del exceso de presión pesquera. Por otro lado, Neves *et al.* (2021) a través del análisis de otolitos de *Pagellus bogaraveo* en el archipiélago de las Azores, indicaron que el aumento de la temperatura del agua invernal (enero-marzo) a profundidad (98-618 m) tuvo un efecto negativo sobre el crecimiento, lo que consecuentemente podría afectar a la producción de la pesquería. Por tanto, conocer con el máximo detalle posible la relación entre la variabilidad ambiental y la abundancia / producción de esta especie es un aspecto clave para llevar a cabo una gestión sostenible.

En el presente capítulo evaluamos en profundidad y de forma exhaustiva, el impacto relativo de un amplio marco de variables ambientales sobre la serie temporal histórica de desembarcos comerciales anuales de *Pagellus bogaraveo* entre 1983 y 2015 en la zona del Estrecho de Gibraltar, combinando la información pesquera de las flotas española y marroquí, a diferencia de la gran mayoría de estudios publicados. De acuerdo con la

Política Pesquera Común (PPC) de la Unión Europea, en la que uno de sus objetivos principales es garantizar la sostenibilidad de la actividad pesquera, la integración de información medio ambiental para gestión del recurso desde una perspectiva ecosistémica es fundamental. De ahí que el principal prioritario sea aumentar el conocimiento existente sobre las posibles relaciones, entre los desembarcos comerciales de esta especie y el entorno oceanográfico-climático en el que se llevan a cabo. En relación con esto, la hipótesis de partida establece la existencia de un efecto ambiental sobre la variabilidad anual de los desembarcos comerciales, lo que podría explicar parte de su dinamismo histórico. Para explorar esta hipótesis, se lleva a cabo una revisión bibliográfica y se realiza un análisis de la serie histórica de desembarcos comerciales de *Pagellus bogaraveo* en el Estrecho de Gibraltar desde 1983 a 2015, agrupando y modelando los desembarcos en función de un amplio marco de parámetros ambientales e índices climáticos, con el propósito de detectar y esclarecer sus patrones y relaciones, además de identificar cuáles de ellos influyen sobre los desembarcos y cuantificar sus efectos.

4.2. Materiales y métodos

4.2.1. Área de estudio y datos pesqueros

El área del Estrecho de Gibraltar es un entorno oceanográfico particular. Situado al sur de la Península Ibérica y al norte del continente africano, actúa como una frontera natural de 60 km de longitud aproximada entre el continente europeo y el africano (Bruno *et al.*, 2013). Su hidrodinámica se caracteriza especialmente por ser un sistema bicapa de intercambio de circulación inverso entre las masas de agua del océano Atlántico y el Mar Mediterráneo. Debido a la diferencia de densidades, el flujo atlántico fluye en superficie hacia su entrada al Mar Mediterráneo, mientras que el flujo mediterráneo lo realiza en profundidad en sentido contrario (Echevarría *et al.*, 2002; Vázquez López-Escobar, 2006). Este régimen de circulación está muy influenciado por el régimen de vientos, la morfología del Estrecho, corrientes mareales de los procesos oceanográficos de mezclas, afloramientos y generación y propagación de ondas internas (Echevarría *et al.*, 2002; Bruno *et al.*, 2013). Estas características son los pilares fundamentales del mantenimiento de una alta productividad marina y la diversidad de pesquerías del Estrecho (Echevarría *et al.*, 2002; García Horcajuelo, 2018; Cort *et al.*, 2019; Gil-Herrera *et al.*, 2021).

Para la realización de este capítulo, se utilizó la serie temporal de desembarcos comerciales totales en toneladas de la especie *Pagellus bogaraveo* desde 1983 a 2015, llevados a cabo por las flotas española y marroquí. Estos datos fueron proporcionados por el Instituto Español de Oceanografía y el Instituto Nacional de Investigaciones Pesqueras de Tánger. Se trabajó con los desembarcos promediados anuales. Estos datos derivan del promedio anual de la serie total correspondiente a la suma de los desembarcos mensuales de los puertos españoles de Algeciras (1995-2015), Ceuta (1987-2001), Conil (2001-2015) y Tarifa (1983-2015) y el marroquí de Tánger (2001-2015). El área de estudio se limita a las zonas operacionales de las flotas incluidas en la división IXa del extremo sureste del Consejo Internacional para la Exploración del Mar (ICES) entre los 6°25'W a 5°15'W y 35°45'N a 36°15'N (Burgos *et al.*, 2013) (Figura 4.1).

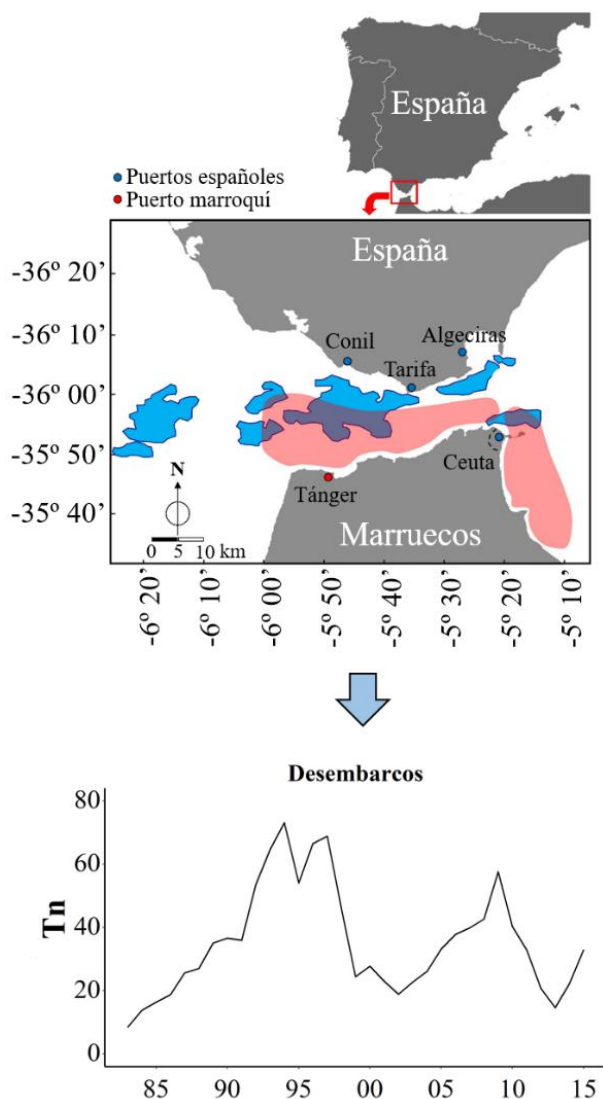


Figura 4.1. Área de operaciones en el Estrecho de Gibraltar de la flota voracera española (azul) y marroquí (rosa) (superior) junto con la serie temporal de desembarques medios anuales (1983-2015) (inferior). Los puntos representan los diferentes puertos implicados en la pesquería, azul-español y rojo-marroquí. Esta figura es una modificación de los mapas 9 a 17 incluidos en "Empresa Pública para el Desarrollo Agrario y Pesquero de Andalucía, S.A. 2010. Análisis de la pesquería de voraz y especies asociadas en el Estrecho de Gibraltar".

4.2.2. Datos oceanográficos e índices climáticos

Se utilizaron series históricas promedios anuales desde 1983 a 2015 de las siguientes variables oceanográficas: flujo de calor ($W m^{-2}$), flujo de salinidad ($kg m^{-2} seg^{-1}$), salinidad (PSU, "Practical Salinity Unit"), temperatura ($^{\circ}C$) y módulo de la velocidad de la corriente (UV) de las componentes zonal (U) y meridional (V) ($m seg^{-1}$). Estos datos fueron obtenidos del conjunto de datos de reanálisis *Simple Ocean Data Assimilation* (SODA) versión 3.3.1. La versión 3 de SODA utiliza el modelo modular oceánico versión 5 desarrollado por el laboratorio de dinámica de fluidos geofísicos de la NOAA. En esta

base de datos las diferentes variables se disponen en 3D asignadas a una malla horizontal de $1/2^\circ \times 1/2^\circ$ de Mercator con 50 niveles de profundidad (z) (Carton *et al.*, 2018; <http://www.atmos.umd.edu/~ocean>). La transformación de los datos de escala posicional a temporal se llevó a cabo mediante el promedio de la zona. Al estudiar una especie demersal, la base se filtró para las primeras 24 capas disponiendo del rango de profundidad de 5 a 525 metros en intervalos de variación de 10-80 metros. La elección de este rango de profundidad se debe a que la gran mayoría de las operaciones de pesca se produzcan dentro de los rangos de profundidad anteriores (Gil, 2006; CopeMed II, 2019).

Los índices climáticos empleados fueron: NAO (Oscilación del Atlántico Norte) y AO (Oscilación Ártica). Las series históricas de ambos índices desde 1983 a 2015 fueron descargadas en su formato mensual y se promediaron por años para obtener el valor promedio anual. El índice NAO fue descargado del *US National Center for Atmospheric Research* (Hurrell y *National Center for Atmospheric Research Staff*, 2020), mientras que el índice AO del *US National Oceanic and Atmospheric Administration's National Weather Service* (<https://www.cpc.ncep.noaa.gov/>).

4.2.3. Análisis exploratorio

Todas las series fueron analizadas siguiendo el protocolo de Zuur *et al.* (2010), a partir del cual se estudió la presencia de valores ausentes y anómalos (gráfico de puntos de *Cleveland*), homogeneidad (gráfico de puntos de *Cleveland*), normalidad (histograma y gráfico de cuantiles (Q-Q)) y problemas de ceros (gráfico de frecuencia) en los desembarcos, colineariedad entre las variables oceanográficas (factor de inflación de la varianza o “*Variance Inflation Factor*” (VIF) y correlograma), relaciones entre los desembarcos y las variables oceanográficas (gráficos de relaciones de tipo lineal y no lineal suavizado tipo *Loess*, *span* de 0.5) e independencia temporal de todas las variables (gráfico de la función de autocorrelación o “*Autocorrelation Function*” (ACF)). Para el VIF, la estrategia de tratamiento realizada consistió en ir eliminando las variables con el VIF más alto, y en cada paso ir recalculándolo hasta alcanzar un valor de VIF de todas las variables inferior a 5 (Zuur *et al.*, 2009). El cálculo del VIF se realizó mediante la función *corvif()* del paquete *AED* (Zuur *et al.*, 2009).

4.2.4. Análisis de la tendencia

El estudio de la existencia de tendencias se realizó desde un punto de vista lineal y polinómico hasta un orden máximo de 3, utilizando como variable explicativa años extraída mediante función *time()* del paquete *stats* (R Core Team, 2020). Se aplicaron modelos lineales generalizados (“*Generalized Linear Models*”, GLM) basados en las distribuciones de probabilidad: normal y gamma (dado que las variables respuestas fueron continuas), junto con las funciones de enlace: identidad, inversa y logaritmo neperiano. Los modelos se implementaron utilizando la función *glm()* del paquete *stats* (R Core Team, 2020). Como la distribución de probabilidad gamma solo admite valores positivos, las variables NAO, AO, flujo de calor y flujo de salinidad se estandarizaron como:

$$V_{st,i} = \frac{V_{r,i} - V_{min}}{V_{max} - V_{min}} + 1 \quad (2.4.1)$$

Donde $V_{st,i}$ es el valor i estandarizado de la variable V , $V_{r,i}$ es el valor i real de la variable V , V_{min} es el mínimo de la serie histórica de la variable V , y V_{max} es el máximo de la serie histórica de la variable V . Para cada uno de los órdenes se ajustaron las distribuciones y funciones anteriores eligiendo el mejor modelo con el menor AICc dado que en el presente caso el número de datos es 33 (Burnham *et al.*, 2004) (criterio de información de Akaike de segundo orden para muestras pequeñas, 2.4.2), función *AICc()* del paquete *MuMIn* (Barton, 2020)).

$$\frac{n}{p_j} < 40 \quad (2.4.2)$$

Donde n es el número de observaciones y p el número de parámetros estimados del modelo j incluyendo el intercepto. Una vez obtenido el mejor modelo por orden, se compararon los tres eligiendo el mejor con el mayor pseudo- R^2 :

$$pseudo - R^2 = \frac{D_{r,0} - D_{r,j}}{D_{r,0}} \quad (2.4.3)$$

Donde $D_{r,0}$ es la devianza residual (“*Null Deviance*”) del modelo nulo (solo con el intercepto) y $D_{r,j}$ la devianza residual (“*Residual Deviance*”) del modelo j (2.4.4). La existencia de la tendencia significativa solo se consideró cuando todos los términos del modelo propuesto fueron significativos. En el caso de que un modelo propuesto como mejor de los tres por orden presentase mayor pseudo- R^2 pero sus términos no fuesen significativos, se procedió de manera iterativa al modelo con el siguiente mayor pseudo- R^2 . Si después del proceso de iteración, ningún modelo candidato presentó términos

significativos se indicó la no existencia de tendencia significativa. Gracias a estos modelos se pudo visualizar el patrón general de las variables a través de un escenario lineal y no lineal, permitiendo identificar a través de los signos de sus términos los cambios temporales experimentados por las variables.

$$D = -2 \sum_i [\ln(\frac{y_i}{\hat{\mu}_j}) - \frac{(y_i - \hat{\mu}_j)}{\hat{\mu}_j}] \quad (2.4.4)$$

Donde \ln es el logaritmo neperiano, y_i son los valores de la variable respuesta y $\hat{\mu}_i$ son los valores ajustados de la variable respuesta por el modelo j .

4.2.5. Detección de patrones comunes entre los desembarcos y las variables ambientales

Dos técnicas estadísticas multivariantes centradas en la clasificación y la reducción de la dimensión fueron aplicadas: agrupación de series temporales (“*Time series Clustering*”) y análisis de componentes principales (“*Principal Component Analysis*”, PCA). Previa a la aplicación de ambas técnicas, los datos fueron estandarizados restando su media y dividiendo por su desviación estándar, con la intención de evitar que unas variables dominen sobre otras debido a las diferencias en sus unidades de medida y órdenes de magnitud, dotando de mayor facilidad de interpretación a los resultados. El uso combinado de las dos técnicas se utilizó con el objetivo de poder detectar patrones comunes entre la serie histórica de desembarcos y las series temporales de los índices climáticos y las variables oceanográficas. A partir de estas dos técnicas, 1 - se corroboró que los desembarcos seguían patrones comunes con las mismas variables si las dos técnicas coinciden y 2 - se identificó si la agrupación de los desembarcos fue la misma.

4.2.5.1. Agrupación de series temporales

La agrupación de series temporales se aplicó con el objetivo de agrupar las variables de estudio en base a sus atributos, con el resultado final de obtener un conjunto de grupos o clústeres buscando la máxima homogeneidad dentro de los grupos y la máxima heterogeneidad entre ellos. De este modo, se considera que el grupo en el que se encuentran los desembarcos indica que tienen atributos similares o máxima homogeneidad con el resto de las variables oceanográficas e índices climáticos que se

encuentran dentro del mismo grupo. Con esta técnica se detectaron y se extrajeron patrones similares e interesantes de las variables.

Primero, para las variables salinidad, temperatura y módulo de la velocidad de la corriente con rango de profundidad de 5-525 m, se aplicó un *clustering* jerárquico (“*Hierarchical Clustering*”) con distancia DTW (deformación dinámica del tiempo, “*Dynamic Time Warping*”) con centroide extracción de forma y control jerárquico según el método promedio, con la intención de crear 3 grupos y obtener así nuevas variables que representen todo el rango de profundidades. Estas nuevas variables se obtuvieron como el promedio de las integrantes dentro de los grupos. Para ello se utilizó la función *tsclust()* del paquete *dtwclust* (Sardá-Espinosa, 2019). Dicho paquete estandariza utilizando la desviación estándar muestral. El uso de este análisis para las variables salinidad, temperatura y módulo de la velocidad de la corriente se debe fundamentalmente a su filosofía de no reasignación de individuos una vez estos se han unido, no separándose en etapas posteriores. Dado la escasa variabilidad que se produce entre estas variables por profundidad, el uso del método jerárquico permite aruparlas en 3 rangos por profundidad: superficial, intermedia y profunda.

Segundo, la agrupación de estas variables, una vez agrupadas por profundidad, junto con las demás se realizó mediante la aplicación del algoritmo *clustering* particional (“*Partitional Clustering*”) con semilla aleatoria para la reproducibilidad de 200, y distancia DTW, con un tamaño de ventana del 10% de la longitud de las series, en este caso 3 (10% de $N = 33$), función *tsclust()*. Este algoritmo fue seleccionado debido a su naturaleza estocástica dado su inicio aleatorio, lo cual puede representar la estocasticidad pesquera y oceanográfica-climática, y su robustez frente a valores atípicos. El hecho de haber elegido a DTW como distancia se debe a su capacidad de obtener la similitud entre las series temporales y establecer su alineamiento óptimo mediante un enfoque no lineal (González Castellanos y Soto Valero, 2013).

La selección del número de clúster óptimo se realizó mediante un estudio de repeticiones de 25, 50, 75 y 100, y una validación interna (Sardá-Espinosa, 2019) basada en la obtención de los mejores resultados de los siguientes índices: Silhouette (maximizado, Rousseeuw, 1987), Dunn (maximizado, Arbelaitz *et al.*, 2013), COP (minimizado, Arbelaitz *et al.*, 2013), Davies-Bouldin (minimizado, Arbelaitz *et al.*, 2013), Davies-Bouldin modificado (minimizado, Kim y Ramakrishna, 2005), Calinski-Harabasz (maximizado, Arbelaitz *et al.*, 2013) y función de puntuación (maximizado,

Saitta *et al.*, 2007). Durante este procedimiento se trabajaron con los prototipos o centroides PAM (partición alrededor de los medoides, “*Partition Around Medoids*”) y DBA (promedio del baricentro de DTW, “*DTW Barycenter Averaging*”). La variación del número de clúster inicial fue de 2 a 8, dado que el número de variables a considerar fue de 13. Una mayor consideración de clúster daría un resultado muy disgregado, favoreciendo la creación clúster individuales por variable.

Una vez obtenido el número óptimo de clúster por prototipo, se determinó también por validación interna, empleando los índices anteriores, el mejor prototipo de serie temporal ajustado al número óptimo de clúster con 1 repetición, teniendo en cuenta únicamente los dos prototipos anteriores. Finalmente, obtenido el número de clúster óptimo y su prototipo se obtuvieron los clúster finales, empleando nuevamente la función *tsclust()* especificando como número de clúster deseado (argumento “*k*”) y prototipo (argumento “*centroid*”), el número óptimo de clúster junto con el prototipo identificado en los pasos anteriores. Tras la obtención de los clúster finales se realizó un estudio de estabilización de los clúster, cuantificando el grado de acuerdo entre 20 repeticiones aleatorias utilizando para ello la función de disimilaridad del paquete *clue*, *cl_dissimilarity()* método euclídeo (Hornik, 2021). De modo, que los resultados que se presentan son los obtenidos por las parejas de repeticiones con disimilaridad igual a 0 (Figura 4.2).

4.2.5.2. Análisis de componentes principales (ACP)

El ACP o en inglés *PCA* (“*Principal Component Analysis*”) se utilizó con la intención de explorar los patrones anuales, observar e identificar los patrones semejantes y las variables que mayor variabilidad explican del conjunto de datos, reducir la dimensión y representar mediante un gráfico *biplot* la distribución bidimensional conjunta de las variables (Kassambara, 2017). El uso del gráfico *biplot* permite visualizar la distribución bidimensional de las variables que entran dentro de los componentes principales, observando la dirección común de las variables. En este sentido, se detectan patrones comunes entre los desembarcos y el resto de las variables, tomando los años como observaciones. Si dos variables apuntan en la misma dirección, significa que tendrán valores elevados en esos años. La longitud de la flecha hace referencia a la correlación de las variables con respecto a la dimensiones, por tanto, mayor longitud de flecha mayor correlación entre las variables y la dimensiones. Las variables con correlaciones positivas entre ellas se agrupan juntas mientras que las variables con correlacionadas negativamente se sitúan en lados opuestos del gráfico. En este análisis, las observaciones

fueron los diferentes años y se consideraron todas las variables (salinidad, temperatura y módulo de la velocidad de la corriente ya agrupadas).

En la representación del gráfico *biplot*, se añadió una variable factor denominada *periodos* que contenía grupos de años representantes de los puntos de cambio detectados en cada una de las variables. Con esta incorporación se pretendió identificar el patrón de asociación de las variables con sus periodos más abruptos. Para realizar el ACP y su representación se utilizó el paquete *FactoMineR* (Le *et al.*, 2008). Dicho paquete estandariza utilizando la desviación estándar poblacional. Antes de la realización del ACP, se comprobaron las hipótesis de correlación: coeficientes de la matriz de correlación, determinante de la matriz de correlación, prueba de esfericidad de Barlett (previa aceptación de la normalidad multivariante, test Mardia-Kurtosis) e índice de Kaiser-Meyer-Olkin. Las diferentes hipótesis se comprobaron sobre la matriz de correlación de Pearson, excepto la normalidad multivariante que se aplicó sobre el conjunto de datos. La determinación del número de componentes principales se realizó mediante el método informal basado en el porcentaje de la varianza, se eligieron las componentes principales que en conjunto explicaban más del 70% de la variación total.

Los puntos de cambio se detectaron mediante un análisis de puntos de cambio (“*Change Point Analysis*”) basado en sus medias utilizando el paquete *changeoint* (Killick y Ecke, 2014). Para ello se utilizaron los algoritmos exactos de vecindad de los segmentos (“*Segment Neighborhood Algorithm*”) (Auger y Lawrence, 1989) y tiempo lineal exacto recortado (“*Pruned Exact Linear Time*”, PELT) (Killick *et al.*, 2012). El test de distribución de las series no paramétrico de sumas acumuladas (“*Non-Parametric Cumulative Sum*”, CUSUM) (Page, 1954) con no penalizaciones tradicionales fueron aplicadas para el algoritmo de vecindad de los segmentos mientras que para el algoritmo PELT, el test estadístico de distribución normal de Hinkely (1970) y una penalización tradicional basada en el número de datos fueron implantadas. La penalización se evaluó mediante la representación de los puntos de cambios con el fin de observar si los intervalos de cambio proporcionados por el algoritmo eran razonables (Killick y Ecke, 2014). El número total de periodos a identificar fue de 6 a 8. Una vez detectados todos los puntos de cambio para cada una de las variables, se agruparon los resultados en un total de 4 nuevos grupos temporales con la intención de abarcar el mayor espectro de años detectado por el análisis de puntos de cambios para las variables de forma independiente.

Estos 4 bloques temporales fueron los que formaron la variable factor *periodos* utilizada en el ACP.

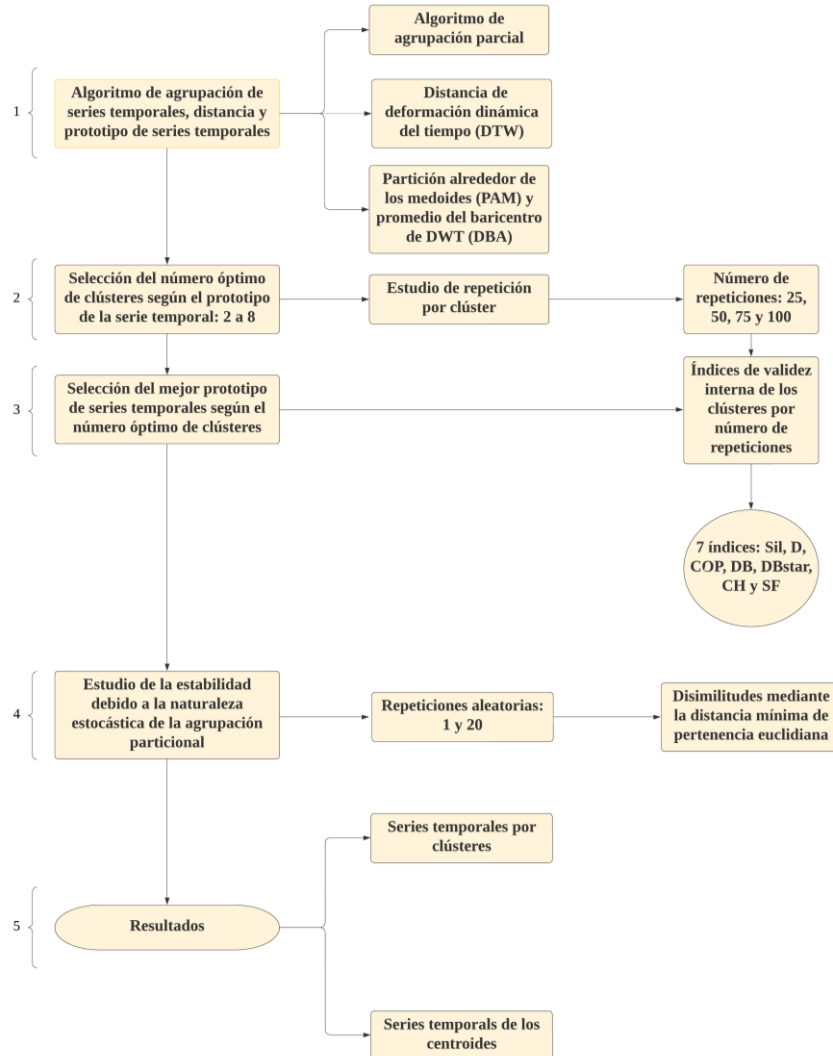


Figura 4.2. Diagrama de flujo seguido en la aplicación de la agrupación de series temporales.

4.2.6. Modelización de las relaciones entre los desembarcos comerciales y las variables ambientales

La posible relación entre los desembarcos comerciales y las diferentes variables ambientales se exploró mediante un enfoque lineal y no lineal. El enfoque lineal consistió en la aplicación de dos tipos de modelos diferentes: regresión lineal múltiple (“*Multiple Linear Regression*”, MLR) y modelos lineales generalizados (“*Generalized Linear Models*”, GLM), mientras que el enfoque no lineal se llevó a cabo mediante modelos

generalizados aditivos (“*Generalized Additive Models*”, GAM). En ambas perspectivas, la variable respuesta fue los desembarcos comerciales y las variables explicativas fueron los parámetros climáticos y oceanográficos. El método de selección de las variables explicativas junto con la validación del modelo seleccionado fue el mismo para ambos enfoques. En todos los modelos GAM, las variables ambientales fueron introducidas en la parte no paramétrica y el intercepto en la parte paramétrica.

La aplicación de un enfoque lineal permitió estimar relaciones y cuantificar el efecto lineal proporcional entre los desembarcos comerciales y las variables ambientales. Por otra parte, el empleo de la perspectiva no lineal detectó a aquellas variables ambientales cuya relación con los desembarcos saliese del marco no lineal. Por tanto, el uso conjunto de estas técnicas permite comparar los resultados desde una perspectiva lineal y no lineal, sabiendo que los modelos lineales solo explicarán la variabilidad lineal de los desembarcos mientras que los modelos GAM, la variabilidad de los desembarcos que se debe al patrón no lineal. Ninguna transformación fue aplicada a los datos.

La MLR y los modelos GLM fueron construidos por medio de las funciones *lm()* y *glm()* del paquete *stats* (R Core Team, 2020), respectivamente. Antes de la aplicación de los modelos GLM, se estudió la forma de la variable respuesta según una distribución normal o gamma, dado que nuestra variable respuesta desembarcos comerciales es una variable continua. La selección de la mejor distribución se realizó gráficamente y por medio del menor AICc (Anexo: Figura 4.1A). Para ello, se utilizaron las funciones *mlnorm()* y *mlgamma()* del paquete *univariateML* (Moss, 2019), que estima los parámetros de la distribución por máxima verosimilitud, y *AICc()* del paquete *MuMIn* (Barton, 2020). Tras haber seleccionado la mejor distribución, se procedió al estudio de la mejor función de enlace de los modelos GLM entre las posibles candidatas: identidad, inversa y logaritmo neperiano. Para la elección de una de las funciones anteriores se realizó un bloque de modelos con todas las variables, construyendo un total de 3 (1/función de enlace) y se evaluó la mejor candidata en función del menor AICc.

La implantación de los modelos GAM se realizó con la función *gam()* del paquete *mgcv* (Wood, 2017). Para evitar el sobre-ajuste en la parte no paramétrica, el número máximo de grados de libertad permitido fue de 3 ($k = 4$) y usamos la base “*thin plate regression spline*” (“*tp*”). El método de estimación del número de grados de libertad del parámetro de suavizado fue validación cruzada generalizada (“*Generalized Cross Validation for Unknown Scale Parameter*”, GCV.Cp) acoplado junto con una doble

penalización incorporada por los argumentos *select* (= verdadero) y *gamma*, consiguiéndose así una aproximación robusta y potente para identificar características importantes (Marra y Wodd, 2011). El valor de *gamma* fue de 1.4 para evitar la tendencia de sobre ajuste conocida en GCV. La utilización de este valor corrige este hecho en gran medida sin comprometer el ajuste del modelo y sin degradar mucho el rendimiento del error de predicción (Kim y Gu, 2004; Wood, 2017). En los modelos GAM, la selección de la mejor distribución de probabilidad se realizó igual que en los GLM, mientras que la función de enlace se realizó de manera individual. Una vez obtenido el mejor modelo por función, la selección del mejor modelo de los 3 se realizó en función de la validación de sus residuos.

Para la selección de las variables explicativas en los 3 tipos de modelos (MLR, GLM y GAM), se desarrolló un algoritmo cuyo fundamento principal es la obtención de un modelo significativo (todos sus componentes significativos incluido el intercepto, *p-valor* < 0.05) parsimonioso y que explique la mayor parte posible de la variabilidad de la variable respuesta. De este modo, se intenta abarcar todas las combinaciones posibles para encontrar el modelo con la menor pérdida de información, la mayor significación en sus variables y la mayor variabilidad explicada. El algoritmo presenta las siguientes características:

- 1) Basado en la aproximación de dirección delante (“*Forward Stepwise*”).

- 2) En cada ronda de iteración se seleccionan los modelos en función del valor AICc, significatividad de las variables, y variabilidad explicada, obtenida por medio del coeficiente de determinación R^2 (MLR) y pseudo- R^2 (expresión 2.4.3) (GLM y GAM). En la MLR y los GLM, la significatividad de las variables se estudia por medio del *p-valor* correspondiente bilateral del estadístico *t*, y en los GAM a través de los valores *p* aproximados para las hipótesis nulas de que cada término suave es 0.

- 3) Durante todo el proceso de iteración, el investigador puede ir observando la evolución de los valores de significatividad, variabilidad explicada y AICc. De esta forma, podría seleccionar el mejor modelo en base a los atributos anteriores.

- 4) Este algoritmo establece relaciones únicamente significativas entre las variables explicativas y la variable respuesta.

El algoritmo funciona de la siguiente manera: en la primera ronda se parte como valor de referencia el AICc del modelo nulo (solo intercepto) y se implantan todos los modelos (uno por variable oceanográfica y climática). Para cada uno de estos modelos se calcula el AICc y el coeficiente de determinación R^2 y pseudo- R^2 , y se comprueba la significatividad de cada variable. Únicamente se tratan aquellos modelos cuyo valor del AICc fuese menor al del modelo nulo. Por tanto, en esta primera ronda se elegirá como mejor modelo del bloque aquel que presente menor AICc, mayor R^2 s y mayor valor de significatividad (cuanto menor sea el *p-valor* de la variable mayor será su significatividad, igualmente cuanto menor sea el promedio de los *p-valores* de las variables mayor será su significatividad). Si en esta ronda se obtienen modelos con mayor significatividad pero menor valor de R^2 s y al contrario respecto al que se elegiría como el mejor del bloque, se abrirían nuevas líneas de comparación partiendo de ambos modelos por separado en la siguiente ronda. Obligatoriamente en la primera ronda todos los componentes del modelo tienen que ser significativos.

Para las rondas posteriores se vuelven a realizar todos los modelos incorporando nuevas variables, calculando todos los aspectos anteriores y utilizando como valor de referencia el AICc del modelo seleccionado de la ronda anterior. El criterio de selección de los modelos en todas las interacciones es el mismo que el descrito en la primera ronda. Con la diferencia de que, si al iniciar una nueva interacción, un solo modelo del bloque disminuye el valor del AICc de referencia pero no tiene significatividad en todos sus componentes, se fuerza a la siguiente interacción seleccionando ese modelo como referencia, y se comprueba que la incorporación de una nueva variable hace que el modelo cumpla con todas las restricciones. En el caso de que en alguna interacción el modelo seleccionado como mejor del bloque no tuviese todos sus componentes significativos, se procedería a seleccionar al que tuviese todos sus componentes significativos dentro del mismo bloque de comparación. Si esto ocurre, al igual que en la primera ronda, se abrirían nuevas ramas de comparación si se obtienen modelos con mayor significatividad pero menor valor de R^2 s y viceversa.

El proceso de iteración finalizaría cuando la incorporación de nueva variable no mejorase el valor del AICc de referencia, si el modelo final tras todo el proceso de interacción contuviese variables no significativas únicamente se devuelve aquel modelo con todas sus variables significativas y mayor variabilidad explicada. Durante todo el proceso de iteración, el investigador puede ir observando la evolución de los valores

significatividad, variabilidad explicada y AICc de las variables explicativas. Es posible converger en el mismo modelo desde diferentes ramas.

La validación de los modelos seleccionados se realizó a partir de los residuos y de una batería de errores externa, basados en los valores reales y ajustados por los modelos. En los tres casos de modelos (MLR, GLM y GAM) se utilizaron los residuos tipo repuesta u ordinarios (valor observado menos valor ajustado por el modelo) obtenidos a través de la función *resid()* del paquete *stats* (R Core Team, 2020). En los residuos, se estudió su homogeneidad, normalidad (no en GLM ni GAM en caso de que la distribución de probabilidad seleccionada fuese la gamma), independencia (debida a la mala especificación del modelo o inherente a la correlación temporal) y valores influyentes (distancia de *Cook* > 1), con el objetivo de no encontrar patrones, falta de ajuste, correlación temporal y observaciones influyentes.

Para ello se representaron los valores ajustados del modelo, las variables explicativas y las covariables de fuera del modelo frente a los residuos. Se utilizaron histogramas, gráficos de cuantiles, gráfico de la función de autocorrelación de los residuos y la representación de la distancia de *Cook* (Zuur *et al.*, 2009; Zurr y Ieno, 2016). La sobredispersión de los modelos finales se evaluó para los GLM y los GAM por medio del estimador de tipo devianza o aproximación chi-cuadrado (χ^2) de la devianza residual (Zuur *et al.*, 2009):

$$\hat{\phi} = \frac{D}{F} \quad (2.6.1)$$

Donde D es la devianza residual (2.4.4) y F son los grados de libertad residuales.

La exploración de la colinealidad entre las variables explicativas se evaluó por medio del VIF para los modelos MLR y GLM (función *vif()* paquete *car*) (Fox y Weisberg, 2019) y concurrencia o concurvidad (el equivalente GAM de colinealidad) (Lee *et al.*, 2021) para los GAM (función *concurvity()* paquete *mgcv*) (Wood, 2017). La salida de esta última función presenta tres índices de concurrencia, el peor, el observado y el estimado, todos delimitados entre 0 y 1, donde 0 indica ausencia de concurrencia y 1 falta total de identificabilidad (“*identifiability*”) (Wood, 2017). Aunque no existe un criterio universal para la concurrencia, se suelen considerar como valores aceptables de concurrencia estimada inferiores a 0.5 y en el peor de los casos inferiores a 0.8 (Barton *et al.*, 2020; Goldshtein *et al.*, 2021; Ross, 2023).

En el VIF, se tomó como valor de referencia igual o próximo a 5 para indicar que cada variable explicativa es independiente de las restantes, para la concurrencia estimada fue inferior a 0.5 y en el peor de los casos a 0.8. La significación del modelo fue estudiada por medio de la prueba de relación de verosimilitud de los modelos anidados (función *lrtest()*, paquete *lmtest*) (Zeileis y Hothorn, 2002).

Finalmente la batería de errores utilizados fue: coeficiente de determinación⁵ (R^2) raíz cuadrada del error cuadrático medio⁵ (RMSE), error absoluto medio⁵ (MAE), porcentaje de error estándar de la predicción⁵ (%SEP) (Ventura *et al.*, 1995), coeficiente de eficiencia⁵ (E_2) (Nash y Sutcliffe, 1970; Kitanidis y Bras, 1980), varianza relativa media⁵ (ARV) (Griño, 1992), índice de persistencia⁵ (PI) con desfase de 1 año (Kitanidis y Bras, 1980) y KGE' (versión modificado del estadístico de la eficiencia de Kling-Gupta⁵) (Kling *et al.*, 2012). En función de los criterios anteriores, el mejor modelo será aquel que explica un alto nivel de varianza (R^2 , ARV y E_2), alto de valor de coincidencia entre los valores ajustados y los reales (KGE'), sin ausencia de desfase temporal (PI), bajo valor de errores (RMSE, MAE) y relativo (%SEP).

La visualización del efecto parcial de las variables explicativas se realizó representando los residuos parciales. En este gráfico, valores negativos (positivos) indican menores (mayores) desembarcos. Para los modelos MLR y GLM se utilizó la función *crPlots()* con orden igual a 1 del paquete *car* (Fox y Weisberg, 2019), y para los GAM *plot.gam()* con residuos igual a verdadero del paquete *mgcv* (Wood, 2017).

⁵ Una explicación detallada sobre la formulación matemática de estas medidas de bondad de ajuste es mostrada en el capítulo I sección 2.2.

4.3. Resultados

4.3.1. Análisis exploratorio

En las Figuras 4.1 y 4.3 se representan las series temporales de las diferentes variables estudiadas. No se tuvieron valores ausentes ni valores que se saliesen fuera del patrón general de las series (Anexo: Figura 4.2A). Tampoco aparecieron cambios relevantes en la variabilidad de las series. Ausencia de ceros y presencia de normalidad (test de Shapiro-Wilks, p -valor = 0.053) en los desembarcos (variable respuesta). Se obtuvieron correlaciones significativas paramétricas de Pearson y no paramétricas de Spearman (estos coeficientes permiten tener en cuenta relaciones lineales y monótonas no lineales, respectivamente) entre NAO-AO, flujo de salinidad-S5.75, S5.75-S85.125 y $|UV|15.335-|UV|385.525$ (Anexo: Figura 4.3A y Figura 4.4A). En la primera ronda del estudio del factor de inflación de la varianza, la variable con mayor factor fue S5.75 (VIF = 28.14), por tanto se eliminó del set de variables inicial para la realización de los análisis posteriores (agrupación de series temporales, PCA, modelos lineales y no lineales), y en la segunda ronda todas las variables obtuvieron valores de inflación de la varianza inferiores a 5 (Anexo: Tabla 4.1A y Tabla 4.2A).

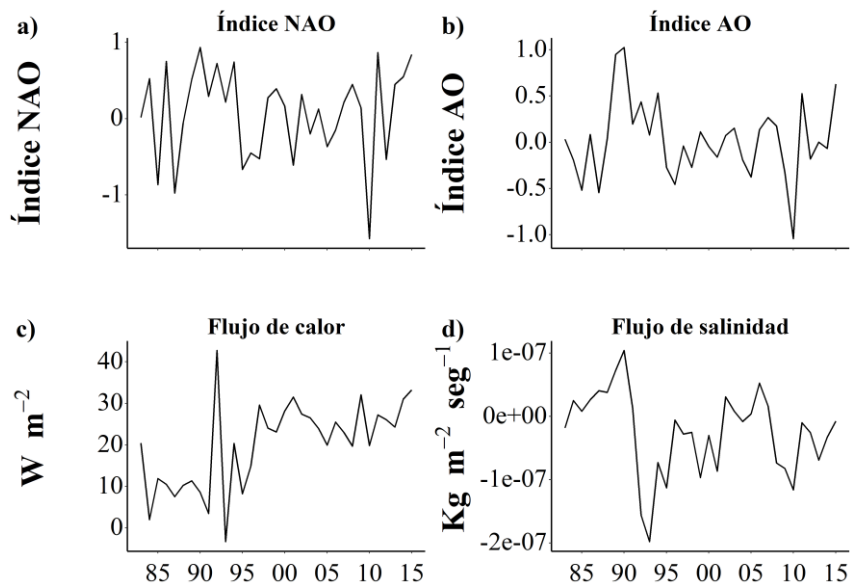


Figura 4.3. Series temporales anuales de las variables de estudio desde 1983 a 2015. a) Índice NAO, b) Índice AO. c) Flujo de calor. d) Flujo de salinidad.

Desde una perspectiva lineal, los desembarcos mostraron a priori este comportamiento con el flujo de salinidad, T5.85, T95.225 y |UV|15.335 (Anexo: Figura 4.5A). Mientras que bajo un escenario no lineal, los desembarcos mostraron un patrón ondulante con todas las variables, aunque este fue más suavizado para el flujo de salinidad (Anexo: Figura 4.6A). Finalmente, los desembarcos junto con flujo de calor, flujo de salinidad, S135.525, T255.525 y |UV|15.335 mostraron retardos temporales significativos (Anexo: Figura 4.7A).

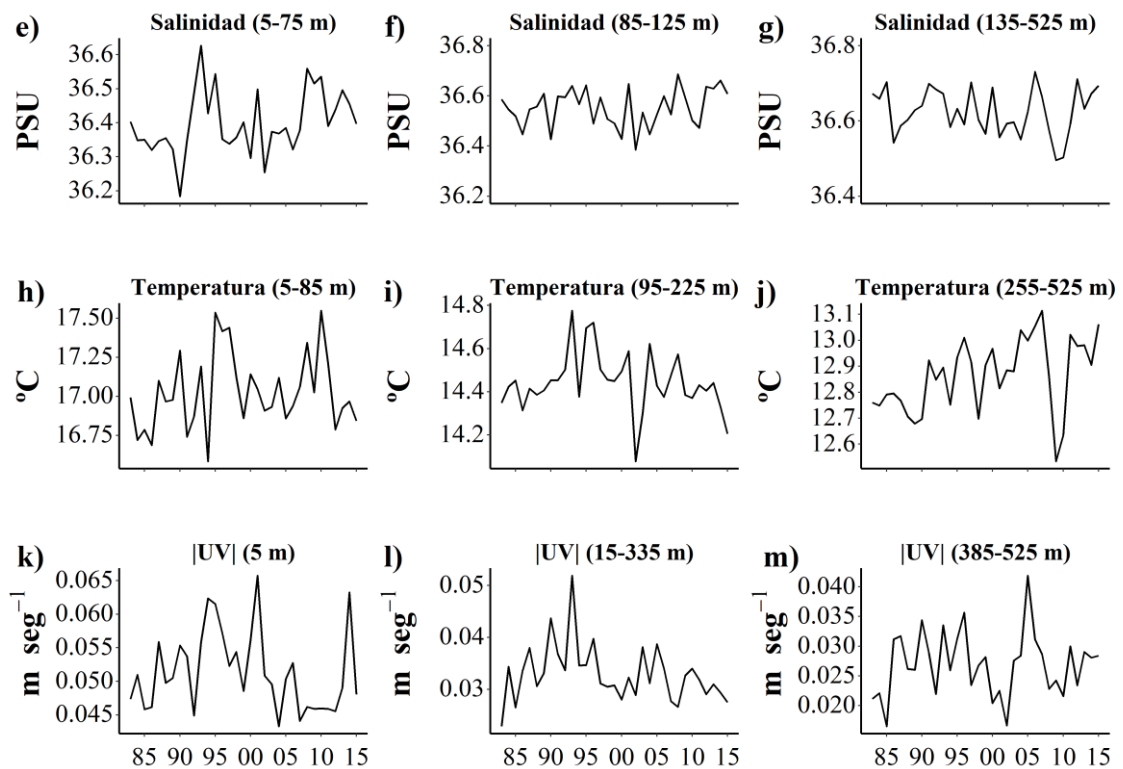


Figura 4.3 continuación. e) Salinidad superficial (5-75 m). f) Salinidad intermedia (85-125 m). g) Salinidad profunda (135-525 m). h) Temperatura superficial (5-85 m). i) Temperatura intermedia (95-225 m). j) Temperatura profunda (255-525 m). k) Módulo de la velocidad de la corriente superficial (5 m). l) Módulo de la velocidad de la corriente intermedia (15-335 m). m) Módulo de la velocidad de la corriente profunda (385-525 m). Los intervalos en metros (m) hacen referencia a la agrupación por profundidad obtenida tras la aplicación del análisis clúster jerárquico con distancia DTW con centroide extracción de forma y control jerárquico según el método promedio.

4.3.2. Análisis de la tendencia

Los desembarcos, a través de un modelo GLM con función de probabilidad gamma y función de enlace logaritmo neperiano, mostraron una tendencia significativa de orden 3 en todos los términos (p -valor < 0.001) con un porcentaje de variación del 53% (Anexo:

Figura 4.8A). El hecho de mostrar significancia de ajuste con términos no lineales, resaltan la existencia de un patrón temporal cíclico en la serie, el cual es ascendente desde 1991 a 1993 y descendiente desde 2003-2013.

Entre las variables climáticas y oceanográficas, no tuvieron tendencias significativas NAO, flujo de salinidad, S85.125, S135.525 y |UV|385.525, mientras que T5.85 y T255.525 mostraron significatividad marginal en todos sus términos (p -valor = 0.05) y solo significancia en años (p -valor = 0.01), respectivamente. El resto presentaron tendencias significativas variando el orden, con un promedio de variación explicada del 23%. En la Tabla 4.1, se indica un resumen de las tendencias.

Tabla 4.1. Resumen de los modelos aplicados en el estudio de las tendencias de las variables pesquera y oceanográficas-climáticas. Todos = p -valor < 0.05. Ninguno = ninguno de los tres órdenes mostraron términos significativos. Se muestra el modelo con el mayor pseudo- R^2 .

Variable	Modelo	Distribución de la variable respuesta	Función de enlace	Orden	Términos significativos	Pseudo R^2
Desembarcos	GLM	Gamma	Log (ln)	3	Todos	0.53
Índice NAO	GLM	Normal	Inversa	3	Ninguno	0.10
Índice AO	GLM	Normal	Inversa	3	Todos	0.16
Flujo de calor	GLM	Normal	Identidad	1	Todos	0.38
Flujo de salinidad	GLM	Normal	Identidad	3	Ninguno	0.11
Salinidad (5-75) m	GLM	Gamma	Inversa	1	Solamente intercepto ($p < 0.05$). Significancia marginal años ($p = 0.06$)	0.11
Salinidad (85-125) m	GLM	Normal	Inversa	1	Solamente intercepto ($p < 0.05$)	0.03
Salinidad (135-525) m	GLM	Normal	Inversa	1	Solamente intercepto ($p < 0.05$)	0.01
Temperatura (5-85) m	GLM	Gamma	Identidad	2	Todos los términos significancia marginal ($p \approx 0.08$)	0.12
Temperatura (95-225) m	GLM	Gamma	Inversa	2	Todos	0.18
Temperatura (255-525) m	GLM	Normal	Identidad	1	Solamente intercepto ($p < 0.05$)	0.19
UV (5) m	GLM	Gamma	Inversa	3	Todos	0.28
UV (15-335) m	GLM	Gamma	Inversa	3	Todos*	0.29
UV (385-525) m	GLM	Gamma	Identidad	3	Ninguno	0.11

*Todos los términos tuvieron una significación marginal (p -valor = 0.051-0.052), ligeramente superior al p -valor de 0.05.

4.3.3. Detección de patrones comunes entre los desembarcos y las variables ambientales: técnicas de clasificación de las variables y de reducción de la dimensión

4.3.3.1. Agrupación de series temporales o “*Time series clustering*”

Tras haber seleccionado el tipo de algoritmo, la distancia y el centroide indicados en la sección de materiales y métodos 2.5.1. En la segunda fase del algoritmo del “*time series clustering*” aplicado, el número óptimo de clúster para ambos centroides, PAM y DBA fue de 3, 7 y 8, mayor número de resultados óptimos por índice (Anexo: Tabla 4.3A al 4.11A). Para cada uno de estos clúster seleccionados, el mejor centroide fue PAM, excepto para el 3 en el que se consiguió un empate (3/3) entre DBA y PAM. El estudio de estabilización en el clúster 3 con centroide DBA, las repeticiones 3-10 tuvieron disimilaridad 0 uniéndose los desembarcos con flujo de salinidad, T5.85, T95.225, |UV|5, |UV|15.335 y |UV|385.525. Para el clúster 3 con centroide PAM fueron: 1-6, 1-12,1-13, 1-14, 2-7, 2-16,2-17, 4-5, 4-9,4-10, 4-18,4-19, 5-9, 5-10, 5-18,5-19, 6-12,6-13,6-14, 7-16,7-17, 9-10, 9-18, 9-19, 10-18,10-19,11-20, 12-13, 12-14, 13-14, 16-17, 18-19. Aproximadamente estas repeticiones convergieron en la unión de los desembarcos con T5.85, T95.225, |UV|5, |UV|15.335 y |UV|385.525. Para el clúster 7, 9-18, 13-14, la unión se produjo entre T5.85, T95.225 para la repetición 9, y T95.225 para la 13. Por último, en el clúster 8 se indicó que los resultados de las repeticiones 1-15, 2-17, 14-20 tuvieron disimilaridad 0, todos ellos convergieron en que los desembarcos se agrupaban con T95.225 y |UV|15.335 para la repetición 1, T5.85 y |UV|15.335 para la 2 y para la 14 con T95.225.

En los resultados establecidos por el número óptimo de clúster, se observó un patrón claro y común en todos ellos, los desembarcos se agruparon dentro de clúster en los cuáles siempre estaban la temperatura y el módulo de la velocidad de la corriente (Figura 4.4). De los centroides obtenidos por los clúster óptimos en los cuales se encontraban los desembarcos, el patrón común fue claro con un comportamiento bicíclico de mayor valor entre 1990-1999 y 2003-2013 (Figura 4.5).

4.3.3.2 Análisis de componentes principales (ACP)

Todas las hipótesis de correlación antes de la aplicación del ACP fueron satisfechas. La matriz de correlación mostró la existencia de correlaciones medias, aunque alguna de ellas fueron bajas (Anexo: Figura 4.9A). El determinante de la matriz de correlación fue de 0.002, lo que sugiere la existencia de colinealidad.

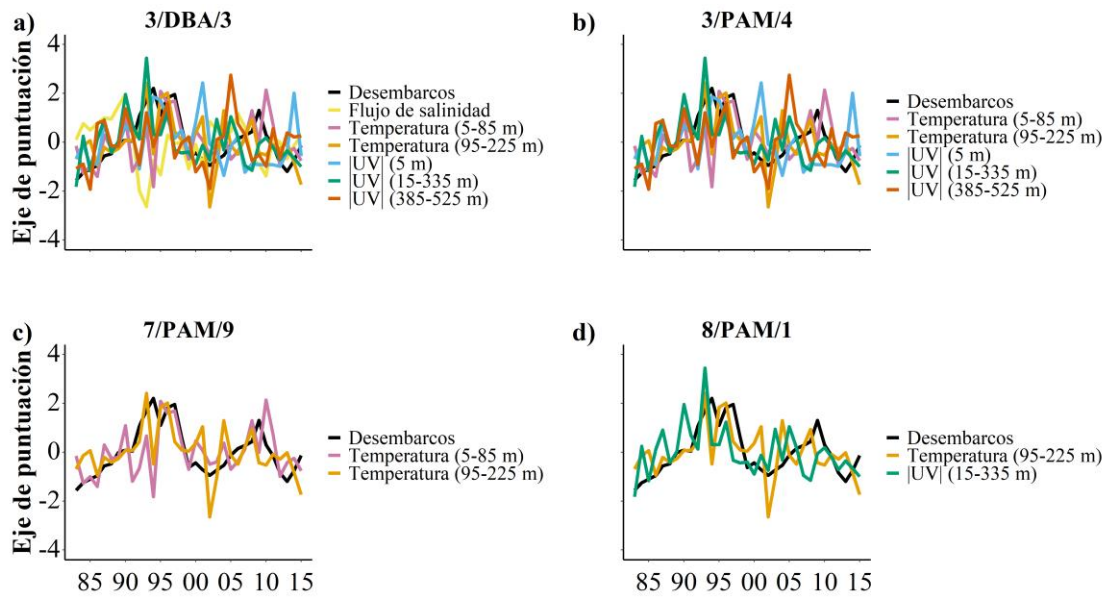


Figura 4.4. Series temporales de los clúster en los que aparecen los desembarcos desde 1983 a 2015. a) Número de clúster óptimo 3, centroide DBA y repetición 3. b) Número de clúster óptimo 3, centroide PAM y repetición 4. c) Número de clúster óptimo 7, centroide PAM y repetición 9. d) Número de clúster óptimo 8, centroide PAM y repetición 1. Todas las repeticiones representadas obtuvieron valores de disimilaridad iguales 0. Y en el caso del apartado b), la repetición 4 fue la que mayores disimilaridades a 0 obtuvo.

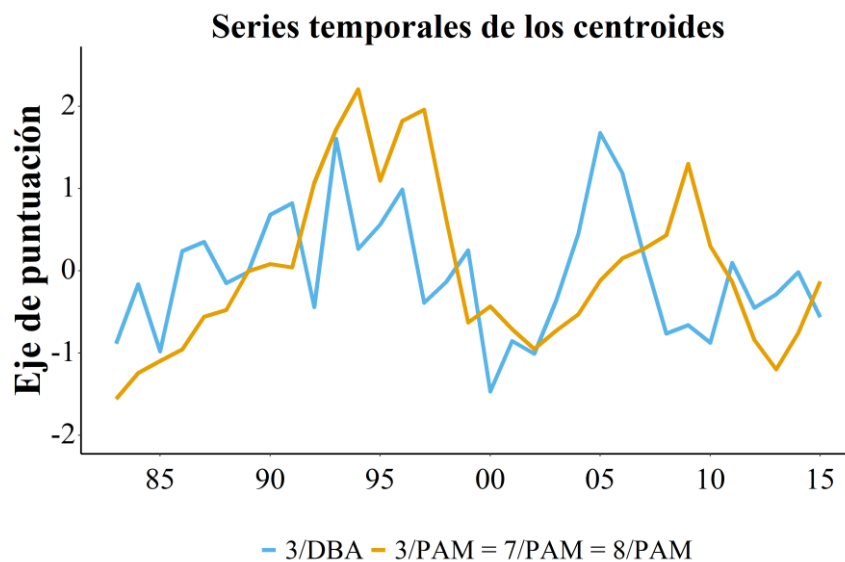


Figura 4.5. Series temporales de los centroides obtenidos por los clúster representados en la Figura 4.4 desde 1983 a 2015. En este caso, el centroide PAM de los clústeres 3, 7 y 8 fue el mismo.

La prueba de esfericidad de Barlett confirmó la existencia de correlación entre las variables ($p\text{-valor} < 0.05$), las cuáles obtuvieron normalidad multivariante (test Mardia-Kurtosis, $p\text{-valor} > 0.05$). Finalmente, la medida global de Kaiser-Meyer-Olkin fue aceptable ($KMO = 0.44$). De forma univariante, únicamente las variables |UV|5 y |UV|15.335 fueron no normales (prueba de normalidad de Shapiro-Wilk, $p\text{-valor} < 0.05$), por lo que se aplicó el algoritmo exacto de vecindad de los segmentos en la detección de puntos de cambios. Al ser el resto normales (prueba de normalidad de Shapiro-Wilk, $p\text{-valor} > 0.05$), se utilizó el método PELT.

La primera componente explicó un 23.94% de la varianza observada en los datos, la segunda un 16.99%, la tercera un 13.59%, la cuarta 10.52% y la quinta un 9.26%. Sumando entre las cinco una proporción total explicada de la variabilidad de los datos del 74.28%. Las variables que mayor contribución tuvieron en orden decreciente a la dimensión 1 fueron: T95.225, |UV|15.335, desembarcos, T5.85 y flujo de salinidad. Del mismo modo para la dimensión 2: AO, NAO, |UV|385.525 y |UV|15.335, para la 3: S85.125, flujo de calor, flujo de salinidad, S135.525 y T255.525, para la 4: T255.525, S135.525, NAO, desembarcos, AO y flujo de salinidad y finalmente para la 5: S85.125, T255.525, |UV|5, flujo de calor y T5.85 (Anexo: Figura 4.10A). Estas variables se seleccionaron debido a que superaron el valor de corte establecido por la contribución media esperada si la contribución de las variables fuese uniforme, que en este caso fue de 7.69% ($1/\text{longitud de las variables}$, 13).

Los gráficos biplot de la componente principal 1 o CP1 (en la cual los desembarcos tuvieron la mayor contribución con un 14.18%) coincidieron en el patrón detectado para los desembarcos y en su asociación con las variables oceanográficas-climáticas (Figura 4.6). El intervalo de cambio de 1992-1998 fue importante, donde se alcanzaron altos valores tanto para los desembarcos como para |UV|15.335, T95.225 y T5.85, que además se asociaron en orientación y posición apuntando hacia ese periodo temporal (Figura 4.6).

En este sentido, la representación bidimensional esclareció la existencia de patrones parecidos entre estas 4 variables para el resto de las componentes (Anexo: Figura 4.11A y Figura 4.12A). Las trayectorias de las puntuaciones (“scores”) de las componentes principales 1, 2, 3, 4 y 5 mostraron tener un comportamiento bicíclico con mayores valores entre 1990-2000 y 2004-2011, aunque las componentes 2, 3 y 4 tuvieron comportamientos mínimos durante los años 2009 y 2010 (Figura 4.7).

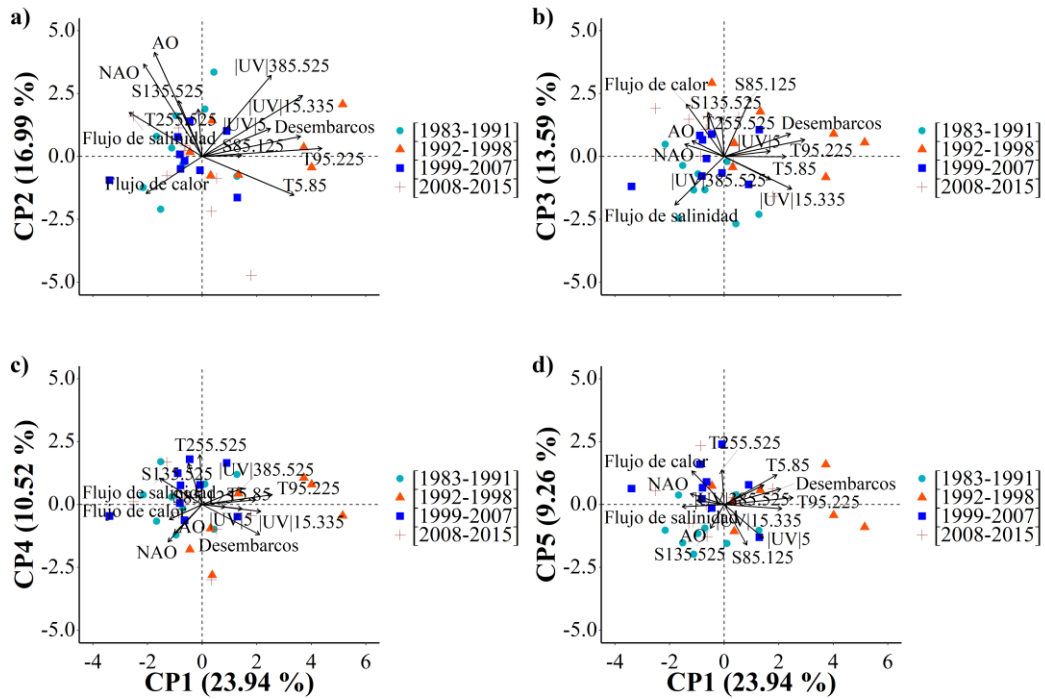


Figura 4.6. Biplots del ACP de la componente 1 (eje X) en función del resto de las componentes principales de 2 a 5 (eje Y). Se representan la orientación y distribución de las variables y las observaciones (años) agrupadas en función de los periodos resultantes del análisis de puntos de cambio. Las variables y las observaciones están proyectados en el espacio de las componentes principales. a) CP1 vs CP2. b) CP1 vs CP3. c) CP1 vs CP4. d) CP1 vs CP5.

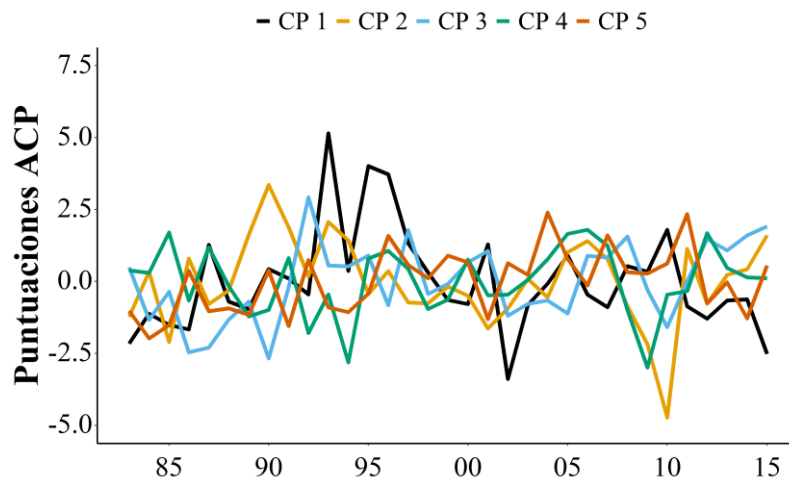


Figura 4.7. Trayectorias temporales desde 1983 a 2015 de las puntuaciones de las 5 componentes principales obtenidas.

4.3.4. Relaciones entre los desembarcos comerciales y las variables ambientales

4.3.4.1. Modelo de regresión lineal múltiple (MLR)

El modelo final obtenido fue variable respuesta los desembarcos y variables explicativas T95.225, |UV|15.335 y flujo de calor. Estas variables explicaron el 38% de la variabilidad de los desembarcos. Todas fueron significativas (p -valor < 0.05) e independientes entre ellas (VIF en torno a 1) (Anexo: Tabla 4.12A). El modelo fue muy significativo (p -valor de la prueba de relación de verosimilitud de los modelos anidados = 0.0012). Los residuos fueron homogéneos, normales (prueba de normalidad de Shapiro-Wilk, p -valor > 0.05), no presentaron fuertes patrones, aunque con respecto a T5.85 y |UV|385.525 sí se apreció un ligero efecto no lineal, tampoco tuvieron valores influyentes, pero sí mostraron cierta dependencia temporal con 2 palos significativos, aunque esta no fue muy marcada (Anexo: Figura 4.13A y Figura 4.14A). El sentido del efecto de las variables fue negativo entre [14.10-14.45] °C, [0.025-0.033] m seg⁻¹ y [0-20] W m⁻² (Figura 4.8).

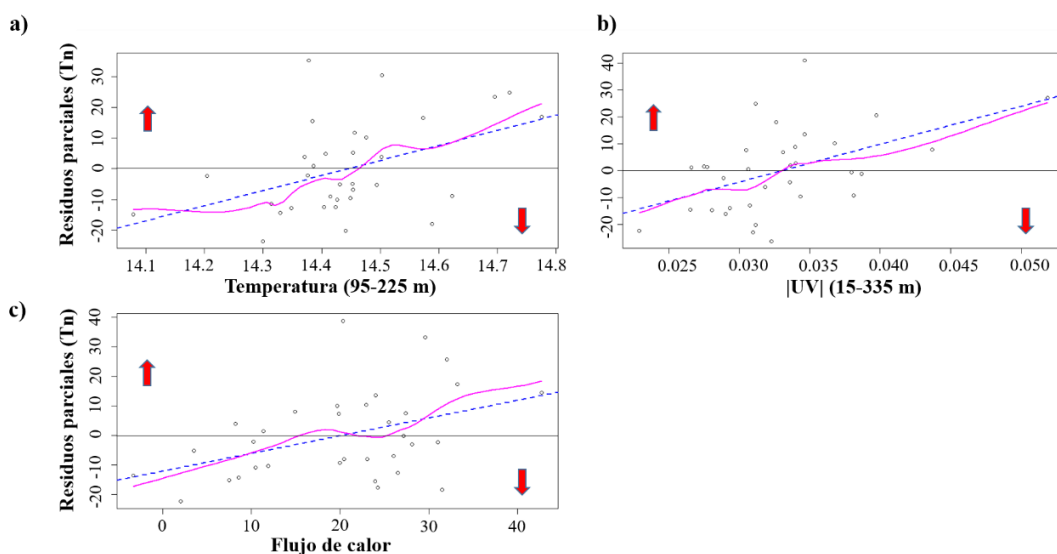


Figura 4.8. Efectos de las 3 variables predictoras de la regresión múltiple (MLR) sobre los desembarcos desde 1983 a 2015. Se representan en el eje Y los residuos parciales y en el eje X las diferentes variables predictoras. a) Temperatura °C (95-255 m). b) |UV| m seg⁻¹ (15-335 m). c) Flujo de calor W m⁻². La flecha hacia arriba indica residuos positivos, y por tanto un efecto positivo sobre los desembarcos, mientras que la flecha hacia abajo indica lo contrario. La línea azul es una línea de mínimos cuadrados y la línea rosa es un suavizador de Loess, span = 0.69.

4.3.4.2. Modelo GLM

Las variables explicativas T95.225, |UV|15.335 y flujo de calor compusieron el modelo final explicando un 43.12% (pseudo-R²) de la variación de los desembarcos. En este modelo final, la función de enlace fue identidad siguiendo una distribución de probabilidad tipo gamma con parámetros de dispersión y forma de 0.15 y 6.56 respectivamente. Dicho modelo presentó una alta significatividad (*p*-valor de la prueba de relación de verosimilitud de los modelos anidados = 0.0002). Todas las variables fueron altamente significativas con *p*-valores próximo y menores a 0.001 y claramente independientes con VIFs alrededor de 1 (Anexo: 4.13A). El modelo fue sub-disperso con un valor de sobredispersión de 0.15. Dado que no tuvimos valores anómalos, ni exceso de variables explicativas ni interacciones, la sub-dispersión no fue corregida.

Los residuos fueron homogéneos y sin valores influyentes. En general tampoco mostraron patrones importantes aunque sí apareció un efecto no lineal en T5.85 y |UV|385.525 con una ligera dependencia temporal con 2 palos significativos (Anexo: Figura 4.15A y Figura 4.16A). Los efectos negativos sobre los desembarcos aparecieron en torno los [14.10-14.45] °C, [0.025-0.033] m seg⁻¹ y [0-21] W m⁻² (Figura 4.9).

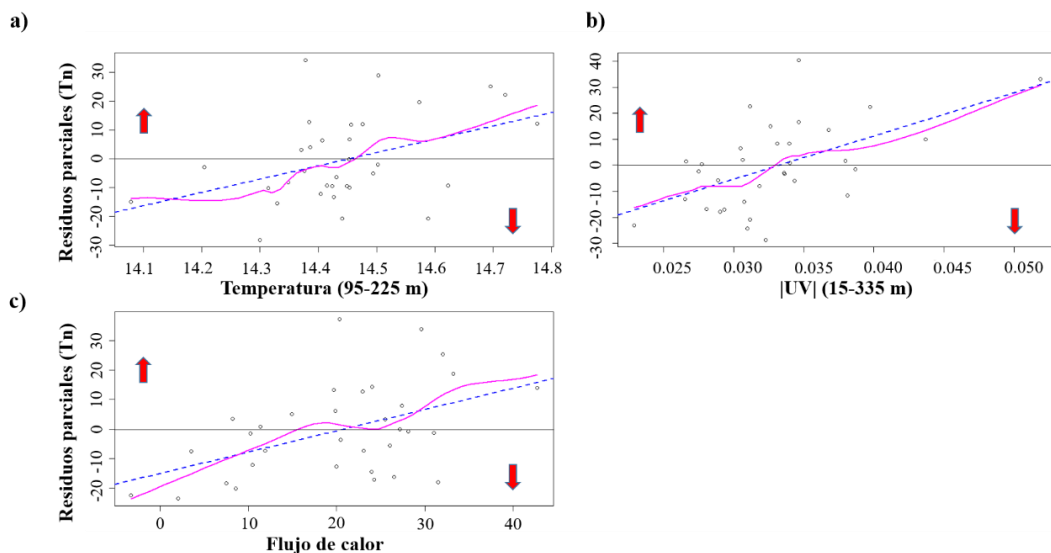


Figura 4.9. Efectos de las 3 variables predictoras del modelo lineal generalizado (GLM) sobre los desembarcos desde 1983 a 2015. Se representan en el eje Y los residuos parciales y en el eje X las diferentes variables predictoras. a) Temperatura °C (95-255 m). b) |UV| m seg⁻¹ (15-335 m). c) Flujo de calor W m⁻². La flecha hacia arriba indica residuos positivos, y por tanto un efecto positivo sobre los desembarcos, mientras que la flecha hacia abajo indica lo contrario. La línea azul es una línea de mínimos cuadrados y la línea rosa es un suavizador de Loess, span = 0.69.

4.3.4.3. Modelo GAM

La distribución de probabilidad gamma, junto con una función de enlace identidad y las variables explicativas T5.85, |UV|15.335 y flujo de calor caracterizaron el modelo GAM final. Los parámetros de dispersión y forma de la distribución gamma fueron 0.13 y 7.46 respectivamente. En consecuencia el modelo estuvo sub-disperso con un valor de 0.13, lo cual no fue corregido por los mismos motivos expuestos en los resultados de los modelos GLMs. El modelo fue altamente significativo (p -valor de la prueba de relación de verosimilitud de los modelos anidados = 0.0000) y todas sus variables explicativas fueron significativas con p -valores próximos y menores a 0.01 e independientes valores de concurrencia menores a 0.5 (Anexo: Tabla 4.14A y Tabla 4.15A). Este modelo fue responsable de la explicación del 51.50% (pseudo- R^2) de la variación de los desembarcos.

Los residuos fueron homogéneos, sin valores influyentes, aleatoriamente distribuidos, sin dependencia temporal, aunque con un ligero patrón en AO, T5.85, S85.125 y |UV|385.525 (Anexo: Figura 4.17A y Figura 4.18A). Finalmente, tanto |UV|15.335 como flujo de calor tuvieron un efecto lineal mientras que T5.85 ligeramente ondulando. Los efectos negativos sobre los desembarcos se produjeron en torno los [16.70-17.10] °C, [0.025-0.033] m seg^{-1} y [0-20] W m^{-2} (Figura 4.10).

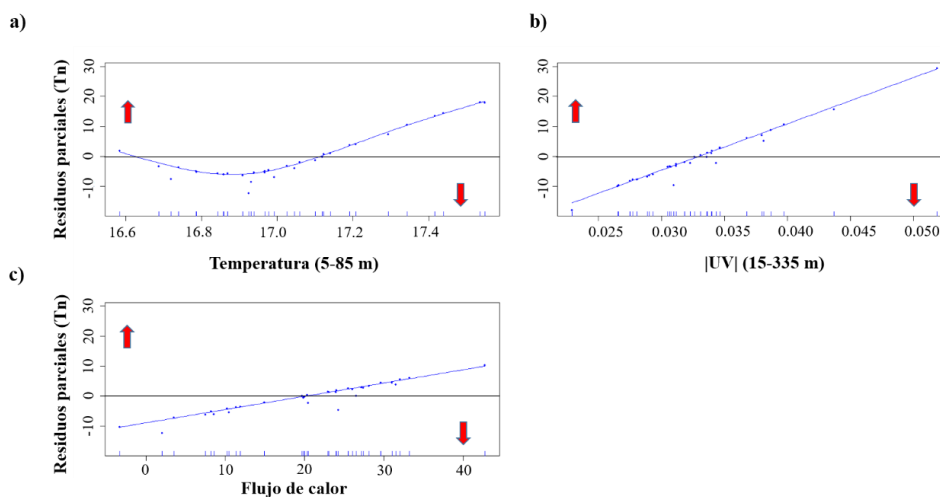


Figura 4.10. Efectos de las 3 variables predictoras del modelo generalizado aditivo (GAM) sobre los desembarcos desde 1983 a 2015. Se representan en el eje Y los residuos parciales y en el eje X las diferentes variables predictoras. a) Temperatura °C (5-85 m). b) |UV| m seg^{-1} (15-335 m). c) Flujo de calor W m^{-2} . La flecha hacia arriba indica residuos positivos, y por tanto un efecto positivo sobre los desembarcos, mientras que la flecha hacia abajo indica lo contrario. La línea azul es una línea de mínimos cuadrados y la línea rosa es un suavizador de Loess, $\text{span} = 0.69$.

4.3.4.4. Bondad de ajuste de los mejores modelos obtenidos

La Tabla 4.2 muestra los mejores modelos obtenidos junto con sus términos de error. El promedio de variabilidad explicada de los desembarcos por los modelos fue del 41%, siendo el modelo GAM el que mejor resultado obtuvo con un 49%, seguido del MLR y GLM con 38% y 37% respectivamente. Estos buenos resultados del coeficiente de determinación también se tradujeron en una alta coincidencia entre los valores reales y los ajustados por los modelos (KGE') con un promedio del 51%, siendo el mejor el modelo GAM seguido del GLM y MLR. Dado estos resultados, los porcentajes de errores estándar de predicción inferiores estuvieron acorde, con un promedio del 36.88%, teniendo un máximo en GLM con 38.44% y un mínimo en GAM con un 34.40%.

Globalmente, observamos que en términos de errores absolutos y cuadrático medio el mejor modelo fue el GAM y el peor el GLM. Aunque es necesario indicar que las diferencias entre los 3 tipos no fueron superiores a 1.5 Tn, y en el caso del error absoluto la variación fue mínima menor a 0.77 Tn. Finalmente, en términos de persistencia temporal, los 3 modelos tuvieron desfases temporales importantes, con un promedio de -0.70.

Tabla 4.2. Descripción de los mejores modelos obtenidos.

Modelo	Fórmula en R*	Distribución de la variable respuesta	Función de enlace
MLR	$T95.225^* + UV15.335^* + Flux.Heat^*$	Gaussiana	Identidad
GLM	$T95.225 + UV15.335 + Flux.Heat$	Gamma	Identidad
GAM	$s(T5.85^*, k = 4, bs = "tp") + s(UV15.335, k = 4, bs = "tp") + s(Flux.Heat, k = 4, bs = "tp")$	Gamma	Identidad

*Fórmulas mostradas en el lenguaje de programación R. $T5.85$ = Temperatura (5-85 m). $T95.225$ = Temperatura (95-225 m). $Flux.Heat$ = Flujo de calor. $UV15.335$ = $|UV|$ (15-335 m).

Tabla 4.2 continuación. *Medidas de bondad de ajuste de los mejores modelos obtenidos.*

Modelo	R²	RMSE (Tn)	MAE (Tn)	%SEP	E₂	ARV	PI	KGE'
MLR	0.38	13.30	10.62	37.78	0.38	0.62	-0.76	0.46
GLM	0.37	13.54	10.95	38.44	0.36	0.64	-0.84	0.51
GAM	0.49	12.11	10.18	34.40	0.49	0.51	-0.47	0.55

4.4. Discusión

En el presente capítulo, se aplica un amplio marco estadístico, basado en el análisis de la tendencia, técnicas de clasificación y reducción de variables junto con diferentes modelos de tipo lineal y no lineal, con la intención de detectar, analizar y esclarecer los patrones y relaciones entre la serie histórica de desembarcos comerciales de la especie de *Pagellus bogaraveo* y diferentes índices climáticos y parámetros oceanográficos de la zona de pesca, el Estrecho de Gibraltar. El uso de ACP y de agrupación de series temporales permitió visualizar y observar patrones comunes mientras que, por otro lado, la aplicación de modelos MLR, GLM y GAM aclaró la existencia o no de relaciones, permitiendo examinar y cuantificar la inherente relevancia del efecto de las variables oceanográficas-climáticas sobre los desembarcos.

En diferentes pesquerías, los desembarcos o las capturas junto con sus homólogos relacionados con el esfuerzo pesquero, LPUE (lance por unidad de esfuerzo) y CPUE respectivamente, se han utilizado como indicadores del estado de la población siendo considerados como sinónimos de abundancia u ocurrencia de la especie en función de las condiciones de sus hábitats, interpretándose que altas CPUEs o LPUEs indican mejores condiciones oceanográficas para el éxito de la captura (Mugo *et al.*, 2010). La primera parte de esta suposición debe ser tomada con cautela, contextualizada e individualizada según el tipo de pesquería que se está llevando a cabo. En pesquerías de pequeños pelágicos, como boquerones y sardinas, caracterizadas por formar grandes cardúmenes, esta primera parte de la suposición podría ser considerada como cierta ya que los métodos de localización basados en sistemas electrónicos y ondas ultrasonoras permiten visualizar el tamaño del cardumen, normalmente situado en aguas superficiales (5-50 m) (Aoki y Inagaki, 1993; Massé, 1996; Gerlotto *et al.*, 2004), y estimar de una manera precisa la cantidad de ejemplares.

En cambio para la pesquería del voraz en el Estrecho de Gibraltar, no sería del todo adecuada sostenerla. El arte de pesca aplicado en esta pesquería, la “voracera”, es un palangre de profundidad fondeado fijo cuyo despliegue, para garantizar el éxito de la captura, depende fundamentalmente del conocimiento y pericia del patrón de la embarcación, además de las condiciones meteorológicas (Gil, 2006). Aunque el voraz es una especie que tiende a agregarse formando pequeños cardúmenes, el acceso del arte de pesca para su captura es complejo y difícil dadas las elevadas profundidades a las que se

suele encontrar (hasta 525-700 m de profundidad), asimismo, el empleo de ondas ultrasonoras de localización también se ve afectado por la elevada profundidad debido a efectos de dispersión y resolución, lo que supone una tarea complicada para la estimación de su abundancia en comparación con las pesquerías de pequeños pelágicos más superficiales.

En consecuencia, el hecho de no realizar su captura no tiene por qué significar una baja abundancia de la población. El fracaso de captura y por tanto del desembarco en puerto podría estar motivado por un simple desplazamiento azaroso de las agregaciones o unas condiciones ambientales no idóneas que hayan propiciado su movimiento hacia otra zona. Por tanto en este capítulo, no se consideran a los desembarcos como sinónimo de abundancia pero sí se entiende que mayores desembarcos podrían estar motivados por mejores condiciones climáticas-oceanográficas, causantes de aumentar la probabilidad de encuentro de los ejemplares con el arte de pesca. En este capítulo, se utilizan los desembarcos comerciales como información pesquera de gran utilidad para el entendimiento de la dinámica del recurso (Teixeira *et al.*, 2014).

Los desembarcos comerciales en puertos hacen referencia a la cantidad de población que cumple con los requisitos legales de explotación y que es vendida en puertos siempre bajo el marco de la legalidad de comercialización y distribución. Dentro de esta pesquería, una de sus medidas de gestión y control consiste en la implantación de talla mínima de referencia a efectos de su conservación, es decir, por debajo de la cual se aplican restricciones que eviten su captura. Además, actualmente, las capturas de voraz que se encuentren por debajo de la talla mínima de referencia a efectos de conservación no cuentan con la obligación de desembarque en puerto debido a su exención de alta supervivencia, por lo que deben ser devueltos al mar en la misma zona de captura (Reglamento (UE) N° 2020/2015). Esto se debe a la incorporación de la obligación de desembarque en la política pesquera común de la Unión Europea en el año 2013 (Reglamento (UE) N° 1380/2013). Aunque España no entrase de manera efectiva en la comunidad europea hasta 1986, Europa desde 1983 ya contaba con una talla mínima de 12 cm (longitud total) para todas las aguas situadas en la parte del Atlántico del Noreste que se encuentran al sur de los 48° de latitud norte excepto el Mar Mediterráneo y sus mares periféricos (Reglamento (UE) N° 171/83).

En España, la talla mínima de referencia ha ido aumentando su restricción a lo largo del tiempo. Entre 1985 y 1986 se podían desembarcar ejemplares con tamaños superiores

a 12 cm, lo que se traduce en capturas completamente inmaduras (Reglamento (UE) N° 3782/85). Ya a partir de 1986, se aumentó a 25 cm (longitud total), lo que se tradujo en capturas con un alto porcentaje de ejemplares inmaduros predominantemente de machos (Reglamento (UE) N° 3094/86). Pasados estos años y gracias al conocimiento aportado por las asesorías científicas, esta medida se fue endureciendo, variando de 30 y 35 cm (longitud total), hasta imponer una talla mínima a efectos de conservación de 33 cm (longitud total), desembarcándose ejemplares machos y hembras pudiéndose ser alguno de ellos todavía inmaduros (Reglamento (UE) N° 1359/2008; Reglamento (UE) N° 1225/2010; Reglamento (UE) N° 2017/787). Para el caso de Marruecos, la normativa establece la talla mínima de desembarco en 25 cm de longitud horquilla o furcal (sobre unos 28 cm de longitud total) (Gil-Herrera *et al.*, 2021). En ambos países el promedio de longitud desembarcada desde 2005 a 2015 fue superior o próximo a 36 cm (CopeMed II, 2019).

Por tanto, lo que se ha ido produciendo a lo largo de este periodo histórico son impactos sobre los diferentes sectores de la población. Esto podría verse reflejado en la tendencia de orden 3 detectada en este estudio donde se indica un comportamiento bicíclico de los desembarcos promedios anuales, siendo el primero ciclo desde 1991 a 1993 mayor que el segundo, 2003-2013, donde la tendencia fue claramente ascendiente durante el primero y descendente durante el segundo. Pudiendo indicar que los efectos de la actividad pesquera sobre la población fueron más importantes que en los segundos, dado que durante en este primer ciclo una legislación más laxa permite extraer ejemplares jóvenes e inmaduros disminuyéndose la probabilidad de éxito de reclutamiento de la población para el año que viene. Estos resultados concuerdan con los expuestos por Sanz-Fernández y Gutiérrez-Estrada (2021) quienes indicaron que las modificaciones legislativas sobre los desembarcos juegan un papel crucial para el entendimiento de la evolución histórica de la pesquería y que además, una legislación más liviana se podría traducir en un mayor impacto sobre la población.

Tanto el agrupamiento de series temporales como el ACP convergieron en la misma dirección. Ambos análisis indicaron que los desembarcos mostraron un patrón y una disposición espacial similar a los presentados por T5.85, T95.225, flujo de salinidad, |UV|15.335 y |UV|385.525. Además la incorporación de puntos de cambio en el ACP indicó que el intervalo de 1992-1998 representó variaciones abruptas similares entre los desembarcos, |UV|15.335, T95.225 y T5.85, lo que podría estar indicando que estas 4

series temporales experimentaron una fuerte transición durante ese periodo, identificándose con un estado diferente dentro de la serie temporal. Igualmente, los centroides de la agrupación de series temporales y las puntuaciones obtenidas por el ACP coincidieron en el establecimiento de un comportamiento bicíclico con mayores valores entre los periodos 1990-2000 y 2003-2013, aproximadamente, lo que también fue detectado por el análisis de puntos de cambio del ACP para el caso del primer periodo.

Estos periodos encajan con los obtenidos por Sanz-Fernández *et al.* (2019), Gutiérrez-Estrada *et al.* (2020) y Gil-Herrera, *et al.* (2021), quienes los identificaron como bloques temporales en los cuales se alcanzaron las mayores de anomalías de temperatura y salinidad para la zona del Estrecho de Gibraltar por medio de datos de reanálisis oceánico, además también establecieron que durante estos años de mayor variabilidad en las temperaturas y salinidades, la abundancia-biomasa de voraz tiende a ser mínima durante 1990 a 1998 y a aumentar durante la primera década del 2000. Resultado inverso al obtenido por la tendencia de los desembarcos en este estudio, en la cual durante el primero la tendencia fue al aumento mientras que en el segundo tiende al descenso para después recuperarse.

Este hecho podría estar indicando un resultado concordante en el sentido de que se podría estar produciendo un efecto de respuesta de los desembarcos acoplado con la abundancia desde 1983 hasta 1999-2000 y ligeramente desacoplado desde 2001 hasta 2015, es decir, al inicio de la pesquería en 1983 la abundancia-biomasa de voraz fue máxima o superior a los desembarcos de 1983 lo que se fue traduciendo en un incremento progresivo de los desembarcos. A la misma vez que la abundancia-biomasa fue disminuyendo, los desembarcos aumentaron hasta su máximo histórico coincidente con los mínimos históricos de la abundancia. Es durante el segundo periodo donde esta relación parece ser desacoplada o desfasada dado que un aumento de la abundancia-biomasa se tradujo en un segundo máximo histórico de los desembarcos años después del máximo de abundancia. Este desajuste potencial también ha sido detectado por Sanz-Fernández *et al.* 2019, Gutiérrez-Estrada *et al.* (2020) y Gil-Herrera *et al.* (2021) utilizando diferentes enfoques para evaluar la abundancia de la población de voraz en el Estrecho de Gibraltar. Los datos de abundancia-biomasa corresponden a abundancias-biomasas simuladas obtenidas mediante modelos de simulación que incorporan los aspectos biológicos de la especie y la dinámica de los desembarcos.

Por otro lado y siguiendo la misma línea marcada por las ideas anteriores, Sanz-Fernández y Gutiérrez-Estada (2021), detectaron que 1990-1999 y 2007-2011 fueron periodos de transición importantes que supusieron fuertes cambios en los patrones de volatilidad de los propios desembarcos. Los autores argumentaron que este hecho pudo estar motivado tanto por factores oceanográficos-climáticos como legislativos. Estos resultados convergen hacia los mismos conceptos presentados en este capítulo, respaldados por las técnicas de clasificación y reducción de la dimensión.

Los periodos identificados en el presente estudio caracterizados por marcar importantes variaciones en la dinámica de los desembarcos, (1990-2000 y 2003-2013, aproximadamente), también han sido detectados en pesquerías de otras partes del mundo. En las capturas de salmón atlántico (*Salmo salar*) procedentes de diferentes ríos del norte de España, se identificaron 3 periodos (1950 a 1970-1971, 1972 a 1989-1990 y 1991 a 2011) que supusieron cambios significativos en la tendencia total detectada asociados con los regímenes de exceso de pesca y tendencias climáticas hacia hábitats más cálidos y secos, lo que podría traducirse en una mayor aceleración de desaparición de la especie (Almodóvar *et al.*, 2019).

En el Mar Mediterráneo desde 1950 a 2011 las capturas de los principales grupos comerciales (especies pelágicas y demersales) solieron alcanzar mayores valores en torno a la década de los 90, para después aumentar o disminuir con oscilaciones hasta el final, llegando incluso para este último caso mostrar síntomas de recuperación a partir de 2005-2006. También, el patrón general de sus biomásas obtenidas mediante una modelización basada en la cadena trófica reportó que a partir de la década de los 90 muchos de ellos mostraron un comportamiento descendiente mientras que otros se fueron recuperando. Los factores responsables de estas variaciones históricos fueron atribuidos a los cambios sobre el tiempo de la productividad primaria y la presión pesquera (Piroddi *et al.*, 2017).

En la zona de Kattegat y Skagerrak, este del Mar del Norte, Casini *et al.* (2005) estudiaron las tendencias de CPUEs transformadas con logaritmo neperiano de 32 especies de peces demersales divididas en 3 grupos: peces comerciales redondos (bacalao (*Gadus morhua*), merluza (*Merluccius merluccius*) etc.), peces planos (platija europea (*Platichthys flesus*), lenguado común (*Solea solea*) etc.) y especies no objetivos (pez lobo del Atlántico (*Anarhichas lupus*), pez araña (*Trachinus draco*) etc.). Observaron fluctuaciones en el comportamiento de la tendencia desde 1981 y 2003, siendo posiblemente atribuidas a la presión pesquera, cambios ambientales, diferencias en rasgos

ecológicos y biológicos, variaciones en los eslabones tróficos e impactos de la flota comercial como los descartes.

En aguas coreanas del Mar del Este/Japón, se detectaron dos periodos que actuaron como puntos de reflexión originando cambios en el comportamiento de las capturas totales de pequeños pelágicos desde 1961-2000. Dichos periodos se situaron entre 1966-1976 y 1979/1980-1990, en los cuales se alcanzaron los mínimos históricos para después ir aumentando. También durante estos periodos se produjeron cambios en las proporciones de capturas. Estas fluctuaciones tanto en las capturas totales como en su composición, además de cambios en la organización y estructura del ecosistema, ayudaron a sostener la hipótesis de que dos cambios regímenes climáticos afectaron a la dinámica del ecosistema marino y a sus recursos pesqueros de la zona. En definitiva, estos cambios en los regímenes climáticos causaron modificaciones en la estructura del ecosistema e importantes variaciones en la biomasa y producción de los recursos pesqueros (Zhang *et al.*, 2004).

En el ecosistema del Golfo de Cádiz, zona adyacente y conectada al Estrecho de Gibraltar, Torres *et al.* (2013) analizaron la estructura de la red trófica y los impactos de las pesquerías, indicando que el ecosistema está muy estresado, con un alto impacto de las pesquerías entre 1993 y 2009 que provoca variaciones en los niveles tróficos. De este modo, manifestaron que para garantizar la sostenibilidad de los recursos marinos, posiblemente sea necesaria una gestión basada en enfoques ecosistémicos. Para el mismo ecosistema, de Carvalho-Souza *et al.* (2021) realizaron la primera evaluación holística del ecosistema desde 1993 hasta 2015, identificando dos períodos principales de cambio antes de 2005 y después de 2006. Los autores establecieron que durante la primera etapa, el ecosistema se caracterizó por una progresiva degradación causada por la regulación permisiva de la pesca, la sensibilidad climática y los efectos colaterales de la política internacional, mientras que en la segunda etapa, la imposición de una regulación adecuada e integradora fue capaz de revertir la situación, llevando al ecosistema a una configuración más estable.

Finalmente las tendencias de capturas marinas mundiales desde 1970 a 2001 experimentaron fluctuaciones, destacándose la disminución acontecida a partir de los años 1990 previa a valores cercanos a los máximos históricos desde 1985 a 1990. Dicha fluctuación fue atribuida a los eventos climáticos de El Niño (Watson y Pauly, 2001). Por tanto, se ha ido viendo cómo los periodos identificados en el presente trabajo como puntos

de fuertes fluctuaciones concuerdan con los comportamientos observados en otras pesquerías de zonas próximas a la nuestra y alejadas, lo que podría estar poniendo de manifiesto una conectividad global del impacto que sufren las pesquerías a través de las variaciones en las tendencias de capturas o desembarcos causadas por cambios de regímenes climáticos y estresores humanos. Además, las conclusiones obtenidas en zonas vecinas van en la misma línea que para esta pesquería, donde un mayor esfuerzo lateral en las políticas internacionales ayudaría sin duda a mejorar el recurso, como ocurrió en el ecosistema del Golfo de Cádiz.

La aplicación de una aproximación modelística desde una perspectiva lineal y no lineal permitió detectar las relaciones significativas entre los desembarcos y las variables oceanográficas e índices climáticos, además de determinar el tipo de efecto y su cuantificación. Las tres técnicas aquí aplicadas convergieron hacia prácticamente las mismas variables. La MLR y el GLM indicaron que las variables T95.225, |UV|15.335 y flujo de calor fueron claramente significativas llegando a explicar el 38 y el 43.12% de la variabilidad total de los desembarcos desde un punto de vista puramente lineal. Sin embargo, aunque el modelo GAM también detectó a |UV|15.335 y flujo de calor como significativas, a diferencia de los anteriores incorporó a T5.85 en lugar de T95.225. Este último modelo explicó más del 50% de la variabilidad de los desembarcos. Lo que está claro es que parece ser que las variables que tienen una influencia significativa en los desembarcos fueron de forma general, la temperatura junto con su derivado y la velocidad de las corrientes.

El hecho de que la temperatura pudiese influir en los desembarcos de voraz en el Estrecho de Gibraltar es un resultado similar al obtenido por otros autores en la misma pesquería. Báez *et al.* (2014) detectaron relaciones negativas entre la temperatura del océano y los desembarcos desde 1986-2006. Sanz-Fernández y Gutiérrez-Estrada (2021) observaron correlaciones significativas entre las anomalías de temperatura y los desembarcos en diferentes desfases temporales de hasta 3 años. Desde otro punto de vista, varias investigaciones resaltaron la existencia de influencia de la temperatura y el flujo de calor sobre la biomasa de voraz en el Estrecho de Gibraltar desde 1983-2015, llegando a la conclusión de que ambas variables juegan un papel importante en la dinámica de la abundancia de la población y que además inusualmente bajas temperaturas, con bajos valores de flujo de calor podrían favorecer el reclutamiento y por tanto explicar el aumento de desembarcos (Gutiérrez-Estrada *et al.*, 2017; Sanz-Fernández *et al.*, 2019).

En el presente capítulo se ha visto cómo ambas variables tuvieron un efecto directo ascendente positivo sobre los desembarcos. La temperatura del agua es una variable clave en el entendimiento de la dinámica poblacional de los peces debido a su efecto directo en la fisiología, en el reclutamiento y mortalidad de la población y, en consecuencia, en la abundancia (Palackova *et al.*, 1990; Gutiérrez-Estrada *et al.*, 2008; Pershing *et al.*, 2020). Morrongiello *et al.* (2014) indicaron que el calentamiento climático limita el reclutamiento del pez de estuario *Percalates colonorum* debido a las reducciones previstas en el caudal del río durante la temporada de desove. Perreti *et al.* (2017), utilizando datos de evaluaciones de 18 especies marinas durante un periodo de 29 años, analizaron la existencia de regímenes de éxito de reclutamiento. Los autores identificaron evidencias de alternancia de cambios de régimen de fracaso-éxito-fracaso que coinciden con los cambios en los regímenes de abundancia de copépodos y su estructura de tamaños.

Hare y Mantua (2000) enlazaron el forzamiento climático con los cambios en los regímenes de zooplancton relacionados con los regímenes de reclutamiento de peces de fondo y salmones. Frank *et al.* (2005) indicaron que la falta de recuperación de la población de bacalao del norte (*Gadus morhua*) tras su colapso (a pesar de la aplicación de una gestión sostenible) puede deberse a la sobrepesca más su efecto amplificado por los cambios ambientales, que modificaron la estructura del ecosistema. Neves *et al.* (2021), mediante análisis de otolitos de poblaciones de *Pagellus bogaraveo* en las Azores, establecieron que la temperatura del agua es un factor que afecta al crecimiento de los individuos. El calentamiento de la temperatura del agua en profundidad se asocia a un crecimiento más lento, lo que probablemente refleja las condiciones fisiológicas y la disponibilidad de alimentos. Asimismo, la temperatura del agua es una variable importante en la creación de hábitats apropiados que favorecen los rendimientos pesqueros (Damalas *et al.*, 2005; Mugo *et al.*, 2010; Giannoulaki *et al.*, 2011).

Por otro lado, el hecho de que los modelos incluyesen a la velocidad de la corriente con una variable significativa podría estar relacionado con el desplazamiento de los ejemplares y la búsqueda de alimento. Tal y como describe Gil (2006), las corrientes influyen en los individuos desde su nacimiento. La época de reproducción de voraz dentro del Estrecho de Gibraltar tiene lugar desde enero a marzo. Una vez que el huevo está eclosionado, la fase larvaria pelágica seguramente será desplazada por las corrientes hacia zonas costeras tanto del Golfo de Cádiz como del Mar del Alborán. Diferentes estudios, basados en la utilización de modelos hidrodinámicos acoplados a un sistema lagrangiano

de seguimiento de partículas, indican que el chorro atlántico que sale del Estrecho de Gibraltar influye en la dispersión junto con las corrientes mareales semidiurnas y el ciclo de mareas vivas y muertas son el principales factores que determina la dispersión horizontal y la trayectoria de los huevos y larvas (Nadal-Arizo, 2019, Sammartino *et al.*, 2019; Nadal *et al.*, 2022). Aquellas larvas que sobrevivan buscarán la protección de zonas muy costeras para continuar su desarrollo, que tras haber alcanzado la madurez con 30-35 cm se desplazarán hacia las zonas de cría del Estrecho de Gibraltar. Tras haber pasado la época de puesta y crecido a los 33 cm ya son objetivos de la flota voracera (Burgos *et al.*, 2013; ICES, 2019; Sobrino y Gil, 2001). Por lo tanto, el hecho de que los individuos lleguen a la costa desde los criaderos depende en gran medida de la velocidad de la corriente.

Los desplazamientos de los voraces adultos dentro del Estrecho de Gibraltar entre los distintos caladeros donde faena la flota se deben a movimientos tróficos en busca de alimento y de reproducción (Gil, 2006). La dieta del voraz está compuesta principalmente por peces e invertebrados. En el Estrecho de Gibraltar, la presa principal es *Sergia robusta* (crustáceo mesopelágico), aunque también se alimenta de peces principalmente *Myctophidae* y *Stomiiformes* (Polonio *et al.*, 2008). En el Estrecho de Gibraltar, este crustáceo y estos peces son depredados por otras especies como el atún rojo del Atlántico (*Thunnus thynnus*) (Sorell *et al.*, 2017; Varela *et al.*, 2020) que podrían interactuar con el voraz por los mismos recursos. Los mictófidios mesopelágicos son presa de los voraces. Aunque el ambiente mesopelágico estrictamente se define desde 200 a 1000 metros de profundidad (Sutton, 2013), los mictófidios se caracterizan por realizar migraciones nocturnas hacia la superficie (Giménez *et al.*, 2018), lo que favorecería su disponibilidad en la columna de agua para los voraces. En este sentido, los desembarcos se verían favorecidos por una alta disponibilidad de alimento para el voraz. En resumen, los desembarques podrían verse favorecidos por condiciones hidrodinámicas que facilitarían el desarrollo de las primeras fases del ciclo vital (huevos y larvas) gracias a su desplazamiento hacia zonas de protección y al encuentro depredador-presa dando como resultado la incorporación de nuevos individuos a la biomasa pesquera.

Desde 2004-2013 se ha ido detectando un aumento del índice de abundancia relativa estandarizado estimado de atún rojo en el Estrecho de Gibraltar (Abid y Faraj, 2014; Ortiz de Urbina *et al.*, 2011) que podría explicar la escasez de capturas de voraz, achacando por parte de los pescadores esta disminución, a la presión ejercida del atún sobre el voraz

directamente o indirectamente compitiendo por los mismos recursos (ICES, 2019). De esta forma, esto también podría ser un posible factor de que el segundo ciclo de los desembarcos tenga menor magnitud que el primero. En el ecosistema del Estrecho de Gibraltar el atún y el voraz ocupan los altos niveles tróficos y van a tener como posibles depredadores los delfines y el atún rojo y potenciales como *Conger conger*, *Raja clavata* y *Galeorhinus galeus* (ICES, 2016). ICES (2019) indica que estas consideraciones junto con las variaciones ambientales podrían afectar al estado de la población y por tanto de la pesquería.

De este modo se hipotetiza que el efecto de las variables temperatura del agua, flujo de calor y módulo de la velocidad de la corriente sobre los desembarcos crea unas condiciones de hábitats favorables para la permanencia de la especie que ocasionaría una mayor probabilidad de encuentro entre el recurso con el arte de pesca, que unido al conocimiento de los pescadores se traduce en un mayor éxito de desembarcos. Además el hecho de que estas variables pudiesen influir de una manera directa sobre la dinámica de la población podría traducirse en mejores condiciones de alimentación y reclutamiento y en consecuencia mayores desembarcos en años posteriores.

Por último, aunque el mejor modelo explicaba aproximadamente el 50% de la variabilidad de los desembarcos, lo cual es estadísticamente satisfactorio, la incorporación de otras variables como la velocidad y dirección del viento, la clorofila y el ciclo de las mareas podrían mejorar sustancialmente los resultados obtenidos. En este sentido, la velocidad y dirección del viento afectan al intercambio de agua en el Estrecho de Gibraltar. El afloramiento inducido por el viento en la costa norte del Estrecho de Gibraltar es el fenómeno responsable de la mayor producción biológica al encontrarse a menor profundidad las aguas mediterráneas ricas en nutrientes (Dirección General de la sostenibilidad de la costa y del mar, 2008), aumentando la disponibilidad de recursos energéticos para las primeras etapas vitales de *Pagellus bogaraveo* lo que, unido a vedas temporales de pesca durante su periodo reproductor, se traduciría en un fuerte reclutamiento y mayores desembarcos en años posteriores.

Por otro lado, la inferencia de los resultados obtenidos en el presente capítulo sobre la existencia de relaciones entre la producción pesquera y el medio en el que se desarrolla debe interpretarse en función de las limitaciones dadas por las técnicas estadísticas empleadas y la calidad de los datos. En general, los modelos se ajustan bien a los datos y son coherentes con otras técnicas estadísticas en consideración con las relaciones

obtenidas y con otros estudios. Sin embargo, las técnicas de modelización estadística empleadas se basan en correlaciones y, por tanto, no es posible inferir causalidad. Además, un hecho muy importante que hay que tener en cuenta es que el modelo final obtenido está condicionado por supuestos ecológicos, estadísticos y de procesamiento de datos, y éstos son los responsables de orientar el modelo final en una u otra dirección (Austin, 2002; Gordó-Vilaseca *et al.*, 2021).

4.5. Conclusiones

En conclusión, se ha llevado a cabo un conocimiento exhaustivo de cómo la variabilidad ambiental influye en la dinámica histórica de los desembarcos comerciales de *Pagellus bogaraveo* en la zona del Estrecho de Gibraltar. Para ello, se ha utilizado una amplia gama de técnicas estadísticas, además de una importante base de datos oceanográfico-climática. Siendo el voraz un recurso transfronterizo compartido, la incorporación de este hecho a través de la información de desembarcos de las flotas española y marroquí ha permitido un análisis objetivo de la situación real de los desembarcos del recurso en la zona.

Los resultados obtenidos en el presente estudio sugieren que la serie histórica desembarcos comerciales de voraz en el Estrecho de Gibraltar desde 1983 a 2015 presentó patrones similares y relaciones significativas verticales (en capas específicas de profundidad) con la temperatura, el flujo de calor y el módulo de la velocidad de la corriente. Una disminución de sus valores, aguas más frías con menor intensidad de corriente, estaría relacionada con un menor rendimiento pesquero y viceversa.

Finalmente, la pesquería de voraz es un negocio de importancia para la economía local de la zona, cuyo pilar es un recurso renovable “limitado”. “Limitado” en el sentido de que, si no se llevan a cabo unas políticas y gestiones, basadas en la legalidad, la transparencia y en las que, en definitiva, su objetivo prioritario sea la sostenibilidad del recurso, llegará un momento en el que un desvío de estas directrices, marcadas desde la Unión Europea a través de la Política Pesquera Común (PPC) causen que el único resultado sea la extinción del recurso, ocasionando un gran impacto en un amplia variedad del espectro social. Por estos motivos, estudios encaminados a comprender los patrones y relaciones de los desembarcos con el entorno en el que se están realizando son una herramienta de utilidad para garantizar la viabilidad de la población a tiempos futuros.

4.5. Conclusions

*In conclusion, a comprehensive understanding of how environmental variability influences the historical dynamics of commercial landings of *Pagellus bogaraveo* in the area of the Strait of Gibraltar has been carried out. To this end, a wide range of statistical techniques have been used, in addition to an important oceanographic-climatic database. As the Blackspot seabream is a shared transboundary resource, the incorporation of this fact through the information on landings from the Spanish and Moroccan fleets has allowed an objective analysis of the real situation of landings of the resource in the area.*

The results obtained in the present study suggest that the historical series of commercial landings of Blackspot seabream in the Strait of Gibraltar from 1983 to 2015 showed similar patterns and significant vertical (specific layers in depth) relationships with temperature, heat flux and current velocity modulus. A decrease in their values, cooler waters with lower current intensity, would be related to a lower fishing yield and vice versa.

Finally, the Blackspot seabream fishery is an important business for the local economy of the area, whose mainstay is a "limited" renewable resource. "Limited" in the sense that if policies and management are not carried out, based on legality, transparency and in which the priority objective is the sustainability of the resource, there will come a time when a deviation from these guidelines, set by the European Union through the Common Fisheries Policy (CFP), will cause the only result to be the extinction of the resource, causing a great impact on a wide variety of the social spectrum. For these reasons, studies aimed at understanding the patterns and relationships of landings with the environment in which they are taking place are a useful tool for guaranteeing the viability of the population in the future.

4.6. Referencias

- Abid, N., Faraj, A. (2014). Standardized cpue of bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) caught by moroccan traps for the period 1986- 2013. *Collective Volumes of Scientific Papers* - ICCAT 70, 606-611.
- Almodóvar, A., Ayllón, D., Nicola, G. G., Jonsson, B., Elvira, B. (2019) Climate-driven bio-physical changes in feeding and breeding environments explain the decline of southernmost European Atlantic salmon populations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 76, 1581-1595.
- Aoki, I., Inagaki, T. (1993). Acoustic Surveys of Abundance and Distribution of the Japanese *Sardine* *Sardinops melanostictus* in the Spawning Grounds off Southern Kyushu, Japan. *Nippon Suisan Gakkaishi* 59, 1727-1735.
- Arbelaitz, O., Gurrutxaga, I., Muguerza, J., Perez, J. M., Perona, I. (2013). An extensive comparative study of cluster validity indices. *Pattern Recognition* 46, 243-256.
- Auger, I. E., Lawrence, C. E. (1989). Algorithms for the optimal identification of segment neighborhoods. *Bulletin of Mathematical Biology* 51, 39-54.
- Austin, M. P. (2002). Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological modelling* 157, 101-118.
- Báez, J. C., Macías, D., De Castro, M., Gómez-Gesteira, M., Gimeno, L., Real, R. (2014). Assessing the response of exploited marine populations in a context of rapid climate change: the case of blackspot seabream from the Strait of Gibraltar. *Animal Biodiversity and Conservation* 37, 35-47.
- Barton, K. (2020). MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.43.17. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>.
- Barton, N. A., Farewell, T. S. Hallett, S. H. (2020). Using generalized additive models to investigate the environmental effects on pipe failure in clean water networks. *npj Clean Water* 3, 31.
- Belcaid S., Benchoucha S., Pérez Gil J.L., Gil Herrera J., González Costas F., García Prieto F., Talbaoui E.M., El Arraf S., Hamdi H., Abid N., Malouli Idrissi M., Lamtai A., Bernardon M., Camiñas J.A., Fernández I.L., Preliminary joint assessment of *Pagellus bogaraveo* stock of the Strait of Gibraltar area between Spain and Morocco

(GSAs 01 and 03). Paper presented at the Working Group on Stock Assessment of Demersal Species (SCSA-SAC, GFCM), (Split, Croatia, 5-9 November 2012). GCP/INT/028/SPA638 GCP/INT/006/EC. CopeMed II Occasional Papers n° 15: 18 pp.

Bruno, M., Chioua, J., Romero, J., Vázquez, A., Macías, D., Dastis, C., Ramírez-Romero, E., Echevarria, F., Reyes, J., García, C.M. (2013). The importance of sub-mesoscale processes for the exchange of properties through the Strait of Gibraltar. *Progress in Oceanography* 116, 66-79.

Burgos, C., Gil, J., del Olmo, A. (2013). The Spanish blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) fishery in the Strait of Gibraltar: Spatial distribution and fishing effort derived from a small-scale GPRS/GSM based fisheries vessel monitoring system. *Aquatic Living Resources* 26, 399-407.

Burnham, K. P., Anderson, D. R. (2004). Multimodel inference: understanding AIC and BIC in model selection. *Sociological methods and research* 33, 261-304.

Cabrera, R. (2014). La selectividad del arte de pesca del voraz (*Pagellus bogaraveo*) del Estrecho de Gibraltar. Memoria de investigación, Universidad de Cádiz, Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales. 69 pp.

Carpenter, K. E., Russell, B. (2014). *Pagellus bogaraveo*. The IUCN (International Union for the Conservation of Nature's) Red List of Threatened Species: e.T170244A1300216 (2014).

Carton, J. A., Chepurin, G. A., Chen, L. (2018). SODA3: A new ocean climate reanalysis. *Journal of Climate* 31, 6967-6983.

Casini, M., Cardinale, M., Hjelm, J., Vitale, F. (2005). Trends in cpue and related changes in spatial distribution of demersal fish species in the Kattegat and Skagerrak, eastern North Sea, between 1981 and 2003. *ICES Journal of Marine Science* 62, 671-682.

Castilla Espino, D., Bago Sotillo, E., García del Hoyo, J. J. (2010). Microeconomic influence of Marine Environment Conditions on Red Seabream Fishery of the Strait of Gibraltar. 10 pages. In: Proceedings of the Fifteenth Biennial Conference of the International Institute of Fisheries Economics & Trade, July 13-16, 2010, Montpellier, France: Economics of Fish Resources and Aquatic Ecosystems: Balancing Uses, Balancing Costs. Compiled by Ann L. Shriver. International Institute of Fisheries

- Economics & Trade, Corvallis, Oregon, USA, 2010. (https://ir.library.oregonstate.edu/concern/conference_proceedings_or_journals/s1784m54d).
- CopeMed II. (2018). Report of the Joint COPEMED II-GFCM data preparation meeting on Blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) in the Strait of Gibraltar. Cádiz (Spain), 19-21 March 2019. Documents N°51 (GCP/INT/028/SPA-GCP/INT/006/EC). 19 pp.
- CopeMed II. (2019). Report of the CopeMed II Working Group on stock assessment of *P. bogaraveo* in the Strait of Gibraltar, Málaga, Spain, 28-29 October 2019. CopeMed II Technical Documents N°55 (GCP/INT/028/SPA-GCP/INT/362/EC). 47 pp.
- Cort, J. L., Abaunza, P. (2019). The present state of traps and fisheries research in the strait of Gibraltar. In *The Bluefin Tuna Fishery in the Bay of Biscay* (pp. 37-78). Springer, Cham. ISBN 978-0-387-87457-9.
- Damalas, D., Megalofonou, P., Apostolopoulou, M. (2007). Environmental, spatial, temporal and operational effects on swordfish (*Xiphias gladius*) catch rates of eastern Mediterranean Sea longline fisheries. *Fisheries Research* 84, 233-246.
- de Carvalho-Souza, G. F., Torres, M. Á., Farias, C., Acosta, J. J., Tornero, J., Sobrino, I., Ramos, F., Llope, M. (2021). International politics must be considered together with climate and fisheries regulation as a driver of marine ecosystems. *Global Environmental Change* 69, 102288.
- Dirección General de la sostenibilidad de la costa y del mar. (2008). *Los mares de España*. ISBN: 978-84-8320-423-8. Editorial: Ministerio de Medio Ambiente. Secretaria General Técnica.
- Echevarría, F., García-Lafuente, J., Bruno, M., Gorsky, G., Goutx, M., González, N., García, C.M., Gómez, F., Vargas, J. M., Picheral, M., Striby, L., Varela, M., Alonso, J. J., Reul, A., Cózar, A., Prieto, L., Sarhan, T., Plaza, F., Jiménez-Gómez, F. (2002). Physical-biological coupling in the Strait of Gibraltar. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 49, 4115-4130.
- Erzini, K. (2005). Trends in NE Atlantic landings (southern Portugal): identifying the relative importance of fisheries and environmental variables. *Fisheries Oceanography* 14, 195-209.

- FAO. (2021). Estadísticas de pesquerías y acuicultura. Capturas mundiales. URL: (<https://www.fao.org/fishery/statistics-query/es/home>). [F. consulta: 20/05/2021].
- Fox, J., Weisberg, S. (2019). Companion to Applied Regression, Third Edition. Thousand Oaks CA: Sage. (<https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>)
- Frank, K. T., Petrie, B., Choi, J. S., Leggett, W. C. (2005). Trophic cascades in a formerly cod-dominated ecosystem. *Science* 308, 1621-1623.
- García Horcajuelo, M. A. (2018). Caracterización de la pesquería histórica española de red de enmalle a la deriva dirigida al pez espada en el Estrecho de Gibraltar entre los años 1988 y 1992. Efectos y patrones temporales en las poblaciones de grandes tiburones pelágicos. Trabajo de Fin de Máster, Universidad de Alicante, España.
- Gerlotto, F., Castillo, J., Saavedra, A., Barbieri, M. A., Espejo, M., Cotel, P. (2004). Three-dimensional structure and avoidance behaviour of anchovy and common sardine schools in central southern Chile. *ICES Journal of Marine Science* 61, 1120-1126.
- Giannoulaki, M., Pyrounaki, M. M., Liorzou, B., Leonori, I., Valavanis V. D., Tsagarakis, K., Bigot, J. L., Roos, D., De Felice, A., Campanella, F., Somarakis, S., Arneri, E., Machias, A. (2011). Habitat suitability modelling for sardine (*Sardina pilchardus*) juveniles in the Mediterranean Sea. *Fisheries Oceanography* 20,367-382.
- Gil, J. (2006). Biología y pesca del voraz [*Pagellus bogaraveo* (Brünnich, 1768)] en el Estrecho de Gibraltar. Tesis Doctoral, Universidad de Cádiz, España.
- Gil-Herrera, J., Gutiérrez-Estrada, J. C., Benchoucha, S., Pérez-Gil, J. L., Sanz-Fernández, V., el Arraf, S., Burgos, C., Malouli Idrissi, M., Farias, C. (2021). The Blackspot seabream fishery in the Strait of Gibraltar: Lessons and future perspectives of shared marine resource. In Alboran Sea-Ecosystems and Marine Resources (pp. 629-657). Springer, Cham.
- Giménez, J., Marçalo, A., García-Polo, M., García-Barón, I., Castillo, J. J., Fernández-Maldonado, C., Saavedra, C., Santos, M. B., De Stephanis, R. (2018) Feeding ecology of Mediterranean common dolphins: the importance of mesopelagic fish in the diet of an endangered subpopulation. *Marine Mammal Science* 34,136-154.

- Goldshtein, E., Gazit, Y., Hetzroni, A., Timar, D., Rosenfeld, L., Grinshpon, Y., Cohen, Y. (2021). Long-term automatic trap data reveal factors affecting diurnal flight patterns of the Mediterranean Fruit fly. *Journal of Applied Entomology* 145, 427-439.
- González Castellanos, M., Soto Valero, C. 2013. Minería de datos para series temporales. Universidad Central “Marta Abreu” de Las Villas, Cuba. ISBN: 978-959-250-924-5.
- Gordó-Vilaseca, C., Pennino, M. G., Albo-Puigserver, M., Wolff, M., Coll, M. (2021). Modelling the spatial distribution of *Sardina pilchardus* and *Engraulis encrasicolus* spawning habitat in the NW Mediterranean Sea. *Marine Environmental Research* 169, 105381.
- Griño, R. C. (1992). Neural networks for univariate time series forecasting and their application to water demand prediction. *Neural Network World* 2, 437-450.
- Gutiérrez-Estrada J. C., Costa, M. J., Vasconcellos, R. (2008). Estimating fish community diversity from environmental features in the Tagus estuary (Portugal): Multiple Linear Regression and Artificial Neural Network approaches. *Journal of Applied Ichthyology* 24, 150-162.
- Gutiérrez-Estrada, J. C., Gil-Herrera, J., Pulido-Calvo, I., Czerwinski, I. A. (2017). Is it possible to differentiate between environmental and fishery effects on abundance-biomass variation? A case study of blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) in the Strait of Gibraltar. *Fisheries Oceanography* 26, 455-475.
- Gutiérrez-Estrada, J. C., Sanz-Fernández, V., Pulido-Calvo, I., Gil-Herrera, J. (2020). Improving the interpretability of the effects of environmental factors on abundance of fish stocks. *Ecological Indicators* 117, 106533.
- Hare, S. R., Mantua, N. J. (2000). Empirical evidence for North Pacific regime shifts in 1977 and 1989. *Progress in oceanography* 47, 103-145.
- Hinkley, D. V. (1970). Inference about the change-point in a sequence of random variables. *Biometrika* 57, 1-17.
- Hofmann, E. E., Powell, T. M. (1998). Environmental variability effects on marine fisheries: four case histories. *Ecological Applications* 8, S23-S32.
- Hornik, K. (2021). clue: Cluster ensembles. R package version 0.3-59. <https://CRAN.R-project.org/package=clue>.

- Hurrell, J., National Center for Atmospheric Research Staff (Eds). (2020). Last modified 24 Apr 2020. The climate data guide: Hurrell North Atlantic Oscillation (NAO) Index (station-based). (<https://climatedataguide.ucar.edu/climate-data/hurrell-north-atlantic-oscillation-nao-index-station-based>).
- ICES. (2016): Stock Annex: Blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) in Subarea 9 (Atlantic Iberian waters). ICES Stock Annexes. Report. (<https://doi.org/10.17895/ices.pub.18622076.v3>).
- ICES. (2019): Stock Annex: Blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) in Subarea 9 (Atlantic Iberian waters). ICES Stock Annexes. Report. (<https://doi.org/10.17895/ices.pub.18622079.v3>).
- Kassambara, A. (2017). Practical Guide to Principal Component Methods in R: PCA, M (CA), FAMD, MFA, HCPC, factoextra (STHDA).
- Killick, R., Ecke, I. A. (2014). Changepoint: An R package for changepoint analysis. *Journal of Statistical Software* 58, 1-19.
- Killick, R., Fearnhead, P., Eckley, I. A. (2012). Optimal Detection of Changepoints with a Linear Computational Cost. *Journal of the American Statistical Association* 107, 1590-1598.
- Kim, M., Ramakrishna, R. S. (2005). New indices for cluster validity assessment. *Pattern Recognition Letters* 26, 2353-2363.
- Kim, Y. J., Gu, C. (2004). Smoothing spline Gaussian regression: more scalable computation via efficient approximation. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Statistical Methodology)* 66, 337-356.
- Kitanidis, P. K., Bras, R. L. (1980). Real time forecasting with a conceptual hydrological model. 2. Applications and Results. *Water Resources Research* 16, 1034-1044.
- Kling, H., Fuchs, M., Paulin, M. (2012). Runoff conditions in the upper Danube basin under an ensemble of climate change scenarios. *Journal of Hydrology* 424-425, 264-277.
- Krug, H. (1998). Variation in the reproductive cycle of the blackspot seabream, *Pagellus bogaraveo* (Brünnich, 1768) in the Azores. *ARQUIPÉLAGO. Life and Marine Sciences* 16, 37-47.

- Le, S., Josse, J., Husson, F. (2008). FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis. *Journal of Statistical Software* 25, 1-18.
- Lee, K. A., Butcher, P. A., Harcourt, R. G., Patterson, T. A., Peddemors, V. M., Roughan, M., Harasti, D., Smoothey, A. F., Bradford, R. W. (2021). Oceanographic conditions associated with white shark (*Carcharodon carcharias*) habitat use along eastern Australia. *Marine Ecology Progress Series* 659, 143-159.
- Lloret, J., Lleonart, J., Solé, I., Fromentin, J. M. (2001). Fluctuations of landings and environmental conditions in the north-western Mediterranean Sea. *Fisheries Oceanography* 10, 33-50.
- Lorance, P. (2011). History and dynamics of the overexploitation of the blackspot sea bream (*Pagellus bogaraveo*) in the Bay of Biscay. *ICES Journal of Marine Science* 68, 290-301.
- Marra, G., Wood, S. N. (2011). Practical variable selection for generalized additive models. *Computational Statistics and Data Analysis* 55, 2372-2387.
- Massé, J. (1996). Acoustic observations in the Bay of Biscay: schooling, vertical distribution, species assemblages and behaviour. *Scientia Marina* 60 (Suppl. 2), 227-234.
- Morrongiello, J. R., Walsh, C. T., Gray, C. A., Stocks, J. R., Crook, D. A. (2014). Environmental change drives long-term recruitment and growth variation in an estuarine fish. *Global Change Biology* 20, 1844-1860.
- Moss, J. (2019). univariateML: An R package for maximum likelihood estimation of univariate densities. *Journal of Open Source Software* 4, 1863.
- Mugo., R., Saitoh, S. I., Nihira A., Kuroyama, T. (2010) Habitat characteristics of skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) in the western North Pacific: a remote sensing perspective. *Fisheries Oceanography* 19, 382-396.
- Nadal, I., Sammartino, S., García-Lafuente, J., Sánchez Garrido, J. C., Gil-Herrera, J., Hidalgo, M., Hernández, P. (2022). Hydrodynamic connectivity and dispersal patterns of a transboundary species (*Pagellus bogaraveo*) in the Strait of Gibraltar and adjacent basins. *Fisheries Oceanography* 31, 384-401.

- Nadal-Arizo, I. (2019). Tidal dynamics effect on the connectivity patterns of the blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) in the Alboran Sea. Master's Thesis, Polytechnic University of Valencia, Spain.
- Nash, J. E., Sutcliffe, J. V. (1970). River flow forecasting through conceptual models. I. A discussion of principles. *Journal of Hydrology* 10, 282-290.
- Nesslage, G., Lyubchich, V., Nitschke, P., Williams, E., Grimes, C., Wiedenmann, J. (2021). Environmental drivers of golden tilefish (*Lopholatilus chamaeleonticeps*) commercial landings and catch-per-unit-effort. *Fisheries Oceanography* 30, 608-622.
- Neves, J., Giacomello, E., Menezes, G.M., Fontes, J., Tanner, S. E. (2021). Temperature-Driven Growth Variation in a Deep-Sea Fish: The Case of *Pagellus bogaraveo* (Brünnich, 1768) in the Azores Archipelago. *Frontiers in Marine Science* 8, 703820.
- Ortiz de Urbina, J., Rodríguez-Marín, E., de la Serna, J. M., Macías, D., Rioja, P. (2011). standardized cpue of bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) caught by spanish traps for the period 1981- 2009. *Collective Volumes of Scientific Papers - ICCAT*, 66, 829-834.
- Page, E. S. (1954). Continuous inspection schemes. *Biometrika* 41, 100-115.
- Palackova, J., Gajdusek, S., Jirasek, J., Fasaic, K. (1990). Effect of sublethal concentration of ammonia in water on changes in and correlations of some biochemical indices in carp fry (*Cyprinus carpio* L.). *Ichthyologia* 22, 57-67.
- Perretti, C. T., Fogarty, M. J., Friedland, K. D., Hare, J. A., Lucey, S. M., McBride, R. S., Miller, T. S., Morse, R. E., O'Brien, L., Pereira, J. L., Smith, L. A., Wuenschel, M. J. (2017). Regime shifts in fish recruitment on the Northeast US Continental Shelf. *Marine Ecology Progress Series* 574, 1-11.
- Pershing, A. J., Alexander, M. A., Hernandez, C. M., Kerr, L. A., Le Bris, A., Mills, K. E., Record, N. R., Scannell, H. A., Scott, J. D., Sherwood, G. D., Thomas, A. C. (2015). Slow adaptation in the face of rapid warming leads to collapse of the Gulf of Maine cod fishery. *Science* 350, 809-812.
- Piroddi, C., Coll, M., Liqueste, C., Macias, D., Greer, K., Buszowski, J., Steenbeek J., Danovaro, R., Christensen, V. (2017). Historical changes of the Mediterranean Sea ecosystem: modelling the role and impact of primary productivity and fisheries changes over time. *Scientific reports* 7, 1-18.

- Polonio, V., Canoura, J., Gil J., Farias, C., Burgos C., Sorino, I. (2008). Hábito alimenticio de *Pagellus bovaraveo* en aguas del Estrecho de Gibraltar. In: Telo A. et al. (Eds.), Proc. XV Simpósio Ibérico de Estudos de Biologia Marinha, Funchal, Madeira (Portugal), 9-13 September.
- R Core Team. (2020) R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. (<https://www.R-project.org>).
- Ross, N. (2023). A Free, Interactive Course using mgcv. <https://github.com/noamross/gams-in-r-course>.
- Rousseeuw, P. J. (1987). Silhouettes: a graphical aid to the interpretation and validation of cluster analysis. *Journal of Computational and Applied Mathematics* 20, 53-65.
- Saitta, S., Raphael, B., Smith, I. F. (2007). A bounded index for cluster validity. In International Workshop on Machine Learning and Data Mining in Pattern Recognition (pp. 174-187). Springer Berlin Heidelberg.
- Sammartino, S., Sánchez-Garrido, J. C., García-Lafuente, J., Narnajo, C., Hidalgo, M., Gil-Herrera, J. (2019). Blackspot seabream early life stages dispersal by hydrodynamic modelling (Strait of Gibraltar - Alboran Sea). *Geophysical Research Abstracts* 21, EGU2019-18082.
- Sanz-Fernández, V., Gutiérrez-Estrada, J. C. (2021). Historical changes of Blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) landing patterns in the Strait of Gibraltar from 1983 to 2016: Environmental and legislation effects. *Fisheries Oceanography* 30, 111-126.
- Sanz-Fernández, V., Gutiérrez-Estrada, J. C., Pulido-Calvo, I., Gil-Herrera, J., Benchoucha, S., el Arraf, S. (2019). Environment or catches? Assessment of the decline in blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) abundance in the Strait of Gibraltar. *Journal of Marine Systems* 190, 15-24.
- Sardá-Espinosa, A. (2019). Time-Series Clustering in R Using the dtwclust Package. *The R Journal* 11, 22-43.
- Sobrino, I., Gil, J. (2001). Studies on Age Determination and Growth Pattern of the Red (Blackspot) Seabream [*Pagellus bogaraveo* (Brünnich, 1768)] from the Strait of Gibraltar (ICES IXa/SW Spain): Application of the Species Migratory Pattern. NAFO SCR 01/87. 5 pp.

- Sobrino, I., Gil, J. (2002). Estudio de la pesquería del voraz (*Pagellus bogaraveo*) en aguas del Estrecho de Gibraltar. Informe final de resultados. Convenio de colaboración entre el Instituto Español de Oceanografía, Red Eléctrica de España y la Cofradía de Pescadores de Tarifa. 107 pp
- Sorell, J. M., Varela, J. L., Goni, N., Macías, D., Arrizabalaga, H., Medina, A. (2017). Diet and consumption rate of Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) in the Strait of Gibraltar. *Fisheries Research* 188, 112-120.
- Sutton, T. T. (2013). Vertical ecology of the pelagic ocean: classical patterns and new perspectives. *Journal of Fish Biology* 83, 1508-1527.
- Teixeira, C. M., Gamito, R., Leitão, F., Cabral, H. N. (2014). Trends in landings of fish species potentially affected by climate change in Portuguese fisheries. *Regional Environmental Change* 14, 657-669.
- Torres, M. Á., Coll, M., Heymans, J. J., Christensen, V., Sobrino, I. (2013). Food-web structure of and fishing impacts on the Gulf of Cadiz ecosystem (South-western Spain). *Ecological modelling* 265, 26-44.
- Varela, J. L., Carrera, I., Medina, A. (2020). Seasonal feeding patterns of Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) in the Strait of Gibraltar. *Marine environmental research* 153, 104811.
- Vázquez López-Escobar, A. (2006). Ondas internas en el estrecho de Gibraltar y procesos de mezclas inducidos. Tesis Doctoral, Universidad de Cádiz, España.
- Ventura, S., Silva, M., Pérez-Bendito, D., Hervás, C. (1995). Artificial neural networks for estimation of kinetic analytical parameters. *Analytical Chemistry* 67, 1521-1525.
- Watson, R., Pauly, D. (2001). Systematic distortions in world fisheries catch trends. *Nature* 414, 534-536.
- Wood, S. N. (2017) Generalized Additive Models: An Introduction with R (2nd edition). Chapman and Hall/CRC.
- Zeileis, A., Hothorn, T. (2002). Diagnostic Checking in Regression Relationships. *R News* 2, 7-10. (https://cran.r-project.org/doc/Rnews/Rnews_2002-3.pdf).

- Zhang, C. I., Lee, J. B., Seo, Y. I., Yoon, S. C., Kim, S. (2004). Variations in the abundance of fisheries resources and ecosystem structure in the Japan/East Sea. *Progress in Oceanography* 61, 245-265.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N. (2016) A protocol for conducting and presenting results of regression-type analyses. *Methods in Ecology and Evolution* 7, 636-645.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Elphick, C. S. (2010). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution* 1, 3-14.
- Zuur, A. F., Ieno, E., Walker, N., Saveliev, A., Smith, G. (2009) Mixed Effects Modelling for Nested Data In: Zuur AF *et al.* (eds), Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R. Statistics for Biology and Health, Springer.

4.7. Anexo. Figuras complementarias

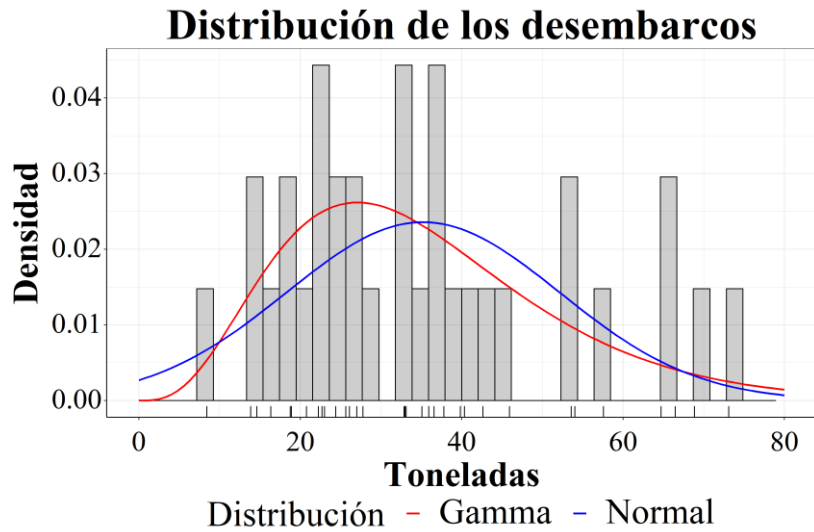


Figura 4.1A. Distribución ajustada a la serie temporal de desembarcos (1983-2015). Distribución gamma en rojo ($AICc = 279.44$). Distribución normal en azul ($AICc = 284.69$).

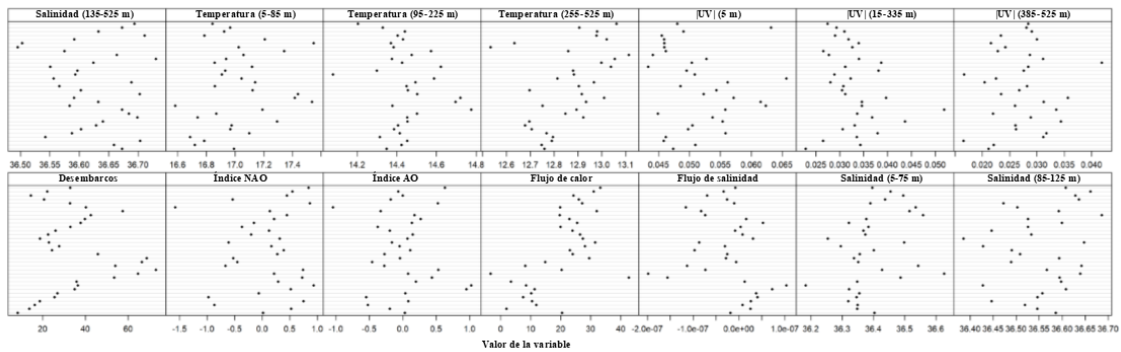


Figura 4.2A. Cleveland dotplot de las 14 variables de estudio: desembarcos (T_n = toneladas), índice NAO, índice AO, flujo de calor $W m^{-2}$, flujo de salinidad $kg m^{-2} seg^{-1}$, salinidad PSU (5-75 m), salinidad PSU (85-125 m), salinidad PSU (135-525 m), temperatura $^{\circ}C$ (5-85 m), temperatura $^{\circ}C$ (95-255 m), temperatura $^{\circ}C$ (255-525 m), $|UV| m seg^{-1}$ (5 m), $|UV| m seg^{-1}$ (15-335 m) y $|UV| m seg^{-1}$ (385-525 m).

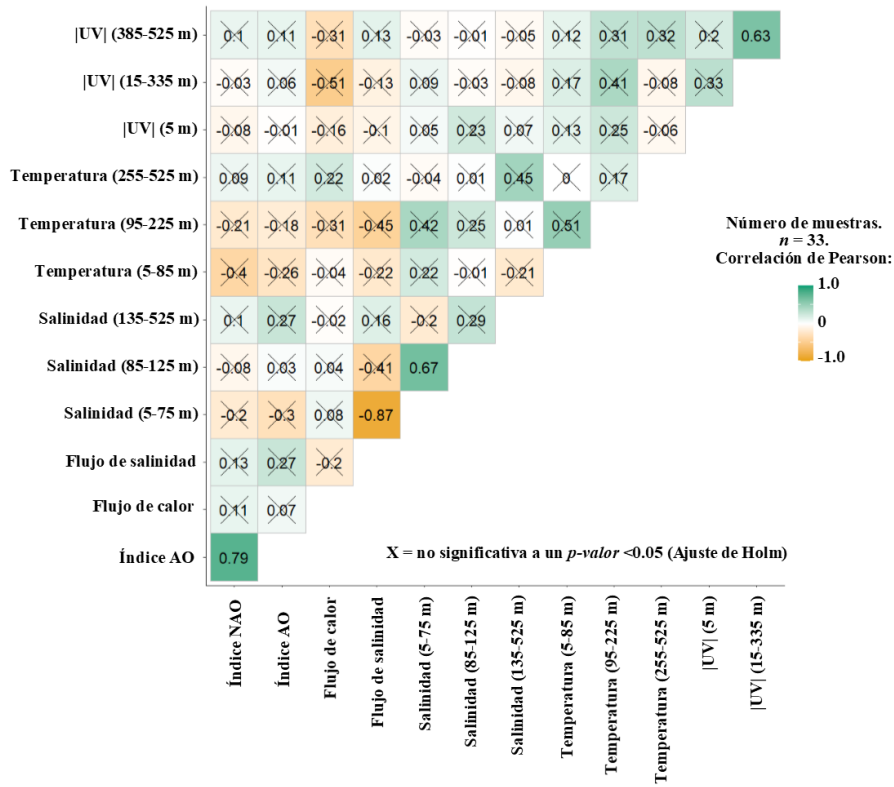


Figura 4.3A. Correlograma de Pearson de las variables climáticas y oceanográficas. X = no correlaciones significativas (p -valor < 0.05).

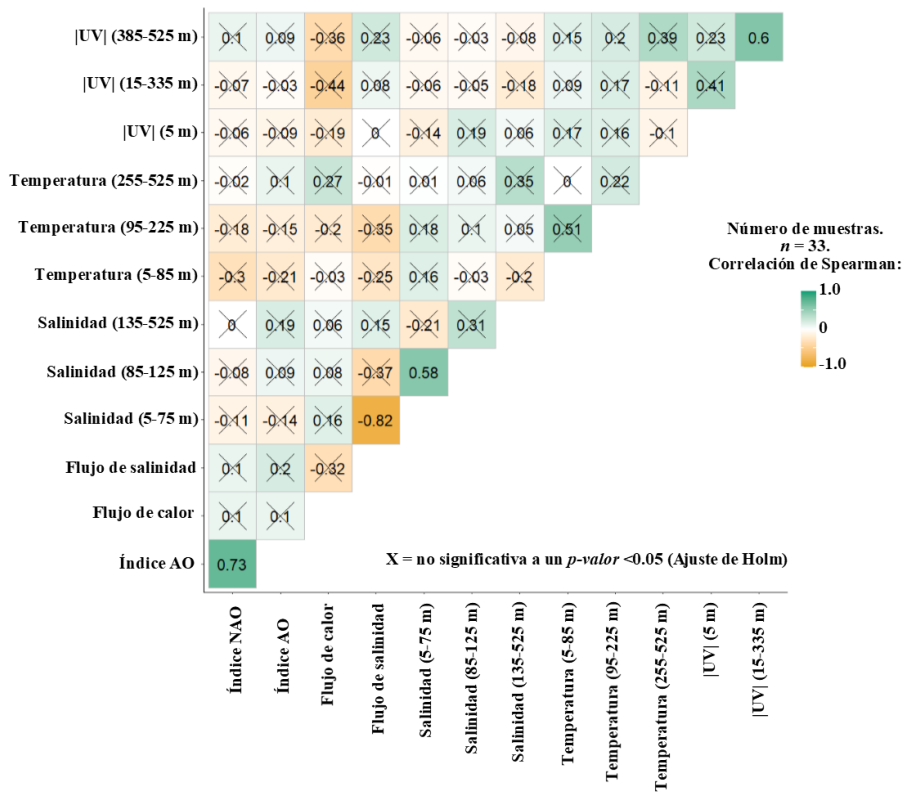


Figura 4.4A. Correlograma de Spearman de las variables climáticas y oceanográficas. X = no correlaciones significativas (p -valor < 0.05).

Tabla 4.1A. Primera ronda de factores de inflación de la varianza (VIF) para todo el conjunto de variables climáticas y oceanográficas.

Variable	VIF
Índice NAO	4.247
Índice AO	4.555
Flujo de calor	2.682
Flujo de salinidad	14.768
Salinidad (5-75 m)	28.136
Salinidad (85-125 m)	10.577
Salinidad (135-525 m)	4.154
Temperatura (5-85 m)	1.999
Temperatura (95-225 m)	2.845
Temperatura (255-525 m)	3.030
UV (5 m)	1.720
UV (15-335 m)	3.679
UV (385-525 m)	3.445

Tabla 4.2A. Segunda ronda de factores de inflación de la varianza (VIF) para todo el conjunto de variables climáticas y oceanográficas.

Variable	VIF
Índice NAO	4.168
Índice AO	4.193
Flujo de calor	2.125
Flujo de salinidad	3.072
Salinidad (85-125 m)	2.077
Salinidad (135-525 m)	2.152
Temperatura (5-85 m)	1.833
Temperatura (95-225 m)	2.604
Temperatura (255-525 m)	2.497
UV (5 m)	1.237
UV (15-335 m)	3.664
UV (385-525 m)	3.445

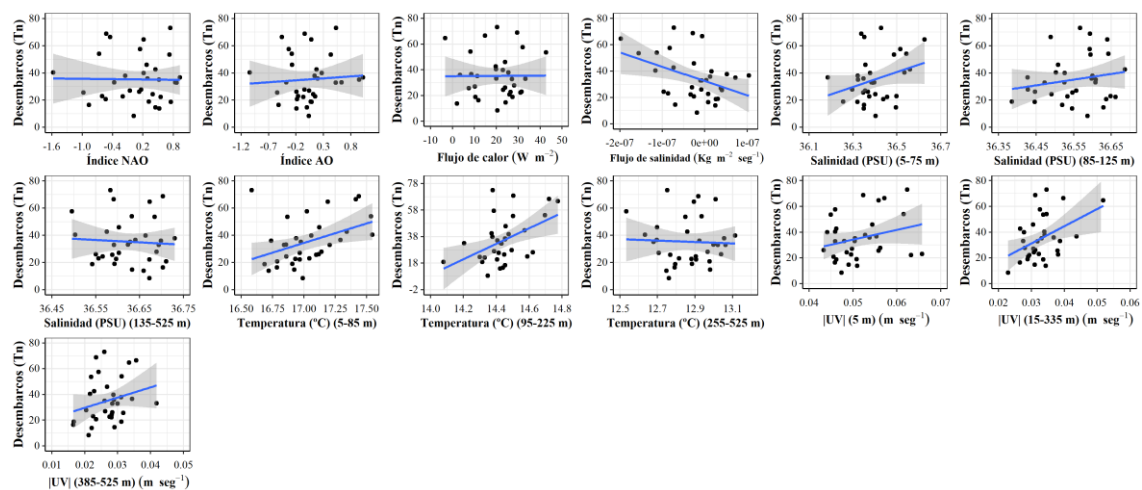


Figura 4.5A. Gráfico de relaciones entre los desembarcos con el resto de las variables climáticas y oceanográficas bajo una perspectiva lineal.

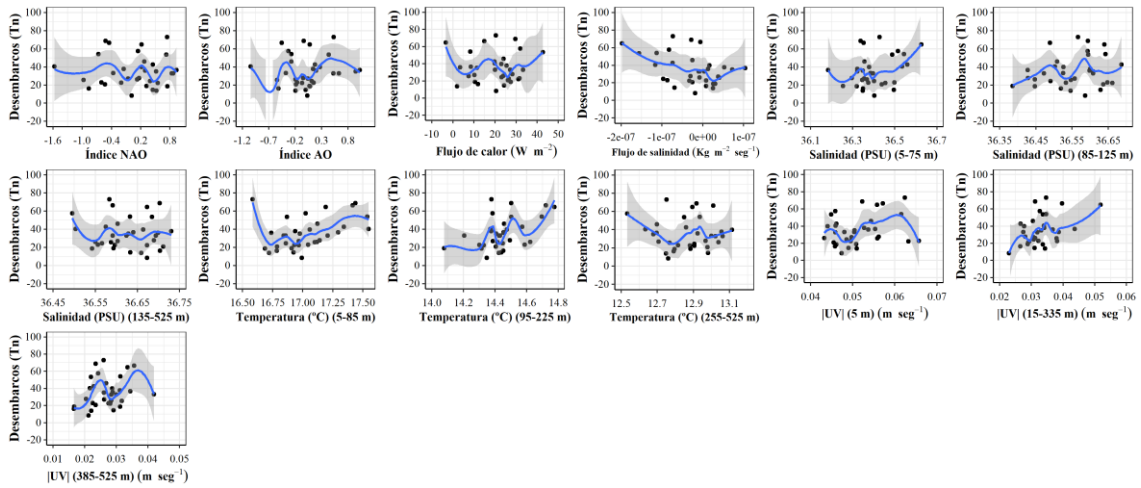


Figura 4.6A. Gráfico de relaciones entre los desembarcos con el resto de las variables climáticas y oceanográficas bajo una perspectiva no lineal.

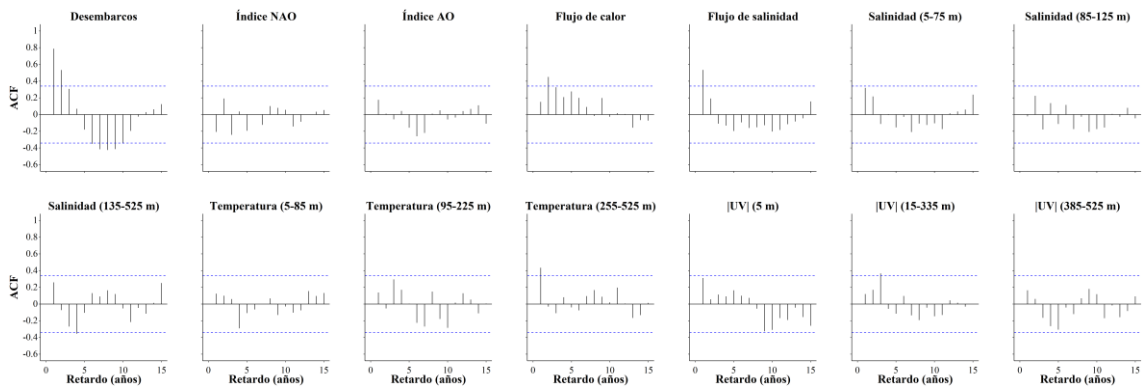


Figura 4.7A. Gráficos de la función de autocorrelación (ACF) de las 14 variables de estudio.

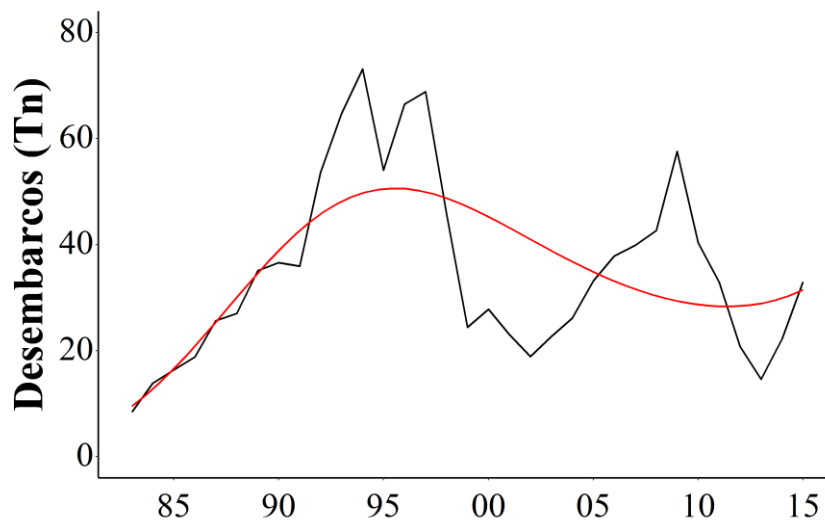


Figura 4.8A. Tendencia ajustada de orden 3 (línea roja) a la serie temporal de desembarcos (línea negra) de *Pagellus bogaraveo* en el Estrecho de Gibraltar desde 1983 a 2015.

Tabla 4.3A. Valores de los índices de validación interna obtenidos en la selección del mejor cluster para el centroide PAM, con número de repeticiones igual a 25. K = número de clúster. *Sil* = Silhouette. *SF* = Función de puntuación. *CH* = Calinski-Harabasz, *DB* = Davies-Bouldin, *DBstar* = Davies-Bouldin modificado, *D* = Dunn. *COP* = COP. En negro los dos mejores resultados por índice.

Índice	$K = 2$	$K = 3$	$K = 4$	$K = 5$	$K = 6$	$K = 7$	$K = 8$
Sil	0.155	0.158	0.152	0.152	0.126	0.094	0.079
SF	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
CH	6.750	6.723	4.790	3.690	3.003	2.545	2.178
DB	1.271	1.276	1.033	0.892	0.769	0.738	0.644
DBstar	1.271	1.175	1.131	1.078	0.979	0.888	0.772
D	0.639	0.699	0.838	0.834	0.857	0.957	0.931
COP	0.629	0.549	0.473	0.403	0.347	0.293	0.241

Tabla 4.4A. Valores de los índices de validación interna obtenidos en la selección del mejor cluster para el centroide PAM, con número de repeticiones igual a 50. K = número de clúster. *Sil* = Silhouette. *SF* = Función de puntuación. *CH* = Calinski-Harabasz, *DB* = Davies-Bouldin, *DBstar* = Davies-Bouldin modificado, *D* = Dunn. *COP* = COP. En negro los dos mejores resultados por índice.

Índice	$K = 2$	$K = 3$	$K = 4$	$K = 5$	$K = 6$	$K = 7$	$K = 8$
Sil	0.155	0.158	0.164	0.152	0.124	0.094	0.079
SF	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
CH	6.750	7.095	4.790	3.690	3.080	2.561	2.222
DB	1.271	1.090	1.033	0.892	0.790	0.726	0.662
DBstar	1.271	1.175	1.131	1.045	0.932	0.866	0.772
D	0.639	0.699	0.834	0.900	0.922	0.957	0.927
COP	0.629	0.549	0.473	0.403	0.347	0.295	0.241

Tabla 4.5A. Valores de los índices de validación interna obtenidos en la selección del mejor cluster para el centroide PAM, con número de repeticiones igual a 75. K = número de clúster. *Sil* = Silhouette. *SF* = Función de puntuación. *CH* = Calinski-Harabasz, *DB* = Davies-Bouldin, *DBstar* = Davies-Bouldin modificado, *D* = Dunn. *COP* = COP. En negro los dos mejores resultados por índice.

Índice	$K = 2$	$K = 3$	$K = 4$	$K = 5$	$K = 6$	$K = 7$	$K = 8$
Sil	0.155	0.158	0.164	0.152	0.124	0.094	0.089
SF	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
CH	6.750	7.095	4.826	3.690	3.015	2.581	2.222
DB	1.271	1.146	1.033	0.878	0.801	0.738	0.644
DBstar	1.271	1.175	1.131	1.045	0.963	0.888	0.756
D	0.639	0.699	0.838	0.900	0.922	0.957	0.941
COP	0.629	0.549	0.473	0.403	0.347	0.293	0.242

Tabla 4.6A. Valores de los índices de validación interna obtenidos en la selección del mejor cluster para el centroide PAM, con número de repeticiones igual a 100. K = número de clúster. *Sil* = Silhouette. *SF* = Función de puntuación. *CH* = Calinski-Harabasz, *DB* = Davies-Bouldin, *DBstar* = Davies-Bouldin modificado, *D* = Dunn. *COP* = COP. En negro los dos mejores resultados por índice.

Índice	$K = 2$	$K = 3$	$K = 4$	$K = 5$	$K = 6$	$K = 7$	$K = 8$
Sil	0.155	0.158	0.164	0.152	0.126	0.100	0.089
SF	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
CH	6.750	7.095	4.790	3.690	3.080	2.561	2.205
DB	1.271	1.146	0.957	0.878	0.769	0.708	0.634
DBstar	1.271	1.175	1.131	1.045	0.967	0.888	0.756
D	0.639	0.699	0.838	0.900	0.922	0.957	0.975
COP	0.629	0.549	0.473	0.403	0.347	0.293	0.241

Tabla 4.7A. Valores de los índices de validación interna obtenidos en la selección del mejor cluster para el centroide DBA, con número de repeticiones igual a 25. K = número de clúster. *Sil* = Silhouette. *SF* = Función de puntuación. *CH* = Calinski-Harabasz, *DB* = Davies-Bouldin, *DBstar* = Davies-Bouldin modificado, *D* = Dunn. *COP* = COP. En negro los dos mejores resultados por índice.

Índice	K = 2	K = 3	K = 4	K = 5	K = 6	K = 7	K = 8
Sil	0.156	0.158	0.164	0.119	0.126	0.084	0.079
SF	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
CH	12.812	6.317	4.293	3.407	2.687	2.066	1.898
DB	1.139	1.462	1.213	0.927	0.842	0.913	0.746
DBstar	1.139	1.500	1.310	1.101	1.063	1.085	0.934
D	0.639	0.699	0.834	0.900	0.844	0.884	0.931
COP	0.610	0.538	0.481	0.413	0.373	0.324	0.268

Tabla 4.8A. Valores de los índices de validación interna obtenidos en la selección del mejor cluster para el centroide DBA, con número de repeticiones igual a 50. K = número de clúster. *Sil* = Silhouette. *SF* = Función de puntuación. *CH* = Calinski-Harabasz, *DB* = Davies-Bouldin, *DBstar* = Davies-Bouldin modificado, *D* = Dunn. *COP* = COP. En negro los dos mejores resultados por índice.

Índice	K = 2	K = 3	K = 4	K = 5	K = 6	K = 7	K = 8
Sil	0.156	0.158	0.158	0.125	0.105	0.094	0.079
SF	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
CH	13.107	6.459	5.011	3.540	2.827	2.331	2.045
DB	0.988	1.214	1.024	0.991	0.950	0.867	0.704
DBstar	0.988	1.302	1.236	1.083	1.101	0.994	0.926
D	0.639	0.704	0.834	0.900	0.900	0.957	0.927
COP	0.605	0.538	0.487	0.432	0.367	0.309	0.260

Tabla 4.9A. Valores de los índices de validación interna obtenidos en la selección del mejor cluster para el centroide DBA, con número de repeticiones igual a 75. K = número de clúster. *Sil* = Silhouette. *SF* = Función de puntuación. *CH* = Calinski-Harabasz, *DB* = Davies-Bouldin, *DBstar* = Davies-Bouldin modificado, *D* = Dunn. *COP* = COP. En negro los dos mejores resultados por índice.

Índice	K = 2	K = 3	K = 4	K = 5	K = 6	K = 7	K = 8
Sil	0.156	0.158	0.164	0.152	0.124	0.094	0.089
SF	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
CH	14.646	6.894	4.466	3.267	2.737	2.245	1.909
DB	0.988	0.795	1.112	0.983	0.865	0.864	0.716
DBstar	0.988	0.897	1.247	1.158	1.063	1.013	0.896
D	0.639	0.699	0.838	0.884	0.922	0.957	0.941
COP	0.605	0.534	0.470	0.415	0.356	0.317	0.254

Tabla 4.10A. Valores de los índices de validación interna obtenidos en la selección del mejor cluster para el centroide DBA, con número de repeticiones igual a 100. K = número de clúster. *Sil* = Silhouette. *SF* = Función de puntuación. *CH* = Calinski-Harabasz, *DB* = Davies-Bouldin, *DBstar* = Davies-Bouldin modificado, *D* = Dunn. *COP* = COP. En negro los dos mejores resultados por índice.

Índice	K = 2	K = 3	K = 4	K = 5	K = 6	K = 7	K = 8
Sil	0.156	0.158	0.164	0.152	0.124	0.100	0.089
SF	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
CH	14.002	7.724	4.425	3.423	2.841	2.431	2.057
DB	0.988	0.795	1.112	1.016	0.887	0.771	0.746
DBstar	0.988	0.897	1.244	1.158	1.023	0.969	0.902
D	0.639	0.710	0.834	0.900	0.928	0.957	0.975
COP	0.605	0.531	0.472	0.413	0.364	0.305	0.261

Tabla 4.11A. Valores de los índices de validación interna para seleccionar el mejor centroide para cada uno de los mejores clúster seleccionados (K). En negrita el mejor resultado.

Índice	PAM	DBA	K
Sil	0.026	0.080	3
SF	0.000	0.000	3
CH	3.416	5.837	3
DB	1.227	1.827	3
DBstar	1.315	1.898	3
D	0.619	0.626	3
COP	0.572	0.577	3
Sil	-0.057	-0.057	7
SF	0.000	0.000	7
CH	2.009	2.093	7
DB	0.887	0.974	7
DBstar	1.132	1.229	7
D	0.576	0.576	7
COP	0.326	0.330	7
Sil	0.049	-0.003	8
SF	0.000	0.000	8
CH	2.114	1.769	8
DB	0.719	0.982	8
DBstar	0.907	1.147	8
D	0.857	0.776	8
COP	0.247	0.282	8

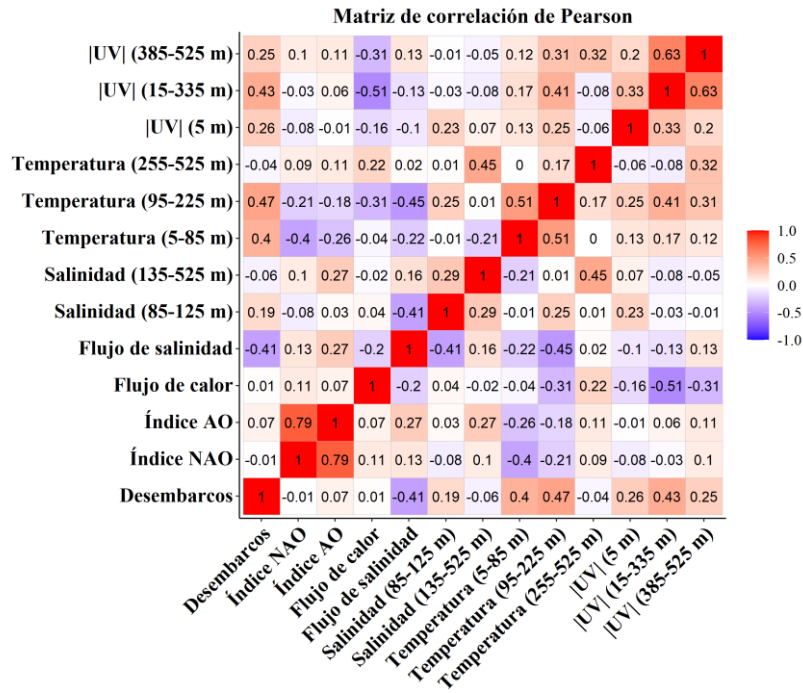


Figura 4.9A. Matriz de correlación de Pearson.

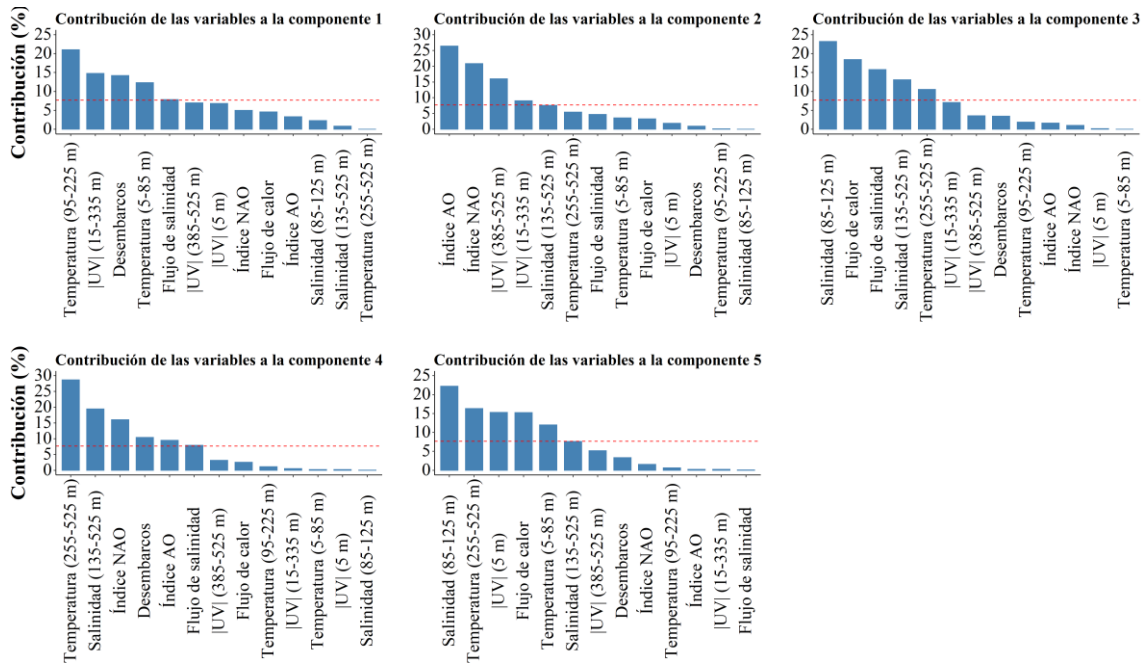


Figura 4.10A. Contribuciones en porcentaje del conjunto de variables del análisis de componentes principales a las diferentes componentes principales. La línea roja discontinua representa la contribución media esperada, calculada como $1/\text{longitud de variables}$, que en nuestro caso fue de 7.69%. Para este cálculo se considera que la contribución de las variables es uniforme.

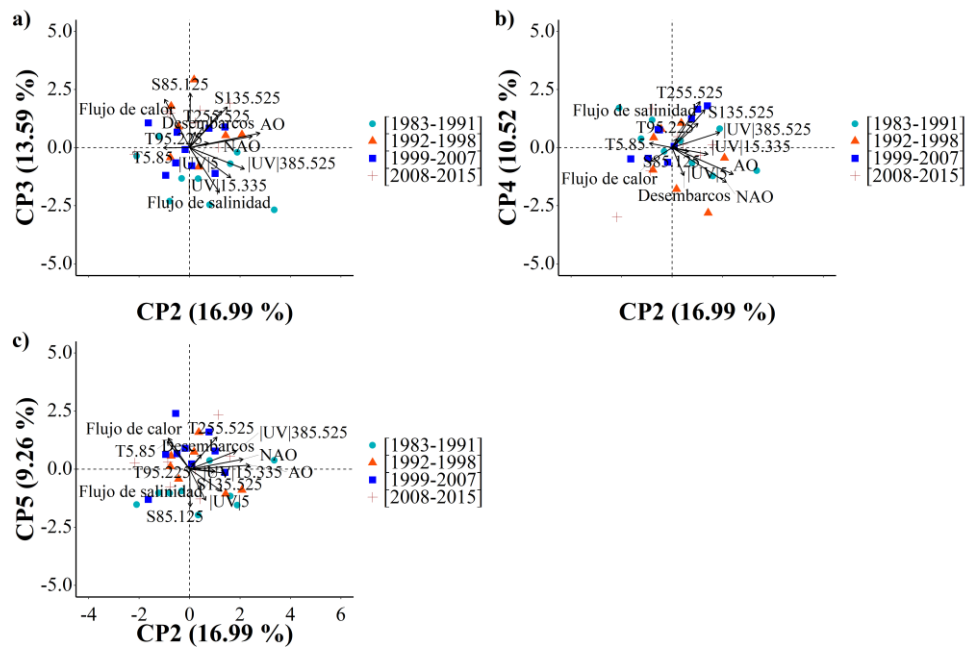


Figura 4.11A. Biplots del ACP de la componente principal 2 (eje X) en función del resto de las componentes principales (eje Y). Se representan la orientación y distribución de las variables y los individuos (años) agrupados en función de los puntos de corte. Las variables y los individuos están proyectados en el espacio de las componentes principales. a) CP2 vs CP3. b) CP2 vs CP4. c) CP2 vs CP5.

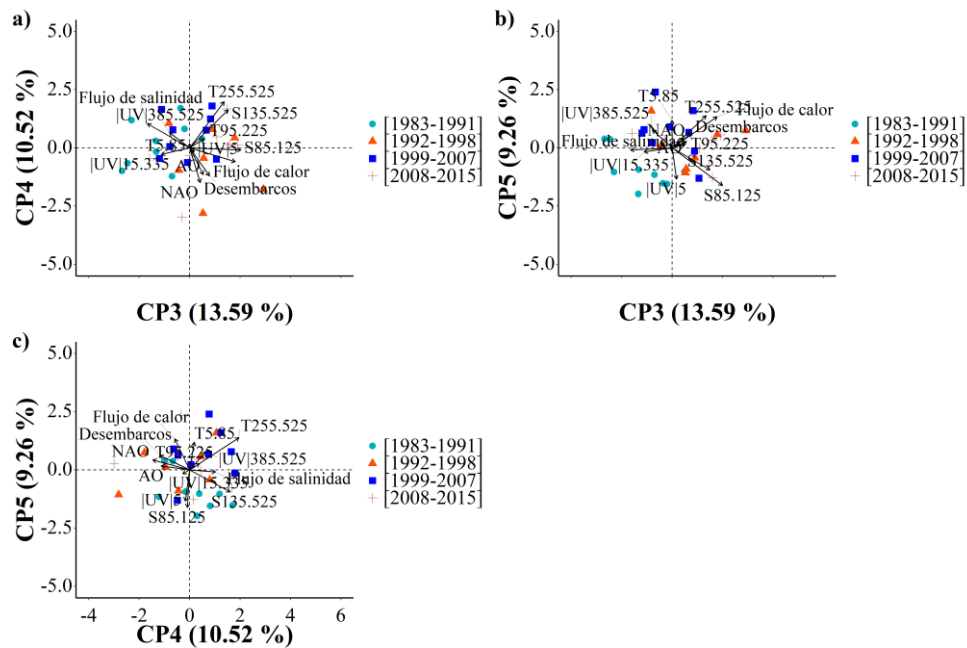


Figura 4.12A. Biplots del ACP de las componentes principales 3 y 4 (eje X) en función del resto de las componentes principales (eje Y). Se representan la orientación y distribución de las variables y los individuos (años) agrupados en función de los puntos de corte. Las variables y los individuos están proyectados en el espacio de las componentes principales. a) CP3 vs CP4. b) CP3 vs CP5. c) CP4 vs CP5.

Tabla 4.12A. Factores de inflación de la varianza (VIF) para el modelo de regresión lineal múltiple (MLR).

Variable	VIF
Temperatura (95-225 m)	1.228
UV (15-335 m)	1.506
Flujo de calor	1.383

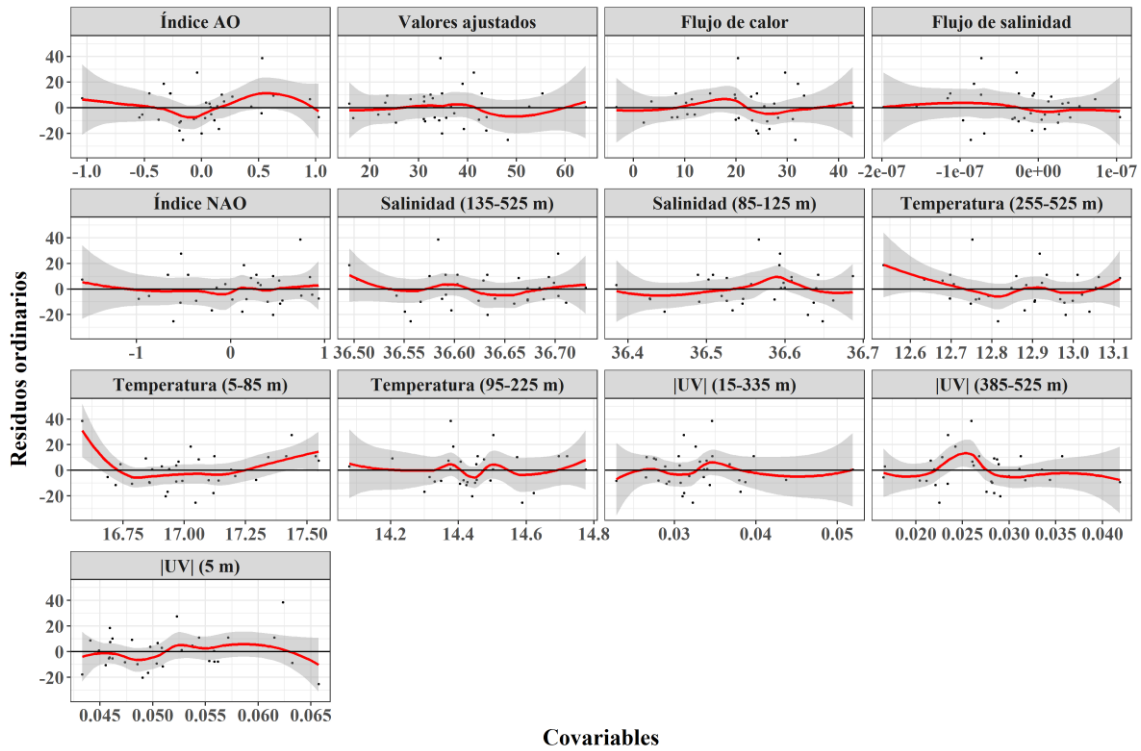


Figura 4.13A. Gráficos de dispersión multipanel del modelo de regresión lineal múltiple. Se enfrentan los residuos de tipo ordinario frente a los valores ajustados y las covariables que están y no están en el modelo. La línea roja representa un suavizador de tipo Loess, $\text{span} = 0.75$. Indicar que el 0 cuando está dentro de los intervalos de confianza al 95% significa que no hay fuertes patrones residuales. Residuos ordinarios T_n . Flujo de calor $W m^{-2}$. Flujo de salinidad $kg m^{-2} seg^{-1}$. Salinidad PSU. Temperatura $^{\circ}C$. $|UV| m seg^{-1}$.

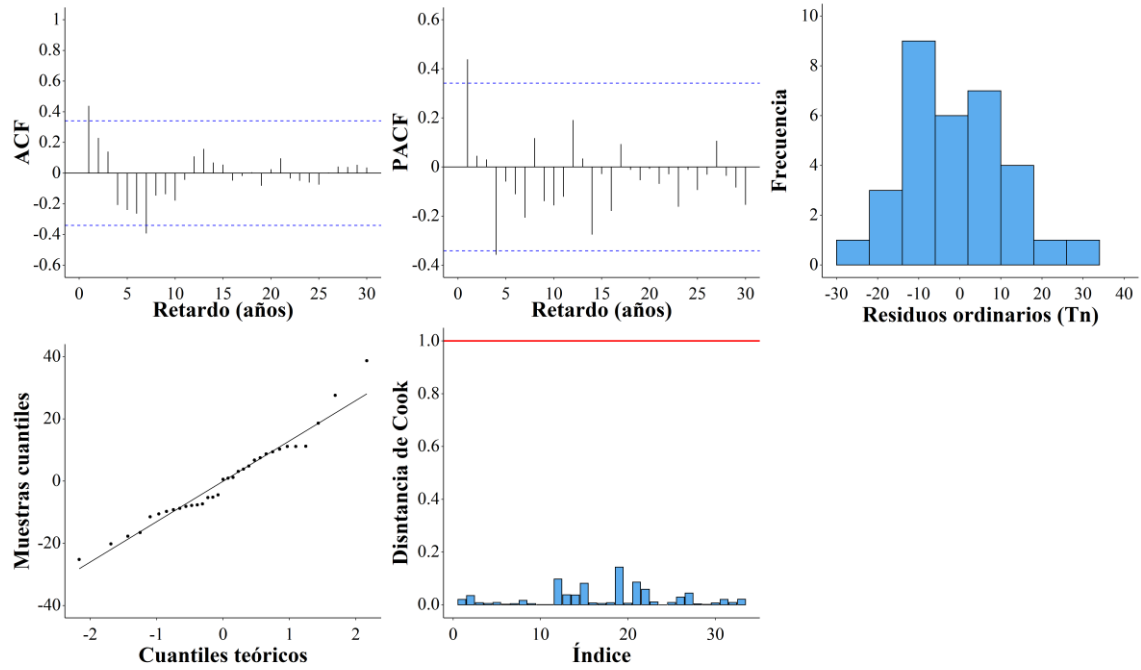


Figura 4.14A. Gráficos de dispersión multipanel del modelo de regresión lineal múltiple relativos a la validación de la independencia temporal (ACF-PACF), normalidad (histograma y qq-plot) y observaciones influyentes (distancia de Cook).

Tabla 4.13A. Factores de inflación de la varianza (VIF) para el modelo lineal generalizado (GLM).

Variable	VIF
Temperatura (95-225 m)	1.182
UV (15-335 m)	1.182
Flujo de calor	1.262

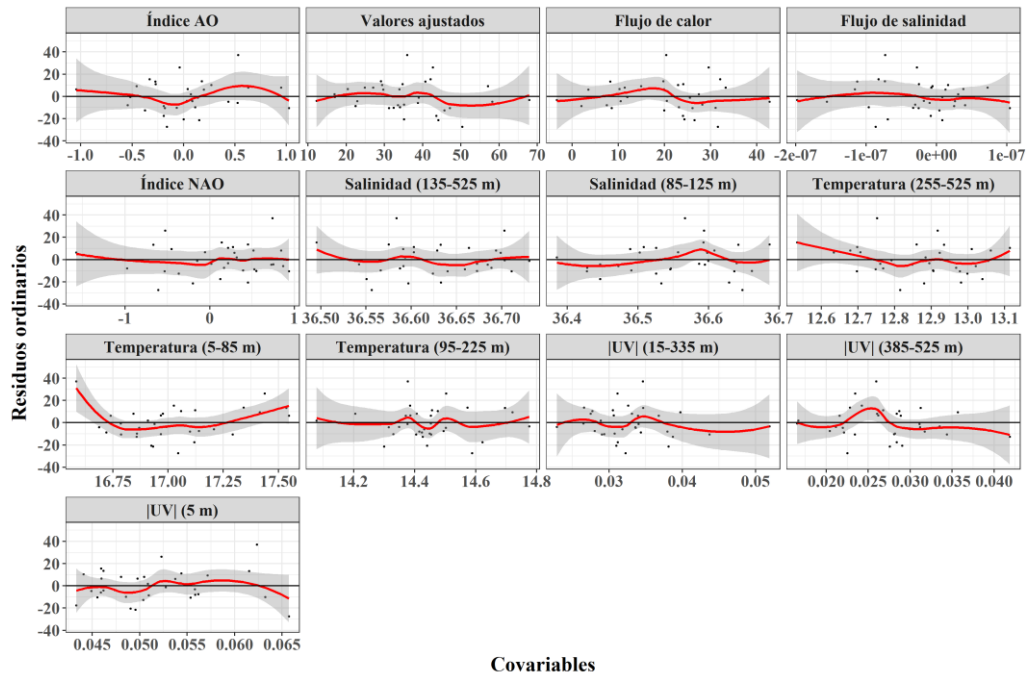


Figura 4.15A. Gráficos de dispersión multipanel del modelo lineal generalizado. Se enfrentan los residuos de tipo ordinario frente a los valores ajustados y las covariables que están y no están en el modelo. La línea roja representa un suavizador de tipo Loess, $\text{span} = 0.75$. Indicar que el 0 cuando está dentro de los intervalos de confianza al 95% significa que no hay fuertes patrones residuales. Residuos ordinarios Tn. Flujo de calor W m^{-2} . Flujo de salinidad $\text{kg m}^{-2} \text{seg}^{-1}$. Salinidad PSU. Temperatura $^{\circ}\text{C}$. $|\text{UV}| \text{ m seg}^{-1}$.

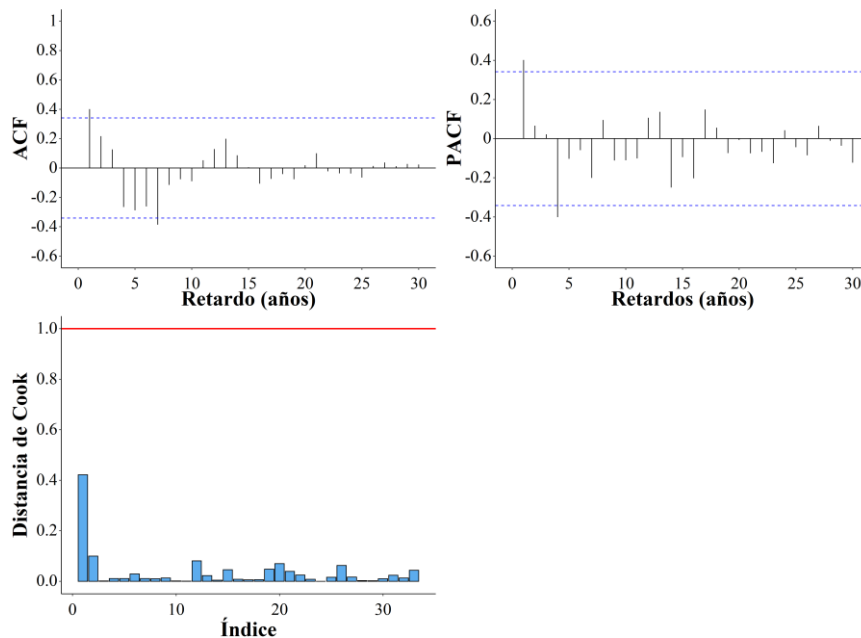


Figura 4.16A. Gráficos de dispersión multipanel del modelo lineal generalizado relativos a la validación de la independencia temporal (ACF-PACF) y observaciones influyentes (distancia de Cook).

Tabla 4.14A. Valores estimados de concurrencia (“concurvity”) para el modelo aditivo generalizado (GAM).

Variable	Concurrencia
Temperatura (5-85 m)	0,149
UV (15-335 m)	0,471
Flujo de calor	0,406

Tabla 4.15A. Peores valores de concurrencia (“concurvity”) para el modelo aditivo generalizado (GAM).

Variable	Concurrencia
Temperatura (5-85 m)	0,149
UV (15-335 m)	0,471
Flujo de calor	0,406

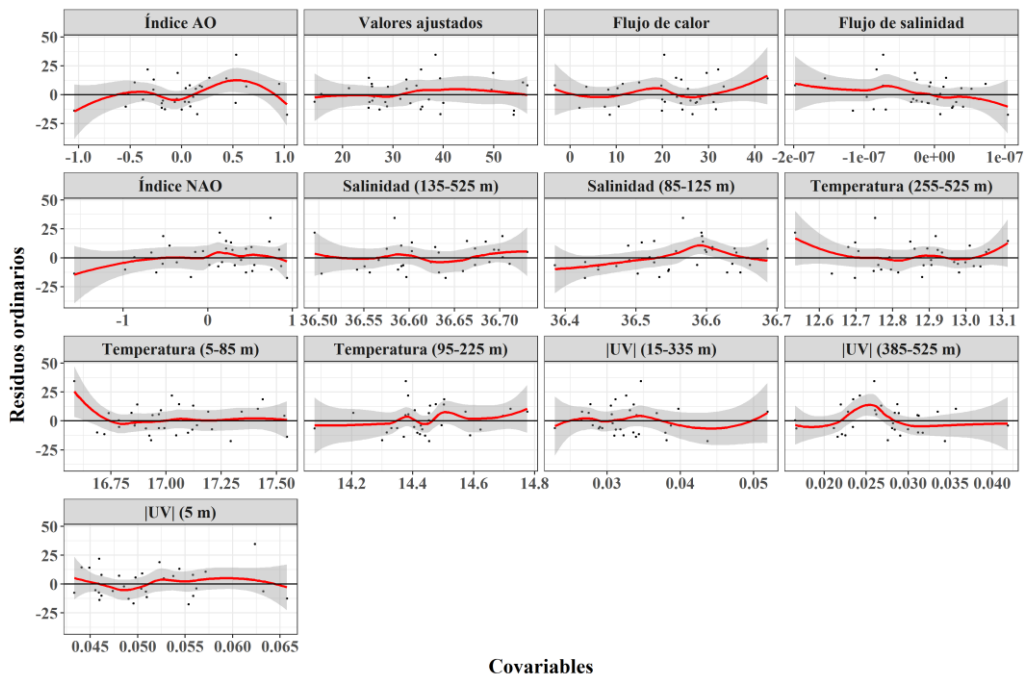


Figura 4.17A. Gráficos de dispersión multipanel del modelo aditivo generalizado. Se enfrentan los residuos de tipo ordinario frente a los valores ajustados y las covariables que están y no están en el modelo. La línea roja representa un suavizador de tipo Loess, $\text{span} = 0.75$. Indicar que el 0 cuando está dentro de los intervalos de confianza al 95% significa que no hay fuertes patrones residuales. Residuos ordinarios T_n . Flujo de calor $W m^{-2}$. Flujo de salinidad $kg m^{-2} seg^{-1}$. Salinidad PSU. Temperatura $^{\circ}C$. $|UV| m seg^{-1}$.

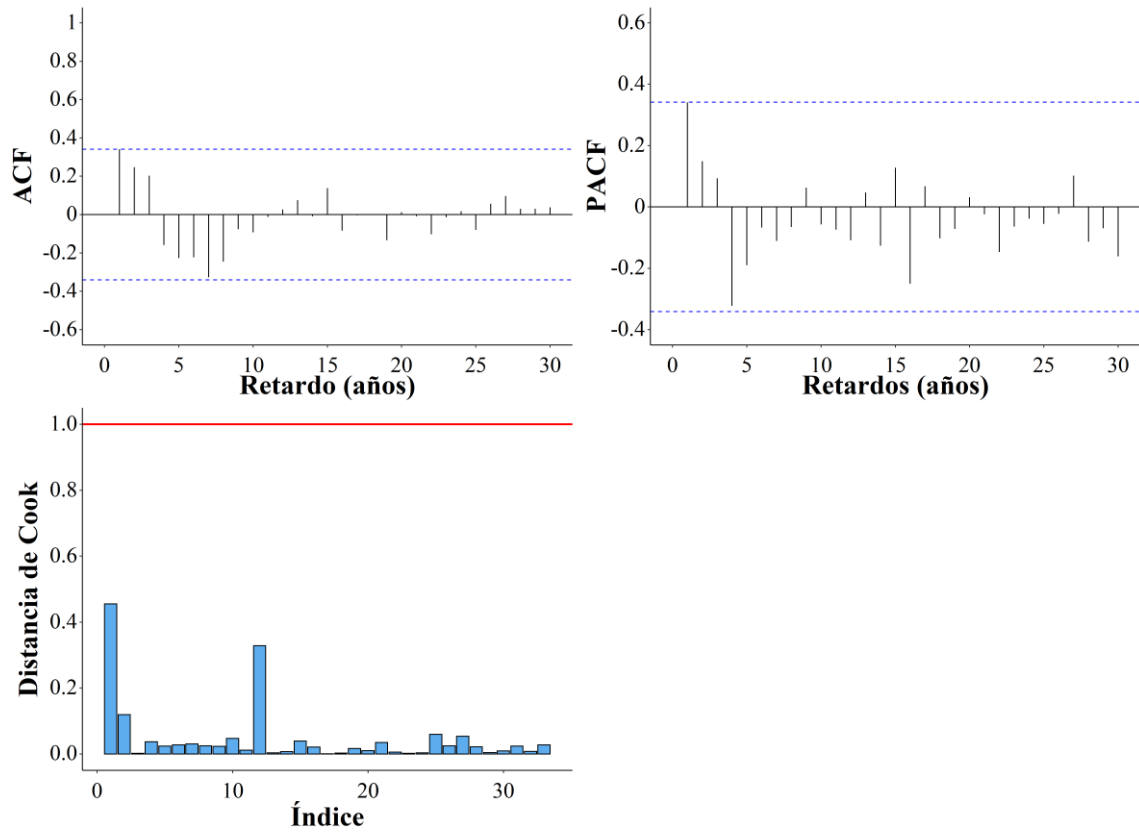


Figura 4.18A. Gráficos de dispersión multipanel del modelo aditivo generalizado relativos a la validación de la independencia temporal (ACF-PACF) y observaciones influyentes (distancia de Cook).



CAPÍTULO V

Desarrollo de un sistema de apoyo a la toma de decisiones pesqueras: “*SFish SubClass 1.1*”. El caso de la pesquería del voraz (*Pagellus bogaraveo*) en el Estrecho de Gibraltar



5. Resumen

La evaluación adecuada de los efectos ambientales sobre las pesquerías comerciales es uno de los principales retos a conseguir para la implantación de una gestión ecosistémica. Para ayudar a su consecución, se desarrolla un sistema de apoyo a la toma de decisiones (DSSs) llamado, “*SFish SubClass 1.1*” diseñado específicamente para disgregar los efectos ambientales y pesqueros sobre las poblaciones. A partir del sistema se obtienen simulaciones de la evolución de la abundancia o biomasa de una población y se calculan dos índices (el efecto significativo del parámetro medioambiental *-EF-* y el peso relativo *-RW-*) que mejoran la interpretación del efecto ambiental sobre la biomasa. El sistema trabaja bajo la premisa de que, en el supuesto de no variabilidad ambiental, la variación de la biomasa actual de la población es linealmente dependiente de la biomasa en el pasado. Esta metodología se aplica sobre la pesquería de voraz [*Pagellus bogaraveo* (Brünnich, 1768)] en el Estrecho de Gibraltar, sugiriendo que el principal factor responsable de los cambios en la abundancia-biomasa de esta especie es el componente pesquero.

5. Abstract

*Adequate assessment of environmental effects on commercial fisheries is one of the main challenges to be achieved for the implementation of ecosystem management. To help achieve this, a decision support system (DSSs) called “SFish SubClass 1.1” was developed, specifically designed to disaggregate environmental and fisheries effects on stocks. From the system, simulations of the evolution of the biomass or abundance of a population are obtained and two indices are calculated (the significant effect of the environmental parameter -EF- and the relative weight -RW-) that improve the interpretation of the environmental effect on the biomass. The system works under the assumption of environmental invariability, the variation of the current biomass of the stock is linearly dependent on the biomass in the past. This methodology is applied to the Blackspot seabream [*Pagellus bogaraveo* (Brünnich, 1768)] fishery in the Strait of Gibraltar, suggesting that the main factor responsible for changes in the abundance-biomass of this species is the fishery component.*

5.1. Introducción

5.1.1. Reseña histórica de los ESs y/o DSSs en relación con las ciencias pesqueras

En la actualidad, los sistemas expertos (ESs) y/o sistemas de apoyo a la toma de decisiones (DSSs) basados en modelos son herramientas extraordinariamente importantes para la planificación y manejo de los recursos naturales explotados en un contexto de cambio global (Newman *et al.*, 2017). Por regla general, este tipo de sistemas integran una gran variedad de modelos (cualitativos, cuantitativos, discretos o continuos, físicos o estadísticos, etc.) a través de los cuales es posible establecer y simular relaciones físico-estadísticas entre diferentes variables, lo que permite comparar las respuestas del sistema analizado bajo diferentes condiciones ambientales o escenarios de gestión (Sterman *et al.*, 2014). Las poblaciones de peces marinos de interés comercial son componentes de los ecosistemas oceánicos cuya gestión y planificación es extremadamente compleja. Esto es debido a que la abundancia del recurso en un momento futuro está relacionada con multitud de factores a través de relaciones funcionales en ocasiones no lineales, variables en el tiempo o simplemente desconocidas, por lo que las proyecciones de la abundancia hacia un futuro próximo se asocian normalmente a un nivel de incertidumbre muy elevado (Sazonova *et al.*, 1999). Estas características han propiciado la aplicación de ESs y DSSs con los objetivos de simular y pronosticar la evolución en el tiempo de la abundancia de las poblaciones de peces comercialmente explotados. Por otra parte, uno de los principales usos potenciales de los modelos de simulación es realizar análisis de sensibilidad de las variables que operan en un sistema (King y Paulik, 1967). Esto es particularmente interesante en aquellos sistemas como las pesquerías en los que existe un recurso natural explotado y, al mismo tiempo, la dinámica de este recurso no solo depende fuertemente de la variabilidad ambiental sino también de la ecología de la población y de las decisiones tomadas por los gestores (Morgan, 1980; Bartolino *et al.*, 2008; Zimmermann *et al.*, 2019; Kurota *et al.*, 2020). Por lo tanto, es deseable que este tipo de sistemas proporcionen respuestas plausibles respecto a la variación de la abundancia de los recursos pesqueros en un contexto de incertidumbre mundial como consecuencia del cambio climático y de las decisiones políticas ante sus impactos sobre las poblaciones (Miller *et al.*, 2010; Largouët *et al.*, 2012).

La simulación, como base de la predicción de la abundancia de especies piscícolas explotadas, ha sido una vía abierta desde las primeras aplicaciones desarrolladas en la

primera mitad de la década de los sesenta. Larkin y Hourston (1964) desarrollaron un modelo de simulación de la dinámica poblacional desovante del salmón del Pacífico teniendo en cuenta, entre otros, los efectos compensatorios o dependientes y la variabilidad ambiental. Este modelo fue escrito e implementado en el lenguaje Fortran II obteniendo simulaciones de 120 años que permitieron evaluar los efectos de la pesquería, la selectividad pesquera sobre la composición de la población por edades y el efecto combinado de la selectividad pesquera y la composición por edades sobre la abundancia relativa de la población. Gracias a este tipo de resultados, se fomentó el uso de herramientas de simulación destinadas a la evaluación de diversos factores que afectan al ciclo vital de los peces y a parámetros relacionados con las operaciones pesqueras (Silliman, 1967; King y Paulik, 1967; Paulik, 1969; Walters, 1969; Francis, 1974; Fonteneau, 1975; Takeuchi y Taneishi, 1976; Tillman y Stadelman, 1976; Hammond y Lackey, 1976; Sissenwine, 1977). El desarrollo y la mejora de los ordenadores en los años ochenta y noventa facilitaron el diseño de nuevos algoritmos y programas informáticos que permitieron la simulación de procedimientos relacionados con la pesca comercial (Grant *et al.*, 1981; Crutchfield, 1986; Hilborn y Walters, 1987; Kleiber y Baker, 1987). Un buen ejemplo es descrito por Castro (1998), quién desarrolló un programa llamado “*Simulpop*” dedicado a la simulación de series de distribución de talla con el fin de probar técnicas de análisis de talla-frecuencia. Algunas aplicaciones de “*Simulpop*” pueden ser consultadas en Castro y Erzini (1988), Erzini (1990), Erzini y Castro (1998) y Erzini *et al.* (2006).

En la actualidad, existe una amplia gama de programas informáticos gratuitos dedicados a la modelización y simulación de pesquerías. Probablemente uno de los programas más populares sea “*Ecopath*” con “*Ecosim*” (EwE) (www.ecopath.org). EwE es un *software* que, mediante la combinación del análisis del balance de masa trófica del ecosistema (“*Ecopath*”) junto con la capacidad de modelado dinámico (“*Ecosim*”), es capaz de determinar impactos pasados y futuros en las pesquerías ocasionados por la variabilidad ambiental o la aplicación de políticas pesqueras. Desarrollado inicialmente por Polovina (1984) ha sido ampliado y mejorado por diferentes autores (Christensen y Pauly, 1992; Walters *et al.*, 1997; Walters *et al.*, 2000) y aplicado en numerosas investigaciones relacionadas con las ciencias marinas (Pauly *et al.*, 2000; de Mutsert *et al.*, 2012; Sinnickson *et al.*, 2021; Su *et al.*, 2022). También, la Oficina Nacional de Administración Oceánica y Atmosférica (“*National Oceanic and Atmospheric*

Administration”, NOAA) de los Estados Unidos dispone de varios programas informáticos gratuitos específicamente diseñados para la evaluación de los recursos pesqueros. Por ejemplo, el programa Evaluación de la Estructura por Edades (“*Age Structured Assessment*”, ASAP versión 3.0.16) es un modelo estructurado por edad que se ejecuta asumiendo la separación de la mortalidad por pesca en componentes de año y edad para así estimar los tamaños de población (según las capturas observadas), las capturas por edades y los índices de abundancia (<https://nmfs-fish-tools.github.io/ASAP>). Globalmente, la NOAA pone a disposición de los usuarios el repositorio Herramientas de Pesca (“*NOAA Fish and Fisheries Toolbox*”, NFT) en el cuál se muestran los diferentes programas informáticos disponibles a descargar con sus respectivas versiones, destinados a la evaluación pesquera (<https://nmfs-fish-tools.github.io/>).

Asimismo, el uso de *software* de programación basado en código abierto dedicado al asesoramiento de las pesquerías está siendo cada vez más frecuente. De este modo, los paquetes de código abierto se presentan como una buena y sólida plataforma de desarrollo para programar e implementar diferentes modelos utilizados en las ciencias pesqueras. Por ejemplo, la librería de las pesquerías en R (“*Fisheries Library*”, FLR) es una amplia gama de herramientas que facilitan la implementación de modelos de simulación bioeconómica de sistemas pesqueros, así como la aplicación de una diversidad de análisis cuantitativos (<http://www.flr-project.org/>). FLR aprovecha la flexibilidad, la disponibilidad de código abierto en internet y la potencia de cálculo de R (<https://www.r-project.org>). Esta librería se han utilizado en diferentes investigaciones para simular los efectos de las estrategias de gestión en diferentes sistemas pesqueros (Moeseneder *et al.*, 2015; Schiavina *et al.*, 2015). Otro buen ejemplo aplicado a un entorno de programación de código abierto es el conjunto general de herramientas de ecosistemas desglosadas por zona y aplicables a escala mundial (“*Globally Applicable Area Disaggregated General Ecosystem Toolbox*”, Gadget). Gadget es una herramienta informática flexible y potente desarrollada para modelar ecosistemas marinos, incluyendo tanto el impacto de las interacciones entre especies como el impacto de las pesquerías sobre las especies. Este programa funciona ejecutando un modelo interno de proyección prospectiva basado en multitud de parámetros descriptores del ecosistema con el propósito de obtener una puntuación de probabilidad que resulta de la comparación entre los resultados del modelo y las mediciones observadas (Begley, 2005; Taylor *et al.*, 2007).

El objetivo principal del presente capítulo es describir el procedimiento de funcionamiento de “*SFish SubClass 1.1*” junto con un caso real de aplicación. Al igual que algunos de los programas descritos anteriormente, “*SFish SubClass 1.1*” está destinado a la evaluación de la variación de la abundancia-biomasa de un recurso marino durante su periodo de explotación. Su diseño está centrado para disgregar los efectos del componente pesquero de los cambios dependientes de la variabilidad ambiental. “*SFish SubClass 1.1*” es una aplicación de escritorio para “*Windows*” que combina una interfaz de usuario amigable con un potente motor de cálculo estadístico independiente. Para describir su funcionamiento, “*SFish SubClass 1.1*” es aplicado a la pesquería del besugo de la pinta o voraz [*Pagellus bogaraveo* (Brünnich, 1768)] en el Estrecho de Gibraltar.

5.1.2. Origen y contextualización de “*SFish SubClass 1.1*”

En la actualidad, la elevada intensidad de explotación a la que están sometidas las pesquerías a nivel mundial está poniendo de manifiesto la necesidad urgente de adopción de medidas de gestión y planificación de la actividad. Ante esta situación, la capacidad de renovación natural de las poblaciones piscícolas se encuentra en estado crítico (Conover y Munch, 2002; Perry *et al.*, 2005; Mora *et al.*, 2009) agravándose aún más como consecuencia de los efectos ambientales sobre la distribución espacial, la abundancia y el rendimiento de las especies marinas de interés comercial (Gutiérrez-Estrada *et al.*, 2009; Yáñez *et al.*, 2010; Báez *et al.*, 2014; Torralba y Besada, 2015). Por tanto, la manera en que los factores ambientales abióticos (temperatura, salinidad, índices climáticos, etc.) modulan la abundancia de las poblaciones de peces es un aspecto clave a la hora de implantar un sistema de gestión pesquera basado en un punto vista holístico que integre todos los componentes del ecosistema (dimensiones biológica y ambiental) y las actividades humanas (dimensiones socioeconómica y política) (Tupper, 2002; Safina *et al.*, 2005; García y Cochrane, 2005; Jørgensen *et al.*, 2007). Este enfoque analiza las pesquerías teniendo en cuenta las interdependencias ecológicas entre las especies y su relación con el medio ambiente, así como las interdependencias tecnológicas entre las flotas y el impacto que tienen en los hábitats (Hutchings y Myers, 1994; Pauly *et al.*, 2002; Pauly *et al.*, 2003). Debido a que los efectos específicos y directos de las variables ambientales sobre las poblaciones de peces marinos son difíciles de predecir y cuantificar (Lehodey *et al.*, 2006; Hidalgo *et al.*, 2008; Gröger y Fogarty, 2011; Kane, 2011; Alheit *et al.*, 2012; Santos *et al.*, 2012; Ullah *et al.*, 2012; Pitois *et al.*, 2015; Malta *et al.*, 2016;

Perreti *et al.*, 2017), no se aportan resultados concluyentes y exactos que permitan establecer de manera clara concisa el verdadero papel que desempeña la variabilidad ambiental sobre el estado de los recursos pesqueros.

Por ello, la Unión Europea (UE), a través de la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina (DMEM) (Directiva 2008/56/CE de 17 de junio de 2008), pretende generar un mayor conocimiento sobre estos efectos exigiendo a los estados miembros la evaluación del estado de las aguas marinas jurisdiccionales desde una perspectiva ecosistémica. Cada estado miembro está obligado a llevar a cabo análisis centrados en diferentes aspectos: de los rasgos y características esenciales y del estado medioambiental actual de las aguas, de los principales impactos y presiones, incluidas las actividades humanas, que influyen sobre el estado medioambiental de las aguas y económico y social de la utilización de estas aguas y del coste que supone el deterioro del medio marino. Sin embargo, a la hora de su implementación, la DMEM se ve obstaculizada por varias fuentes de incertidumbre asociadas a la evaluación y gestión de los recursos pesqueros (Skern-Mauritzen *et al.*, 2015), algunas de las cuáles son inherentes a los descriptores cualitativos encargados de definir el buen estado medioambiental (anexo I de la DMEM). Por ejemplo, el descriptor 1 determina que la calidad de los hábitats junto con la abundancia de las especies tienen que estar en consonancia con las condiciones fisiográficas, geográficas y climáticas mientras que el 3 indica que, para que las poblaciones de todos los peces y moluscos explotados comercialmente se encuentren dentro de límites biológicos seguros, es necesario que presenten una distribución de la población por edades y tallas que demuestre la buena salud de las reservas marinas. Ambos descriptores implican que, para determinar los impactos que las condiciones ambientales ejercen sobre las poblaciones explotadas, es necesario tener una profunda comprensión de la biología de las especies al igual que una exacta caracterización de las relaciones entre la abundancia de las poblaciones y las condiciones ambientales.

La caracterización de las respuestas de las poblaciones de peces frente a los cambios inducidos por la variabilidad ambiental puede ser abordada desde diversas metodologías y técnicas de modelización (cualitativas, cuantitativas, discretas o continuas, físicas, estadísticas, etc.) a través de las cuáles es posible vislumbrar, establecer y simular relaciones funcionales estadísticas entre los componentes biológicos y ambientales (King y Paulik, 1967; Paulik, 1969; Francis, 1974; Fonteneau, 1975; Sissenwine, 1977; Hilborn y Walters, 1987; Castro y Erzini, 1988; Christensen y Pauly, 1992; Walters *et al.*, 1997;

Erzini y Castro, 1998; Begley, 2005; Erzini *et al.*, 2006; Taylor *et al.*, 2007; Moeseneder *et al.*, 2015; Schiavina *et al.*, 2015), lo que permite sin duda comparar las respuestas de las pesquerías bajo diferentes escenarios ambientales y de gestión (Sterman *et al.*, 2012).

Una aproximación muy utilizada entre la comunidad científica dedicada al estudio de la ciencia pesquera consiste en buscar y establecer relaciones causa-efecto entre diferentes índices tradicionales que representan la abundancia de las poblaciones de peces, como la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) o el lance por unidad de esfuerzo (LPUE), y el entorno ambiental en que se producen mediante técnicas de regresión (Lorance y Dupouy, 2001; Casini *et al.*, 2005; Haggarty y King, 2006; Czerwinski *et al.*, 2007; Gutiérrez-Estrada *et al.*, 2007; Gutiérrez-Estrada *et al.*, 2009; Yáñez *et al.*, 2010; Baéz *et al.*, 2014). El cálculo de estos índices que se realiza a partir de las series temporales de capturas o desembarcos comerciales no siempre reflejan las variaciones reales de la abundancia de las poblaciones (Paloheimo y Dickie, 1964; Bannerot y Austin, 1983; Harley *et al.*, 2001; Branch *et al.*, 2011; Pauly *et al.*, 2013; Campbell, 2015). Por ejemplo, si la pesquería no es homogénea, es decir, no todas las especies objetivo son igualmente vulnerables a la pesca, la CPUE y la LPUE solo serán indicadores de abundancia en determinadas circunstancias (Ricker, 1975). De este modo, métodos alternativos y complementarios que ayuden a la caracterización adecuada del efecto de las condiciones ambientales sobre la abundancia o biomasa de las poblaciones representarían el paso previo para la aplicación de un enfoque ecosistémico (Klyashtorin, 2001; García y Cochrane, 2005). De este modo, la simulación dinámica de la evolución de las poblaciones de peces basada en sus parámetros biológicos (Castro y Erzini, 1988; Cochrane y Starfield, 1992) aparece como una alternativa de gran potencial frente al estudio y determinación de correlaciones mediante modelos estadísticos que utilizan como variable respuesta los índices de abundancia, como la CPUE o la LPUE, y como variables explicativas las variables ambientales e índices climáticos.

Ante este contexto y siguiendo la misma línea de investigación anterior surgió “*SFish Subclass*”, explicado y publicado por primera vez en 2017 por Gutiérrez-Estada *et al.* (2017). Estos autores describieron el funcionamiento del programa informático “*SimFish 1.0*” y demostraron su aplicación en un caso real: la población de voraz en el Estrecho de Gibraltar. Posteriormente y con el apoyo del Ministerio de Agricultura y Pesca Alimentación y Medio Ambiente (Gobierno de España), se llevó a cabo el proyecto de

investigación⁶: “Herramienta para la gestión pesquera sostenible en distintos escenarios ambientales y climáticos para el área del Estrecho de Gibraltar (*SimFish*) (PRCV00424)” entre 2017-2018, cuyo objetivo principal era la puesta a punto de una herramienta de gestión dirigida a estimar el efecto real de diferentes escenarios ambientales sobre la abundancia de la población de voraz (*Pagellus bogaraveo*) en el Estrecho de Gibraltar mediante la simulación de la estructura y la abundancia-biomasa prístina de la población. Con ello se consiguió un cambio de versión, creándose “*SimFish* o *SFish Subclass 1.1*”. Fruto de este proyecto, se produjo la publicación de Sanz-Fernández *et al.* (2019), quienes mejoraron la funcionalidad de “*SFish Subclass 1.1*” incorporando una conexión con el lenguaje de programación R para el cálculo de modelos ARIMA⁷ y analizando el efecto ambiental sobre la misma población que Gutiérrez-Estada *et al.* (2017) pero usando una mayor batería de variables ambientales. Finalmente, la última actualización que se produjo en el programa fue en 2020, gracias a las aportaciones realizadas por Gutiérrez-Estrada *et al.* (2020). Estos autores mejoraron la interpretabilidad del efecto ambiental sobre las abundancias-biomasa simuladas por “*SFish Subclass 1.1*” mediante la creación de dos nuevos índices, *EF* o efecto significativo del parámetro ambiental y *RW* o peso relativo del parámetro ambiental.

La metodología propuesta en “*SFish Subclass 1.1*” está íntegramente diseñada para la evaluación de la variabilidad de la abundancia-biomasa durante un periodo de explotación sin ser necesario series temporales de CPUE y LPUE. Además de ser capaz de disgregar los efectos de la componente pesquera de los cambios dependientes de la variabilidad ambiental y permitir interpretar de forma clara y sencilla los efectos de las variables ambientales a través de los dos índices anteriores. Para describir y mostrar la operatividad de la metodología implantada, se utiliza un amplio conjunto de datos sobre la pesquería y biología del voraz⁸ en el Estrecho de Gibraltar, así como una extensa batería de variables ambientales que pueden influir en la abundancia-biomasa de esta población. Esta especie fue seleccionada por ser una de las más importantes en términos comerciales del extremo sureste de la División IXa del Consejo Internacional para la Exploración del Mar (CIEM).

⁶ Todas las noticias relacionadas con el proyecto *Simfish* pueden ser consultadas en: <https://gutiestrada.wixsite.com/jcgeweb/proyecto-simfish>.

⁷ Una explicación detallada sobre la formulación matemática de esta clase de modelos es mostrada en el capítulo II sección 2.4.

⁸ Una descripción detalla sobre la pesquería y biología del voraz en el Estrecho de Gibraltar es mostrada en los capítulos II, III y IV secciones 1 y 4.

5.2. Materiales y métodos

5.2.1. Programa “*Sfish Subclass 1.1*”

El programa “*Sfish Subclass 1.1*” es una herramienta informática que combina una interfaz gráfica programada en “*Microsoft Visual Basic 6.0*” con un motor de cálculo independiente implementado en R 3.4.0 (Figura 5.1).

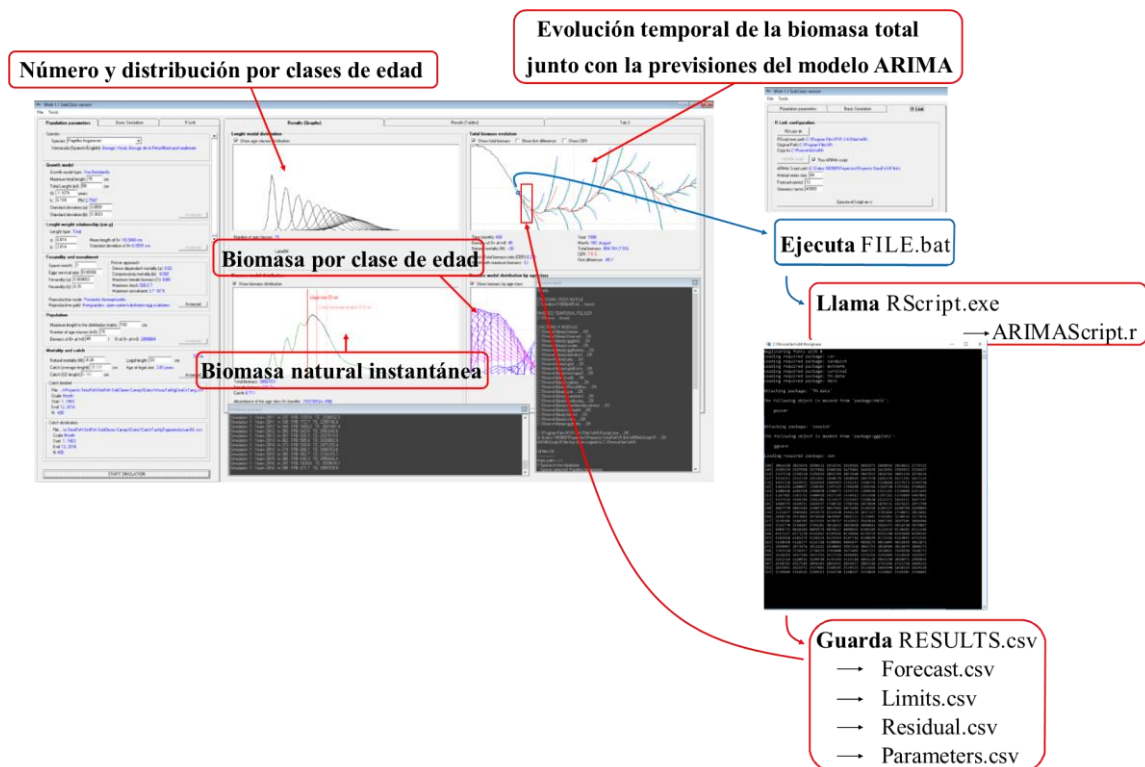


Figura 5.1. Ventana principal de “*Sfish Subclass 1.1*” durante el proceso de simulación en la ventana principal (imagen de la izquierda) se encuentran 3 pestañas: 1- Parámetros de la población, 2- Simulación básica y 3- Enlace a R. En la 1 pestaña (“Population parameters”) se indica la especie de estudio (“Species”), el modelo de crecimiento (“Growth model”), la relación longitud-peso (“Lenght-Weight”), la fecundidad y el reclutamiento (“Fecundity” y “Recruitment”), algunos parámetros de contorno de la simulación (“Population”) y la mortalidad natural y la captura o desembarco (“Mortality” y “Catch”). En la 2 pestaña (“Basic simulation”), se indican los rangos de variación de los parámetros biológicos así como el tiempo de inicio y finalización de la simulación. En la 3 pestaña (“R-Link”) se indica la configuración de enlace entre R y Visual Basic. En la imagen superior derecha se muestra la 3 pestaña. Cuando la simulación es lo suficientemente larga, “*Sfish Subclass 1.1*” llama a R y ejecuta el script “*ARIMAScript.r*” utilizando la aplicación “*RScript.exe*” a través de un archivo “.bat”. A continuación, R se ejecuta en segundo plano y genera cuatro archivos con la previsión de la biomasa, los límites de confianza de la previsión, la serie temporal de los residuos y los parámetros de los modelos ajustados, que “*Sfish Subclass 1.1*” lee y muestra en su ventana principal.

De este modo, “*Sfish Subclass 1.1*” está estructurado en dos componentes: 1- Núcleo principal de simulación de la dinámica poblacional del recurso a analizar (compilado en “*Microsoft Visual Basic 6.0*”) y 2- Núcleo de cálculo estadístico que aprovecha la potencia y flexibilidad de R. Durante el proceso de simulación “*Sfish Subclass 1.1*” genera archivos de resultados que en tiempo real son utilizados como datos de entrada a R. A su vez, R genera resultados que son almacenados en archivos temporales que “*Microsoft Visual Basic 6.0*” presenta al usuario y que son utilizados como datos de entrada al núcleo principal (componente 1).

5.2.2. Dinámica poblacional de peces con “*SFish Subclass 1.1*”

Como se ha indicado en el apartado 1.2, la simulación de la dinámica de la población de peces implementada en “*Sfish Subclass 1.1*” se basa en el modelo propuesto por Gutiérrez-Estada *et al.* (2017) el cual fue compilado en el programa “*SimFish 1.0*”. “*Sfish Subclass 1.1*” es modelo discreto de abundancia-biomasa que funciona bajo 3 supuestos básicos: 1- Principio de persistencia, si se produce un periodo de tiempo lo suficientemente largo, la biomasa tiende a estabilizarse hasta alcanzar un equilibrio dinámico que oscila alrededor de un valor promedio, 2- Estabilidad ambiental a lo largo de la simulación y 3- Dependencia lineal de la variación de la abundancia-biomasa del recurso con el pasado y del número de capturas o desembarcos comerciales, de este modo la variabilidad de la abundancia-biomasa puede ser modelada a través de un proceso autoregresivo de orden no estacional p y orden estacional P , modelos ARIMA. Asimismo, todas las simulaciones se desarrollan con carácter mensual en un contexto espacialmente implícito.

“*Sfish Subclass 1.1*” está compuesto por 3 subrutinas o algoritmos principales (distribución, generación y captura o desembarco comercial):

Algoritmo 1 (Algoritmo 1)- Distribución calcula una función de densidad $\hat{f}(L)$ de abundancia-biomasa estimada a partir de C kernels cada uno de los cuales se asocia a una clase de edad y asumiéndose que la distribución de frecuencias por tallas de las C clases de edad se aproxima a una distribución normal. Por tanto, cada kernel es una función de tipo normal o gaussiano:

$$K(z) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} e^{\left(-\frac{z^2}{2}\right)} \quad (2.2.1)$$

Algoritmo 1 (Distribución). Estima la función de densidad $f(L)$ de abundancia-biomasa calculada a partir C kernels y estima la biomasa total en el momento t . Requiere: Parámetros de la ecuación de Von Bertalanffy (L_∞ , t_0 , k); a_σ y b_σ ; Parámetros de la relación longitud-peso (d y g); Número de clases de edad (C); Biomasa de la clase de edad $0+$ a $t = 0$ (B_{0,t_0}); Tasa de mortalidad natural (M_j); Año a simular (Y); Tamaño máximo a simular (L_{max}).

‘Calcula N_j at $t=0$

for $X_{i0}=1$ **to** L_{max}

$$N_{0,t_0} \leftarrow \frac{\sum_{i=0}^{L_{max}} f(L_{j=0})B_{0,t_0}}{dX_{i0}^g}$$

end for

for $j=1$ **to** C

if $j=1$ **then** $\rightarrow N_{j-1} \leftarrow N_{0,t_0}$

$$N_j \leftarrow N_{j-1} e^{-M_j}$$

end for

‘Calcula TB_t

for $t=1$ **to** Y **step** mes

if t =período de reproducción **then** \rightarrow **Call** *Generación* (Algoritmo 2)

for $j=0$ **to** $C-1$

$$L_j \leftarrow L_\infty (1 - e^{-(k(t-t_0))})$$

$$\sigma_j \leftarrow a_\sigma + b_\sigma L_j$$

for $X_{ij}=1$ **to** L_{max}

$$K(j) \leftarrow \frac{1}{\sqrt{2\pi}} e^{-\left(\frac{\frac{1}{2}(L_j - X_{ij})^2}{\sigma_j^2}\right)}$$

$$\hat{f}(L) \leftarrow \frac{1}{C} \sum_{j=1}^C K_j$$

end for

end for

for $X_{ij}=1$ **to** L_{max}

for $j=0$ **to** $C-1$

‘ TB_t es calculado a partir de la matriz B_t

$$B_t = \begin{pmatrix} B_{0,X_{1,0}} & \dots & B_{C-1,X_{1,C-1}} \\ B_{0,X_{2,0}} & \dots & B_{C-1,X_{2,C-1}} \\ \vdots & \vdots & \vdots \\ B_{0,X_{L_{max},0}} & \dots & B_{C-1,X_{L_{max},C-1}} \end{pmatrix} =$$

$$\begin{pmatrix} \hat{f}(L_0)N_0(dX_{1,0}^g) & \dots & \hat{f}(L_{C-1})N_{C-1}(dX_{1,C-1}^g) \\ \hat{f}(L_0)N_0(dX_{2,0}^g) & \dots & \hat{f}(L_{C-1})N_{C-1}(dX_{2,C-1}^g) \\ \vdots & \vdots & \vdots \\ \hat{f}(L_0)N_0(dX_{L_{max},0}^g) & \dots & \hat{f}(L_{C-1})N_{C-1}(dX_{L_{max},C-1}^g) \end{pmatrix}$$

$$TB_t \leftarrow \sum_{j=0}^{C-1} \sum_{i=1}^{L_{max}} \hat{f}(L_j)N_j(dX_{ij}^g)$$

$$PB_t = \begin{pmatrix} B_{0,X_{1,0}}/TB_t & \dots & B_{C-1,X_{1,C-1}}/TB_t \\ B_{0,X_{2,0}}/TB_t & \dots & B_{C-1,X_{2,C-1}}/TB_t \\ \vdots & \vdots & \vdots \\ B_{0,X_{L_{max},0}}/TB_t & \dots & B_{C-1,X_{L_{max},C-1}}/TB_t \end{pmatrix}$$

end for

end for

for $j=1$ **to** C

$$N_j \leftarrow N_{j-1} e^{-M_j}$$

end for

end for

if captura/desembarco mensual > 0 **then** \rightarrow **Call** *Capturas o Desembarcos comerciales* (Algoritmo 3)

Siendo $z = \frac{(L_j - X_{ij})}{h_j}$; $z \in (-\infty, \infty)$, X_{ij} es la talla del i -ésimo ejemplar de la clase de edad j y h_j es la amplitud de banda (intervalo) equivalente a la desviación estándar asociada a cada clase de edad (σ_j), la cual puede ser calculada a partir de la edad t mediante la expresión 2.2.2:

$$h_j \approx \sigma_j = a_\sigma + b_\sigma L_j + \varepsilon \quad (2.2.2)$$

Donde $t_{año} = 1$, $t_{mes} = 0.083$, a_σ y b_σ son parámetros específicos y constantes de cada especie. De este modo, la longitud a la edad t (L) varía según el modelo general de crecimiento de las especies establecido por la ecuación de Von Bertalanffy (expresión 2.2.3):

$$L = L_\infty (1 - e^{(-k(t-t_0))}) + \varepsilon \quad (2.2.3)$$

Donde L_∞ es la longitud infinita o longitud teórica máxima que puede alcanzar la especie (tamaño corporal máximo medio asintótico), k es la constante de crecimiento o indicador de la velocidad de crecimiento que determina la forma de la curva de crecimiento y t_0 es la edad hipotética a la que la especie tiene longitud cero (Beverton y Holt, 1957). ε indica que los residuos seguirán una distribución normal alrededor de la curva de crecimiento. De esta forma, la función de densidad de L se define a partir de la expresión 2.2.4:

$$\hat{f}(L) = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n K_{h_j}(L_j) = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n \frac{1}{h_j} K\left(\frac{L_j - X_{ij}}{h_j}\right) \quad (2.2.4)$$

A partir de la función de densidad $\hat{f}(L)$ el algoritmo distribución estima la biomasa total en un momento t (TB_t) conociendo la relación longitud-peso de la especie y estableciendo la biomasa inicial de la clase de edad 0 en el momento $t = 0$ (B_{0,t_0}) a partir de la expresión 2.2.5:

$$TB_t = \sum_{j=0}^C \sum_{i=0}^{L_\infty} \hat{f}(L_j) N_j (dX_{ij}^g) \quad (2.2.5)$$

Siendo $\forall j > 0$, $N_j = N_{j-1} e^{-M_j(\Delta t)}$, N_j es la abundancia estimada de la clase de edad j , d y g son los parámetros que establecen la relación longitud-peso específicos para cada especie y población. Finalmente, M_j es la tasa de mortalidad natural cuyo valor depende de la fase de crecimiento (Chen y Watanabe, 1989):

$$M_j = \begin{cases} \frac{k}{1-e^{-k(t-t_0)}}, t \leq t_M \\ \frac{k}{a_0+a_1(t-t_M)+a_2(t-t_M)^2}, t > t_M \end{cases} \quad (2.2.6)$$

$$\begin{cases} a_0 = 1 - e^{-k(t_M-t_0)} \\ a_1 = ke^{-k(t_M-t_0)} \\ a_2 = -\frac{1}{2}k^2e^{-k(t_M-t_0)} \end{cases} \quad (2.2.7)$$

$$t_M = -\frac{1}{k} \ln |1 - e^{-k(t_0)}| + t_0 \quad (2.2.8)$$

Donde t_M es la edad al final del periodo reproductivo.

Algoritmo 2 (Algoritmo 2)- Generación reajusta la abundancia de la clase de edad 0+ mediante la incorporación de nuevos reclutas e incrementa los valores de las clases de edad existentes en una unidad. En este algoritmo, el reclutamiento (R) puede ser estimado a partir de una fracción constante de huevos supervivientes (E_r) obtenidos mediante la relación longitud-fecundidad o desde la relación stock-reclutamiento estimada a partir de las ecuaciones de Beverton y Holt (R_{BH}) o Ricker (R_R):

$$\begin{cases} R_{BH} = \frac{S}{\alpha+\beta S} \\ R_R = a_R S e^{-b_R S} \end{cases} \quad (2.2.9)$$

Donde S es la medida del tamaño de la población reproductora, β y α son los coeficientes que suponen que la mortalidad de huevo a recluta tiene un componente que depende del número de individuos que sobreviven en un momento dado (densodependiente) y otro constante (densoindependiente) respectivamente. β es el recíproco del reclutamiento máximo asintótico. Representa la capacidad de carga del sistema. α determina la inclinación relativa de la curva cercal del origen. a_R está relacionado con la productividad, representa al número de reclutas por progenitor a bajos niveles de la población (densoindependiente) y b_R relacionado con la tasa de disminución de recluta por progenitor cuando S incrementa (densodependiente). Particularmente, en el presente caso de estudio, se aplica la ecuación de Ricker. También, este algoritmo añade la posibilidad de incorporar nuevos individuos en diferentes lotes a lo largo del periodo reproductivo. “*Sfish Subclass 1.1*” procesa cada lote como diferentes subclases en la nueva clase 0 + (Figura 5.2).

Algoritmo 2 (Generación). *Reajusta la abundancia de las clases de edad 0+ por medio de la incorporación de nuevos reclutas y aumenta el número de clases de edad existentes en una unidad.*
Requiere: Matriz B_t (del Algoritmo 1); Tasa de supervivencia de huevos (E_r); Parámetros de la relación Fecundidad-Longitud (a_f y b_f); Tamaño de la población reproductora (S); Parámetros de la ecuación de Beverton y Holt (α y β); Parámetros de la ecuación de Ricker (a_R y b_R); Número de lotes ($Lots$); Mes y porcentaje de puesta (Vector SP); Tamaño de las hembras a la madurez sexual (F_{sex}); Proporción de sexos (P_{sex}); Tamaño máximo a simular (L_{max}).

```

for  $h=1$  to  $Lots$ 
  ‘Calcula la biomasa total de hembras maduras ( $TBF_t$ )
  for  $j=0$  to  $C-1$ 
    for  $i=1$  to  $L_{max}$ 
      if  $i > F_{sex}$  then
         $TBF_t \leftarrow \sum_{j=0}^{C-1} \sum_{i > F_{sex}}^{L_{max}} B_{t,i,j} P_{sex,j}$ 
        ‘Calcula el reclutamiento ( $R$ ). A partir de la tasa de supervivencia
de huevos ( $SUB_1$ )
          If  $SUB_1=1$  then  $R \leftarrow \sum_{j=0}^{C-1} \sum_{i > F_{sex}}^{L_{max}} B_{t,i,j} P_{sex,j} (a_f i^{b_f}) E_r SP_h$ 
          end if
        end for
      end for
    end for

    ‘Calcula el reclutamiento ( $R_{BH}$ ). A partir de la ecuación de Beverton y Holt ( $SUB_2$ )
    If  $SUB_2=1$  then  $R_{BH} \leftarrow \frac{TBF_t SP_h}{\alpha + \beta TBF_t}$ 

    ‘Calcula el reclutamiento ( $R_{RH}$ ). A partir de la ecuación de Ricker ( $SUB_3$ )
    If  $SUB_3=1$  then  $R_R \leftarrow a_R TBF_t e^{-b_R TBF_t} SP_h$ 

    ‘Modifica la matriz  $B_t$ 
    if  $Lots=1$  then
       $B_{t,i,j} \rightarrow B_{t+1,i,j+1} = \begin{pmatrix} B_{0,1,0} & \dots & B_{0,1,C-1} \\ B_{0,2,0} & \dots & B_{0,2,C-1} \\ \vdots & \vdots & \vdots \\ B_{0,L_{max},0} & \dots & B_{0,L_{max},C-1} \end{pmatrix} \rightarrow$ 
       $\begin{pmatrix} R_{1,1,0} & B_{1,1,1} & \dots & B_{1,1,C-1} \\ R_{1,2,0} & B_{1,2,1} & \dots & B_{1,2,C-1} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ R_{1,L_{max},0} & B_{0,L_{max},1} & \dots & B_{1,L_{max},C-1} \end{pmatrix}$ 
    end if
    if  $Lots > 1$  then
       $B_{t+1,i,j+1} \rightarrow B'_{t+2,i,j+1} = \begin{pmatrix} R_{1,1,0} & \dots & B_{1,1,C-1} \\ R_{1,2,0} & \dots & B_{1,2,C-1} \\ \vdots & \vdots & \vdots \\ R_{1,L_{max},0} & \dots & B_{1,L_{max},C-1} \end{pmatrix} \rightarrow$ 
       $\begin{pmatrix} R_{1,1,0} + R_{2,1,0} & \dots & B'_{2,1,C-1} \\ R_{1,2,0} + R_{2,2,0} & \dots & B'_{2,2,C-1} \\ \vdots & \vdots & \vdots \\ R_{1,L_{max},0} + R_{2,L_{max},0} & \dots & B'_{2,L_{max},C-1} \end{pmatrix}$ 
    end if
  
```

Algoritmo 3 (Capturas o Desembarcos comerciales). Resta las capturas o desembarcos comerciales a la función de biomasa simulada. Requiere: Matriz B_t , TB_t y PB_t (del Algoritmo 1); Captura o desembarco (TC_t); Peso medio de un individuo (W_t) o el vector de distribución de las longitudes capturadas o desembarcadas (Vector CT_t); Parámetros de la relación Longitud-Peso (d y g); a_σ y b_σ ; Máximo tamaño a simular (L_{max}).

if la distribución de frecuencias por tallas es desconocida **then**

‘Calculate the catch biomass distribution from W_t

$$L_{W_t} \leftarrow \left(\frac{W_t}{d}\right)^g$$

$$\sigma_{W_t} \leftarrow a_\sigma + b_\sigma L_{W_t}$$

for $i=1$ **to** L_{max}

$$L_{c,i} \leftarrow \frac{1}{\sigma_{W_t} \sqrt{2\pi}} e^{\left(-\frac{1}{2} \frac{(L_{W_t} - i)^2}{\sigma_{W_t}^2}\right)}$$

$$LC_t \leftarrow \begin{pmatrix} L_{c,1} \\ L_{c,2} \\ \vdots \\ L_{c,L_{max}} \end{pmatrix} \cdot TC_t = CBD_t \leftarrow \begin{pmatrix} TC_{t,1} \\ TC_{t,2} \\ \vdots \\ TC_{t,L_{max}} \end{pmatrix}$$

end for

end if

if la distribución de frecuencias por tallas es conocida **then**

‘Calcula la distribución de biomasa de la captura o desembarco a partir de CT_t

for $i=1$ **to** L_{max}

$$NC_t \leftarrow \sum_{i=1}^{L_{max}} CT_t$$

$$CBD_t \leftarrow \begin{pmatrix} (CT_{t,1}/NC_t)TC_t \\ (CT_{t,2}/NC_t)TC_t \\ \vdots \\ (CT_{t,L_{max}}/NC_t)TC_t \end{pmatrix}$$

end for

end if

‘Calcula la biomasa en el momento $t+1$ considerando la captura o desembarco en el momento t

$$Prop_t \leftarrow PB_t \cdot CBD_t$$

$$B_{t+1} \leftarrow B_t - Prop_t$$

‘Ajusta un modelo autorregresivo

if número de meses a simular > 84 **then Call** (R script)

Goto Calcular TB_{t+1} (Algoritmo 1)

Por último, el algoritmo 3 (Algoritmo 3)- Capturas o Desembarcos comerciales según la frecuencia de simulación considerada (en este caso de estudio, la frecuencia es de carácter mensual) resta las capturas o desembarcos comerciales mensuales (TC_t) de la función de biomasa simulada. Para ello, “*Sfish Subclass 1.1*” ajusta una función de densidad asumiendo que las capturas o los desembarcos siguen una distribución normal. Alternativamente si la distribución por talla es conocida, “*Sfish Subclass 1.1*” puede ajustar una función de densidad específica a cada periodo de captura o desembarco.

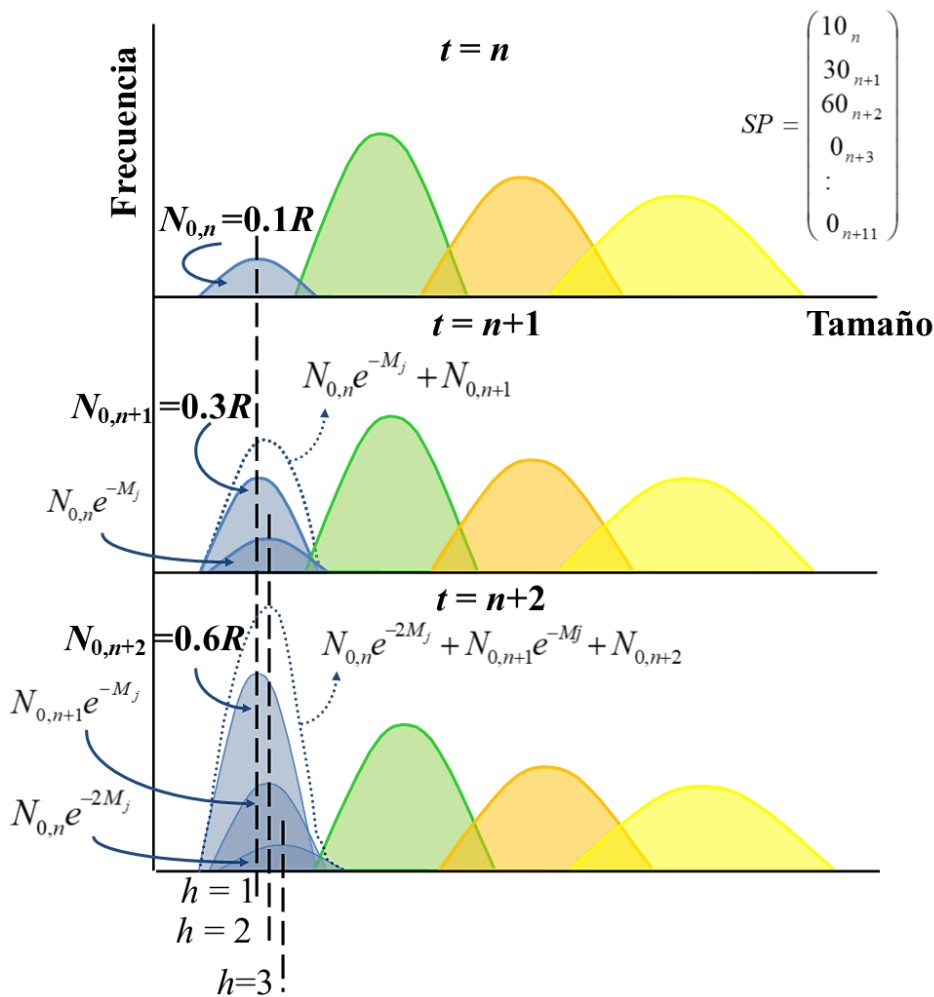


Figura 5.2. Procedimiento de incorporación de reclutas de la clase de edad 0+ nacidos tres periodos consecutivos diferentes (enero, febrero y marzo) y tres proporciones distintas (10%, 30% y 60%) seguido por “*Sfish Subclass 1.1*”.

5.2.3. Extacción del componente ambiental. Índices *EF* y *RW*

Considerando el principio de dependencia lineal (supuesto 3), es decir, si se asume que durante todo el proceso de simulación las condiciones ambientales se mantienen en

niveles similares a las encontradas en el periodo en el que el modelo de crecimiento fue obtenido, por tanto si el modelo no incorpora efectos extracompensatorios, entonces la variación de la biomasa en un momento $t + 1$ depende exclusivamente de la biomasa y la captura o desembarco realizado en el momento t , por lo que de esta forma la serie de biomasa a lo largo del tiempo puede ser ajustada a un proceso autorregresivo (modelo ARIMA). Bajo estas condiciones, las desviaciones entre la serie de biomasa simulada y su ajuste autoregresivo, es decir, la serie residual, deben ser consecuencia de factores exógenos a los parámetros explícitos biológicos y pesqueros. Según Gutiérrez-Estrada *et al.* (2017) de esta forma se pueden detectar patrones de correlación entre la serie residual y las series temporales de las variables ambientales.

Estos patrones pueden ser detectados mediante el análisis de los índices de correlación obtenidos entre las series de residuos de los modelos ARIMA y las anomalías de las variables ambientales. A partir de estos 3 factores, residuos, anomalía y correlación, se desarrollan 8 reglas que permiten establecer si el efecto de la variable ambiental sobre la biomasa es positivo o negativo (Tabla 5.1). Para cada periodo p predicho por el modelo ARIMA es posible calcular el grado de cumplimiento de cada regla R como:

$$C^R = \frac{\sum_1^p F^R}{p} \quad (2.3.1)$$

Donde $F^R = 1$, si se cumplen las dos primeras premisas de los antecedentes (residuos y anomalías) de lo contrario $F^R = 0$. A partir de C^R se calcula el efecto significativo (“*Significant Effect*”, EF) de la variable ambiental e en el momento p como:

$$EF_p^e = (\sum_{R=1}^8 \delta^* C^R)(1 - \delta_p^2) \quad (2.3.2)$$

Donde EF_p^e es un índice adimensional que toma valores entre 1 y -1, lo que se interpreta como un incremento o descenso de la abundancia-biomasa respectivamente. Un valor de 0 implica la no existencia de efecto sobre la biomasa. δ^* son las correlaciones significativas entre la variable ambiental e y los residuos del mejor modelo ARIMA para un periodo de previsión establecido y δ_p^2 es la varianza explicada por el mejor modelo ARIMA para el periodo de predicción p . Dicho periodo puede oscilar entre 12 y 24 meses. En este caso de estudio el periodo establecido es de 12 meses. De este modo, a partir de EF_p^e se calcula el peso relativo (“*Relative Weight*”, RW) de cada variable ambiental e sobre la fracción de varianza no explicada como:

$$RW^e = \frac{\sum_{t=1}^n |EF_p^e|}{n} \quad (2.3.3)$$

Tabla 5.1. Conjunto de reglas que permiten determinar el tipo de efecto de cada variable ambiental sobre la biomasa.

Regla	Antecedentes (Sí)	Consecuencia (luego)
1	Residuos > 0 (biomasa simulada > biomasa estimada por ARIMA) y Anomalías > 0 (variable ambiental > variable ambiental promedio) y Correlación > 0	Altos niveles de la variable ambiental favorecen más biomasa ($F = + 1$)
2	Residuos > 0 (biomasa simulada > biomasa estimada por ARIMA) y Anomalías > 0 (variable ambiental > variable ambiental promedio) y Correlación < 0	Bajos niveles de la variable ambiental favorecen más biomasa ($F = + 1$)
3	Residuos > 0 (biomasa simulada > biomasa estimada por ARIMA) y Anomalías < 0 (variable ambiental < variable ambiental promedio) y Correlación > 0	Bajos niveles de la variable ambiental favorecen más biomasa ($F = + 1$)
4	Residuos > 0 (biomasa simulada > biomasa estimada por ARIMA) y Anomalías < 0 (variable ambiental < variable ambiental promedio) y Correlación < 0	Altos niveles de la variable ambiental favorecen más biomasa ($F = + 1$)
5	Residuos < 0 (biomasa simulada < biomasa estimada por ARIMA) y Anomalías > 0 (variable ambiental > variable ambiental promedio) y Correlación > 0	Altos niveles de la variable ambiental favorecen menos biomasa ($F = - 1$)
6	Residuos < 0 (biomasa simulada < biomasa estimada por ARIMA) y Anomalías > 0 (variable ambiental > variable ambiental promedio) y Correlación < 0	Bajos niveles de la variable ambiental favorecen menos biomasa ($F = - 1$)
7	Residuos < 0 (biomasa simulada < biomasa estimada por ARIMA) y Anomalías < 0 (variable ambiental < variable ambiental promedio) y Correlación > 0	Bajos niveles de la variable ambiental favorecen menos biomasa ($F = - 1$)
8	Residuos < 0 (biomasa simulada < biomasa estimada por ARIMA) y Anomalías < 0 (variable ambiental < variable ambiental promedio) y Correlación < 0	Altos niveles de la variable ambiental favorecen menos biomasa ($F = - 1$)

“*Sfish Subclass 1.1*” ajusta de forma óptima modelos ARIMA mediante la conexión entre la interfaz principal y un script implementado en lenguaje R, llamado “ARIMAScript.r”, que es una modificación del script descrito en Sanz-Fernández *et al.* (2016) incorporando la función *auto.arima()* (“*stepwise*” = *True*) (Hyndman y Khandakar, 2008). Esta función se utilizó para encontrar el mejor modelo ARIMA estacional y no estacionario según el valor del índice de Akaike (AIC)⁹ (Akaike, 1974). El nivel de confianza de los parámetros de los modelos ARIMA fue estudiado mediante la función *coefstest()* (Hothorn *et al.*, 2017). Las proyecciones a futuro se realizaron utilizando la función *forecast()* (Hyndman *et al.*, 2020). En el desarrollo del script de R, los siguientes paquetes fueron utilizados: *forecast* (Hyndman *et al.*, 2020), *lmtest* (Hothorn *et al.*, 2017), *stats* (R Core Team, 2018) y *tseries* (Trapletti *et al.*, 2017).

⁹ Una descripción detallada de la fórmula matemática del índice de Akaike (AIC) utilizado es mostrada en el capítulo I sección 2.2.

5.2.4. Bases de datos pesqueras, biológicas y ambientales

La base de datos pesquera se compuso de los desembarcos comerciales mensuales del voraz o besugo de la pinta [*Pagellus bogaraveo* (Brünnich, 1768)] en la región suratlántica de la Península Ibérica, la cual se extiende desde el Estrecho de Gibraltar hasta el Cabo de San Vicente. Zona situada en el extremo sudeste de la Subárea ICES IXa (Burgos *et al.*, 2013). La serie histórica de desembarcos se corresponde con la suma mensual de los desembarcos procedentes de los puertos españoles de Algeciras (1995 a 2016), Ceuta (1987 a 2001), Conil (2001 a 2016) y Tarifa (1983 a 2016) y el puerto marroquí de Tánger (2001 a 2016) desde 1983 a 2016.

Gracias a la base de datos del Instituto Español de Oceanografía (IEO) se obtuvieron las distribuciones por tallas desde 1990 a 2014. La transformación de la serie de tallas cuatrimestrales a un formato mensual se realizó siguiendo el protocolo establecido por Gutiérrez-Estrada *et al.* (2017). De este modo, los valores de desviación estándar y media fueron los mismos para cada mes de cada cuatrimestre que los calculados para el lance cuatrimestral. Para cada media y desviación estándar, asumiendo que la probabilidad sigue una distribución normal, se calculó la probabilidad por lance para cada longitud total. Cuando la distribución mensual o cuatrimestral no estuvo disponible (desde enero de 1983 a diciembre de 1989) un valor promedio de media y desviación estándar fue asignado, obtenido a partir de las distribuciones cuatrimestrales desde 1990 a 2014. Las simulaciones del ciclo de vida de la especie se realizaron en base a sus parámetros biológicos obtenidos de diferentes estudios centrados en la biología del voraz en el Estrecho de Gibraltar (Gil, 2006; Czerwinski, *et al.*, 2008; Gutiérrez-Estrada *et al.*, 2017).

Finalmente, las series históricas de diferentes variables ambientales, oceanográficas e índices climáticos disponibles para la zona de estudio constituyeron la base de datos ambiental. Los datos de temperatura del agua (°C), salinidad (PSU, “*Practical Salinity Unit*”), flujo de la salinidad ($\text{kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$) y flujo de calor (W m^{-2}) fueron obtenidos en formato mensual desde 1983 a 2015 del conjunto de datos de reanálisis *Simple Ocean Data Assimilation* (SODA) versión 3.3.1 (Carton *et al.*, 2018; <http://www.atmos.umd.edu/~ocean>). Dado que la especie de estudio es demersal, la base de datos del SODA fue filtrada por profundidad, obteniendo un total de 24 capas que representaron profundidades de 5 a 525 m en intervalos de 10 a 80 m. La elección de este rango de profundidad se debe al carácter demersal de la especie, lo que ocasiona que la

gran mayoría de las operaciones de pesca se produzcan dentro de los rangos de profundidad anteriores (Gil, 2006; CopeMed II, 2019).

Los datos de concentración clorofila a (mg m^{-3}) desde 2003 a 2015 en formato mensual fueron obtenidos de las imágenes mensuales realizadas por el satélite MODIS (“*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*”) de la NASA (“National Aeronautics and Space Administration” de los Estados Unidos). Las imágenes se descargaron utilizando la herramienta *Griddap* del servidor ERDDAP (“*Easier Access to Scientific Data*”) versión 1.76 de la NOAA (“*National Oceanic and Atmospheric Administration*” de los Estados Unidos) (<http://coastwatch.pfeg.noaa.gov/erddap/griddap>). La serie temporal histórica del índice mensual NAO (“*North Atlantic Oscillation*”, Oscilación del Atlántico Norte) desde 1983 hasta 2015 se obtuvo del *US National Center for Atmospheric Research* (Hurrell y *National Center for Atmospheric Research Staff*, 2020) y del *US National Oceanic and Atmospheric Administration's National Weather Service* (<https://www.cpc.ncep.noaa.gov/>) se obtuvo el índice mensual AO (“*Arctic Oscillation*”, Oscilación Ártica) también desde 1983 a 2015.

5.3. Aplicación de “*Sfish Subclass 1.1*”: El caso de la pesquería de voraz [*Pagellus bogaraveo* (Brünnich, 1768)] en el Estrecho de Gibraltar

5.3.1. Breve descripción de la pesquería de voraz y su contexto ambiental

El voraz o besugo de la pinta [*Pagellus bogaraveo* (Brünnich, 1768)] es un recurso pesquero de carácter demersal de gran importancia económica para el área del Estrecho de Gibraltar (Burgos *et al.*, 2013). Es objetivo de dos unidades operacionales de pesca, la flota española y marroquí¹⁰. Esta pesquería se inició a principios de la década de 1980. Desde entonces, las capturas comerciales de esta especie en los principales puertos del sur de España y norte de Marruecos se han caracterizado por presentar una marcada variabilidad con 2 ciclos claros alrededor de 1994-1995 y 2009 sugiriendo la existencia de un posible efecto del entorno ambiental sobre la abundancia de la población (Gutiérrez-Estrada *et al.*, 2017).

¹⁰ Una descripción detalla sobre los aspectos biológicos de la especie y los operacionales y técnicos de ambas flotas son mostrados en los capítulos II y III sección 1 y 4.

El ciclo biológico en esta especie en el Estrecho de Gibraltar es bien conocido, gracias a los estudios centrados en su biología llevados a cabo por el Instituto Español de Oceanografía (IEO) (Gil y Sobrino, 2001; Gil, 2006; Gil, 2010), Instituto Nacional de Investigaciones Pesqueras (“*Institut National de Recherche Halieutique*”, INRH, Marruecos) (Gil-Herrera *et al.*, 2021; Khoukh *et al.*, 2021) y la Universidad de Cádiz (UCA) (Czerwinski *et al.*, 2008). También los aspectos técnicos, operacionales, legislativos y de gestión están ampliamente descritos en numerosos trabajos (Gil y Sobrino, 2001; Gil, 2006; Gil, 2010; Czerwinski *et al.*, 2009; Czerwinski *et al.*, 2010; Burgos *et al.*, 2013; Sanz-Fernández y Gutiérrez-Estrada, 2021).

Desde la perspectiva ambiental, las condiciones climáticas y oceanográficas en las que se obtuvieron los parámetros biológicos de la especie (modelos de crecimiento y reproducción) (Tabla 5.2), están condicionadas por un esquema de corrientes oceánicas que conectan el océano Atlántico con el Mar Mediterráneo. Este esquema se caracteriza por formar un sistema bicapa de circulación estuarina inversa en el que el agua atlántica de mayor temperatura ($T = 16-20^\circ \text{C}$) y menor salinidad ($S = 36.20$) fluye en superficie por el Estrecho de Gibraltar hacia la cuenca mediterránea, mientras que el agua mediterránea de menor temperatura ($T = \sim 12.9^\circ \text{C}$) y mayor salinidad ($S = 38.20-38.50$) se dirige en profundidad hacia el lado atlántico, generándose un intercambio de masas de agua de tipo baroclino (Figura 5.3) (Parrilla *et al.*, 1986; García-Lafuente *et al.*, 2000; Penagos, 2020).

Tabla 5.2. Parámetros biológicos del ciclo de *Pagellus bogaraveo* obtenidos experimentalmente para la población del Estrecho de Gibraltar.

Relaciones/Parámetros	Valor	Ecuación
Modelo Von Bertalanffy*/ L_∞, t_0, k	58 cm, - 1.1674 años, 0.169	$L_t = L_\infty (1 - e^{(-k(t-t_0))})$ (2.2.3)
Relación longitud total- peso (cm*/mm**, g/***)/ d, g	0.014*, 3.014*; 0.001**, 3.239**	$W_t = dL_t^g$ donde W_t es el peso total y L_t es la longitud total
Relación desviación estándar de la talla por clase de edad***/ a_σ y b_σ	0.8591, 0.3663	$\sigma_j = a_\sigma + b_\sigma L_j + \varepsilon$ (2.2.2)
Relación longitud total- fecundidad (mm, número de ovocitos o células huevo)*/ a_f y b_f	$3 \cdot 10^{-6}$, 4.26	$F = a_f L_t^{b_f}$ donde F es la fecundidad (número total de ovocitos) y L_t es la longitud total

*Gil. (2006), **Czerwinski *et al.* (2008), ***Gutiérrez-Estrada *et al.* (2017).

Las condiciones oceanográficas medias experimentan cambios a medio y largo plazo que se reflejan como variaciones significativas de las anomalías de temperatura y salinidad en los diferentes rangos de profundidad (Figura 5.3). Estas anomalías fueron especialmente importantes a lo largo de toda la columna de agua en determinados periodos. A mediados de la década de 1990, las anomalías de la temperatura fueron significativamente más altas en las capas más superficiales y un incremento de la temperatura superficial fue claro entre 2010 y 2012. Del mismo modo, se detectaron anomalías significativamente bajas en varios periodos en todas las profundidades, este hecho fue particularmente evidente en 2002, 2008 y 2010 en profundidades inferiores a los 130 metros. Un patrón similar fue observado en la anomalía de salinidad (Figura 5.3). En este caso, se produjo una variación notable de la salinidad en las capas superficiales entre 1990 y 1993 y entre 2006 y 2010. Además, este patrón se observó en las capas más profundas. Estos cambios a lo largo del tiempo también se reflejaron en las variaciones temporales de los flujos de calor y salinidad y en los índices climáticos NAO y AO (Figura 5.3).

5.3.2. Simulación de la pesquería del voraz

Inicialmente, las simulaciones de la pesquería se realizaron bajo la asunción de estabilidad, es decir, en ausencia de capturas y considerando la no existencia de efectos ambientales sobre las variaciones de los parámetros biológicos. Esto proporcionó simulaciones de referencia que permitieron obtener valores iniciales de biomasa de la clase 0+ en el momento $t = 0$ y una mortalidad natural media (M). La Figura 5.4 muestra la evolución temporal de 6 parámetros biológicos en diferentes escenarios entre 1983 y 2050. Algunos de estos escenarios ofrecen resultados no estables en los que los valores máximos tienden a ir aumentando y los mínimos se van aproximando a 0 (Figura 5.4a). Otros en cambio, muestran una simulación muy estable en el tiempo (Figura 5.4b). En estos casos, un aumento en el número de las clases de edad ocasiona una variación temporal de la biomasa menos brusca con una tendencia general de estabilización alrededor de las 2,500 Tn (toneladas). Por lo tanto, el análisis de la tendencia general de la simulación en ausencia de actividad pesquera permite seleccionar simulaciones viables. De esta forma, la selección de simulaciones viables se llevó a cabo mediante el siguiente criterio: el cociente entre la biomasa inicial simulada en el momento $t = 0$ y el máximo de toda la serie temporal de biomasa simulada no podía ser superior al 70%.

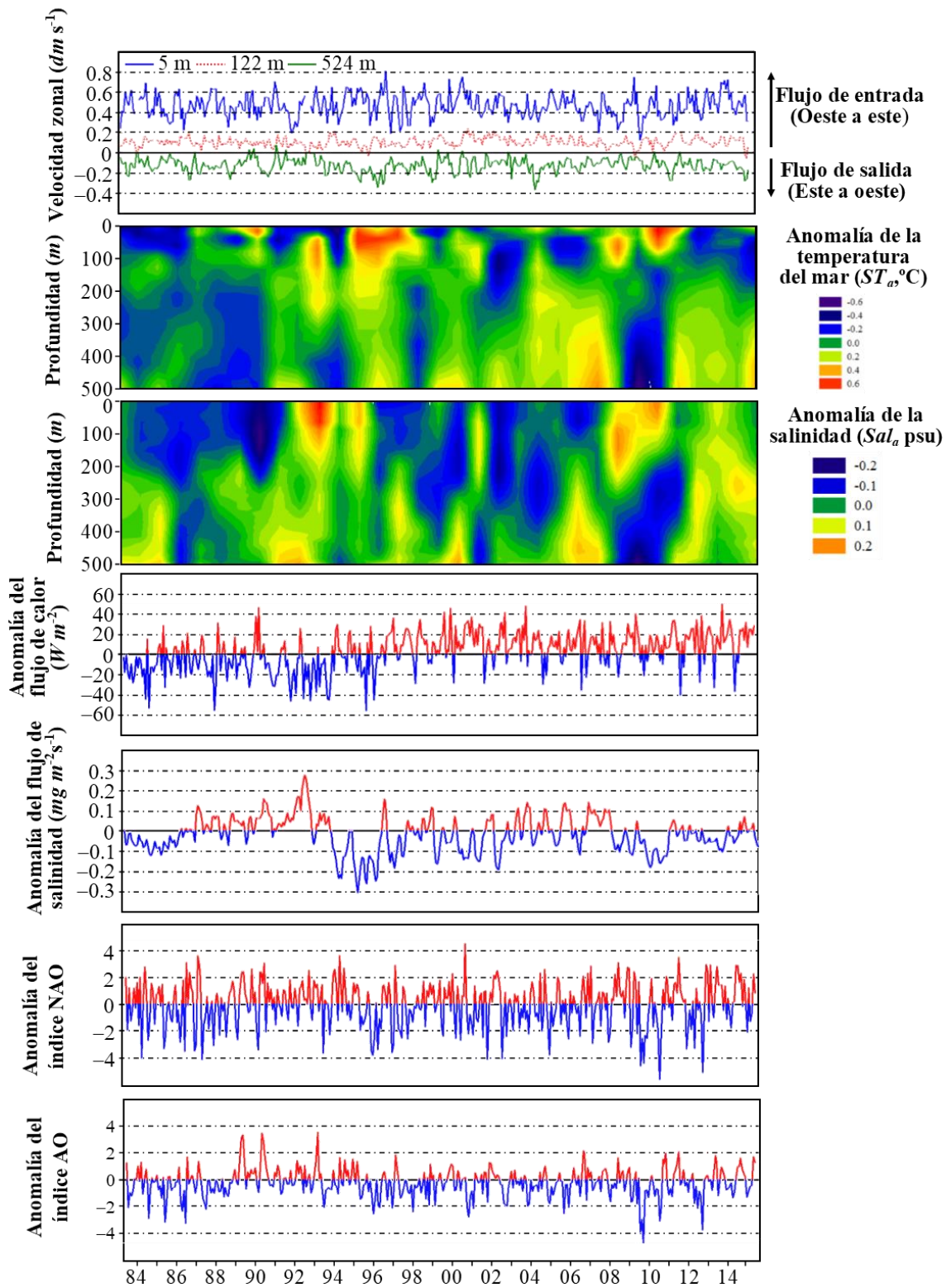


Figura 5.3. Velocidad zonal media en las profundidades de 5, 122 y 524 m junto con las anomalías (de arriba hacia abajo) de la temperatura del mar, salinidad, flujo de calor, flujo de salinidad, índice NAO e índice AO desde 1983 a 2015.

De esta manera, un total de 4,032 simulaciones correspondientes a 7 escenarios biológicos diferentes fueron llevadas a cabo. De estas, solo 751 simulaciones (18.60%) dieron como resultado poblaciones no extinguidas durante el periodo de estudio, 1983 a 2016. En estos 7 escenarios el número de clases de edad osciló entre 15 y 20 (con incrementos de 1 en 1), la biomasa inicial de la clase 0+ en el momento $t = 0$ varió entre 20 y 45 Tn (con incrementos de 5 en 5 Tn), los parámetros a_R y b_R de la relación de stock-reclutamiento de Ricker fueron: 0.015 y 0.02 y 0.002 y 0.0025 respectivamente. En cada bloque de clases de edad la mortalidad instantánea natural se situó en el rango de -0.20 hasta -0.35 (con incrementos de -0.01). Finalmente, la proporción de puesta durante el primer trimestre del año osciló entre el 100% y el 10%, teniendo 3 posibilidades: 1- 100% enero, 2- 60% enero y 40% febrero y 3- 60% enero, 30% febrero y 10% marzo.

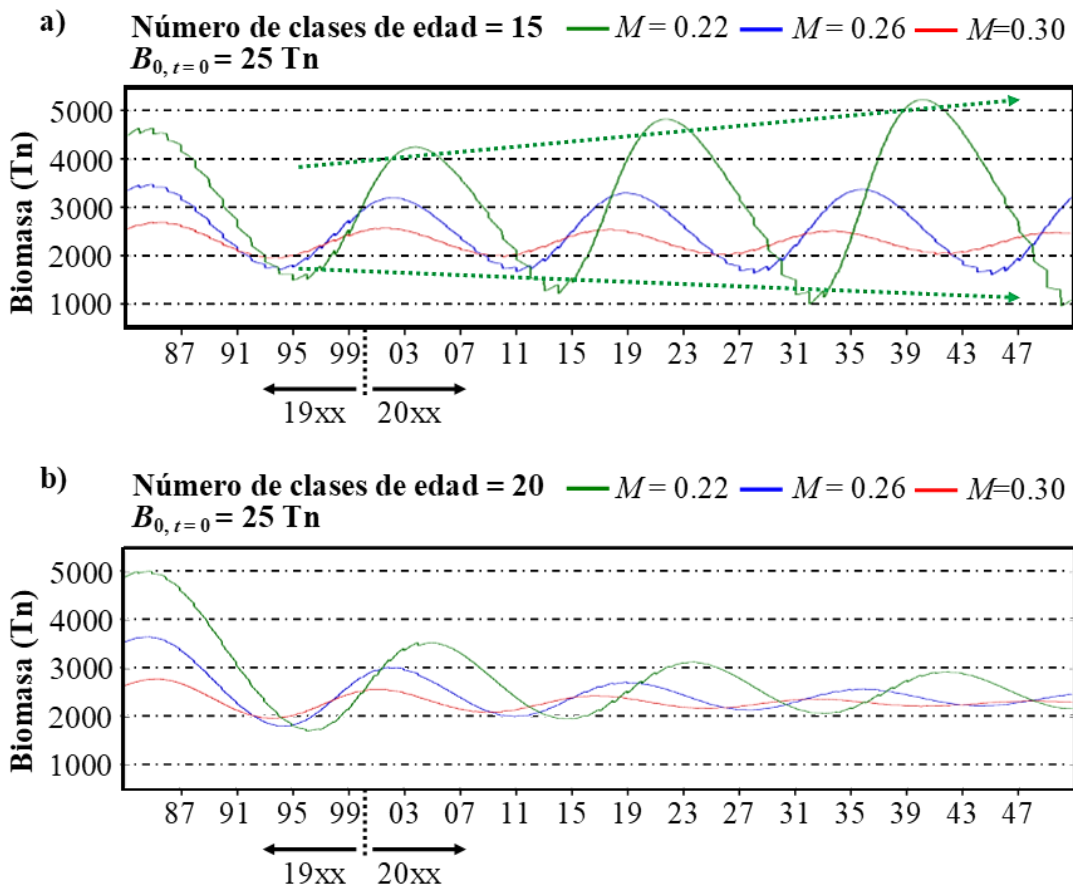


Figura 5.4. a) Biomasa simulada con 15 clases de edad y 3 tasas de mortalidad natural desde 1983 a 2050 sin explotación. Las líneas verdes punteadas indican la ausencia de estabilidad temporal para $M = 0.22$. b) Mismas simulaciones para 20 clases de edad.

Con el propósito de mostrar el comportamiento de las simulaciones, se selecciona en el escenario biológico número 5 (proporción de puesta: 60% enero y 40% febrero, parámetros de Ricker $a_R = 0.015$ y $b_R = 0.002$), el cual se caracterizó por presentar una mortalidad natural media (M) entre 0.223 y 0.233 y una biomasa de la clase de edad 0+ en el momento $t = 0$ media entre 28.3 Tn y 30.3 Tn para un total de 6 configuraciones diferentes de clases de edad (desde 15 a 20 clases de edad). Las simulaciones obtenidas bajo esas condiciones biológicas sin tener en cuenta la presión pesquera se muestran en la Figura 5.5 a). En este escenario, a pesar de que todas las simulaciones seleccionadas tuvieron un comportamiento similar independientemente del número de clases de edad, se detectaron ligeras diferencias en los valores máximos y mínimos. Por ejemplo, el segundo máximo para la simulación con 19 clases de edad se alcanzó en 2007, mientras que para el bloque de 16 clases de edad este segundo máximo se observó en 2005.

Cuando la actividad pesquera fue considerada, todas las simulaciones presentaron un patrón de comportamiento similar hasta principios de la década de los 2000 (Figura 5.5b). El cambio en la biomasa total empieza con un pico en torno a las 5,300 Tn a partir del cual disminuye hasta un mínimo de 618 Tn en 1999. Dicho periodo coincidió con los años en los que los desembarcos comerciales descendieron bruscamente, de modo que la biomasa total solo representó el 20% de la biomasa potencial (Figura 5.5c y 5.5d), y se produjo un cambio de ciclo tras el primer periodo de anomalías positivas de los desembarcos mensuales (Figura 5.5e). El segundo periodo de anomalías positivas de los desembarcos entre 2008 y 2011 se solapó con un ligero incremento de la biomasa total simulada desde el año 2000 hasta el 2009. A partir de este momento, las simulaciones indicaron un aumento de la biomasa total hasta un nivel similar al observado en 1992, aunque esto se correspondió con una desviación elevada de los porcentajes respecto a la biomasa potencial (clase de edad 15: 20%; clase de edad 17: 72%).

Para estos dos bloques de clases de edad (15 y 17) los modelos ARIMA proporcionaron buenos ajustes. En el caso de la clase de edad 15, la varianza media anual explicada fue del 63.50% y por tanto el restante 36.50% de la variación de la biomasa pudo ser consecuencia de la componente ambiental. Por otra parte, el conjunto de simulaciones obtenidas considerando 17 clases de edad explicó un nivel de varianza ligeramente superior al de 15 clases de edad (64.50%).

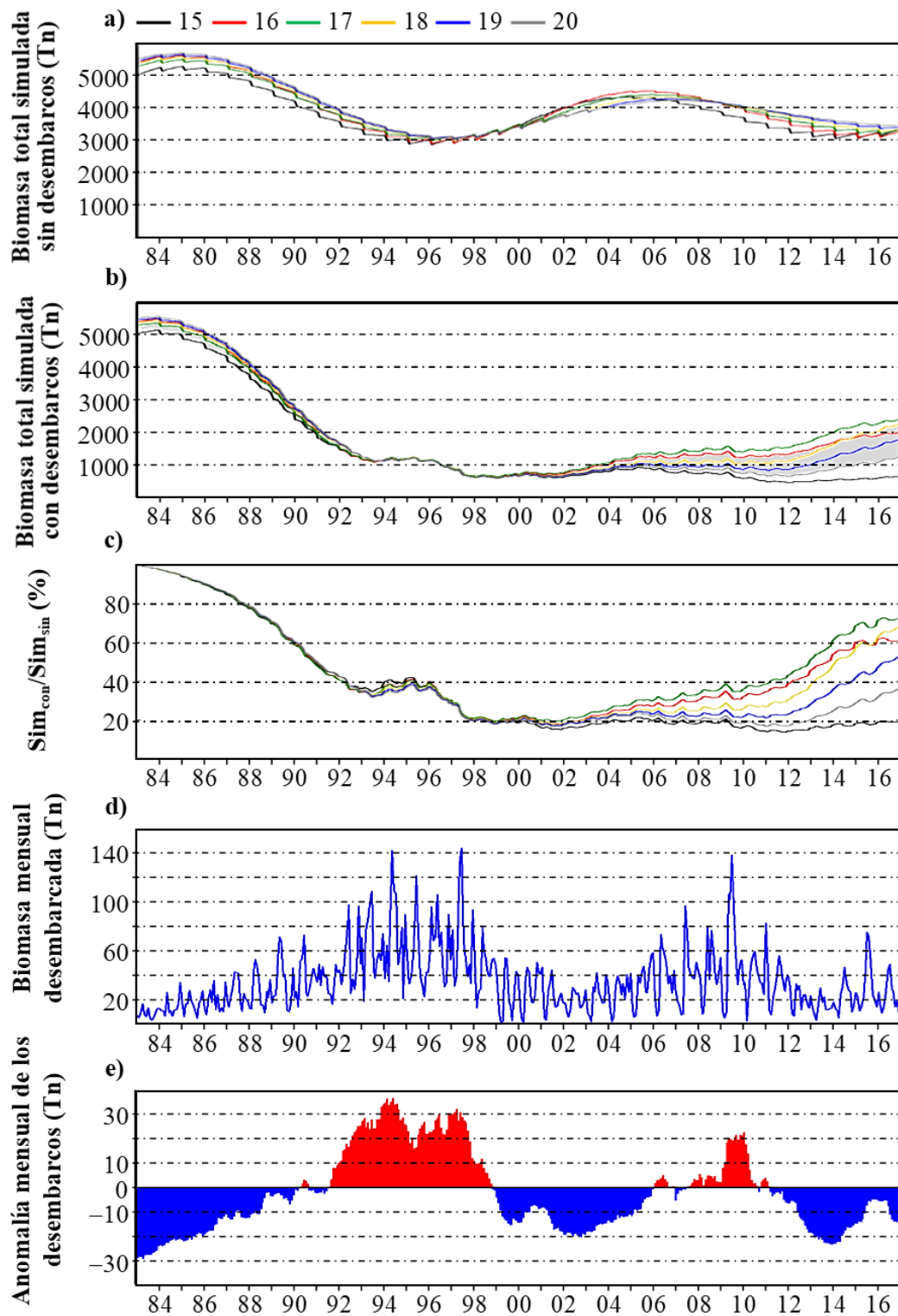


Figura 5.5. a) Biomasa simulada promedio para una configuración de 6 grupos diferentes de números de clases de edad sin desembarcos desde 1983 a 2016 (escenario 5). b) Biomasa simulada promedio para una configuración de 6 grupos diferentes de números de clases de edad con desembarcos desde 1983 a 2016 (escenario 5). c) Relación entre la población cuando los desembarcos son considerados y la biomasa potencial. d) Biomasa desembarcada comercial desde 1983 a 2016. e) Anomalía mensual de los desembarcos.

5.3.3. Componente ambiental. Índices *EF* y *RW*

Una vez extraído el componente pesquero de la simulación base, es posible considerar el efecto ambiental sobre la biomasa total. Para ello, se asume, que cuando la actividad pesquera en forma de capturas o desembarcos es sustraída de la simulación base en el tiempo t , la biomasa disponible para el siguiente instante $t + 1$ es linealmente dependiente de la biomasa en el tiempo $t - n$ con $n \leq 1$. De esta forma, la simulación generada por “*SFish Subclass 1.1*” al considerar la actividad pesquera debería poder ajustarse mediante un proceso de tipo autoregresivo.

La variación del índice *EF* sobre la serie histórica de temperatura del agua en función de la profundidad entre enero de 1990 y diciembre de 2015 es mostrada en la Figura 5.6 a). Es posible observar periodos en los cuáles el índice *EF* indicó que la temperatura tuvo un efecto positivo y negativo la biomasa. También se observaron largos periodos en los que esta variable ambiental no tuvo ningún efecto sobre la biomasa. Estas regiones están claramente más extendidas entre 2000 y 2009. Hubo dos periodos con marcados efectos significantes positivos y negativos. Ambos periodos se caracterizaron por presentar fuertes anomalías positivas en las capas de agua superficiales. El primer periodo tuvo lugar entre 1992 a 2000 y el segundo de 2009 a 2014. Este segundo periodo además coincidió con fuerte anomalías negativas de las capas profundas (Figura 5.3). Para toda la temperatura del agua el índice *RW* tuvo un valor de 0.1023, lo que indicó que el efecto de la temperatura sobre la variación de la biomasa en el periodo de 1990 a 2015 no fue muy marcado. Sin embargo, sí se obtuvo un efecto fuerte en años puntuales donde se alcanzaron valores próximos a 0.5, como es el caso de 1993 ($RW = 0.4238$) y 2009 ($RW = 0.4891$).

La salinidad también mostró efectos positivos y negativos en periodos similares al de la temperatura, 1992 a 2000 y 2009 a 2014. El primer periodo se caracterizó por presentar un efecto negativo coincidente con fuertes anomalías superficiales. El segundo periodo también mostró un efecto negativo con la diferencia del anterior, que en este caso ese efecto negativo tuvo lugar con anomalías significativas tanto positivas como negativas en las capas superficiales y profundas, respectivamente (Figura 5.6b). De forma general, el peso relativo de la salinidad tuvo un valor de 0.1419 con mayores valores en determinados en años, 1993 ($RW = 0.5090$), 2000 ($RW = 0.6042$) y 2009 ($RW = 0.6879$). En comparación con el efecto de la temperatura, el peso relativo de la salinidad fue superior.

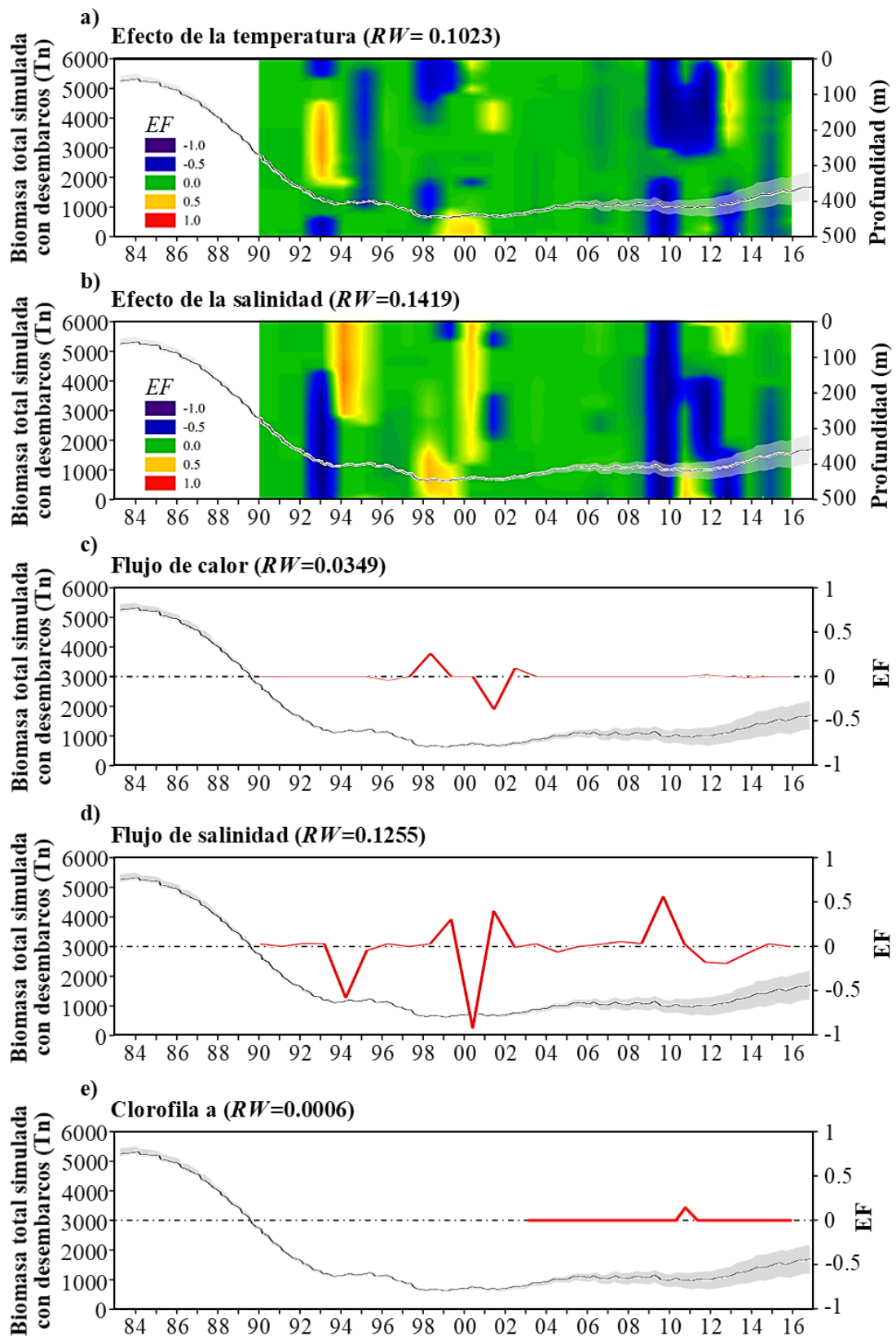


Figura 5.6. Efectos potenciales de las variables ambientales sobre la biomasa total simulada: a) temperatura del agua. b) Salinidad. c) Flujo de calor. d) Flujo de salinidad. e) Concentración de clorofila a. En todos los casos, se muestra la biomasa promedio simulada en el escenario 5 para la configuración de 6 números de clases de edad junto con sus bandas de confianza al 95% en gris.

De forma general para el resto de las variables ambientales e índices climáticos, el índice EF tuvo un comportamiento suavizado sin grandes variaciones, excepto para el flujo de salinidad (Figuras 5.6c, 5.6d y 5.6e y 5.7a y 5.7b). El flujo de calor tuvo un efecto del peso relativo bajo de 0.03, con solo dos efectos significativos encontrados en 1998 ($EF = RW = 0.2972$) y 2001 ($EF = RW = -0.4166$). Mismo caso ocurre para la concentración de clorofila a, el índice NAO y AO donde el efecto global del peso relativo se situó en torno al 0, pareciendo indicar que estas variables no tienen efectos significativos sobre la variación de la biomasa. Únicamente el índice AO tuvo un notable mayor efecto en el año 2001 ($EF = RW = 0.5851$). Finalmente, el flujo de salinidad tuvo un peso relativo (RW) significativamente mayor que el obtenido para las variables ambientales anteriores (Figura 6 d). Relativamente altos valores de EF se observaron en distintos años (1994, 1999, 2000, 2001 y 2009) y esos valores estuvieron asociados con valores de RW cercanos al 0.13.

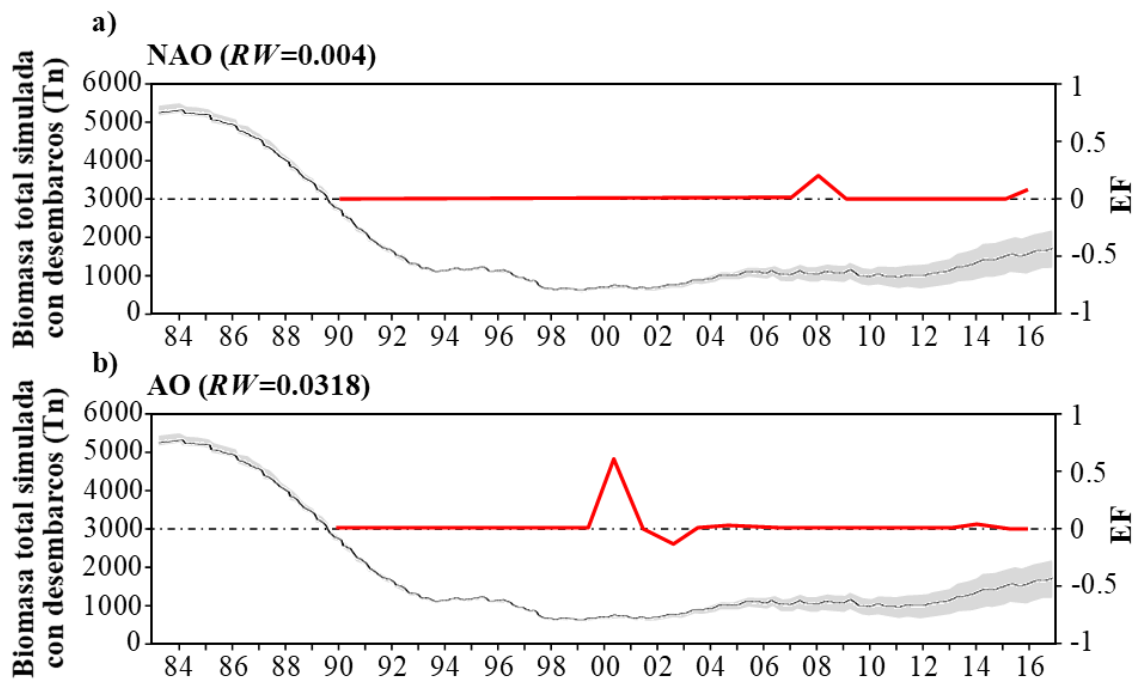


Figura 5.7. Efecto potencial de los índices climáticos sobre la biomasa total simulada: a) índice NAO e b) índice AO. En todos los casos, se muestra la biomasa promedio simulada en el escenario 5 para la configuración de 6 números de clases de edad junto con sus bandas de confianza al 95% en gris.

5.4. Discusión

La transición hacia estrategias de gestión sostenibles de la actividad pesquera en un contexto de cambio climático conlleva a tomar decisiones con fuertes implicaciones sociales y económicas. Entonces, ¿cómo tomar esas decisiones teniendo en cuenta la incertidumbre asociada a la pesca y al ambiente asumiendo al mismo tiempo los principios de la gestión sostenible para llevar a cabo una planificación a corto y largo plazo? Parece evidente que la respuesta a esta pregunta pasa por utilizar distintos tipos de modelos. En este sentido, surge “*Sfish Subclass 1.1*” un programa informático que integra una metodología basada en varios tipos de modelos matemáticos que permiten analizar los efectos individualizados de los componentes pesquero y ambiental sobre la variación de abundancia-biomasa de especies objetivo explotadas comercialmente.

5.4.1. Sobre la metodología

Actualmente, no existe un consenso entre la comunidad científica que establezca un tipo de metodología ideal universalmente válida para la gestión de cualquier recurso pesquero, y la implementada en “*Sfish Subclass 1.1*” no es una excepción. De esta forma, el procedimiento descrito en el presente capítulo podría ser complementario o paliar los problemas de algunos procedimientos/metodologías existentes. Por ejemplo, normalmente en la ciencia pesquera la abundancia-biomasa se estima a partir de datos de capturas o desembarcos comerciales en función del esfuerzo de pesca. Con esta información, los científicos y gestores pueden obtener índices de abundancia como la CPUE (captura por unidad de esfuerzo) o la LPUE (lance por unidad de esfuerzo) que se supone que son un reflejo de la cantidad total o del número total de peces que hay en el océano. Bajo esta premisa, las series temporales de estos índices se correlacionan con series temporales de diferentes variables ambientales e índices climáticos con el fin de encontrar posibles relaciones causales que sean capaz de explicar la variación de la abundancia del recurso pesquero en función de las condiciones ambientales. Sin embargo, hoy en día, existe una fuerte controversia entre los científicos sobre la correlación real entre las capturas o los desembarcos comerciales y la abundancia (Pauly *et al.*, 2013). Dicha controversia se debe a que la CPUE o LPUE pueden reflejar los cambios en las capturabilidad (como coeficiente: fracción de biomasa capturada por unidad de esfuerzo de pesca), así como la abundancia de la población (Clark, 1985; Harley *et al.*, 2001;

Bishop, 2006; Ye y Dennis, 2009; Campbell, 2015). Entonces, si no parece estar clara la relación entre las capturas o los desembarcos comerciales y la abundancia real ¿cómo se puede estar seguro de que los cambios ambientales están relacionados con las variaciones en la abundancia?, es decir, ¿cómo se pueden diferenciar los efectos pesqueros del componente ambiental sobre la abundancia de una población explotada? Una posible respuesta a este planteamiento puede encontrarse en el uso combinado de ciclos biológicos simulados con bases de datos reales de capturas o desembarcos comerciales y de variables ambientales e índices climáticos, tal y como se propone en el presente capítulo.

La metodología implementada en “*Sfish Subclass 1.1*” establece que la simulación de la abundancia-biomasa de una especie en la que se suponen unas condiciones ambientales constantes puede modelizarse mediante un proceso estocástico lineal estacionario. Esto es, las series temporales de los residuos obtenidas como consecuencia de la falta de ajuste entre el modelo autorregresivo planteado y los datos simulados de la población podría ser consecuencia de efectos extracompensatorios contenidos en las series reales de capturas o desembarcos comerciales y, por tanto, los efectos potenciales de las condiciones ambientales sobre la variabilidad de la abundancia-biomasa de la población podrían integrarse en la proporción de la varianza no explicada por el modelo estocástico lineal estacionario. Para ajustar estos modelos se utilizan modelos ARIMA (autorregresivo integrado de media móvil) propuestos por Box y Jenkins (1976). Estos modelos, ampliamente utilizados para predecir capturas o desembarcos comerciales de diferentes pesquerías a partir de los años 90 (Stergiou *et al.*, 1997; Park, 1998; Lloret *et al.*, 2000; Becerra-Muñoz *et al.*, 2003; Koutroumanidis *et al.*, 2006; Czerwinski *et al.*, 2007; Gutiérrez-Estrada *et al.*, 2007; González-Herraiz *et al.*, 2009), han demostrado ser una herramienta útil y poderosa para el análisis de tendencias y patrones estacionales en este tipo de series temporales generalmente caracterizadas por una alta variabilidad interanual.

En los modelos ARIMA, la predicción a futuro es adaptativa y cualquier resultado obtenido para un instante $t + 1$ con la información disponible hasta el momento t es el mismo que el obtenido para el mismo periodo tomando en cuenta como base informativa hasta $t - 1$ añadiendo un término de error. De esta manera, es comprensible que los residuos obtenidos como el valor observado menos el pronosticado por el modelo ARIMA no deben contener información correlacionada linealmente con la variable a pronosticar. De hecho, la serie temporal de los residuos se tiene que comportar como una

serie de ruido blanco si los parámetros de los modelos ARIMA son correctos. Sin embargo, esto no implica que los residuos generados no contengan información relevante. La naturaleza de esta información residual podría ser estructurada de forma lineal y relacionarse con una variable externa o ser no lineal y estar relacionada con la variable a pronosticar.

Diferentes autores aprovechando estas propiedades han conseguido mejorar la capacidad de previsión de los modelos en distintos contextos de estimación. Zhang (2003) presentó un modelo híbrido de series temporales en el que combinaba inteligencia artificial (modelos de redes neuronales, “*Artificial Neural Network Models*”, ANN) con modelos ARIMA. Este enfoque híbrido partía del supuesto de que cada serie temporal y_t es una combinación de patrones lineales extraídos mediante los modelos ARIMA y patrones no lineales que pertenecen a la parte de la serie temporal no ajustada por el modelo ARIMA, es decir, a los residuos. Esta configuración mejoró significativamente el ajuste y la previsión de los modelos ARIMA y los modelos ANN. Gutiérrez-Estrada *et al.* (2007) utilizaron una aproximación similar para mejorar la predicción mensual de las capturas de anchoveta (*Engraulis ringens*) en la zona norte de Chile. Estos autores indican que la información contenida en las series de residuos y modelada por este enfoque híbrido incrementó los valores del índice PI (índice de persistencia) en 6 puntos respecto a los obtenidos por potentes redes neuronales recurrentes, lo que implicó una proporción de varianza explicada en la fase de validación externa del 81%.

5.4.2. Sobre las simulaciones

Independientemente de los parámetros utilizados, todas las simulaciones proporcionaron valores iniciales de biomasa que oscilaron en torno a valores ligeramente superiores a las 5,000 Tn. Después la biomasa fue disminuyendo gradualmente hasta los primeros años de la década de los 2000, independientemente del número de clases de edad consideradas. Este periodo coincidió con la expansión geográfica de la pesquería a raíz de la permisiva legislación europea en relación con las medidas técnicas de conservación del recurso (Reglamento (UE), N° 3094/86). A partir de este momento, la relación entre la biomasa simulada con los desembarcos y la biomasa potencial osciló entre el 20% y el 72% (a finales del 2016) indicando un claro indicio de que la estructura de la población y el proceso por el cual, año a año, los individuos se incorporan a clases de edad superiores

tienen una fuerte influencia en la variación de la biomasa simulada. Esto es consecuencia de que el número de clases de edad es una variable de entrada indicada por el usuario que no está modulada por las condiciones ambientales y por tanto, la forma en que se restan los desembarcos de cada clase de edad y cómo se retiran de la población los individuos de la última clase de edad depende en gran medida de la estructura determinista establecida al inicio de la simulación. Esto resalta la importancia de tener un conocimiento detallado sobre las características del ciclo biológico de la especie para llevar a cabo una evaluación adecuada del recurso.

Para el caso de estudio, las simulaciones de la biomasa apoyan al registro real de desembarcos comerciales de voraz en el Estrecho de Gibraltar. En todos los casos, los máximos de desembarcos entre 1994 y 1997 y en 2009 coinciden con los rangos de biomasa del 20% y 40% de la biomasa potencial. Esto indica una recuperación de la biomasa a partir de 1999. Pasado ese año, las posibilidades de pesca en forma de totales admisibles de capturas (TAC) se redujeron a las 1,000 Tn (Reglamento (EU), N° 2340/2002), se endureció la talla mínima pasando de ser de 25 cm (longitud) (Reglamento (UE) N° 3094/86) a 33 cm (longitud total) (Orden APA/3323/2002), lo que supuso un aumento del 32% respecto a la talla inicial y el esfuerzo pesquero se acortó de 150 a 140 días por temporada (Orden APA/3323/2002). El efecto global de estas medidas produjo una ligera recuperación de la biomasa que se refleja en las simulaciones, lo que permitió alcanzar niveles de desembarcos en 2009-2010 similares a los registrados en la década de 1990.

5.4.3. Sobre el componente ambiental

La variabilidad ambiental y la meteorológica junto con el cambio climático son fuentes de perturbación para diferentes aspectos biológicos y ecológicos de las especies de las pesquerías comerciales. Obviamente, no se trata de una idea nueva. En la década de 1980, Kondo (1980) y Hayasi (1983) señalaron que las fluctuaciones que experimentan las poblaciones de sardina (*Sardinops melanostictus*) en el sistema de Kuroshio podrían ser debidas a las condiciones ambientales. A partir de estos estudios, numerosos autores han ido reportando evidencias de la existencia de relación entre la abundancia de las poblaciones y diferentes variables ambientales en una amplia gama de ecosistemas y sistemas de explotación (Lluch-Belda *et al.*, 1989; Pauly *et al.*, 2002; Chávez *et al.*, 2003;

Gutiérrez-Estrada *et al.*, 2009; Gamito *et al.*, 2015; Báez *et al.*, 2014; Gutiérrez-Estrada y Pulido-Calvo, 2015). Sin embargo, a pesar de la importancia de la componente ambiental, es poco frecuente y resulta difícil tener en cuenta sus efectos en situaciones prácticas. Básicamente esto es consecuencia de 2 aspectos: 1) la incertidumbre asociada a la previsión de la variabilidad ambiental a medio y largo plazo y 2) el desconocimiento sobre el papel y peso que desempeña una determinada variable ambiental sobre la dinámica de la población.

La incertidumbre de la predicción del entorno ambiental es una propiedad inherente a cada uno de ellos que solo puede disminuir bajo determinadas circunstancias. Por otra parte, la importancia o el peso de la componente ambiental puede calcularse mediante diferentes protocolos estadísticos y su interpretabilidad depende de la complejidad de la metodología aplicada. Para ello, “*Sfish Subclass 1.1*” proporciona el valor del índice *EF* que cuantifica el efecto significativo de una variable ambiental sobre la abundancia-biomasa de la población, indicando que un valor de -1 favorece la disminución de la biomasa y un valor 1 lo contrario. Por tanto, *EF* es una medida estadística que permite comparar los efectos de un factor ambiental en relación a diferentes momentos y el valor medio absoluto de *EF* (*RW*) proporciona el peso relativo del factor ambiental.

Los resultados del índice *RW* indicaron que las variables oceanográficas salinidad, flujo de salinidad y temperatura del agua fueron las que alcanzaron mayores valores en torno a 0.12. El resultado obtenido para la temperatura del agua no es sorprendente y, de hecho, sus efectos directos e indirectos sobre la abundancia-biomasa de las poblaciones de peces es ampliamente documentado. Por ejemplo, Attrill y Power (2004) obtuvieron correlaciones significativas entre la temperatura del agua y la abundancia de peces en el estuario del río Tamésis (Gran Bretaña, Reino Unido) mediante relaciones cuadráticas. Asimismo, Gutiérrez-Estrada *et al.* (2008) detectaron relaciones funcionales entre la temperatura y el índice de diversidad de Shannon en el estuario del río Tajo (Portugal). En el Estrecho de Gibraltar, Baéz *et al.* (2014) obtuvieron correlaciones lineales negativas ($r = - 0.68$) entre la temperatura y los desembarcos de voraz entre 1986 y 2006 que correspondieron con una varianza explicada de 46%. De manera, este nivel de varianza explicada encontrada por Baéz *et al.* (2014) es mayor que la fracción no explicada por los modelos ARIMA sobre la serie temporal de biomasa (alrededor del 36%) para un periodo superior (1986-2015). Adicionalmente, los resultados obtenidos en el presente capítulo indican que, desde un punto de vista anual, la correlación oscila entre valores positivos y

negativos tal y como se refleja en el índice *EF*. Esto difiere de los resultados encontrados en otros trabajos (Fock *et al.*, 2004; Tian *et al.*, 2012; Gutiérrez-Estrada y Pulido-Calvo, 2015) en los que la temperatura del mar modula abundancia en una única dirección y coincide con las conclusiones de Attril y Power (2004) y Gutiérrez-Estrada *et al.* (2008).

A diferencia de la temperatura, el papel que desempeña la salinidad en la variabilidad de la abundancia-biomasa de la población no está del todo claro. Incluso en aquellos ecosistemas en los cuáles las fluctuaciones de la salinidad son elevadas (como los estuarios) la causalidad sobre la abundancia no parece ser evidente. Henderson y Holmes (1991) no obtuvieron correlaciones significativas entre las series de abundancia de diversas especies de peces con la concentración de salinidad en el estuario del río Severn (Gran Bretaña, Reino Unido). Por el contrario, Thorman (1986), Thiel *et al.* (1995), Maes *et al.* (1998) y Marshall y Elliott (1998) indicaron que la salinidad tenía una fuerte influencia en la biomasa total en diferentes estuarios europeos. Asimismo, Ojaveer y Kalej (2012) observaron que niveles elevados de salinidad favorecen la reproducción, la abundancia y la distribución de diferentes poblaciones de peces comercialmente explotables en el mar Báltico. En el Estrecho de Gibraltar las anomalías medias de salinidad no superaron ± 0.2 PSU dentro del periodo de 1983-2015 y un rango de profundidad de 500 m, pero sorprendentemente fue la variable con el peso relativo más alto de las consideradas en este capítulo ($RW = 0.1419$). Asimismo, estos resultados concuerdan con los obtenidos con Báez *et al.* (2014) quienes encontraron para el mismo área de estudio una fuerte correlación lineal negativa significativa ($r = - 0.71$) entre la salinidad y los desembarcos de voraz.

Al igual que la salinidad, el flujo de salinidad tuvo un peso relativo elevado ($RW = 0.1255$). Aunque la salinidad en el océano tiene la propiedad de ser conservativa, es decir, sus valores dentro del océano solo se modifican por procesos de mezclas y advección, el flujo de salinidad en esta zona podría tener un importante efecto sobre la biomasa como consecuencia de la interacción del sistema de corrientes en el Estrecho. De este modo, el flujo de salinidad, que puede calcularse como la integral de la salinidad por la velocidad de la masa de agua sobre un área determinada, podría ser explicado (más que otros parámetros) en el marco de su interacción con otros parámetros como la concentración de clorofila *a*. Moyano y Hernández-León (2011) encontraron una correlación negativa significativa entre la evolución temporal de la salinidad media en la capa de mezcla y la clorofila *a* en el litoral de la isla de Gran Canaria. Estos autores concluyeron que la

comunidad de larvas de peces del litoral de la isla de Gran Canaria presentaba una clara variación estacional de acuerdo con las propiedades físicas de la columna de agua. Por lo tanto, la variación del flujo de salinidad podría ser una variable proxy del crecimiento del plancton que se sabe que está relacionado con el desove de los peces y puede condicionar fuertemente la supervivencia de los huevos, la alimentación y el crecimiento de las larvas y por tanto, el éxito y fuerza del reclutamiento (Grauman, 1969; Cushing, 1969; Iles y Sinclair, 1982; Perretti, *et al.*, 2017).

El flujo de calor, la concentración de clorofila *a* y los índices climáticos AO y NAO tuvieron pesos relativamente bajos. En todos los casos, *RW* fue inferior a 0.04. Entre estas variables, el flujo de calor y el índice AO fueron las más importantes. Es destacable el bajo valor de *RW* para el índice NAO ya que en los últimos años numerosos estudios han detectado correlaciones significativas entre el comportamiento de diferentes pesquerías y la variabilidad inducida por este índice climático (Hughes *et al.*, 2015; Leitão *et al.*, 2016; Baptista *et al.*, 2016; Rubio *et al.*, 2016; Teixeira *et al.*, 2016; Muñoz-Expósito *et al.*, 2017). Además Baéz *et al.* (2014) para la misma área de estudio, detectaron que entre 1986 y 2006 el índice NAO explicó más del 90% de la varianza de los desembarcos de voraz. Por otro lado, Gutiérrez-Estrada *et al.* (2017) y Sanz-Fernández y Gutiérrez-Estrada (2021) concluyeron que el índice NAO puede modular la dinámica de la biomasa y de los desembarcos comerciales de voraz en el Estrecho de Gibraltar en determinados años. Estas conclusiones son coherentes con los resultados obtenidos en el presente capítulo y ponen de manifiesto la enorme complejidad que implica el establecimiento de relaciones causales entre índices climáticos y parámetros biológicos de poblaciones de peces explotadas comercialmente.

Finalmente, la metodología desarrollada es una forma simple y directa de determinar el peso de las variables ambientales sobre la abundancia-biomasa de los recursos pesqueros explotados temporalmente. Además, los índices *EF* y *RW* podrían ser fácilmente adaptados y utilizados en combinación con indicadores espaciales como el nivel de agrupación y dispersión (Taylor, 1961; Bez y Rivoirand, 2001) con el fin de representar y resumir los patrones espaciales de las especies y su dinámica en interacción con el entorno. En definitiva, esta integración de índices permitiría llevar a cabo una evaluación espacio-temporal que sin duda ayudaría a comprender en qué momento y dónde una variable ambiental tendría un efecto significativo sobre la abundancia-biomasa de un recurso pesquero como es el voraz en el Estrecho de Gibraltar.

5.5. Conclusiones

A corto plazo, uno de los objetivos de la gestión pesquera es garantizar la sostenibilidad de los recursos explotados. Esto conlleva el desarrollo e implantación de una adecuada planificación de los objetivos pesqueros, el diseño de diferentes estrategias de gestión y la capacidad de prever los efectos de dichas estrategias dentro de un marco de variabilidad ambiental. En este contexto, modelos, procedimientos y metodologías con capacidad para determinar el efecto modulador de la componente ambiental deben ser herramientas fundamentales para la gestión pesquera. En este sentido, “*Sfish Subclass 1.1*” está específicamente diseñada para extraer el peso de las variables ambientales sobre la variación de la abundancia-biomasa de las poblaciones de peces explotadas comercialmente.

“*Sfish Subclass 1.1*” se presenta como una metodología de fácil interpretación que lleva integrada dos índices que permiten realizar una evaluación del efecto y peso de la componente ambiental sobre la variación de la abundancia-biomasa de la población. Estos índices, *EF* y *RW*, se basan en los supuestos de: 1) en un escenario donde se ha sustraído de la población la componente pesquera, la biomasa simulada puede ser descrita mediante modelos autorregresivos y 2) la fracción no explicada por dichos modelos (residuos) debe almacenar información sobre efectos extracompensatorios que infieren en la dinámica de la población. Esta metodología ha sido aplicada a la pesquería de voraz en el Estrecho de Gibraltar, en la que las capturas o los desembarcos comerciales de esta especie han disminuido drásticamente en los últimos años, lo que ha incrementado los intereses regionales de la comunidad científica y del sector pesquero por el análisis de los mecanismos ambientales que subyacen a esta tendencia local. Los resultados obtenidos tras la aplicación de esta metodología apoyan la idea de que el principal responsable de los cambios de abundancia-biomasa de esta especie es el componente pesquero, aunque algunas variables ambientales modulan la variación de la dinámica poblacional de voraz en el Estrecho de Gibraltar.

5.5. Conclusions

In the short term, one of the objectives of fisheries management is to ensure the sustainability of exploited resources. This requires the development and implementation of an adequate planning of fishing objectives, the design of different management strategies and the capacity to foresee the effects of these strategies within a framework of environmental variability. In this context, models, procedures and methodologies with the capacity to determine the modulating effect of the environmental component must be fundamental tools for fisheries management. In this sense, “Sfish Subclass 1.1” is specifically designed to extract the weight of environmental variables on the variation of the abundance-biomass of commercially exploited fish stocks.

“Sfish Subclass 1.1” is presented as an easy-to-interpret methodology that has two integrated indices that allow an evaluation of the effect and weight of the environmental component on the variation of stock abundance-biomass. These indices, EF and RW, are based on the assumptions that: 1) in a scenario where the fishery component has been subtracted from the stock, the simulated biomass can be described by autoregressive models and 2) the fraction not explained by these models (residuals) must store information on extra-compensatory effects that influence the dynamics of the stock. This methodology has been applied to the Blackspot seabream fishery in the Strait of Gibraltar, where catches or commercial landings of this species have declined drastically in recent years, which has increased the regional interest of the scientific community and the fishing sector in the analysis of the environmental mechanisms underlying this local trend. The results obtained after the application of this methodology support the idea that the main responsible for the changes in abundance-biomass of this species is the fishing component, although some environmental variables modulate the variation in the population dynamics of Blackspot seabream in the Strait of Gibraltar.

5.6. Referencias

- Akaike, H. (1974). A new look at the statistical identification model. *IEEE Transactions on Automatic Control* 19, 716-723.
- Alheit, J., Pohlmann, T., Casini, M., Greve, W., Hinrichs, R., Mathis, M., O'Driscoll, K., Vorberg, R., Wagner, C. (2012). Climate variability drives anchovies and sardines into the North and Baltic Seas. *Progress in Oceanography* 96, 128-139.
- Attrill, M. J., Power, M. (2004). Partitioning of temperature resources amongst an estuarine fish assemblage. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 61, 725-738.
- Báez, J. C., Macías, D., de Castro, M., Gómez-Gesteira, M., Gimeno, L., Real, R. (2014). Assessing the response of exploited marine populations in a context of rapid climate change: the case of blackspot seabream from the Strait of Gibraltar. *Animal Biodiversity and Conservation* 37, 35-47.
- Bannerot, S. P., Austin, C.B. (1983). Using frequency distributions of catch per unit effort to measure fish-stock abundance. *Transactions of the American Fisheries Society* 112, 608-617.
- Baptista, V., Campos, C. J. A., Leitao, F. (2016). The influence of environmental factors and fishing pressure on catch rates of *Diplodus vulgaris*. *Estuaries and Coasts* 39, 258-272.
- Bartolino, V., Colloca, F., Sartor, P., Ardizzone, G. (2008). Modelling recruitment dynamics of hake, *Merluccius merluccius*, in the central Mediterranean in relation to key environmental variables. *Fisheries Research* 92, 277-288.
- Becerra-Muñoz, S., Buelna-Osben, H. R., Catalán-Romero, J. M. (2003). Spatial patterns of ARIMA modeled rates of changes of atherinids (*Christoma* spp.) and goodeid *Chapalichthys encaustus* from Lake Chapala, México. *Ecological Modelling* 165, 237-250.
- Begley, J. (2005). Gadget user manual. Technical Report 120, Marine Research Institute, Reykjavik.
- Beverton, R. J. H., Holt, S. J. (1957). On the dynamics of exploited fish populations. Springer. ISBN: 978-94-010-4934-4.

- Bez, N., Rivoirard, J. (2001). Transitive geostatistics to characterise spatial aggregations with diffuse limits: an application on mackerel ichthyoplankton. *Fisheries Research* 50, 41-58.
- Bishop, J. (2006). Standardizing fishery-dependent catch and effort data in complex fisheries with technology change. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 16, 21-38.
- Box, G. E. P., Jenkins, G. (1976). Time Series Analysis, Forecasting and Control. Holden-Day, San Francisco, CA, 1970.
- Branch, T.A., Jensen, O. P., Ricard, D., Ye, Y., Hilborn, R. (2011). Contrasting global trends in marine fishery status obtained from catches and from stock assessment. *Conservation Biology* 25, 777-786.
- Burgos, C., Gil, J., Del Olmo, L. A. (2013). The Spanish blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) fishery in the Strait of Gibraltar: spatial distribution and fishing effort derived from a small-scale GPRS/GSM based fisheries vessel monitoring system. *Aquatic Living Resources* 26, 399-407.
- Campbell, R. A. (2015). Constructing stock abundance indices from catch and effort data: some nuts and bolts. *Fisheries Research* 161, 109-130.
- Carton, J. A., Chepurin, G. A., Chen, L. (2018). SODA3: A new ocean climate reanalysis. *Journal of Climate* 31, 6967-6983.
- Casini, M., Cardinale, M., Hjelm, J., Vitale, F. (2005). Trends in cpue and related changes in spatial distribution of demersal fish species in the Kattegat and Skagerrak, eastern North Sea between 1981 and 2003. *ICES Journal of Marine Science* 62, 671-682.
- Castro, M. (1988). User's manual for SIMULPOP, a program to simulate series of length frequency distributions of an exploited fish stock. Fisheries Stock Assessment CRSP Working Paper 44, 45 pp.
- Castro, M., Erzini, K. (1988). Comparison of two length frequency based packages for estimating growth and mortality parameters using simulated samples with varying recruitment patterns. *Fishery Bulletin* 86, 645-653.
- Chávez, F., Ryan, J., Lluch-Cota, S., Ñiquen, M. (2003). From anchovies to sardines and back: multidecadal change in the Pacific Ocean. *Science* 299, 217-221.

- Chen, S., Watanabe, S. (1989). Age dependence of natural mortality coefficient in fish population dynamics. *Nippon Suisan Gakkaishi* 55, 205-208.
- Christensen, V., Pauly, D. (1992). Ecopath II – a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecological Modelling* 61, 169-185.
- Clark, W. G., Hare, S. R. (2002). Effects of climate and stock size on recruitment and growth of Pacific Halibut. *North American Journal of Fisheries Management* 22, 852-862.
- Cochrane, K. L., Starfield, A. M. (1992). The potential use of predictions of recruitment success in the management of the South African anchovy resource. *South African Journal of Marine Science* 12, 891-902.
- Conover, D., Munch, S. B. (2002). Sustaining fisheries yields over evolutionary time scales. *Science* 297, 94-96.
- CopeMed II. (2019). Report of the CopeMed II Working Group on stock assessment of *P. bogaraveo* in the Strait of Gibraltar, Málaga, Spain, 28-29 October 2019. CopeMed II Technical Documents N°55 (GCP/INT/028/SPA-GCP/INT/362/EC). 47 pp.
- Crutchfield, S. R. (1986). Personal computer simulations of two new England trawl fisheries. *Fisheries Research* 4, 157-165.
- Cushing, D. H. (1969). The regularity of the spawning season of some fishes. *ICES Journal of Marine Science* 33, 81-92.
- Czerwinski, I. A., Erzini, K., Gutiérrez-Estrada, J. C., Hernando, J. A. (2009). Deep water longline selectivity for blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) in the Strait of Gibraltar. *Fisheries Science* 79, 285-294.
- Czerwinski, I. A., Gutiérrez-Estrada, J. C., Casimiro-Soriguer-Escofet, M., Hernando, J. A. (2010). Hook selectivity models assessment for black spot seabream. Classic and heuristic approaches. *Fisheries Research* 102, 41-49.
- Czerwinski, I. A., Gutiérrez-Estrada, J. C., Hernando-Casal, J. A. (2007). Short term forecasting of halibut CPUE: Linear and non-linear Univariate approaches. *Fisheries Research* 86, 120-128.

- Czerwinski, I. A., Gutiérrez-Estrada, J. C., Soriguer, M. C., Hernando, J. A. (2008). Morphometric relations for body size and mouth dimensions for four fish species in the Strait of Gibraltar. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 38, 81-90.
- de Mutsert, K., Cowan Jr, J. H., Walters, C. J. (2012). Using Ecopath with Ecosim to explore nekton community response to freshwater diversion into a Louisiana estuary. *Marine and Coastal Fisheries* 4, 104-116.
- Erzini, K. (1990). Sample size and grouping of data for length frequency analysis. *Fisheries Research* 9, 355-366.
- Erzini, K., Castro, M. (1998). An alternative methodology for fitting selectivity curves to pre-defined distributions. *Fisheries Research* 34, 307-313.
- Erzini, K., Salgado, M., Castro, M. (2006). Dynamics of blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) mean length: evaluating the influence of life history parameters, recruitment, size selectivity and exploitation rates. *Journal of Applied Ichthyology* 22, 183-188.
- Fock, H. O., Pusch, C., Enrich, S. (2004). Structure of deepsea pelagic fish assemblages in relation to the Mid-Atlantic Ridge (45-50 N). *Deep Sea Research Part I* 51, 953-978.
- Fonteneau, A. (1975). Programme de simulation de la pêche de l'albacore (*Thunnus albacares*) de l'Atlantique. Cahiers ORSTOM: serie Oceanographie 13, 79-97.
- Francis, R. C. (1974). TUNPØP, A computer simulation model of the yellowfin tuna population and the surface tuna fishery on the eastern pacific ocean. *Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin* 16, 235-258.
- Gamito, R., Costa, M. J., Cabral, H. N. (2015). Fisheries in a warming ocean: trends in fish catches in a large marine ecosystem of the world. *Regional Environmental Change* 15, 57-65.
- García, S. M., Cochrane, K. L. (2005). Ecosystem approach to fisheries: a review of implementation guidelines. *ICES Journal of Marine Science* 62, 311-318.
- García-Lafuente, J., Vargas, J. M. (2000). Tide at the Eastern section of the Strait of Gibraltar. *Journal of Geophysical Research* 105, 14197-14213.

- Gil, J. (2006). Biología y pesca del voraz [*Pagellus bogaraveo* (Brünnich, 1768)] en el Estrecho de Gibraltar. Tesis Doctoral, Universidad de Cádiz, España.
- Gil, J. (2010). Spanish information about the red seabream (*Pagellus bogaraveo*) fishery in the Strait of Gibraltar region. *FAO CopeMedII, Ad hoc scientific working group between Morocco and Spain on Pagellus bogaraveo in the Gibraltar Strait area*, Málaga.
- Gil, J., Sobrino, I. (2001). Studies on reproductive biology of the red (blackspot) seabream *Pagellus bogaraveo* (Brünnich, 1768) from the Strait of Gibraltar (ICES IXa/SW Spain). *NAFO SCR Doc.* 01/86, Serial No. N4473.
- Gil-Herrera, J., Gutiérrez-Estrada, J. C., Benchoucha, S., Pérez-Gil, J. L., Sanz-Fernández, V., el Arraf, S., Burgos, C., Malouli Idrissi, M., Farias, C. (2021). The Blackspot seabream fishery in the Strait of Gibraltar: Lessons and future perspectives of shared marine resource. In *Alboran Sea-Ecosystems and Marine Resources* (pp. 629-657). Springer, Cham.
- González-Herraiz, I., Torres, M. A., Farina, A. C., Freire, J., Cancelo, J. R. (2009). The NAO index and the long-term variability of *Nephrops norvegicus* population and fishery off West of Ireland. *Fisheries Research* 98, 1-7.
- Grant, W. E., Isakson, K. G., Griffin, W. L. (1981). A general bioeconomic simulation model for annual-crop marine fisheries. *Ecological Modelling* 13, 195-219.
- Grauman, G. B. (1969). Some data on sprat reproduction in the southern part of the Baltic sea (1958-1964). *Tr AtlantNIRO* 21, 140-150.
- Gröger, J.P., Fogarty, M. J. (2011). Broad-scale climate influences on cod (*Gadus morhua*) recruitment on Georges Bank. *ICES Journal of Marine Science* 68, 592-602.
- Gutiérrez-Estrada J. C., Costa, M. J., Vasconcellos, R. (2008). Estimating fish community diversity from environmental features in the Tagus estuary (Portugal): Multiple Linear Regression and Artificial Neural Network approaches. *Journal of Applied Ichthyology* 24, 150-162.
- Gutiérrez-Estrada J. C., Silva, C., Yáñez, E., Rodríguez, N., Pulido-Calvo, I. (2007). Monthly catch forecasting of Anchovy *Engraulis ringens* in the north area of Chile: non-linear univariate approach. *Fisheries Research* 86, 188-200.

- Gutiérrez-Estrada, J. C., Gil-Herrera, J., Pulido-Calvo, I., Czerwinski, I. A. (2017). Is it possible to differentiate between environmental and fishery effects on abundance-biomass variation? A case study of blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) in the Strait of Gibraltar. *Fisheries Oceanography* 26, 455-475.
- Gutiérrez-Estrada, J. C., Pulido-Calvo, I. (2015). Is the Atlantic surface temperature a good proxy for forecasting the recruitment of European eel in the Guadalquivir Estuary? *Progress in Oceanography* 130, 112-124.
- Gutiérrez-Estrada, J. C., Yáñez, E., Pulido-Calvo, I., Silva, C., Plaza, F., Bórquez, C. (2009). Pacific sardine (*Sardinops sagax*, Jenyns 1842) landings prediction. A neural network ecosystemic approach. *Fisheries research* 100, 116-125.
- Haggarty, D. R., King, J. R. (2006). CPUE as an index of relative abundance for nearshore reef fishes. *Fisheries Research* 81, 89-93.
- Hammond, D. E., Lackey, R. T. (1976). Analysis of catchable trout fisheries management by computer simulation. *Transactions of the American Fisheries Society* 105, 48-56.
- Harley, S. J., Myers, R., Dunn, A. (2001). Is catch-per-unit-effort proportional to abundance? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58, 1760-1772.
- Hayasi, S. (1983). Some explanation for changes in abundance of major neritic-pelagic stocks in the northwestern Pacific Ocean. In *Proceedings of the Expert Consultation to Examine Changes in Abundance and Species Composition of Neritic Fish Resources*, San José, Costa Rica. Sharp, G.D., Csirke, J. (Eds). FAO Fish. Rep., 291, 37-55.
- Henderson, P. A., Holmes, R. H. A. (1991). On the population dynamics of dab, sole and flounder within Bridgewater Bay in the lower Severn estuary, England. *Netherlands Journal of Sea Research* 27, 337-344.
- Hidalgo, M., Massutí, E., Morante, J., Cartes, J., Lloret, J., Oliver, P., Morales-Nin, B. (2008). Seasonal and short spatial patterns in European hake (*Merluccius merluccius* L.) recruitment process at the Balearic Islands (western Mediterranean): the role of environment on distribution and condition. *Journal of Marine Systems* 71, 367-384.

- Hilborn, R., Walters, C. J. (1987). A general model for simulation of stock and fleet dynamics in spatially heterogeneous fisheries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 44, 1366-1369.
- Hothorn, T., Zeileis, A., Farebrother, R. W., Cummins, C., Millo, G., Mitchell, D. (2017). Lmtest: Testing Linear Regression Models. R Package (<https://CRAN.R-project.org/package=lmtest>).
- Hughes, K. M., Dransfeld, L., Johnson, M. P. (2015). Climate and stock influences on the spread and locations of catches in the northeast Atlantic mackerel fishery. *Fisheries Oceanography* 24, 540-552.
- Hurrell, J., National Center for Atmospheric Research Staff (Eds). (2020). Last modified 24 Apr 2020. The climate data guide: Hurrell North Atlantic Oscillation (NAO) Index (station-based). (<https://climatedataguide.ucar.edu/climate-data/hurrell-north-atlantic-oscillation-nao-index-station-based>).
- Hutchings, J. A., Myers, R. A. (1994). What can be learned from the collapse of a renewable resource? Atlantic cod, *Gadus morhua*, of Newfoundland and Labrador. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51, 2126-2146.
- Hyndman, R. J., Khandakar, Y. (2008). Automatic time series forecasting: The forecast package for R. *Journal of Statistical Software* 26, 1-22.
- Hyndman, R., O'Hara, M., Bergmeir, C., Razbash, S., Wang, E. (2017). Forecast: Forecasting Functions for Time Series and Linear Models. R Package (<https://CRAN.R-project.org/package=forecast>).
- Iles, T. D., Sinclair, M. (1982). Atlantic herring: stock discreteness and abundance. *Science* 215, 627-633.
- Jørgensen, S. E., Fath, B., Bastianoni, S., Marques, J. C., Muller, F., Nielsen, S. N., Patten, B. D., Tiezzi, E., Ulanowicz, R. E. (2007). A New Ecology: Systems Perspective. Amsterdam, Elsevier. 275 pp.
- Kane, J. (2011). Inter-decadal variability of zooplankton abundance in the Middle Atlantic Bight. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science* 43, 81-92.
- Khoukh, M., Berday, N., Benziane, M., Benchoucha, S., Chiaar, A., Malouli Idrissi, M. (2021). Reproductive biology of the blackspot seabream *Pagellus bogaraveo*

- (Brünnich, 1768) in the Moroccan Mediterranean side of the Strait of Gibraltar. *Cahiers de Biologie Marine* 62, 175-186.
- King, C. E., Paulik, G. J. (1967). Dynamic models and the simulation of ecological systems. *Journal of Theoretical Biology* 16, 251-267.
- Kleiber, P., Baker, B. (1987). Assessment of interaction between north pacific albacore, *Thunnus alalunga*, fisheries by use of a simulation model. *Fishery Bulletin* 85, 703-711.
- Klyashtorin, L. B. (2001). Climate change and long-term fluctuations of commercial catches: the possibility of forecasting. FAO Fisheries Technical Paper 410, Rome FAO, 86 pp.
- Kondo, K. (1980). The recovery of the Japanese sardine-the biological basis of stock-size fluctuation. *Rapports et Proces-verbaux des Reunions, Conseil international pour l'Exploration de la Mer* 177, 332-354.
- Koutroumanidis, T., Iliadis, L., Sylaios, G. K. (2006). Time-series modeling of fishery landings using ARIMA models and Fuzzy Expected Intervals software. *Environmental Modelling and Software* 21, 1711-1721.
- Kurota, H., Szuwalski, C. S., Ichinokawa, M. (2020). Drivers of recruitment dynamics in Japanese major fisheries resources: Effects of environmental conditions and spawner abundance. *Fisheries Research* 221, 105353.
- Largouët, C., Cordier, M. O., Bozec, Y. M., Zhao, Y., Fontenelle, G. (2012). Use of timed automata and model-checking to explore scenarios on ecosystem models. *Environmental Modelling and Software* 30, 123-138.
- Larkin, P. A., Hourston, A. S. (1964). A model for simulation of the population biology of pacific salmon. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 21, 1245-1265.
- Lehodey, P., Alheit, J., Barange, M., Baumgartner, T., Beaugrand, G., Drinkwater, K., Fromentin, J. M., Hare, S. R., Ottersen, G., Perry, R. I., Roy, C., van der Lingen, C. D., Werner, F. (2006). Climate variability, fish and fisheries. *Journal of Climate* 19, 5009-5030.
- Leitão, F., Baptista, V., Teodósio, M. A., Hughes, S. J., Vieira, V., Chícharo, L. (2016). The role of environmental and fisheries multi-controls in white seabream (*Diplodus*

- sargus*) artisanal fisheries in Portuguese coast. *Regional Environmental Change* 16, 163-176.
- Lloret, J., Lleonart, J., Solé, I. (2000). Time series modelling of landings in Northwest Mediterranean Sea. *ICES Journal of Marine Science* 57, 171-184.
- Lluch-Belda, D., Crawford, R. J. M., Kawasaki, T. MacCall, A. D., Parrish, R. H., Schwarzlose, R. A., Smith, P. E. (1989). Worldwide fluctuations of sardine and anchovy stocks: the regime problem. *South African Journal of Marine Science* 8, 195-205.
- Lorance, P., Dupouy, H. (2001). CPUE abundance indices of the main target species of the French deep-water fishery in ICES Sub-areas V-VII. *Fisheries Research* 51, 137-149.
- Maes, J., Van Damme, P. A., Taillieu, A., Ollevier, F. (1998). Fish communities along an oxygen-poor salinity gradient (Zeeschelde estuary, Belgium). *Journal of Fish Biology* 52, 534-546.
- Malta, T., Santos, P.T., Santos, A. M. P., Rufino, M., Silva, A. (2016). Long-term variations in Ibero-Atlantic sardine (*Sardina pilchardus*) population dynamics: relation t environmental conditions and exploitation history. *Fisheries Research* 179, 47-56.
- Marshall, S., Elliott, M. (1998). Environmental influences on the fish assemblage of the Humber estuary, U. K. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 46, 175-184.
- Miller, K., Charles, A., Barange, M., Brander, K., Gallucci, V. F., Gasalla, M. A., Khan, A., Munroh, G., Murtugudde, R., Ommer, R .E., Perry, I. (2010). Climate change, uncertainty, and resilient fisheries: institutional responses through integrative science. *Progress in Oceanography* 87, 338-346.
- Moeseneder, C., Dutra, L., Thebaud, O., Ellis, N., Boschetti, F., Tickell, S., Dichmont, C., De la Madre, W., Pascual, R., Cannard, T. (2015). A simulation interface designed for improved user interaction and learning in water quality modeling software. *Environmental Modelling and Software* 70, 86-96.

- Mora, C., Myers, R. A., Coll, M., Libralato, S., Pitcher, T. J., Sumaila, R. U., Zeller, D., Watson, R., Gaston, K. J., Worm, B. (2009). Management effectiveness of the world's marine fisheries. *PLOS Biology* 7, e1000131.
- Morgan, G. R. (1980). Population dynamics and management of the western rock lobster fishery. *Marine Policy* 4, 52-60.
- Moyano, M., Hernández-León, S. (2011). Intra- and interannual variability in the larval fish assemblage off Canaria (Canary Island) over 2005-2007. *Marine Biology* 158, 257-273.
- Muñoz-Expósito, P., Macías, D., Ortiz-de-Urbina, J. M., García-Barcelona, S., Gómez, M. J., Báez, J. C. (2017). North Atlantic oscillation affects the physical condition of migrating bullet tuna *Auxis rochei* (Risso, 1810) from the Western Mediterranean Sea. *Fisheries Research* 194, 84-88.
- Newman, J. P., Maier, H. R., Riddell, G. A., Zecchin, A. C., Daniell, J. E., Shaefer, A. M., van Delden, H., Khazai, B., O'Flaherty, M. J., Newland, C. P. (2017). Review of literatura on decision support systems for natural hazard risk reduction: current status and future research directions. *Environmental Modelling and Software* 96, 378-409.
- Ojaveer, E., Kalejs, M. (2012). Long-term prediction on Baltic fish stocks based on periodicity of solar activity. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 22, 683-693.
- Paloheimo, J. E., Dickie, L. M. (1964). Abundance and fishing success. *Rapports et Procès-verbaux des Réunions du Conseil International pour l'Exploration de la Mer* 155, 152-163.
- Park, H. (1998). Analysis and prediction of walleye pollock (*Theragra chalcogramma*) landings in Korea by time series analysis. *Fisheries Research* 38, 1-7.
- Parrilla, G., Kinder, T. H., Preller, R. (1986). Deep and intermediate Mediterranean water in the western Alborán Sea. *Deep Sea Research* 33, 55-88.
- Paulik, G. J. (1969). Computer simulation Models for Fisheries Research, Management, and Teaching. *Transactions of the American Fisheries Society* 3, 551-559.
- Pauly, D., Alder, J., Bennett, E., Christensen, V., Tyedmers, P., Watson, R. (2003). The future for fisheries. *Science* 302, 1359-1361.

- Pauly, D., Christensen, V., Guénette, S., Pitcher, T. J., Sumaila, U. R., Walters, C. J., Watson, R., Zeller, D. (2002). Towards sustainability in world fisheries. *Nature* 418, 689-695.
- Pauly, D., Christensen, V., Walters, C. (2000). Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. *ICES journal of Marine Science* 57, 697-706.
- Pauly, D., Hilborn, R., Branch, T. (2013). Does catch reflect abundance? *Nature* 494, 303-306.
- Penagos, M. B. (2020). Análisis de los procesos hidrodinámicos de meso y submesoescala que condicionan el transporte de propiedades hacia el Mar de Alborán a través del Estrecho de Gibraltar. Tesis Doctoral, Universidad de Cádiz, España.
- Perreti, C. T., Fogarty, M. J., Friedland, K. D., Hare, J.A., Lucey, S. M., McBride, R. S., Miller, T. J., Morse, R. E., O'Brien, L., Pereira, J. J., Smith, L. A., Wuenschel, M. J. (2017). Regime shifts in fish recruitment on the Northeast US Continental Shelf. *Marine Ecology Progress Series* 574, 1-11.
- Perry, A. L., Low, P. J., Ellis, J. R., Reynolds, J. D. (2005). Climate change and distribution shifts in marine fishes. *Science* 308, 1912-1915.
- Pitois, S.G., Jansen, T., Pinnegar, J. (2015). The impact of environmental variability on Atlantic mackerel *Scomber scombrus* larval abundance to the west of the British Isles. *Continental Shelf Research* 99, 26-34.
- Polovina, J. J. (1984). Model of a coral reef ecosystem. I. The ECOPATH model and its application to French Frigate Shoals. *Coral Reefs* 3, 1-11.
- R Core Team., Contributors worldwide. (2018). The R Stats Package. R package (<https://stat.ethz.ch/R-manual/R-devel/library/stats/html/00Index.html>).
- Ricker, W. E. (1975). Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bulletin of Fisheries Research Board of Canada* 191, 382 pp.
- Rubio, C. J., Macias, D., Camiñas, J. A., Fernández, I. L., Báez, J. C. (2016). Effects of the North Atlantic Oscillation on Spanish catches of albacore, *Thunnus alalunga*, and yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, in the North-east Atlantic Ocean. *Animal Biodiversity and Conservation* 39, 195-198.

- Safina, C., Rosenberg, A. A., Myers, R. A., Quinn II, T. J., Collie, J. S. (2005). U.S. Ocean Fish Recovery: Staying the Course. *Science* 309, 707-708.
- Santos, M. B., González-Quirós, R., Riveiro, I., Cabanas, J. M., Porteiro, C., Pierce, G. J. (2012). Cycles, trends, and residual variation in the Iberian sardine (*Sardina pilchardus*) recruitment series and their relationship with the environment. *ICES Journal of Marine Science* 69, 739-750.
- Sanz-Fernández, V., Cabrera, R., Muñoz-Lechuga, R., Sánchez-Navas, A., Czerwinski, I. A. (2016). Development of a modelling script of time series suitable for data mining. *Open Journal of Statistics* 6, 555-564.
- Sanz-Fernández, V., Gutiérrez-Estrada, J. C. (2021). Historical changes of Blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) landing patterns in the Strait of Gibraltar from 1983 to 2016: Environmental and legislation effects. *Fisheries Oceanography* 30, 111-126.
- Sanz-Fernández, V., Gutiérrez-Estrada, J. C., Pulido-Calvo, I., Gil-Herrera, J., Benchoucha, S., el Arraf, S. (2019). Environment or catches? Assessment of the decline in blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) abundance in the Strait of Gibraltar. *Journal of Marine Systems* 190, 15-24.
- Sazonova, L., Osipov, G., Godovnikov, M. (1999). Intelligent systems for fish stock prediction and allowable catch evaluation. *Environmental Modelling and Software* 14, 391-399.
- Schiavina, M., Bevacqua, D., Melià, P., Crivelli, A. J., Gatto, M., De Leo, G. A. (2015). A user-friendly tool to assess management plans for European eel fishery and conservation. *Environmental Modelling and Software* 64, 9-17.
- Silliman, R. P. (1967). Analog computer models of fish populations. *Fishery Bulletin* 66, 31- 46.
- Sinnickson, D., Chagaris, D., Allen, M. (2021). Exploring impacts of river discharge on forage fish and predators using ecopath with ecosim. *Frontiers in Marine Science* 8, 689950.
- Sissenwine, M. P. (1977). A compartmentalized simulation model of the southern new England yellowtail flounder, *limand ferruginea*, fishery. *Fishery Bulletin* 75, 465-482.

- Skern-Mauritzen, M., Ottersen, G., Handegard, N. O., Huse, G., Dingsor, G. E., Stenseth, N. C., Kjesbu, O. S. (2015). Ecosystem processes are rarely included in tactical fisheries management. *Fish and Fisheries* 17, 165-175.
- Stergiou, K. I., Chritou, E. D., Petrakis, G. (1997). Modelling and forecasting monthly fisheries catches: comparison of regression, univariate and multivariate time series methods. *Fisheries Research* 29, 55-95.
- Sterman, J., Fiddaman, T., Franck, T., Jones, A., McCauley, S., Rice, P., Sawin, E., Siegel, L. (2012). Climate interactive: the C-ROADS climate policy model. *System Dynamics Review* 28, 295-305.
- Su, M., Yang, C., Kong, H., Wang, L. (2022). Analysis of ecosystem change recent years based on Ecopath models in the Aoshan Bay ecosystem. *Marine Ecology* 43, e12700.
- Takeuchi, S., Taneishi, Y., 1976. Studies on selection of tuna long-life fishing grounds, 1: Deterministic model simulation of southern Bluefin tuna fishery. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries* 42, 637-644.
- Taylor, L. R. (1961). Aggregation, variance and the mean. *Nature* 189, 732-735.
- Taylor, L., Begley, J., Kupca, V., Stefansson, G. (2007). A simple implementation of the statistical modeling framework Gadget for cod in Icelandic waters. *African Journal of Marine Science* 29, 223-245.
- Teixeira, C. M., Gamito, R., Leitão, F., Murta, A. G., Cabral, H. N., Erzini, K., Costa, J. M. (2016). Environmental influence on commercial fishery landings of small pelagic fish in Portugal. *Regional Environmental Change* 16, 709-716.
- Thiel, R., Sepúlveda, A., Kafemann, R., Nellen, W. (1995). Environmental factors as forces structuring the fish community of the Elbe Estuary. *Journal of Fish Biology* 46, 47-69.
- Thorman, S. (1986). Seasonal colonization and effects of salinity and temperature on species richness and abundance of fish of some brackish and estuarine shallow waters in Sweden. *Ecography* 9, 126-132.
- Tian, Y., Kidokoro, H., Watanabe, T., Igeta, Y., Sakaji, H., Ino, S. (2012). Response of Yellowtail, *Seriola quinqueradiata*, a key large predatory fish in the Japan Sea, to sea

- water temperature over the last century and potential effects of global warming. *Journal of Marine Systems* 91, 1-10.
- Tillman, M. F., Stadelman, D. (1976). Development and example application of a simulation model of the northern anchovy fishery. *Fishery Bulletin* 74, 118-130.
- Torralba, J., Besada, M. (2015). A stochastic model for the Iberoatlantic sardine fishery. Global warming and economic effects. *Ocean and Coastal Management* 114, 175-184.
- Trapletti, A., Hornik, K., LeBaron, B. (2017). Tseries: Time Series Analysis and Computational Finance. R Package (<https://cran.r-project.org/web/packages/tseries/>).
- Tupper, M. H. (2002). Marine Reserves and Fisheries Management. *Science* 295, 1233-1235.
- Ullah, H., Leitão, F., Baptista, V., Chícharo, L. (2012). An analysis of the impacts of climatic variability and hydrology on the coastal fisheries, *Engraulis encrasicolus* and *Sepia officinalis* of Portugal. *Ecohydrology and Hydrobiology* 4, 337-352.
- Walters, C. J. (1969). A generalized computer simulation model for fish population studies. *Transactions of the American Fisheries Society* 98, 505-512.
- Walters, C., Christensen, V., Pauly, D. (1997). Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 7, 139-172.
- Walters, C., Pauly, D., Christensen, V., Kitchell, J. F. (2000). Representing density dependent consequences of life history strategies in aquatic ecosystems: EcoSim II. *Ecosystems* 3, 70-83.
- Yáñez, E., Plaza, F., Gutiérrez-Estrada, J. C., Rodríguez, N., Barbieri, M. A., Pulido-Calvo, I., Bórquez, C. (2010). Anchovy (*Engraulis ringens*) and sardine (*Sardinops sagax*) abundance forecast off northern Chile: a multivariate ecosystemic neural network approach. *Progress in Oceanography* 210, 242-250.
- Ye, Y., Dennis, D. (2009). How reliable are the abundance indices derived from commercial catch-effort standardization? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 66, 1169-1178.

Zhang, G. P. (2003). Time series forecasting using a hybrid ARIMA and neural network model. *Neurocomputing* 50, 159-175.

Zimmermann, F., Claireaux, M., Enberg, K. (2019). Common trends in recruitment dynamics of north-east Atlantic fish stocks and their links to environment, ecology and management. *Fish and Fisheries* 20, 518-536.



CONCLUSIONES



Conclusiones

1. La construcción de las pesquerías desde 1950 a 2014 de *Pagellus acarne*, *Pagellus bellottii*, *Pagellus bogaraveo* y *Pagellus erythrinus* en las áreas FAO 27 y 34 a partir de datos de capturas reconstruidas han reflejado importantes variaciones significativas, con una tendencia global a disminuir. El área FAO 34 fue la región con mayor presión pesquera y *P. bellottii* fue la especie dominante tanto en esta área como en toda la región FAO 27/34. Las proyecciones a futuro de las capturas reconstruidas de las pesquerías anteriores indicaron un comportamiento estable o con pequeñas variaciones, aunque para algunas especies como *P. erythrinus* en el área FAO 34 la tendencia fue a la baja mientras que para *P. bellottii* y *P. bogaraveo* en la misma zona fue a la alza.

2. La aplicación de tres métodos de modelización univariante diferentes de series temporales (suavización exponencial, ARIMA y la familia de modelos GARCH) demostraron ser buenas herramientas para la caracterización de los desembarcos comerciales de voraz (*Pagellus bogaraveo*) en el Estrecho de Gibraltar desde 1983 a 2016.

3. Los modelos AR, ARMA y Holt-Winter's detectaron los efectos lineales y estacionales y los modelos ARMA-GARCH indicaron que la pesquería del voraz mostró una incertidumbre asociada posiblemente motivada por la transición legislativa y la variabilidad ambiental. Los principales núcleos de volatilidad se detectaron aproximadamente entre 1993-1998 y 2007-2011.

4. Los desembarcos de esta especie mostraron una clara estacionalidad, siendo los meses de mayo, junio y diciembre los que mayor contribución porcentual tuvieron. Históricamente el puerto de Tarifa fue el que tuvo mayor importancia aunque, desde 2009 a 2016, su importancia disminuyó teniendo un papel más principal el puerto de Tánger.

5. La aplicación de una aproximación de *wavelets* permitió identificar los enlaces y estudiar la sincronía entre las series temporales de desembarcos comerciales de voraz y diferentes variables ambientales e índices climáticos desde 1983 a 2015 en el Estrecho de Gibraltar.

6. Los desembarcos tuvieron dos bloques temporales importantes de energía o varianza durante la década de los 90 y 2005 con oscilaciones significativas alrededor de los 6 y 12 meses, reflejando el importante carácter estacional de la pesquería. Esta fuente de variabilidad fue motivada por fenómenos oceanográficos, climáticos y antropogénicos. Se observó que el mayor volumen de desembarcos estuvo en fase o en desfase en momentos de mayores temperaturas del agua, salinidades e intensidad de corrientes y mejor flujo de salinidad junto con el predominio de las fases positivas de los índices climáticos NAO y AO y negativa del índice climático SOI.

7. El análisis de los desembarcos de voraz desde 1983 a 2015 desde un enfoque multivariante basado en la aplicación de técnicas estadísticas de agrupamiento ("*Time Series Clustering*") y reducción de la dimensionalidad (análisis de componentes principales) junto con modelos de regresión lineales (regresión múltiple y modelos lineales generalizados) y no lineales (modelos aditivos generalizados) detectaron patrones similares y relaciones significativas en profundidad con la temperatura, el flujo de calor y el módulo de la velocidad de la corriente. Posiblemente, aguas más frías con menor intensidad de corriente estarían relacionadas con un menor rendimiento pesquero y viceversa.

8. A partir del enfoque multivariante, se podría deducir que el efecto de las 3 variables oceanográficas anteriores sobre los desembarcos crea unas condiciones de hábitats favorables que ocasionaría una mayor probabilidad de encuentro entre el recurso con el arte de pesca, que junto al conocimiento de los pescadores se traduce en un mayor éxito de desembarcos. Además, el hecho de que estas variables pudiesen influir de una manera directa sobre la dinámica de la población podría traducirse en mejores condiciones de alimentación y reclutamiento y en consecuencia mayores desembarcos en años posteriores.

9. La implementación de los modelos ARIMA en el sistema de apoyo a la toma de decisiones pesquera, "*Sfish Subclass 1.1*", ha permitido simular la dinámica de la población de voraz en el Estrecho de Gibraltar desde 1983 a 2016 de acuerdo con su ciclo vital, en escenarios con y sin presión pesquera. Además, la integración de los índices *EF* (efecto significativo del parámetro ambiental) y *RW* (peso relativo del parámetro

ambiental) ha permitido evaluar y determinar el efecto y peso de la componente ambiental sobre la abundancia-biomasa de la población.

10. Los resultados obtenidos de la aplicación de este sistema de apoyo sustentaron la idea de que el principal responsable del estado actual de la pesquería del voraz en el Estrecho de Gibraltar fuese el componente pesquero, aunque algunas variables ambientales modularon la variación de la dinámica poblacional. Las variables oceanográficas salinidad, flujo de salinidad y temperatura del agua fueron las variables más influyentes, según indicaron los índices *EF* y *RW*.

11. Los resultados de la presente Tesis Doctoral ponen de manifiesto la necesidad de crear una ordenación pesquera eficaz y eficiente para las poblaciones del género *Pagellus* tanto a nivel internacional como local. Para ello, estos planes de gestión deberían ser estratégicos integrando en su desarrollo la variabilidad ambiental del entorno con el fin de establecer tasas de explotación acordes al rendimiento máximo sostenible de las poblaciones. De este modo, es fundamental aplicar metodologías como las desarrolladas en esta Tesis, capaces de vislumbrar el posible efecto de la variabilidad ambiental, con el objetivo principal de asegurar la sostenibilidad de la actividad pesquera enmarcada dentro de un contexto de incrementos continuos de la demanda y variabilidad de las condiciones ambientales. Por tanto, si no se aplican medidas de gestión que reduzcan o minimizen los impactos negativos de las perturbaciones económicas, ecológicas y sociales es muy probable que pronto seamos espectadores del colapso de estas pesquerías.

Conclusions

1. *The construction of fisheries from 1950 to 2014 for Pagellus acarne, Pagellus bellottii, Pagellus bogaraveo and Pagellus erythrinus in FAO areas 27 and 34 from reconstructed catch data have reflected significant major variations, with an overall declining trend. FAO area 34 was the region with the highest fishing pressure and P. bellottii was the dominant species both in this area and in the entire FAO 27/34 region. Future projections of reconstructed catches from previous fisheries indicated stable or slightly variable behaviour, although for some species such as P. erythrinus in FAO area 34 the trend was downward while for P. bellottii and P. bogaraveo in the same area it was upward.*

2. *The application of three different univariate time series modelling methods (exponential smoothing, ARIMA and the GARCH family of models) proved to be good tools for the characterisation of commercial landings of Blackspot seabream (Pagellus bogaraveo) in the Strait of Gibraltar from 1983 to 2016.*

3. *AR, ARMA and Holt-Winter's models detected linear and seasonal effects and ARMA-GARCH models indicated that the Blackspot seabream fishery showed associated uncertainty possibly driven by legislative transition and environmental variability. The main volatility kernels were detected roughly between 1993-1998 and 2007-2011.*

4. *Landings of this species showed a clear seasonality, with the months of May, June and December being the months with the highest percentage contribution. Historically, the port of Tarifa was the most important although, from 2009 to 2016, its importance decreased, with the port of Tangier playing a more important role.*

5. *The application of a wavelet approach allowed us to identify the links and study the synchrony between the time series of commercial landings of Blackspot seabream and different environmental variables and climatic indices from 1983 to 2015 in the Strait of Gibraltar.*

6. Landings had two major temporal blocks of energy or variance during the 1990s and 2005 with significant oscillations around 6 and 12 months, reflecting the important seasonal character of the fishery. This source of variability was driven by oceanographic, climatic and anthropogenic phenomena. It was observed that the highest volume of landings was in phase or lagged at times of higher water temperatures, salinities and current intensity and better salinity flux along with the predominance of positive phases of the NAO and AO climate indices and negative phases of the SOI climate index.

7. The analysis of the landings of Blackspot seabream from 1983 to 2015 from a multivariate approach based on the application of statistical techniques of clustering (time series clustering) and dimensionality reduction (principal component analysis) together with linear (multiple regression and generalized linear models) and non-linear (generalized additive models) regression models detected similar patterns and significant relationships in depth with temperature, heat flux and modulus of current velocity. Possibly, colder waters with lower current intensity would be related to lower fishing yield and vice versa.

8. From the multivariate approach, it could be deduced that the effect of the 3 oceanographic variables above on landings creates favourable habitat conditions that would lead to a higher probability of encounter between the resource and the fishing gear, which together with the fishermen's knowledge translates into greater landing success. Furthermore, the fact that these variables could have a direct influence on the dynamics of the population could translate into better feeding and recruitment conditions and consequently higher landings in subsequent years.

9. The implementation of ARIMA models in the fisheries decision support system, "Sfish Subclass 1.1", has made it possible to simulate the dynamics of the Blackspot seabream population in the Strait of Gibraltar from 1983 to 2016 according to its life cycle, in scenarios with and without fishing pressure. Furthermore, the integration of the EF (significant effect of the environmental parameter) and RW (relative weight of the environmental parameter) indices has allowed us to evaluate and determine the effect and weight of the environmental component on the abundance-biomass of the population.

10. *The results obtained of the application of this support system supported the idea that the main responsible for the current state of the Blackspot seabream fishery in the Strait of Gibraltar was the fishing component, although some environmental variables modulated the variation in population dynamics. The oceanographic variables salinity, salinity flux and water temperature were the most influential variables as indicated by the EF and RW indices.*

11. *The results of this Doctoral Thesis highlight the need to create effective and efficient fisheries management for Pagellus populations at both international and local levels. To this end, these management plans should be strategic, integrating in their development the environmental variability of the environment in order to establish exploitation rates in accordance with the maximum sustainable yield of the populations. In this way, it is essential to apply methodologies such as those developed in this Thesis, capable of glimpsing the possible effect of environmental variability, with the main objective of ensuring the sustainability of fishing activity framed within a context of continuous increases in demand and variability of environmental conditions. Therefore, if management measures are not applied to reduce or minimise the negative impacts of economic, ecological and social disturbances, it is very likely that we will soon be witnessing the collapse of these fisheries.*



ANEXO I

Publicaciones científicas asociadas a
la Tesis Doctoral



ANEXO I. PUBLICACIONES CIENTÍFICAS ASOCIADAS A LA TESIS DOCTORAL

Algunos de los trabajos publicados, debido a restricciones relativas a derechos de autor, han sido retirados de la tesis. En sustitución de las publicaciones científicas ofrecemos la siguiente información: referencia bibliográfica, enlace al texto completo y resumen.

- Sanz-Fernández, V., Gutiérrez-Estrada, J. C., & Pulido-Calvo, I. (2022). Pagellus genus catches time series in the FAO Major Fishing Areas 27 and 34: Analysis of fishery behaviour. In *Marine Policy* (Vol. 136, p. 104912). Elsevier BV. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2021.104912>

Enlace al texto completo: <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2021.104912>

Resumen:

Based on, catch reconstructed data, we constructed the fisheries of the *Pagellus* genus between 1950 and 2014 in FAO Major Fishing Areas 27 and 34 and overall by continent and by species, namely, *Pagellus acarne*, *Pagellus bellottii*, *Pagellus bogaraveo* and *Pagellus erythrinus*. Additionally, we considered the group *Pagellus* sp. to include species identified to the genus level only. Regression of estimates of linear time trends, change point analysis and autoregressive integrated moving average (ARIMA) models revealed significant variations and historical changes in catch time series, the trend being a primarily downward with a progressive increase in the intensity of fishing pressure on the populations of this genus. This situation may be attributable to regulatory and technological transitions and environmental variability, as well as the biology of the species. For this reason, the results of this multi-species study may be useful, in guiding changes for more management and more sustainable fisheries, helping to achieve proper governance of this resource.

- Sanz-Fernández, V., & Gutiérrez-Estrada, J. C. (2020). Historical changes of Blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) landing patterns in the Strait of Gibraltar from 1983 to 2016: Environmental and legislation effects. In *Fisheries Oceanography* (Vol. 30, Issue 2, pp. 111–126). Wiley. <https://doi.org/10.1111/fog.12506>

Enlace al texto completo: <https://doi.org/10.1111/fog.12506>

Resumen:

The Blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) is one of the most important fishery resources in the region of the Strait of Gibraltar. The fishery of this demersal species, carried out by the Spanish and Moroccan artisanal fleets, is highly vulnerable to overexploitation whose effects can be enhanced by environmental and regulatory

changes. This study evaluates from an univariate perspective the variation patterns of Blackspot seabream landings (from 1983 to 2016) in the Strait of Gibraltar and investigates the effects environmental factors (sea temperature anomaly and NAO index) and regulatory changes on the landings. For this purpose, we used a wide set of univariate seasonal and non-seasonal approaches like Holt-Winters, autoregressive integrated moving average (ARIMA) models and generalized autoregressive conditional heteroscedasticity (GARCH) models and submodels. The Holt-Winters, autoregressive and ARIMA models were able to detect a strong linear dependence between current landings and previous landings as well as seasonal effects, while the GARCH models indicated the presence of intense uncertainty or volatility around two periods (1993–1998 and 2007–2011), associated with possible effects of underlying biological, environmental-climatic and regulatory factors. Therefore, the use of a combination of univariate modelling techniques has enabled us to establish potential factors associated with the variability in the landings, which could significantly help move the management of this fishery towards an ecosystem-based approach.

- Sanz-Fernández, V., Gutiérrez-Estrada, J. C., Pulido-Calvo, I., Gil-Herrera, J., Benchoucha, S., & el Arraf, S. (2019). Environment or catches? Assessment of the decline in blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) abundance in the Strait of Gibraltar. In *Journal of Marine Systems* (Vol. 190, pp. 15–24). Elsevier BV. <https://doi.org/10.1016/j.imarsys.2018.08.005>

Enlace al texto completo: <https://doi.org/10.1016/j.imarsys.2018.08.005>

Resumen:

In this study we carried out an analysis of the relationship between the variation in environmental and oceanographic parameters and the changes in the abundance of blackspot sea bream (*Pagellus bogaraveo*) in the Strait of Gibraltar between 1983 and 2016. A discrete dynamic model was applied to simulate different scenarios of blackspot sea bream biomass on a monthly time scale. ARIMA models were applied to the simulated biomass time series in order to extract the effect of the fishing component and then correlate the residual series with each of the environmental and oceanic parameter sets. Regardless of the scenario analysed, the error terms provided by the ARIMA models indicated a strong auto-regression dependence on the series and that the fishing component accounted in the worst case scenario for 73% of the variation in sea bream biomass in the Strait of Gibraltar. Throughout the study period, part of the variation not explained by the fishing component was explained in certain years by environmental parameters. These correlations were particularly significant for the water temperature anomaly, salinity anomaly and the NAO index. Our analyses therefore suggest that the main factor responsible for the drastic decline in the abundance of sea bream in the Strait of Gibraltar is over-exploitation of the resource and that environmental conditions had a one-off effect which, depending on the year, favoured or harmed the recovery of the stock.

- Gutiérrez-Estrada, J. C., Sanz-Fernández, V., Pulido-Calvo, I., & Gil-Herrera, J. (2020). Improving the interpretability of the effects of environmental factors on abundance of fish stocks. In *Ecological Indicators* (Vol. 117, p. 106533). Elsevier BV. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106533>

Enlace al texto completo: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106533>

Resumen:

Adequately assess the environmental effects on commercially exploited fish stocks is one of the main challenges faced by stock managers in their attempt to achieve ecosystemic management. In this study, we have developed a methodology which allows simulate the evolution of abundance or biomass of a fish population and calculate two indexes (the significant effect of the environmental parameter $-EF-$ and the relative weight index $-RW-$) that improve the interpretability of the environmental effects on abundance of fish stocks. This methodology is based on the assumption that under the premise of environmental invariability the variation in the abundance of a population is linearly dependent on its abundance in the past. These indexes have been integrated into a decision support system namely SFish SubClass1.1, specifically designed to disaggregate the effects of different environmental factors on a commercially exploited fish population. We have applied our model to the fishery of *Pagellus bogaraveo* in a complex environmental area (Strait of Gibraltar). The results show that the developed methodology provides plausible simulations. Finally, the RW and EF indexes indicated that the most influential variables were salinity, sea temperature and salinity flux.

- Gil-Herrera, J., Gutiérrez-Estrada, J. C., Benchoucha, S., Pérez-Gil, J. L., Sanz-Fernández, V., el Arraf, S., Burgos, C., Malouli Idrissi, M., & Farias, C. (2021). The Blackspot Seabream Fishery in the Strait of Gibraltar: Lessons and Future Perspectives of Shared Marine Resource. In *Alboran Sea - Ecosystems and Marine Resources* (pp. 629–657). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-65516-7_19

Enlace al texto completo: https://doi.org/10.1007/978-3-030-65516-7_19

Resumen:

The Blackspot Seabream (*Pagellus bogaraveo*) is one of the most important commercially exploited fish species for the Spanish and Moroccan fleets which operate in the Strait of Gibraltar. In recent years, the landings of Blackspot Seabream in the main ports have decreased significantly with respect to previous periods of maximum catches, which makes it necessary to properly assess the abundance before establishing a management plan to make the fishery sustainable over time. In this chapter, we describe three different approaches to assess the abundance of this species in the Strait of Gibraltar. The results of three approaches tested (LCA/VPA, Gadget model, and SimFish

model) point out that from 2010 the stock is kept at very low levels that oscillate between 900 and 1600 t, which supposes that the total biomass is between a 16% and 29% of the potential biomass. Additionally, the reference point values estimated by LCA/VPA and Gadget ($F_{0.1} = 0.12-0.17$) imply a clear overexploitation of the resource which is reinforced by the SimFish model results indicating that at least the 64% of abundance variation is a consequence of the fishery component.

Anexo. I. Listado de publicaciones

1. Sanz-Fernández, V., Gutiérrez-Estrada, J. C., Pulido-Calvo, I. (2022). Pagellus genus catches time series in the FAO Major Fishing Areas 27 and 34: Analysis of fishery behaviour. *Marine Policy* 136, 104912. (**Artículo 1**).
2. Sanz-Fernández, V., Gutiérrez-Estrada, J. C. (2021). Historical changes of Blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) landing patterns in the Strait of Gibraltar from 1983 to 2016: Environmental and legislation effects. *Fisheries Oceanography* 30, 111-126. (**Artículo 2**).
3. Sanz-Fernández, V., Gutiérrez-Estrada, J. C., Pulido-Calvo, I., Gil-Herrera, J., Benchoucha, S., el Arraf, S. (2019). Environment or catches? Assessment of the decline in blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) abundance in the Strait of Gibraltar. *Journal of Marine Systems* 190, 15-24. (**Artículo 3**).
4. Gutiérrez-Estrada, J. C., Sanz-Fernández, V., Pulido-Calvo, I., Gil-Herrera, J. (2020). Improving the interpretability of the effects of environmental factors on abundance of fish stocks. *Ecological Indicators* 117, 106533. (**Artículo 4**).
5. Gil-Herrera, J., Gutiérrez-Estrada, J. C., Benchoucha, S., Pérez-Gil, J. L., Sanz-Fernández, V., el Arraf, S., Burgos, C., Malouli Idrissi, M., Farias, C. (2021). The Blackspot seabream fishery in the Strait of Gibraltar: Lessons and future perspectives of shared marine resource. In *Alboran Sea-Ecosystems and Marine Resources* (pp. 629-657). Springer, Cham. (**Capítulo de libro**).
6. Sanz-Fernández, V., Gutiérrez-Estrada, J. C. (2023). Effects of environmental factors on the historical time serie of Blackspot Seabream commercial landings (1983 to 2015) in the Strait of Gibraltar: a shared marine resource between the Spanish and Moroccan fleets. Bajo revisión en *Journal of Marine Systems*. (**Artículo 5**).

Anexo I. Artículo 1

Título: Pagellus genus catches time series in the FAO Major Fishing Areas 27 and 34:
Analysis of fishery behaviour.

Autores: Víctor Sanz Fernández, Juan Carlos Gutiérrez Estrada e Inmaculada Pulido
Calvo.

Revista: Marine Policy.

Volumen: 136.

Año: 2022.

DOI: 10.1016/j.marpol.2021.104912.

Índice de impacto JCR (“*Journal Citation Reports*”) (2021): 4.315.

Recibido el 11 de marzo de 2021. Revisado el 14 de septiembre de 2021. Aceptado el 9
de diciembre de 2021. Disponible en línea el 18 de diciembre de 2021. Versión registrada
el 18 de diciembre de 2021.

Categoría JCR	Clasificación en la categoría	Cuartil en la categoría
International Relations	9/96	Q1

Anexo I. Artículo 2

Título: Historical changes of Blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) landing patterns in the Strait of Gibraltar from 1983 to 2016: Environmental and legislation effects.

Autores: Víctor Sanz Fernández y Juan Carlos Gutiérrez Estrada.

Revista: Fisheries Oceanography.

Volumen, número, páginas: 30, 2, 111-126.

Año: 2021.

DOI: 10.1111/fog.12506.

Índice de impacto JCR (“*Journal Citation Reports*”) (2021): 2.670.

Recibido el 16 de diciembre de 2019. Revisado el 14 de julio de 2020. Aceptado el 7 de septiembre de 2020. Aceptado online el 20 de septiembre de 2020. Versión registrada online el 29 de septiembre de 2020. Edición online el 23 de febrero de 2021.

Categoría JCR	Clasificación en la categoría	Cuartil en la categoría
Fisheries	23/54	Q2

Anexo I. Artículo 3

Título: Environment or catches? Assessment of the decline in blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) abundance in the Strait of Gibraltar.

Autores: Víctor Sanz Fernández, Juan Carlos Gutiérrez Estrada, Inmaculada Pulido Calvo, Juan Gil Herrera, Said Benchoucha y Sana el Arraf.

Revista: Journal of Marine Systems.

Volumen, páginas: 190, 15-24.

Año: 2019.

DOI: 10.1016/j.jmarsys.2018.08.005.

Índice de impacto JCR (“*Journal Citation Reports*”) (2019): 2.528.

Recibido el 10 de mayo de 2018. Revisado el 1 de agosto de 2018. Aceptado el 18 de agosto de 2018. Disponible en línea el 23 de agosto de 2018. Versión de registro el 23 de noviembre de 2018.

Categoría JCR	Clasificación en la categoría	Cuartil en la categoría
Marine and Freshwater Biology	20/107	Q1

Anexo I. Artículo 4

Título: Improving the interpretability of the effects of environmental factors on abundance of fish stocks.

Autores: Juan Carlos Gutiérrez Estrada, Víctor Sanz Fernández, Inmaculada Pulido Calvo y Juan Gil Herrera.

Revista: Ecological Indicators.

Volumen: 117.

Año: 2020.

DOI: 10.1016/j.ecolind.2020.106533.

Índice de impacto JCR (“*Journal Citation Reports*”) (2020):4.958.

Recibido el 29 de enero de 2020. Revisado el 7 de mayo de 2020. Aceptado el 13 de mayo de 2020. Disponible en línea el 23 de mayo de 2020. Versión registrada el 23 de mayo de 2020.

Categoría JCR	Clasificación en la categoría	Cuartil en la categoría
Environmental Sciences	72/274	Q2

Anexo I. Capítulo de libro

Título del capítulo: The Blackspot Seabream Fishery in the Strait of Gibraltar: Lessons and Future Perspectives of Shared Marine Resource.

Autores del capítulo: Juan Gil-Herrera, Juan Carlos Gutiérrez-Estrada, Said Benchoucha, José Luis Pérez Gil, Víctor Sanz Fernández, Sana el Arraf, Candelaria Burgos, Mohammed Malouli Idrissi y Carlos Farias.

Número del capítulo: 19.

Páginas: 629-657.

Año de publicación: 2021.

Título del libro: Alboran Sea-Ecosystems and Marine Resources.

DOI: 10.1007/978-3-030-65516-7.

ISBN: 978-3-030-65515-0.

ISBN: 978-3-030-65516-7 (eBook).

Información copyright: Springer Nature Switzerland AG 2021.

Editorial: Springer Cham.

Editores: José Carlos Báez, Juan Tomás Vázquez, Juan Antonio Camiñas y Mohammed Malouli Idrissi.

Anexo I. Artículo 5

Título: Effects of environmental factors on the historical time serie of Blackspot Seabream commercial landings (1983 to 2015) in the Strait of Gibraltar: a shared marine resource between the Spanish and Moroccan fleets.

Autores: Víctor Sanz Fernández y Juan Carlos Gutiérrez Estrada.

Revista: Journal of Marine Systems.

Año: 2023.

Estado: Bajo revisión con primera revisión ya realizada.

Journal of Marine Systems

Effects of environmental factors on the historical time serie of Blackspot Seabream commercial landings (1983 to 2015) in the Strait of Gibraltar: a shared marine resource between the Spanish and Moroccan fleets

--Manuscript Draft--

Manuscript Number:	MARSYS-D-22-00123R1
Article Type:	Research Paper
Keywords:	Sparidae, Demersal, Europe, Africa, Time series
Corresponding Author:	Víctor Sanz-Fernández, M.D University of Huelva - El Carmen Campus SPAIN
First Author:	Víctor Sanz-Fernández, M.D
Order of Authors:	Víctor Sanz-Fernández, M.D Juan Carlos Gutiérrez-Estrada
Abstract:	<p>In the Strait of Gibraltar, the blackspot seabream (<i>Pagellus bogaraveo</i>, Brünnich 1768) is an economic resource of great commercial importance for the Spanish and Moroccan artisanal and Moroccan longline fleets. Given the great interest of the species for the fleets, it is of vital importance to know the dynamics of landings and how this can be influenced by environmental variability. From this arises the hypothesis of the present study: climatic mechanisms cause forcings in the dynamics of landings. To this end, we analysed the average annual dynamics of the time series of commercial landings of the blackspot seabream from 1983 to 2015 from a multivariate perspective. We applied trend, principal component (PCA) and time series clustering analyses to determine patterns and relationships between the fishery series and different oceanographic variables and climatic indexes. In addition, we determined the influence of this set of variables on landings from a linear approach based on multiple linear regressions (MLRs) and generalized linear models (GLMs) and non-linear determined by generalized additive model (GAMs). The results obtained indicated the presence of common temporal patterns and the existence of significant influence between landings and ocean temperature with the current velocity modulus in specific layers and heat flux, causing lower fishing yields as we get colder waters with less intense currents. Such studies are of vital importance for the application of an ecosystem approach to the management of this resource by understanding the effect and influence of the environment on the dynamics of landings from the fishery.</p>
Suggested Reviewers:	Ivone Czerwinski ivone.czerwinski@ieo.es Jorge Gonçalves jgoncal@ualg.pt Hugo Diogo Hugo.MC.Diogo@azores.gov.pt Jonathan Belmaker jbelmaker@tauex.tau.ac.il
Opposed Reviewers:	
Response to Reviewers:	

1 **Effects of environmental factors on the historical time serie of Blackspot Seabream**
2 **commercial landings (1983 to 2015) in the Strait of Gibraltar: a shared**
3 **marine resource between the Spanish and Moroccan fleets**

4 Sanz-Fernández, V¹., Gutiérrez-Estrada, J.C^{1*}.

5 ¹*Dpto. Ciencias Agroforestales, Escuela Técnica Superior de Ingeniería, Campus de El*
6 *Carmen, Universidad de Huelva, 21007 Huelva, Spain.*

7 **Author corresponding:**

8 Juan Carlos Gutiérrez-Estrada. Dpto. Ciencias Agroforestales, Escuela Técnicas Superior
9 de Ingeniería, Campus de El Carmen, Universidad de Huelva, 21007 Huelva, Spain.
10 Email: juanc@uhu.es.

11 **Abstract**

12 In the Strait of Gibraltar, the blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*, Brünnich 1768)
13 is an economic resource of great commercial importance for the Spanish and Moroccan
14 artisanal and Moroccan longline fleets. Given the great interest of the species for the
15 fleets, it is of vital importance to know the dynamics of landings and how this can be
16 influenced by environmental variability. From this arises the hypothesis of the present
17 study: climatic mechanisms cause forcings in the dynamics of landings. To this end, we
18 analysed the average annual dynamics of the time series of commercial landings of the
19 blackspot seabream from 1983 to 2015 from a multivariate perspective. We applied trend,
20 principal component (PCA) and time series clustering analyses to determine patterns and
21 relationships between the fishery series and different oceanographic variables and
22 climatic indexes. In addition, we determined the influence of this set of variables on
23 landings from a linear approach based on multiple linear regressions (MLRs) and
24 generalized linear models (GLMs) and non-linear determined by generalized additive
25 model (GAMs). The results obtained indicated the presence of common temporal patterns
26 and the existence of significant influence between landings and ocean temperature with
27 the current velocity modulus in specific layers and heat flux, causing lower fishing yields
28 as we get colder waters with less intense currents. Such studies are of vital importance
29 for the application of an ecosystem approach to the management of this resource by
30 understanding the effect and influence of the environment on the dynamics of landings
31 from the fishery.

32 *Keywords: Sparidae, Demersal, Europe, Africa, Time series*

33 **1. Introduction**

34 Blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*, Brünnich 1768) is a widely fished
35 benthopelagic marine sparid species that can be found from along the coast of Norway to
36 the Canary Islands and Senegal, as well as in the Mediterranean basin (Carpenter &
37 Russell, 2014). In particular, one of the most important Blackspot seabream stocks from
38 an ecological, social and economic point of view is the one located in the Strait of
39 Gibraltar (Cabrera, 2014; CopeMed II, 2019; Gil-Herrera et al., 2021).

40 In the Strait of Gibraltar, the blackspot seabream is the target species of the Spanish and
41 Moroccan artisanal "voraceras" fleets and the Moroccan longline fleet. Although both
42 fleets use a longline system as a catching gear, there are important operational and catch
43 differences as a consequence of the legislative structures of each country (Belcaid et al.,
44 2012; CopeMed II, 2018; CopeMed II, 2019).

45 Under these conditions, changes in catches has been observed in recent years, with a
46 general downward trend in landings in the main ports (Gutiérrez-Estrada et al., 2017;
47 Sanz-Fernández et al., 2019; Sanz-Fernández et al., 2021; Gil-Herrera et al., 2021), which
48 has been associated with a variation in climatic and oceanographic conditions (Báez et
49 al., 2014). In this sense, few studies have addressed a comprehensive analysis of the
50 influence of environmental variability on fishery production data, such as landings or
51 catches (Lloret et al., 2001; Erzini, 2005).

52 For example, in the area of the Strait of Gibraltar, Castilla Espino et al. (2010) studied the
53 relationship between sea surface temperature (SST) on the commercial landings of the
54 Spanish fleet. Likewise Baéz et al. (2014), analysed the influence of climatic indices
55 (NAO and AO) and oceanographic variables (temperature and salinity) on the historical
56 series of commercial landings of the Spanish fleet. These last two studies do not
57 incorporate fishing information from the Moroccan fleet operating in the Strait of
58 Gibraltar. Only, Sanz-Fernández and Gutiérrez-Estrada. (2021) include this information
59 and analyse the effect of two environmental variables using a simple correlation analysis.
60 All previous studies suggest a negative effect of environmental and oceanographic
61 variation on landings of *Pagellus bogaraveo* in the Strait of Gibraltar, but none of them
62 are fully conclusive.

63 For the analysis and quantification of the effect of environmental variability on fishery
64 production data a wide variety of statistical techniques can be applied, from traditional
65 regression statistical modelling based on a linear and non-linear approach to advanced
66 time series modelling (Nicola et al., 2018). Multiple linear regression models (MLRs),
67 generalized linear models (GLMs) and generalized additive models (GAMs) are
68 presented as tools to detect and elucidate the relationships between fishery and
69 environmental variables, being able to quantify the effects of environmental variability
70 on the fishery and ecological dynamics of the resource (Borja et al., 1998; Damalas et al.,
71 2007; Silva et al., 2015; Castro-Gutiérrez et al., 2022).

72 In addition to this analysis framework, the application of multivariate statistical
73 techniques focused on the classification and reducing the dimensionality of the dataset,
74 such as principal component analysis (PCA) and time series clustering, can be very useful
75 as they can detect common patterns among variables along with their clustering. For this
76 reason, the combined use of traditional regression models and clustering and
77 dimensionality reduction techniques can be presented as an analytical strategy option,
78 capable of assessing common patterns and relationships between the historical series of
79 landings and the various environmental parameters, trying to identify which of them
80 influence the variability of landings and to quantify their effects.

81 Additionally, as for other fish species, apart from the effects of environmental-
82 oceanographic variability on fisheries data (catches or landings), we should take into
83 account those of climatic and oceanic variations, which are involved in changes in the
84 status of fish populations. Gutiérrez-Estrada et al. (2017), Sanz-Fernández et al. (2019)
85 and Gutiérrez-Estrada et al. (2020) obtained simulated biomasses of the *Pagellus*
86 *bogaraveo* population in the Strait of Gibraltar using simulation models that incorporate
87 the biological aspects of the species and the dynamics of landings, concluding that any
88 modification in the environmental parameters of its surroundings is a barrier that prevents
89 its optimal development, with a devastating effect on the population in the Strait of
90 Gibraltar, especially when the population reaches low biomass levels as a result of excess
91 fishing pressure.

92 The aim of this study was to assess in depth and comprehensively the relative impact of
93 a range of environmental parameters on the *Pagellus bogaraveo* commercial landing of
94 the Spanish and Moroccan fleets operating in the Strait of Gibraltar. According to the
95 European Union (EU)'s Common Fisheries Policy (CFP), one of the objectives of which

96 is to safeguard the sustainability of fishing activity, the consideration of environmental
97 information is essential for proper management of this resource from an ecosystem-based
98 approach (Europe, 2022). Hence, our primary objective was to increase our knowledge
99 of the potential relationships between commercial landings of *Pagellus bogaraveo* and a
100 wide set of environmental variables and two climatic indices. In relation to this, our initial
101 hypothesis was that ocean-related variables do influence annual variability in commercial
102 landings, which could explain part of the variability of landings. To explore this
103 hypothesis, a literature review is carried out and an analysis is applied to the historical
104 series of commercial landings of *Pagellus bogaraveo* in the Strait of Gibraltar from 1983
105 to 2015, grouping and modelling the landings according to a broad framework of
106 environmental parameters and climatic indices, in order to detect and clarify their patterns
107 and relationships, as well as to identify which of them influence the landings and quantify
108 their effects. For this reason, the combined use of MLR, GLM and GAM models together
109 with PCA and time series clustering are applied.

110

111 **2. Material and Methods**

112 **2.1. Study area and fishing data**

113 The area of the Strait of Gibraltar is a particular oceanographic environment. It is located
114 to the south of the Iberian Peninsula and north of the continent of Africa and creates an
115 approximately 60-km long natural border between geographical Europe and Africa
116 (Bruno et al., 2013). From a fluid dynamics perspective, it is a two-layer system of inverse
117 exchange flow between water masses of the Atlantic Ocean and the Mediterranean Sea.
118 Atlantic water to have a lower salinity and therefore a lower density, flows at the surface
119 towards the Mediterranean, while Mediterranean water flows at depth towards the
120 Atlantic, as it is more saline and has a higher density (Echevarría et al., 2002; Vázquez
121 López-Escobar, 2006). This pattern of water currents is strongly influenced by the
122 prevailing winds, topography of the Strait, tidal currents from ocean mixing processes,
123 upwelling and the generation and propagation of internal waves (Echevarría et al., 2002;
124 Bruno et al., 2013). These characteristics provide the key conditions for the Strait's high
125 marine productivity and broad range of fisheries (Echevarría et al., 2002; García
126 Horcajuelo, 2018; Cort et al., 2019; Gil-Herrera et al., 2021)

127 We used the historical series of commercial fish landings of *Pagellus bogaraveo* made
128 by the Spanish artisanal fleets in the ports of Algeciras, Ceuta, Conil and Tarifa and the
129 Moroccan fleet in the port of Tangier between 1983 and 2015. These data were provided
130 by the Spanish Oceanographic Institute and the National Institute of Fisheries Research
131 in Tangier. Specifically, we used annual average landings in tonnes. These data are
132 derived from the estimation of the average per year of the total series corresponding to
133 the sum of the monthly landings of the Spanish ports of Algeciras (1995-2015), Ceuta
134 (1987-2001), Conil (2001-2015) and Tarifa (1983-2015) and the Moroccan port of
135 Tangier (2001-2015). The area of the study was limited to the fishing areas of the fleets
136 corresponding to the far southeast of International Council for the Exploration of the Sea
137 (ICES) Division IXa from 6°25'W to 5°15'W and 35°45'N to 36°15'N (Burgos et al., 2013)
138 (Fig. 1).

139

140 **2.2. Oceanic data and climatological indexes**

141 We used the historical annual average data from 1983 to 2015 of the following oceanic
142 variables: surface ocean heat flux coming through coupler and mass transfer ($W\ m^{-2}$),
143 salinity flux ($kg\ m^{-2}\ s^{-1}$), salinity (PSU), ocean water temperature ($^{\circ}C$) and zonal and
144 meridional components of the current velocity ($m\ s^{-1}$) (current velocity modulus). These
145 data were retrieved from the Simple Ocean Data Assimilation (SODA) ocean reanalysis
146 data set, version 3.3.1 (SODA3.3.1 files (<http://www.atmos.umd.edu/~ocean>)). Version 3
147 of this dataset uses version 5 of the Modular Ocean Model developed by the Geophysical
148 Fluid Dynamics Laboratory of the US National Oceanic and Atmospheric Administration
149 (NOAA). The variables are mapped in 3D onto a horizontal $1/2^{\circ} \times 1/2^{\circ}$ Mercator mesh at
150 50 vertical levels (z) (Carton et al., 2018). As we were studying a demersal species, the
151 database was filtered to obtain the first 24 layers, corresponding to depths from 5 to 525
152 in 10- to 80-m intervals. The choice of this depth range is due to the demersal nature of
153 the species, with the vast majority of fishing operations taking place within this depth
154 range (Gil, 2006; CopeMed II, 2019).

155 The climatic indexes used were the North Atlantic Oscillation (NAO) and the Arctic
156 Oscillation (AO). The time series of these indices between 1983 and 2015 were
157 downloaded in a monthly format and annual means were calculated. The NAO index was
158 downloaded from the US National Center for Atmospheric Research Climate Analysis

159 Section (Hurrell & National Center for Atmospheric Research Staff, 2020) and the AO
160 index from NOAA's Climate Prediction Center,
161 (http://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/precip/CWlink/daily_ao_index/monthly.ao.index.b50.current.ascii).
162

163

164 **2. 3. Identification of common patterns in landings and climatic indexes and oceanic** 165 **variables**

166 Two multivariate statistical techniques focused on classification and dimension reduction
167 were used: time series clustering and principal component analysis (PCA). Before
168 performing these types of analysis the data were standardised by subtracting their mean
169 and dividing by their standard deviation, in order to avoid some variables dominating
170 over others due to differences in their units of measurement and orders of magnitude,
171 making the results easier to interpret. The combined use of these two techniques was used
172 with the aim of being able to detect common patterns between the time serie of landings
173 and the time series of climatic indexes and oceanographic variables. Based on these two
174 techniques, 1- We corroborate that the landings follow common patterns with the same
175 variables if the two techniques coincide and 2- We identify if the grouping of the landings
176 is the same.

177 **2.3.1. Time series clustering**

178 We used time series clustering to group the study variables based on their attributes to
179 obtain a set of groups or clusters with the greatest possible homogeneity within them and
180 the greatest possible heterogeneity between them (Supplementary material; Fig. S1). In
181 this way, it is considered that the group in which the landings are found indicate that they
182 have similar attributes or maximum homogeneity with the rest of the climatic indexes and
183 oceanographic variables found within the same it. For the salinity, temperature and
184 current velocity variables, we performed hierarchical clustering using dynamic time
185 warping with a shape extraction centroid and hierarchical control using an average
186 method (Sardá-Espinosa, 2019). The tsclust() function (Sardá-Espinosa, 2019) was used
187 for this purpose. These new variables were obtained as the mean of values in each cluster.
188 The use of this analysis for the variables salinity, temperature and modulus of current
189 velocity is mainly due to its philosophy of not reassigning individuals once they have
190 been merged, and not separating them at later stages. Given the low variability that occurs

191 between these variables by depth, the use of the hierarchical method allows them to be
192 grouped into 3 ranges by depth: shallow, intermediate and deep.

193 The clustering of salinity, temperature and modulus of current velocity, once grouped by
194 depth, together with the others (landings, climatic indexes and the rest of oceanographic
195 variables) was performed by applying the partitional clustering algorithm with random
196 seed for reproducibility of 200, and DTW distance, with a window size of 10% of the
197 length of the series, function `tsclust()`. The choice of DTW as the distance is due to its
198 ability to obtain similarity between time series and establish their optimal alignment using
199 a non-linear approach (González Castellanos and Soto-Valero, 2013).

200 The optimal number of clusters was identified by an iterative procedure (Sardá-Espinosa,
201 2019) based on optimising the following parameters: maximising the Silhouette index
202 (Rousseeuw, 1987), Dunn index (Arbelaitz et al., 2013), Calinski-Harabasz index
203 (Arbelaitz et al., 2013) and Score Function (Saitta et al., 2007) and minimising the COP
204 (Arbelaitz et al., 2013), modified Davies-Bouldin (Kim & Ramakrishna, 2005) and
205 Davies-Bouldin (Arbelaitz et al., 2013) indices. During this procedure, the prototypes or
206 centroids PAM (partition around medoids. A medoid is a time series whose average
207 distance to the other components of the same cluster is minimal) and DBA (DTW
208 barycenter averaging) were used (Sardá-Espinosa, 2019; Petitjean et al., 2011). The
209 variation in the initial number of clusters ranged from 2 to 8 cluster, given that we were
210 considering 13 variables. Further consideration of clustering would give a much
211 disaggregated result, favouring the creation of individual clusters per variable.

212 Having identified the optimal number, the best time series centroid adjusted to the optimal
213 number of clusters with 1 repetition was also determined by internal validation, using the
214 above indices, taking into account only the two previous centroids.

215 Finally, having identified the optimal number of clusters and centroid, the final clusters
216 were obtained. The final clusters are those obtained after using again the `tsclust()` function
217 specifying in its arguments `k` (number of desired clusters) and `centroid` (function to
218 calculate the centroids), the number of optimal clusters and the centroid, detected in the
219 previous steps. Subsequently, stability of the final clusters was evaluated using the
220 dissimilarity function (Hornik, 2021) (Supplementary material; Figure S1).
221 Dissimilarities using minimal Euclidean membership distance. The cluster stability study
222 was carried out to quantify the degree of agreement of different replicates, which in this

223 case were 20. The results presented are those in which the pairs of replicates had
224 dissimilarity equal to 0. All this analysis was conducted in R (R Core Team, 2020).

225 **2.3.2. Principal component analysis (PCA)**

226 PCA was used to explore interannual variability, observe and identify similar patterns and
227 the variables that explain the most variance in the data, reduce the dimensionality of the
228 dataset and construct biplots showing the joint two-dimensional distribution of the
229 variables (Kassambara, 2017). PCA biplot graph allows us to visualise the two-
230 dimensional distribution of the variables that fall within the principal components,
231 observing the common direction of the variables. In this way, it detect common patterns
232 between landings and the rest of the variables, taking years as observations. If two
233 variables point in the same direction, it means that they will have high values in those
234 years. The length of the arrow refers to the correlation of the variables with respect to the
235 dimensions, so the longer the arrow, the higher the correlation between the variables and
236 the dimensions. Variables with positive correlations between them are grouped together
237 while variables with negative correlations are placed on opposite sides of the graph. For
238 selecting the number of principal components, the threshold for minimum total variance
239 explained was set at 70%. The FactoMineR package was used for performing the PCA
240 and plotting the results (Le et al., 2008). All this analysis was conducted in R (R Core
241 Team, 2020).

242

243 **2.4. Modelling the relationship between commercial landings and environmental** 244 **variables**

245 The relationship between commercial landings and environmental variables was assessed
246 by using linear and nonlinear analysis, basing the linear approach on two types of models,
247 multiple linear regression (MLR) and generalized linear models (GLMs), and the
248 nonlinear approach on generalized additive models (GAMs). In both approaches, the
249 response variable was commercial landings while the explanatory variables were climatic
250 indexes and oceanic variables. The joint use of these techniques allows us to compare
251 results from a linear and non-linear perspective, knowing that linear models will only
252 explain the linear variability of landings and the GAMs models will explain the variability
253 of landings that is due to the non-linear pattern. All these analyses were carried out in R
254 (R Core Team, 2020).

255 The MLR and GLM models were built using the `lm()` and `glm()` functions of the stats
256 package (R Core Team, 2020), respectively. Prior to running the GLMs and GAMs, it
257 was assessed whether the response variable was best described by normal or gamma
258 distributions. The best distribution was selected graphically and by considering the lowest
259 AICc. The `mlnorm()`, `mlgamma()` and `AICc()` functions were used for this purpose. (Moss,
260 2019; Barton, 2020). In this case, the gamma distribution was selected (gamma
261 distribution AICc = 279.44, normal distribution AICc = 284.69 and Supplementary
262 material; Fig S13). Subsequently, link functions (identity, inverse and log) were assessed
263 by building block models (one for each link function) using all the variables resulting
264 from the exploratory analysis and the best function was selected based on the lowest
265 AICc.

266 The implementation of the GAM models was performed with the `gam()` (Wood, 2017).
267 To avoid over-fitting in the non-parametric part, the maximum number of degrees of
268 freedom allowed was 3 ($k = 4$) and we used the thin plate regression spline ("tp") basis.
269 The method of estimating the number of degrees of freedom of the smoothing parameter
270 was generalised cross validation for unknown scale parameter (GCV.Cp) coupled with a
271 double penalty incorporated by the arguments `select (= true)` and `gamma`, thus achieving
272 a robust and powerful approach to identify important features (Marra and Wodd, 2011).
273 The value of `gamma` was set to 1.4 to avoid the known overfitting tendency in GCV.
274 Using this value corrects for this to a large extent without compromising model fit and
275 without greatly degrading prediction error performance (Kim and Gu, 2004; Wood,
276 2017).

277 For the GAMs, the link function was selected on a case-by-case basis. Once the best
278 model per function was obtained, the selection of the best of the 3 models was made on
279 the basis of the validation of its residuals.

280 For selecting the explanatory variables in each of the types of models (MLRs, GLMs and
281 GAMs), an algorithm was developed with the main goals of obtaining a model that was
282 significant (all its components being significant, $p < 0.05$) and parsimonious but explained
283 as much variability as possible in the response variable. In this way, an attempt is made
284 to cover all possible possibilities in order to find the model with the least loss of
285 information, the greatest significance in its variables and the greatest variability explained

286 The model selection algorithm is based on the forward direction approximation using the
287 AIC as the selection criterion. The algorithm will advance in each of its iterations,
288 selecting as best those models with the lowest AIC at the beginning of the iteration. The
289 algorithm will terminate when the AIC is not improved. In each iteration, new branches
290 are opened with each of the selected models, and the branch will end when the AIC is not
291 improved. Once at the end, if the final model with the lowest AIC has all its variables
292 significant and a higher explained variability, the algorithm stops, otherwise it goes
293 backwards checking the significance of the variables of the previous models until it finds
294 the model with the highest significance in its variables and the highest explained
295 variability. It is possible to converge to the same model from different branches.

296 The models selected were validated by calculating the residuals and a set of external
297 errors obtained by comparing observed values and those predicted by the models. The
298 residuals were assessed for homogeneity, normality (except in the case of GLMs and
299 GAMs using a gamma distribution), and most influential variables (Zuur et al., 2009;
300 Zuur & Ieno, 2016). For GLMs and GAMs, overdispersion in the final models was
301 assessed by estimating the residual deviance. The collinearity of the predictors was
302 assessed by calculating the VIF (variance inflation factor) (`vif()` function) in the case of
303 MLRs and GLMs (Fox & Weisberg, 2019) and concurvity (`concurvity()` function) in the
304 case of GAMs (Wood, 2017). In the VIF, the reference value was taken to be equal or
305 close to 1 to indicate that each explanatory variable is independent of the others, for the
306 estimated concurvity it was less than 0.5 and in the worst case 0.8. The likelihood ratio
307 test of nested models was used to assess the significance of each model (`lrtest()` function)
308 (Zeileis & Hothorn, 2002).

309 Finally, we perform an external validation of the model results obtained. For this we use
310 the model-adjusted landings values and the actual landings values. The type error
311 measures were calculated: the root-mean-square deviation (RMSE), mean absolute error
312 (MAE), standard error of prediction, as a percentage (%SEP) (Ventura et al., 1995),
313 coefficient of efficiency (E₂) (Nash & Sutcliffe, 1970; Kitanidis & Bras, 1980), average
314 relative variance (ARV) (Griñó, 1992), the persistence index with a 1-year lag (Kitanidis
315 & Bras, 1980) and modified Kling-Gupta Efficiency (KGE') (Kling et al., 2012). To be
316 considered the best model, a model was required to explain a high level of variance (ARV
317 and E₂) and show good agreement between observed and predicted values (KGE'), with
318 no time lag (PI) and a low level of absolute (RMSE, MAE) and relative (%SEP) errors.

319 **3. Results**

320 The application of the hierarchical cluster analysis with DTW distance with centroid
321 shape extraction and hierarchical control according to the average method on the
322 oceanographic variables salinity, temperature and current velocity modulus generated the
323 following variables as a function of depth: surface salinity (5-75 m) or S5-75,
324 intermediate salinity (85-125 m) or S85-125, deep salinity (135-525 m) or S135-525,
325 surface temperature (5-85 m) or T5-85, intermediate temperature (95-225 m) or T95-225,
326 deep temperature (255-525 m) T255-525, modulus of surface current velocity (5 m) or
327 UV5, modulus of intermediate current velocity (15-335 m) or UV15-335, modulus of
328 deep current velocity (385-525 m) or UV385-525. All of them obtained as the average of
329 the depth-identified cluster. Thus, the dataset on which the analyses were made was the
330 following: fishery variable: commercial landings, climatic indexes: NAO and AO and
331 oceanographic variables: heat flux, salinity flux and the rest of the variables mentioned at
332 the beginning of the paragraph. This makes a total of 14 initial variables.

333 The supplementary material shows and describes the results obtained after the application
334 of the exploratory analysis and the trend analysis (Supplementary material; Fig. S2; Fig.
335 S3; Fig. S4; Fig. S5; Fig. S6; Fig. S7; Fig. S8; Table S1, Table S2; Table S3). By way of
336 summary, the variable S5-75 was eliminated from the initial set of variables for the time
337 series clustering, PCA, linear and non-linear models. A total of 13 variables were used
338 for the latter analyses. Finally, NAO, salinity flux, S85.125, S135.525 and UV385.525
339 had no significant trends. The landings showed a significant trend of order 3 in all terms
340 (p -value < 0.001) which is upward from 1991 to 1993 and downward from 2003-2013
341 (Supplementary material; Fig S8; Table S3).

342

343 **3.1. Time series clustering**

344 Fig. 2 shows the time series of the different variables analysed. Time series clustering
345 analysis indicated that the optimal numbers of clusters for both centroids (PAM and DBA)
346 were 3, 7 and 8 (Supplementary material; Table S4; Table S5; Table S6; Table S7; Table
347 S8; Table S9; Table S10; Table S11). For each of the clusters selected, the best centroid
348 was obtained with PAM, except for 3 where a draw (3/3) was achieved between DBA
349 and PAM. (Supplementary material; Table S12). The stability analysis of the 3-cluster
350 with DBA centroid solution indicated a convergence of landings with flux salinity, T5-

351 85, T95-225, UV5 (|UV| (5 m)), UV15-335 and UV385-525. For the 3-cluster with PAM
352 centroid solution indicated a convergence of landings with T5.85, T95.225, |UV|5,
353 |UV|15.335 and |UV|385.525. In the case of the 7-cluster solution, a link was observed
354 with T5-85 and T95-225. Finally, in the 8-cluster solution, landings were grouped with
355 T95-225 and UV15-335. In the results established by the optimal numbers of clusters, we
356 observed a common pattern characterised by the grouping of landings by water
357 temperature and current speed (Fig. 3). From the centroids obtained by the optimal
358 clusters in which the landings were located. In the results established by the optimal
359 number of clusters, a common pattern was clear, namely, with higher values between
360 1990-1999 and 2003-2013, showing the existence of a non-linear pattern among the
361 variables (Fig. 4).

362

363 **3.2. Annual PCA**

364 All the assumptions for PCA were met (Supplementary material; section anual PCA). The
365 first component explained 23.94% of the observed variance, while the second, third,
366 fourth and fifth components explained 16.99%, 13.59%, 10.52% and 9.26%, respectively.
367 The overall variance explained was 74.28%. The variables contributing the most to the
368 two first components were (in descending order): T95-225, UV15-335, landings, T5-85
369 and salinity flux (PC1) and AO, NAO, UV385-525 and UV15-335 (PC2). The first and
370 fourth components had the highest contribution of landings, 14.18% and 10.43%
371 respectively (Supplementary material; Fig. S10).

372 The biplots of PC1 had the same pattern as that detected for the landings and their
373 relationships with oceanic and climatic variables (Fig. 5). The landings were associated
374 with UV15-335, T95-225 and T5-85, having in common the same direction and location.
375 Climatic indexes showed the opposite pattern to landings in all cases (Fig. 6). In relation
376 to this, the PCA biplots clarified the existence of similar patterns between these 4
377 variables for the rest of the components (Supplementary material; Fig. S11; Fig. S12). In
378 general terms, the trajectories of the scores of principal components 1, 2, 3, 4 and 5
379 showed a non-linear pattern—with higher values between 1990-2000 and 2004-2011,
380 although components 2, 3 and 4 had minimum behaviours during 2009 and 2010 (Fig. 6)

381

382 **3. 3. Modelling the relationship between commercial landings and environmental** 383 **variables**

384 **3. 3 .1. Multiple linear regression models (MLRs)**

385 The final model obtained included T95-225, UV15-335 and heat flow as explanatory
386 variables. These variables explained 38% of the variance in the landings. They were all
387 significant ($p < 0.05$) and independent of each other (VIF values of around 1)
388 (Supplementary material; Table S13). The model was highly significant (likelihood ratio
389 test p value = 0.0012). The residuals of this model were homogeneous and normally
390 distributed, showing no strong patterns. The variables T5-85 and UV385-525 had a weak
391 nonlinear effect. Additionally, we did not find any influential values, although we
392 observed a slight time dependence (Supplementary material; Fig. S14; Fig. S15). The
393 direction of the effect of the variables was negative between 14.10 and 14.45° C, 0.03 and
394 0.04 m s^{-1} and 0 and 30 W m^{-2} (Fig. 7).

395 **3.3.2. Generalized linear models (GLMs)**

396 The explanatory variables T95-225, UV15-335 and heat flow were included in the final
397 model which explained 43.12% of the variance in landings. This model used the identity
398 link function and gamma distribution with dispersion and shape parameters of 0.15 and
399 6.56, respectively. It was highly significant ($p < 0.001$) and all the variables were highly
400 significant ($p < 0.001$) and clearly independent (VIF values of around 1) (Supplementary
401 material; Table S14). The residuals of this model were homogeneous and there were no
402 influential values. In general, they did not show marked patterns, although we detected
403 nonlinear effects in T5-85 and UV385-525 (Supplementary material; Fig. S16; Fig. S17).
404 As with the MLR, the negative effects on landings appeared around 14.10 and 14.45° C,
405 0.03 and 0.04 m s^{-1} and 0 and 30 W m^{-2} (Fig. 8).

406 **3.3.3. Generalized additive models (GAMs)**

407 The final GAM used a gamma distribution together with the identity link function and
408 included the explanatory variables T5-85, UV15-335 and heat flow. The dispersion and
409 shape parameters of the gamma distribution were 0.13 and 7.47, respectively. The model
410 was highly significant ($p < 0.001$) and all the explanatory variables were significant
411 ($p < 0.01$) and independent of each other (Supplementary material; Table S15; Table S16).
412 This model explained 51.50% of the variance in the landings. The residuals of this model

413 were homogeneous, with no influential values, and randomly distributed, with no time
414 dependence, although showing slight patterns in AO, T5-85, S85-125 and UV385-525
415 (Supplementary material; Fig. S18; Fig. S19). Finally, both UV15-335 and heat flow had
416 linear effects, while T5-85 had a slightly oscillating behaviour. This indicated the
417 presence of negative effects on the landings between approximately 16.70 and 17.00° C
418 while for UV15-335 and heat flow, negative effects were observed between 0.03 and 0.04
419 m s⁻¹ and between 0 and 25 W m⁻², respectively (Fig. 9).

420 **3.3.4. Goodness of fit of the best models constructed**

421 Table 1 lists the error terms of the different models selected. The mean variance in
422 landings explained by the models was 41%, the GAM yielding the best result (49%),
423 followed by the MLR and GLM (which explained 38% and 37% of the variance,
424 respectively). This high level of explained variance was reflected in strong agreement
425 between observed values and those predicted by the models (KGE'), with an average of
426 51%, the best models being the GAM followed by the GLM and MLR. Given these
427 results, there was agreement with lower percentages of prediction standard errors, with
428 an average of 37%, the highest being found for GLM (38.44%) and the lowest for GAM
429 (34.40%). Overall, we observed that, in terms of absolute and mean quadratic errors, the
430 best model was the GAM and the worst the GLM. Finally, in terms of temporal
431 persistence, there were significant lags in all three models, with an average of -0.70.

432

433 **4. Discussion**

434 In this study, we applied a wide range of statistical techniques based on trend analysis,
435 classification and dimensionality reduction techniques together with several linear and
436 nonlinear models, to detect and analyse patterns and relationships of the time series of
437 commercial landings of *Pagellus bogaraveo* and various climate indexes and oceanic
438 variables of the fishing area, Strait of Gibraltar. PCA and time series clustering have
439 enabled us to identify common patterns while MLRs, GLMs and GAMs have allowed us
440 to examine and quantify the effect of the oceanic variables and climatic indexes on the
441 landings.

442 For various other fisheries, the landings or catches together with their associated
443 parameters related to fishing effort (LPUE-landings and CPUE-catches per unit effort)

444 have been used as indicators of the status of the population, this information being used
445 as a proxy for the abundance or occurrence of species as a function of the condition of
446 their habitat (Mugo et al., 2010). In small pelagic fisheries, such as anchovies or sardines,
447 this first part of the assumption could be considered as true since localisation methods
448 based on electronic systems and ultrasonic waves allow (Aoki and Inagaki, 1993, Massé,
449 1996; Gerlotto et al., 2004) accurate estimation of the number of individuals. Nonetheless,
450 for the fishery of blackspot seabream, no clear association has been found between LPUE
451 or CPUE and real abundance. Although this species tends to assemble in shoals (Gil,
452 2006), it is very difficult for fishing gear to reach and catch this fish species given the
453 depths at which it is commonly found (up to 700 m). Further, it is difficult to use
454 hydroacoustics to estimate the abundance of this species, as there are strong dispersion
455 effects and poor resolution due to these depths and the closeness of the fish to the seabed.
456 As a consequence, failure to catch this species does not necessarily mean that there is a
457 low abundance. A lack of catches, and therefore landings at port, may be attributable to
458 various factors, including the captain of a vessel lacking sufficient skills to deploy the
459 fishing gear effectively, the random movement of the shoals or non-ideal climatic and
460 oceanic conditions. For this reason, in this study, we do not consider landings to be a
461 proxy for abundance although we do understand that greater landings may be favoured
462 by better climatic and oceanic conditions which could increase the probability of finding
463 and catching the fish with the fishing gear.

464 In this study, we used commercial landings to provide data on fishing activity. This type
465 of information has been recognised by various authors to be of great value for
466 understanding the dynamics of resources (Teixeira et al., 2014). Commercial landings at
467 port relate to the amount of the population that meets the criteria to be caught legally and
468 is sold in ports always within the framework for legal sale and distribution. In this fishery,
469 one of the management and control measures consists of the introduction of a minimum
470 conservation reference size. From 12 cm (total length) to 35 cm (total length), up to the
471 current 33 cm (total length) (Council Regulation [EEC] No 3782 85; Council Regulation
472 [EEC] No 3094/86; Council Regulation (EC) No 1359/2008; Council Regulation (EC)
473 No 1225/2010; and Council Regulation (EC) No 2017/787).

474 In the case of Morocco, the regulation sets the minimum size at 25 cm fork length (about
475 28 cm total length) (Gil-Herrera et al., 2021). In relation to this, taking both countries
476 together, the mean fish size landed between 2005 and 2015 was close to or greater than

477 36 cm (CopeMed II, 2019). The changes in legislation have undoubtedly had a strong
478 impact on the population, which may be reflected in the third-order trend observed in this
479 study. This trend indicates a cyclical pattern in mean annual landings, with a first cycle
480 between 1991 and 1993 and a second one between 2003 and 2013. This trend seems to
481 indicate that the effects of fishing activity on the population were stronger in the first
482 cycle than in the second due to the less restrictive legislation that allowed the capture of
483 young and immature fish, reducing population recruitment success the following year.
484 These results are consistent with those of Sanz-Fernández and Gutiérrez-Estrada. (2020),
485 who indicated that changes in legislation on landings play a crucial role in understanding
486 the evolution of the fishery over time.

487 The results of time series clustering and PCA pointed in the same direction. Both types
488 of analysis indicated that the landings had a similar pattern and grouping to those seen for
489 T5-85, T95-225, S5-75, salinity flux, UV15-335 and UV385-525. Similarly, the centroids
490 from the time series clustering and the PCA scores both indicated two cyclical
491 components with higher values between 1990-2000 and 2003-2013. These periods match
492 those described by Sanz-Fernández et al. (2019), Gutiérrez-Estrada et al. (2020) and Gil-
493 Herrera et al. (2021) who identify them as blocks of time with the largest temperature and
494 salinity anomalies. These authors also established that during the years with the greatest
495 variability in temperatures and salinity (1990 to 1998), the abundance of blackspot
496 seabream tended to be lowest, it growing again during the first decade of the 20st century.
497 This finding partially differs from that of our study, in the fact that the trend in landings
498 was upward during the first period while in the second period it was downward and then
499 recovered, which may be due to a slight mismatch between landings and abundances
500 between 2001 and 2015. Previous authors, using different approaches to assess the
501 abundance of the blackspot seabream in the Strait of Gibraltar, indicate that at the start of
502 the fishery in 1983 the biomass was at or above the 1983 landings, which resulted in a
503 progressive increase in landings. At the same time as the biomass decreased, landings
504 increased to their historical maximum coinciding with the historical minimums of
505 biomass. It is during the second period that this relationship appears to be uncoupled or
506 out of phase as an increase in biomass resulted in a second historical maximum in landings
507 years after the biomass maximum. This could indicate a response effect of landings
508 coupled with abundance from 1983 to 1999-2000 and slightly decoupled from 2001 to
509 2015. Abundance-biomass data correspond to simulated abundances obtained through

510 simulation models that incorporate the biological aspects of the species and the dynamics
511 of landings.

512 The periods identified in the present study characterised by significant variations in
513 landings dynamics (1990-2000 and 2003-2013, approximately) have also been detected
514 in fisheries in other parts of the world (Almodóvar et al., 2019; Piroddi et al., 2017; Zhang
515 et al., 2004). During these periods, changes in the dynamics of fish production and
516 ecosystems were detected, helping to support the hypothesis that changes in the
517 environmental conditions affected the dynamics of the marine ecosystem and the fish
518 resources in the area (Zhang et al., 2000; Zhang et al., 2004). In the ecosystem of the Gulf
519 of Cadiz, an area adjacent and connected to the Strait of Gibraltar, Torres et al. (2013)
520 analysed the food-web structure and impacts of fisheries on the Gulf of Cadiz ecosystem,
521 indicating that the ecosystem is highly stressed, with a high impact of fisheries from 1993
522 to 2009 causing variations on trophic levels and that therefore to ensure the sustainability
523 of marine resources, management based on ecosystem approaches is possibly necessary.
524 For the same ecosystem, de Carvalho-Souza et al. (2021) carried out the first holistic
525 assessment of the ecosystem from 1993 to 2015, identifying two main periods of change
526 before 2005 and after 2006. The authors established that during the first stage the
527 ecosystem was characterised by a progressive degradation caused by permissive fisheries
528 regulation, climate sensitivity and collateral effects of international policy, while in the
529 second stage the imposition of appropriate and integrative regulation was able to reverse
530 the situation, bringing the ecosystem to a more stable configuration. Therefore, our results
531 are in line with the pattern observed for other fisheries, which may be indicating global
532 connectivity of the impact on fisheries through variations in the catch and landing trends
533 caused by changes in the environmental conditions as well as human stressors.
534 Furthermore, the conclusions obtained in neighbouring areas are along the same lines as
535 for this fishery, where greater lateral efforts in international policies would undoubtedly
536 help to improve the resource, as occurred in the ecosystem of the Gulf of Cadiz.

537 The use of models with linear and nonlinear approaches has enabled us to detect
538 significant associations of landings with oceanic variables and climate indices, as well as
539 determine the types of effect and quantifying them. The three techniques used in this
540 study mainly pointed towards the same variables. Multiple linear regression and the GLM
541 indicated that the T95-225, UV15-335 and heat flow were clearly significant, explaining
542 as much as 38% and 43.12% of the total variance in landings from a strictly linear point

543 of view. On the other hand, while the GAM also identified UV15-335 and heat flow as
544 significant, unlike the other two models, T5-85 was included instead of T95-225. This
545 latter model explained more than 50% of the variance in landings. Similar results have
546 been obtained by other authors for *Pagellus bogaraveo* in the Strait of Gibraltar. Báez et
547 al. (2014) detected negative associations between ocean temperature and landings
548 between 1986-2006. Similarly, Sanz-Fernández and Gutiérrez-Estrada. (2021) reported
549 significant correlations between temperature anomalies and landings with varying time
550 lags of up to 3 years. In our study, we have observed that both variables had a direct
551 positive increasing effect on landings, in certain ranges. Water temperature is a key
552 variable since it has a direct effect on the fish physiology and hence has a great impact on
553 a population's ability to produce recruits for the next generations and consequently on
554 abundance (Palackova et al., 1990; Gutiérrez-Estrada et al., 2008). It is therefore a key
555 factor in understanding the variability of fish stocks (Hare and Mantua. 2000; Frank et
556 al., 2005; Morrongiello et al., 2014; Perretti et al., 2017). Several studies have highlighted
557 the influence of temperature and heat flux on *Pagellus bogaraveo* biomass in the Strait
558 of Gibraltar from 1983-2015, concluding that both variables play an important role in the
559 dynamics of population abundance and that unusually low temperatures with low heat
560 flux values could favour recruitment in following years and thus explain the increase in
561 landings (Gutiérrez-Estrada et al., 2017; Sanz-Fernández et al., 2019). Additionally and
562 taking into account a short-medium term effect, temperature is of great importance in
563 keeping fish habitats healthy, which in any case will favour good fishery performance
564 (Damalas et al., 2005; Mugo et al., 2010; Giannoulaki et al., 2011). It is suggested that
565 the largest landings are occurring in areas where there is a higher concentration of food
566 for the *Pagellus bogaraveo*, where oceanographic factors combine favourably within an
567 environmental window of optimal range, favouring a greater predator-prey encounter.
568 Neves et al. (2021) through otolith analyses of *Pagellus bogaraveo* populations in the
569 Azores established that water temperature is a factor affecting the growth of individuals.
570 Warmer deep waters are associated with slower growth, probably reflecting physiological
571 conditions and food availability, which could consequently affect the production of the
572 fishery. In this sense, we can hypothesise that an inverse effect of temperature on the
573 growth of *Pagellus bogaraveo* in the Strait of Gibraltar will undoubtedly affect the long-
574 term fishing yield, causing maximum landings to take longer to occur as a consequence
575 of slower growth, thus explaining the lower landings when temperature rises in a certain
576 range, as indicated by the GAM models.

577 All the models included ocean current speed as a significant variable. Previous studies,
578 based on the use of hydrodynamic models coupled with Lagrangian particle tracking,
579 have indicated that Atlantic Jet exiting the Strait of Gibraltar influences in the dispersion
580 process and semidiurnal tidal currents and spring-neap tidal cycle are the main factor
581 determining the horizontal dispersion and the course and pathway of eggs and larvae
582 (Nadal-Arizo, 2019; Sammartino et al., 2019; Nadal et al., 2022). As described by Gil.
583 (2006), currents have an impact on fish from birth, given that the larval phase of blackspot
584 seabream is pelagic, and the areas of growth are the coastal waters of the Gulf of Cadiz
585 and the Alboran Sea. Therefore, whether fish reach the coast from hatcheries strongly
586 depends on current speed.

587 Regarding the movements of adult fish in the areas of the Strait of Gibraltar, these are
588 mainly associated with feeding and breeding (Gil, 2006). The diet of blackspot seabream
589 is mostly composed of fish and invertebrates. In the Strait of Gibraltar, the main prey is
590 *Sergia robusta* (mesopelagic crustacean), although it also feeds on fishes mainly
591 Myctophidae and Stomiiformes (Polonio et al., 2008). In the Strait of Gibraltar, this
592 crustacean and these fish are preyed upon by other species such as the Atlantic bluefin
593 tuna (*Thunnus thynnus*) (Sorell et al., 2017; Varela et al., 2020) that could interact with
594 the blackspot seabream for the same resources. Mesopelagic myctophids are targets of
595 blackspot seabream. Although the mesopelagic zone is strictly defined at depths of 200
596 to 1000 m (Sutton, 2013), myctophids are characterised by carrying out vertical
597 migrations (Giménez et al., 2018) which would favour the availability of them in the
598 water column for blackspot seabream. In this way, landings would be favoured by high
599 availability of food for blackspot seabream. In summary, landings could be favoured by
600 hydrodynamic conditions that facilitate the incorporation of individuals into the fish
601 biomass and their development during their life cycle thanks to the predator-prey
602 encounter.

603 Therefore, we could hypothesize that the effect of these variables on the landings creates
604 favourable habitat conditions for the continuance of the species, which would lead to a
605 greater probability of encounters between the resource and the fishing gear. This together
606 with the knowledge of fishermen would be translated into a greater landing success.
607 Furthermore, the fact that these variables may have a direct impact on population
608 dynamics may indicate a better status of the food web and larger number of recruits, and
609 consequently, greater landings in the subsequent years.

610 Finally, although our best model explained approximately 50% of the variability of
611 landings, which is statistically satisfactory, the incorporation of other variables such as
612 wind speed and direction, chlorophyll and the tidal cycle could substantially improve the
613 results obtained. In this sense, wind speed and direction affect water exchange in the Strait
614 of Gibraltar. Wind-induced upwelling on the north coast of the Strait of Gibraltar is the
615 phenomenon responsible for the higher biological production as the nutrient-rich
616 Mediterranean water is shallower (Dirección General de la sostenibilidad de la costa y
617 del mar, 2008), increasing the availability of energy resources for the early life stages of
618 *Pagellus bogaraveo* which, coupled with temporary fishing windows during their
619 reproductive period, would result in strong recruitment and higher landings in subsequent
620 years.

621 On the other hand, the inference of the results obtained in the present study on the
622 existence of relationships between fisheries production and the environment in which
623 they take place must be interpreted according to the limitations given by the statistical
624 techniques employed and the quality of the data. In general, the models fit the data well
625 and are consistent with other statistical techniques in relation to the relationships obtained
626 and with other studies. However, the statistical modelling techniques employed are based
627 on correlations and therefore causality inference is not possible. Furthermore, a very
628 important fact that must be taken into account is that the final model obtained is
629 conditioned by ecological, statistical and data processing assumptions, and these are
630 responsible for steering the final model in one direction or another (Austin, 2002; Gordó-
631 Vilaseca et al., 2021).

632 To conclude, a comprehensive understanding of how environmental variability influences
633 the historical dynamics of commercial landings of *Pagellus bogaraveo* in the area of the
634 Strait of Gibraltar has been carried out. For this purpose, a wide range of statistical tools
635 have been used, in addition to a substantial oceanographic-climatic database. The
636 blackspot seabream being a shared transboundary resource, the incorporation of this fact
637 through the information on landings of the Spanish and Moroccan fleets has allowed an
638 objective analysis of the real situation of landings of the resource in the area. The results
639 of this study suggest that the historical series of commercial landings of blackspot
640 seabream in the Strait of Gibraltar between 1983 and 2015 follow similar patterns to and
641 have significant relationships with temperature, heat flow and current speed in specific
642 layers. A decrease in their values, colder waters with lower current intensity, would be

643 related to lower fishing yields and vice versa. Finally, the fishery of blackspot seabream
644 is of great importance for the local economy and relies on it being a renewable resource.
645 This implies that it is necessary to implement policies that favour management of the
646 resource based on legality, transparency and sustainability considering the effects of both
647 fishing and environmental processes. Therefore, there is a need for further studies focused
648 on understanding the patterns and relationships of landings with the characteristics of the
649 environment.

650

651 **5. Acknowledgements**

652 The authors wish to express their gratitude to Dr. Juan Gil-Herrera (Oceanography
653 Spanish Institute, Cádiz, Spain) and Dr. Said Benchoucha and Sana el Arraf (National
654 Institute of Fisheries Research-INRH-Tangier, Morocco) for providing the data set of
655 blackspot seabream landings in the Spanish and Moroccan ports. Víctor Sanz-Fernández
656 is financed by the Spanish Ministry of Science, Innovation and Universities with a FPU
657 fellowship (FPU17/04298).

658

659 **6. Conflict of Interests**

660 There is no conflict of interests to declare.

661

662 **7. Author contributions**

663 The two authors contributed extensively to the research and development of the concepts
664 presented in this paper. V. Sanz-Fernández: Formal analysis, Data curation,
665 Methodology, Investigation, Writing - original draft, Writing - review & editing. J.C
666 Gutiérrez-Estrada: Conceptualization, Methodology, Formal analysis, Investigation,
667 Writing - original draft, Writing - review & editing, Supervision.

668

669 **8. Data availability statement**

670 The data that support the findings of this study are available from the corresponding
671 author upon reasonable request.

672

673 **9. References**

674 Almodóvar, A., Ayllón, D., Nicola, G.G., Jonsson, B., Elvira, B., 2019. Climate-driven
675 bio-physical changes in feeding and breeding environments explain the decline of
676 southernmost European Atlantic salmon populations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 76, 1581-
677 1595. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2018-0297>.

688 Aoki, I., Inagaki, T., 1993. Acoustic Surveys of Abundance and Distribution of the
689 Japanese Sardine *Sardinops melanostictus* in the Spawning Grounds off Southern Kyushu,
690 Japan. *Nippon Suisan Gakkaishi*, 59, 1727-1735. <https://doi.org/10.2331/suisan.59.1727>.

691 Arbelaitz, O., Gurrutxaga, I., Muguerza, J., Perez, J. M., Perona, I., 2013. An extensive
692 comparative study of cluster validity indices. *Pattern Recognit.* 46, 243-256.
693 <https://doi.org/10.1016/j.patcog.2012.07.021>.

694 Austin, M. P. 2002. Spatial prediction of species distribution: an interface between
695 ecological theory and statistical modelling. *Ecol Modell.* 157, 101-118.
696 [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00205-3](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00205-3).

697 Báez, J. C., Macías, D., de Castro, M., Gómez-Gesteira, M., Gimeno, L., Real, R., 2014.
698 Assessing the response of exploited marine populations in a context of rapid climate
699 change: The case of blackspot seabream from the Strait of Gibraltar. *Anim. Biodivers.*
700 *Conserv.* 37, 35-47. <http://hdl.handle.net/10508/2571>.

701 Belcaid S., Benchoucha S., Pérez Gil J.L., Gil Herrera J., González Costas F., García
702 Prieto F., Talbaoui E.M., El Arraf S., Hamdi H., Abid N., Malouli Idrissi M., Lamtai A.,
703 Bernardon M., Camiñas J.A., Fernández I.L., Preliminary joint assessment of *Pagellus*
704 *bogaraveo* stock of the Strait of Gibraltar area between Spain and Morocco (GSAs 01
705 and 03). Paper presented at the Working Group on Stock Assessment of Demersal Species
706 (SCSA-SAC, GFCM), (Split, Croatia, 5-9 November 2012). GCP/INT/028/SPA-
707 GCP/INT/006/EC. CopeMed II Occasional Papers n° 15: 18 pp.

708 Borja, A., Uriarte, A. S., Egana, J., Motos, L., Valencia, V. 1998. Relationships between
709 anchovy (*Engraulis encrasicolus*) recruitment and environment in the Bay of Biscay
710 (1967-1996). *Fish. Oceanogr.* 7, 375-380. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2419.1998.00064.x>.

712 Bruno, M., Chioua, J., Romero, J., Vázquez, A., Macías, D., Dastis, C., Ramírez-Romero,
713 E., Echevarria, F., Reyes, J., García, C.M., 2013. The importance of sub-mesoscale

714 processes for the exchange of properties through the Strait of Gibraltar. *Prog. Oceanogr.*
715 116, 66-79. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2013.06.006>.

716 Burgos, C., Gil, J., del Olmo, A., 2013. The Spanish blackspot seabream (*Pagellus*
717 *bogaraveo*) fishery in the Strait of Gibraltar: Spatial distribution and fishing effort derived
718 from a small-scale GPRS/GSM based fisheries vessel monitoring system. *Aquat. Living*
719 *Resour.* 26, 399-407. <https://doi.org/10.1051/alr/2013068>.

720 Cabrera, R., 2014. *Selectividad de la voracera en el Estrecho de Gibraltar*. Publicia. ISBN:
721 978-3-639-55882-1.

722 Carpenter, K. E., Russell, B., 2014. *Pagellus bogaraveo*. The IUCN (International Union
723 for the Conservation of Nature's) Red List of Threatened Species: e.T170244A1300216.
724 <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014-3.RLTS.T170244A1300216.en>.

725 Carton, J.A., Chepurin, G.A., Chen, L., 2018. SODA3: a new ocean climate reanalysis. *J.*
726 *Clim.* 31, 6967-6983. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-18-0149.1>.

727 Castilla Espino, D., Bago Sotillo, E., García del Hoyo, J. J., 2010. Microeconomic
728 influence of Marine Environment Conditions on Red Seabream Fishery of the Strait of
729 Gibraltar. 10 pages. In: *Proceedings of the Fifteenth Biennial Conference of the*
730 *International Institute of Fisheries Economics & Trade*, July 13-16, 2010, Montpellier,
731 France: *Economics of Fish Resources and Aquatic Ecosystems: Balancing Uses,*
732 *Balancing Costs*. Compiled by Ann L. Shriver. International Institute of Fisheries
733 Economics & Trade, Corvallis, Oregon, USA, 2010.
734 https://ir.library.oregonstate.edu/concern/conference_proceedings_or_journals/s1784m5
735 4d.

736 Castro-Gutiérrez, J., Cabrera-Castro, R., Czerwinski, I. A., Báez, J. C. 2022. Effect of
737 climatic oscillations on small pelagic fisheries and its economic profit in the Gulf of
738 Cadiz. *Int. J. Biometeorol.* 66, 613-626. <https://doi.org/10.1007/s00484-021-02223-9>.

739 CopeMed II., 2018. Report of the Joint COPEMED II – GFCM data preparation meeting
740 on Blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) in the Strait of Gibraltar (pp. 19). Cádiz
741 (Spain), 19-21 March 2019. Documents N°51 (GCP/INT/028/SPA - GCP/INT/006/EC).

742 CopeMed II., 2019. Report of the CopeMed II Working Group on stock assessment of *P.*
743 *bogaraveo* in the Strait of Gibraltar, Malaga, Spain, 28 - 29 October 2019. CopeMed II
744 Technical Documents N°55 (GCP/INT/028/SPA-GCP/INT/362/EC). 47 pp.

745 Cort, J. L., Abaunza, P. 2019. The present state of traps and fisheries research in the strait
746 of Gibraltar. In *The Bluefin Tuna Fishery in the Bay of Biscay* (pp. 37-78). Springer,
747 Cham. ISBN 978-0-387-87457-9.

748 Damalas, D., Megalofonou, P., Apostolopoulou, M., 2007. Environmental, spatial,
749 temporal and operational effects on swordfish (*Xiphias gladius*) catch rates of eastern
750 Mediterranean Sea longline fisheries. *Fish Res.* 84, 233-246.
751 <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2006.11.001>.

752 de Carvalho-Souza, G. F., Torres, M. Á., Farias, C., Acosta, J. J., Tornero, J., Sobrino, I.,
753 ... Llope, M., 2021. International politics must be considered together with climate and
754 fisheries regulation as a driver of marine ecosystems. *Glob. Environ. Change.* 69, 102288.
755 <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2021.102288>.

756 Dirección General de la sostenibilidad de la costa y del mar. (2008). *Los mares de España*.
757 ISBN: 978-84-8320-423-8. Editorial: Ministerio de Medio Ambiente. Secretaria General
758 Técnica.

759 Echevarría, F., García-Lafuente, J., Bruno, M., Gorsky, G., Goutx, M., González, N.,
760 García, C.M., Gómez, F., Vargas, J. M., Picheral, M., Striby, L., Varela, M., Alonso, J.
761 J., Reul, A., Cózar, A., Prieto, L., Sarhan, T., Plaza, F., & Jiménez-Gómez, F., 2002.
762 Physical-biological coupling in the Strait of Gibraltar. *Deep-Sea Res. II: Top. Stud.*
763 *Oceanogr.* 49, 4115-4130. [https://doi.org/10.1016/S0967-0645\(02\)00145-5](https://doi.org/10.1016/S0967-0645(02)00145-5).

764 Erzini, K., 2005. Trends in NE Atlantic landings (southern Portugal): identifying the
765 relative importance of fisheries and environmental variables. *Fish Oceanogr.* 14, 195-209.
766 <https://doi.org/10.1111/j.1365-2419.2005.00332.x>.

767 Europe. (2022). EU 'The Common Fisheries Policy'. EUROPA, The official EU website,
768 https://oceans-and-fisheries.ec.europa.eu/policy/common-fisheries-policy-cfp_en, 2022,
769 accessed November 21, 2022.

780 Fox, J., Weisberg, S., 2019. *Companion to Applied Regression*, Third Edition. Thousand
781 Oaks CA: Sage. <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>.

782 Frank, K. T., Petrie, B., Choi, J. S., Leggett, W. C., 2005. Trophic cascades in a formerly
783 cod-dominated ecosystem. *Science*, 308, 1621-1623.
784 <https://doi.org/10.1126/science.1113075>.

785 García Horcajuelo, M. A. 2018. Caracterización de la pesquería histórica española de red
786 de enmalle a la deriva dirigida al pez espada en el estrecho de Gibraltar entre los años
787 1988 y 1992. Efectos y patrones temporales en las poblaciones de grandes tiburones
788 pelágicos. Master Thesis, University of Alicante, Spain.

789 Gerlotto, F., Castillo, J., Saavedra, A., Barbieri, M. A., Espejo, M., Cotel, P., 2004. Three-
790 dimensional structure and avoidance behaviour of anchovy and common sardine schools
791 in central southern Chile. ICES J. Mar. Sci. 61, 1120-1126.
792 <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2004.07.017>.

793 Giannoulaki, M., Pyrounaki, M.M., Liorzou, B., Leonori, I., Valavanis, V.D., Tsagarakis,
794 K., Bigot, J.L., Roos, D., De Felice, A., Campanella, F., Somarakis, S., Arneri, E.,
795 Machias, A., 2011. Habitat suitability modelling for sardine (*Sardina pilchardus*)
796 juveniles in the Mediterranean Sea. Fish Oceanogr. 20, 367-382.
797 <https://doi.org/10.1111/j.1365-2419.2011.00590.x>.

798 Gil, J., 2006. Biología y pesca del voraz [*Pagellus bogaraveo* (Brünnich, 1768)] en el
799 Estrecho de Gibraltar. PhD Thesis, University of Cádiz, Spain.
800 <http://hdl.handle.net/10508/954>.

801 Gil, J., 2019. Stock Annex: Blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) in Subarea 9
802 (Atlantic Iberian waters). Working Document to the 2019 Report of the ICES Working
803 Group on the Biology and Assessment of Deep-Sea Fisheries Resources (WGDEEP).

804 Gil-Herrera, J., Gutiérrez-Estrada, J.C. Benchoucha, S., Pérez-Gil, J.L., Sanz-Fernández,
805 V., el Arraf, S., Burgo, C., Malouli-Idrissi, M., Farias, C., 2021. The BlackSpot Seabream
806 fishery in the Strait of Gibraltar: lessons and future perspectives of shared marine
807 resource. In: Báez J.C., Vázquez JT., Camiñas J.A., Malouli Idrissi M. (eds) Alboran Sea
808 - Ecosystems and Marine Resources. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-65516-7_19.

810 Giménez, J., Marçalo, A., García-Polo, M., García-Barón, I., Castillo, J.J., Fernández-
811 Maldonado, C., Saavedra, C., Santos, M.B., De Stephanis, R., 2018. Feeding ecology of
812 Mediterranean common dolphins: the importance of mesopelagic fish in the diet of an
813 endangered subpopulation. Mar. Mamm. Sci. 34, 136-154.
814 <https://doi.org/10.1111/mms.12442>.

815 González Castellanos, M., Soto Valero, C. 2013. Minería de datos para series temporales.
816 Universidad Central “Marta Abreu” de Las Villas, Cuba. ISBN: 978-959-250-924-5.

817 Gordó-Vilaseca, C., Pennino, M. G., Albo-Puigserver, M., Wolff, M., Coll, M. 2021.
818 Modelling the spatial distribution of *Sardina pilchardus* and *Engraulis encrasicolus*
819 spawning habitat in the NW Mediterranean Sea. Mar. Environ. Res. 169, 105381.
820 <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2021.105381>.

821 Griñó, R. C., 1992. Neural networks for univariate time series forecasting and their
822 application to water demand prediction. Neural Netw. World. 2, 437-450.

823 Gutiérrez-Estrada J.C., Vasconcelos, R., Costa, M.J., 2008. Estimating fish community
824 diversity from environmental features in the Tagus estuary (Portugal): Multiple Linear
825 Regression and Artificial Neural Network approaches. J. Appl. Ichthyol. 24, 150-162.
826 <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2007.01039.x>.

827 Gutiérrez-Estrada, J. C., Gil-Herrera, J., Pulido-Calvo, I., Czerwinski, I. A., 2017. Is it
828 possible to differentiate between environmental and fishery effects on abundance-
829 biomass variation? A case study of blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) in the Strait
830 of Gibraltar. Fisheries Oceanography, 26, 455-475. <https://doi.org/10.1111/fog.12208>.

831 Gutiérrez-Estrada, J. C., Sanz-Fernández, V., Pulido-Calvo, I., Gil-Herrera, J., 2020.
832 Improving the interpretability of the effects of environmental factors on abundance of fish
833 stocks. Ecol. Indic. 117, 106533. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106533>.

834 Hare, S. R., Mantua, N. J., 2000. Empirical evidence for North Pacific regime shifts in
835 1977 and 1989. Prog. Oceanogr. 47, 103-145. [https://doi.org/10.1016/S0079-6611\(00\)00033-1](https://doi.org/10.1016/S0079-6611(00)00033-1).

837 Hornik, K., 2021. clue: Cluster ensembles. R package version 0.3-59. <https://CRAN.R-project.org/package=clue>.

839 Hurrell, James and National Center for Atmospheric Research Staff (Eds). Last modified
840 24 Apr 2020. “The Climate Data Guide: Hurrell North Atlantic Oscillation (NAO) Index
841 (station-based)”. Retrieved from [https://climatedataguide.ucar.edu/climate-data/hurrell-](https://climatedataguide.ucar.edu/climate-data/hurrell-north-atlantic-oscillation-nao-index-station-based)
842 [north-atlantic-oscillation-nao-index-station-based](https://climatedataguide.ucar.edu/climate-data/hurrell-north-atlantic-oscillation-nao-index-station-based).

843 Kassambara, A., 2017. Practical Guide to Principal Component Methods in R: PCA, M
844 (CA), FAMD, MFA, HCPC, factoextra (STHDA).

845 Kim, M., Ramakrishna, R. S., 2005. New indices for cluster validity assessment. Pattern
846 Recognit. Lett. 26, 2353-2363. <https://doi.org/10.1016/j.patrec.2005.04.007>.

847 Kim, Y. J., Gu, C. 2004. Smoothing spline Gaussian regression: more scalable
848 computation via efficient approximation. J R Stat Soc Series B Stat Methodol. 66, 337-
849 356. <https://doi.org/10.1046/j.1369-7412.2003.05316.x>.

850 Kitanidis, P. K., Bras, R. L., 1980. Real time forecasting with a conceptual hydrological
851 model. 2. Applications and Results. Water Resour. Res. 16, 1034-1044.
852 <https://doi.org/10.1029/WR016i006p01034>.

853 Kling, H., Fuchs, M., Paulin, M., 2012. Runoff conditions in the upper Danube basin
854 under an ensemble of climate change scenarios. J. Hydrol. 424-425, 264-277.
855 <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.01.011>.

856 Lê, S., Josse, J., Husson, F., 2008. FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis.
857 J. Stat. Softw. 25, 1-18. <https://doi.org/10.18637/jss.v025.i01>.

858 Lloret, J., Lleonart, J., Solé, I., Fromentin, J. M., 2001. Fluctuations of landings and
859 environmental conditions in the north- western Mediterranean Sea. Fish Oceanogr. 10,
860 33-50. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2419.2001.00151.x>.

861 Marra, G., Wood, S. N. 2011. Practical variable selection for generalized additive models.
862 Comput Stat Data Anal. 55, 2372-2387. <https://doi.org/10.1016/j.csda.2011.02.004>.

863 Massé, J., 1996. Acoustic observations in the Bay of Biscay: schooling, vertical
864 distribution, species assemblages and behaviour. Sci. Mar. 60(Suppl. 2), 227-234.
865 <https://archimer.ifremer.fr/doc/00191/30265/>.

866 Morrongiello, J. R., Walsh, C. T., Gray, C. A., Stocks, J. R., Crook, D. A., 2014.
867 Environmental change drives long- term recruitment and growth variation in an estuarine
868 fish. Glob. Change Biol. 20, 1844-1860. <https://doi.org/10.1111/gcb.12545>.

869 Moss, J., 2019. univariateML: An R package for maximum likelihood estimation of
870 univariate densities. Journal of Open Source Software, 4, 1863,
871 <https://doi.org/10.21105/joss.01863>.

872 Mugo., R., Saitoh, S.I., Nihira A., Kuroyama, T., 2010. Habitat characteristics of skipjack
873 tuna (*Katsuwonus pelamis*) in the western North Pacific: a remote sensing perspective.
874 Fish Oceanogr. 19, 382-396. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2419.2010.00552.x>.

875 Nadal, I., Sammartino, S., García-Lafuente, J., Sánchez Garrido, J. C., Gil-Herrera,
876 J., Hidalgo, M., Hernández, P., 2022. Hydrodynamic connectivity and dispersal patterns
877 of a transboundary species (*Pagellus bogaraveo*) in the Strait of Gibraltar and adjacent
878 basins. *Fish Oceanogr.* 1-18. <https://doi.org/10.1111/fog.12583>.

879 Nadal-Arizo, I., 2019. Tidal dynamics effect on the connectivity patterns of the blackspot
880 seabream (*Pagellus bogaraveo*) in the Alboran Sea. Master's Thesis, Polytechnic
881 University of Valencia, Spain. <http://hdl.handle.net/10251/117736>.

882 Nash, J. E., Sutcliffe, J. V., 1970. River flow forecasting through conceptual models part
883 I - A discussion of principles. *J. Hydrol.* 10, 282-290. [https://doi.org/10.1016/0022-](https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6)
884 [1694\(70\)90255-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6).

885 Neves, J., Giacomello, E., Menezes, G.M., Fontes, J., Tanner, S.E., 2021. Temperature-
886 Driven Growth Variation in a Deep-Sea Fish: The Case of *Pagellus bogaraveo* (Brünnich,
887 1768) in the Azores Archipelago. *Front. Mar. Sci.* 8, 703820.
888 <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.703820>.

889 Nicola, G. G., Elvira, B., Jonsson, B., Ayllón, D., Almodóvar, A. 2018. Local and global
890 climatic drivers of Atlantic salmon decline in southern Europe. *Fish. Res.* 198, 78-85.
891 <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2017.10.012>.

892 Palackova, J., Gajdusek, S., Jirasek, J., Fasaic, K., 1990. Effect of sublethal concentration
893 of ammonia in water on changes in and correlations of some biochemical indices in carp
894 fry (*Cyprinus carpio* L.). *Acta biologica iugoslavica. Serija E. Ichthyologia.* Belgrade,
895 22, 57-67.

896 Perretti, C. T., Fogarty, M. J., Friedland, K. D., Hare, J. A., Lucey, S. M., McBride, R.
897 S., ... Wuenschel, M. J., 2017. Regime shifts in fish recruitment on the Northeast US
898 Continental Shelf. *Mar. Ecol.-Prog. Ser.* 574, 1-11. <https://doi.org/10.3354/meps12183>.

899 Petitjean, F., Ketterlin, A., Gańczarski, P. 2011. A global averaging method for dynamic
900 time warping, with applications to clustering. *Pattern Recognit.* 44, 678-693.
901 <https://doi.org/10.1016/j.patcog.2010.09.013>.

902 Piroddi, C., Coll, M., Liqueste, C., Macias, D., Greer, K., Buszowski, J., Steenbeek, J.,
903 Danovaro, R., Christensen, V., 2017. Historical changes of the Mediterranean Sea
904 ecosystem: modelling the role and impact of primary productivity and fisheries changes
905 over time. *Sci Rep.* 7, 44491. <https://doi.org/10.1038/srep44491>.

906 Polonio, V., Canoura, J., Gil J., Farias, C., Burgos C., Sorino, I., 2008. Hábito alimenticio
907 de *Pagellus bovaraveo* en aguas del Estrecho de Gibraltar. In: Telo A. et al. (Eds.), Proc.
908 XV Simpósio Ibérico de Estudos de Biologia Marinha, Funchal, Madeira (Portugal), 9–
909 13 September.

910 R Core Team., 2020. R: a language and environment for statistical computing. R
911 Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org>.

922 Rousseeuw, P.J., 1987. Silhouettes: a graphical aid to the interpretation and validation of
923 cluster analysis. *J. Comput. Appl. Math.* 20, 53-65. [https://doi.org/10.1016/0377-](https://doi.org/10.1016/0377-0427(87)90125-7)
924 [0427\(87\)90125-7](https://doi.org/10.1016/0377-0427(87)90125-7).

925 Saitta, S., Raphael, B., Smith, I.F., 2007. A bounded index for cluster validity. In
926 International Workshop on Machine Learning and Data Mining in Pattern Recognition
927 MLDM 2007. Lecture Notes in Computer Science, vol 4571. Springer, Berlin,
928 Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-540-73499-4_14.

929 Sammartino, S., Sánchez-Garrido, J.C., García-Lafuente, J., Narnajo, C., Hidalgo, M., &
930 Gil-Herrera, J., 2019. Blackspot seabream early life stages dispersal by hydrodynamic
931 modelling (Strait of Gibraltar - Alboran Sea). *Geophysical Research Abstracts.* 21,
932 EGU2019-18082. <https://hdl.handle.net/10630/17566>.

933 Sanz-Fernández, V., Gutiérrez-Estrada, J. C., Pulido-Calvo, I., Gil-Herrera, J.,
934 Benchoucha, S., el Arraf, S., 2019. Environment or catches? Assessment of the decline
935 in blackspot seabream (*Pagellus bogaraveo*) abundance in the Strait of Gibraltar. *J. Mar.*
936 *Syst.* 190, 15-24. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2018.08.005>.

937 Sanz-Fernández, V., Gutiérrez-Estrada, J.C., 2021. Historical changes of Blackspot
938 seabream (*Pagellus bogaraveo*) landing patterns in the Strait of Gibraltar from 1983 to
939 2016: Environmental and legislation effects. *Fish Oceanogr.* 30, 111-126.
940 <https://doi.org/10.1111/fog.12506>.

941 Sardá-Espinosa, A., 2019. Time-Series Clustering in R Using the dtwclust Package. *The*
942 *R Journal.* 11, 22-43. <https://doi.org/10.32614/RJ-2019-023>.

943 Silva, C., Yáñez, E., Barbieri, M. A., Bernal, C., Aranís, A. 2015. Forecasts of swordfish
944 (*Xiphias gladius*) and common sardine (*Strangomera bentincki*) off Chile under the A2
945 IPCC climate change scenario. *Prog. Oceanogr.* 134, 343-355.
946 <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2015.03.004>.

947 Sorell, J. M., Varela, J. L., Goni, N., Macías, D., Arrizabalaga, H., Medina, A., 2017. Diet
948 and consumption rate of Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) in the Strait of Gibraltar.
949 Fish Res. 188, 112-120. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2016.12.012>.

950 Sutton, T.T., 2013. Vertical ecology of the pelagic ocean: classical patterns and new
951 perspectives. J. Fish Biol. 83, 1508-1527. <https://doi.org/10.1111/jfb.12263>.

952 Teixeira, C. M., Gamito, R., Leitão, F., Cabral, H. N., 2014. Trends in landings of fish
953 species potentially affected by climate change in Portuguese fisheries. Reg. Envir. Chang.
954 14, 657-669. <https://doi.org/10.1007/s10113-013-0524-5>.

955 Torres, M. Á., Coll, M., Heymans, J. J., Christensen, V., Sobrino, I., 2013. Food-web
956 structure of and fishing impacts on the Gulf of Cadiz ecosystem (South-western Spain).
957 Ecol. Model. 265, 26-44. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.05.019>.

958 Varela, J. L., Carrera, I., Medina, A., 2020. Seasonal feeding patterns of Atlantic bluefin
959 tuna (*Thunnus thynnus*) in the Strait of Gibraltar. Mar. Environ. Res. 153, 104811.
960 <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2019.104811>.

961 Vázquez López-Escobar, A., 2006. Ondas internas en el estrecho de Gibraltar y procesos
962 de mezcla inducidos. PhD Thesis, University of Cádiz, Spain.
963 <http://hdl.handle.net/10498/15671>.

964 Ventura, S., Silva, M., Pérez-Bendito, D., Hervás, C., 1995. Artificial neural networks for
965 estimation of kinetic analytical parameters. Anal. Chem. 67, 1521-1525.

966 Wood, S.N., 2017. Generalized Additive Models: An Introduction with R (2nd edition).
967 Chapman and Hall/CRC. ISBN 9781498728331.

968 Zeileis, A., Hothorn, T., 2002. Diagnostic Checking in Regression Relationships. R
969 News. 2(3), 7-10. ~~<https://CRAN.R-project.org/doc/Rnews/>~~ https://cran.r-project.org/doc/Rnews/Rnews_2002-3.pdf.

971 Zhang, C. I., Lee, J. B., Kim, S., Oh, J. H. 2000. Climatic regime shifts and their impacts
972 on marine ecosystem and fisheries resources in Korean waters. Prog. Oceanogr. 47, 171-
973 190. [https://doi.org/10.1016/S0079-6611\(00\)00035-5](https://doi.org/10.1016/S0079-6611(00)00035-5).

974 Zhang, C.I., Lee, J.B., Seo, Y.I., Yoon, S.C., Kim, S., 2004. Variations in the abundance
975 of fisheries resources and ecosystem structure in the Japan/East Sea. Prog. Oceanogr. 61,
976 245-265. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2004.06.009>.

977 Zuur, A.F., Ieno, E., Walker, N., Saveliev, A., Smith, G., 2009. Mixed Effects Modelling
978 for Nested Data In: Zuur AF et al. (eds), Mixed Effects Models and Extensions in Ecology
979 with R. Statistics for Biology and Health, Springer. ISBN 978-0-387-87457-9.

980 Zuur, A.F., Ieno, E.N., 2016. A protocol for conducting and presenting results of
981 regression-type analyses. *Methods Ecol. Evol.* 7, 636-645. [https://doi.org/10.1111/2041-](https://doi.org/10.1111/2041-210X.12577)
982 [210X.12577](https://doi.org/10.1111/2041-210X.12577).