

TRABAJO FIN DE GRADO

BIOLOGÍA

**Variación temporal 2004-2020 en las capturas de salmón atlántico
en Asturias: cambios en rasgos de la estrategia vital**



Jorge Lobato Menéndez

Departamento de Zoología/ Facultad de Biología

Junio/2023




**UNIVERSIDAD DE OVIEDO
FACULTAD DE BIOLOGÍA**



D. Jorge Lobato Menéndez con DNI 53775615M como alumno del Grado de Biología de la Universidad de Oviedo, DECLARO que el Trabajo Fin de Grado titulado *Variación temporal 2004-2020 en las capturas de salmón atlántico: cambios en los rasgos de la estrategia vital* es de mi autoría, es original y las fuentes bibliográficas utilizadas han sido debidamente citadas. La fotografía de la portada ha sido cedida por David Álvarez.

En Gijón a 7 de junio de 2023

Firmado:

A handwritten signature in black ink. It consists of a stylized, angular mark followed by the word "LOBATO" written in a bold, slightly slanted, sans-serif font.

RESUMEN

Las pesquerías experimentan un acusado declive a nivel global desde mediados del siglo pasado y se estima que para 2048 el 100% habrán colapsado. La población global de salmón atlántico (*Salmo salar*) sufre una reducción en toda su área de distribución. Este trabajo contó con las estadísticas de pesca deportiva recopiladas por el Principado de Asturias entre 2004 y 2020 con el fin de analizar la evolución del número de capturas y disminuciones en el tamaño y condición de los salmones. Se diferenciaron dos clases de tamaño, anuales y multi-invierno y se estudió la evolución del tamaño en cada clase. Los resultados confirman que la población asturiana sufre un marcado descenso desde 1949, que se ha acelerado desde 2004. En vista a la evolución de otras poblaciones en el Atlántico Norte, no es descabellado afirmar que la población asturiana, si bien aún no lo ha alcanzado, está cercana al colapso. No se aprecian descensos en el tamaño (peso ni longitud) ni en la condición a lo largo de la serie temporal. La gestión de la pesca deportiva podría explicar el descenso más acusado del número de salmones multi-invierno. Es necesario tomar medidas de gestión encaminadas a mejorar el estado de conservación de la especie, pues desempeña un papel importante en ecosistemas marinos y terrestres.

ABSTRACT

Fisheries globally undergo a steep decline since the middle of the last century and it has been estimated that by 2048 100% of them will have collapsed. The worldwide Atlantic salmon (*Salmo salar*) population suffers a reduction since 1949, which has accelerated from 2004. Considering the development of others populations in the North Atlantic, it may be not absurd to claim that the Asturian salmon population is close to collapse. There have not been observed reductions neither in size (weight or length) nor in physical condition along the time series. The way in which angling is managed may explain the sharper decline in the number of multi-winter salmon. Management measures aimed at improving the species conservation status, due to its key role in marine and terrestrial ecosystems.

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN1

MATERIAL Y MÉTODOS3

RESULTADOS.....6

 Capturas6

 Peso.....8

 Tamaño.....10

DISCUSIÓN.....11

BIBLIOGRAFÍA16

INTRODUCCIÓN

La actividad humana es responsable, en gran medida, de las alteraciones a escala global de los sistemas naturales (Will *et al.*, 2004). Estas alteraciones se engloban bajo el término cambio global y se traducen en una degradación de los servicios ecosistémicos, escasez de recursos y la reducción de la capacidad del planeta para absorber nuestros desechos (Steffen *et al.*, 2011). De entre todos los factores que subyacen al cambio global quizás el más significativo sea el calentamiento global. Es consecuencia del aumento en la concentración de gases de efecto invernadero, que conlleva un incremento de la temperatura del planeta (Pimm *et al.*, 2014).

Otro fenómeno derivado del cambio global es la defaunación o pérdida acelerada de especies animales. En la actualidad, la tasa de extinción supera sustancialmente la extinción de fondo, lo que ha llevado a un buen número de autores a sugerir que nos enfrentamos a la sexta extinción o extinción del Antropoceno (Ceballos *et al.*, 2015; Pimm *et al.*, 2014). El escenario es probablemente peor del que recoge la Lista Roja de la Unión Internacional por la Conservación de la Naturaleza, pues la investigación en extinciones tiene un marcado sesgo en favor de vertebrados y especies de interés comercial (Worm *et al.*, 2006; Cowie *et al.*, 2022).

Las complicaciones técnicas asociadas al estudio del medio marino, en especial las zonas pelágicas y abisales, dificultan el conocimiento sobre extinciones de especies marinas y, más importante, las consecuencias ecológicas derivadas. En las últimas décadas, el papel de los océanos en fenómenos tan influyentes como el clima o el ciclo de nutrientes ha aumentado mucho. Por ejemplo, hasta hace poco se asumía que la participación activa de los seres vivos en el ciclo del carbono, conocida como bomba de carbono marino, tenía una relevancia mínima en comparación con los procesos geológicos implicados. Sin embargo, un estudio realizado en la capa mesopelágica, entre 200 y 1000 metros de profundidad, sugiere que ciertas especies de peces linterna (Myctophiformes) realizan un importante papel en el ciclo del carbono (Radchenko, 2007).

La pérdida de especies lleva asociada en muchas ocasiones la pérdida de servicios ecosistémicos (Worm *et al.*, 2006), que en última instancia genera un ecosistema menos resiliente, más vulnerable a los cambios de las condiciones ambientales y, por tanto, más proclive a sufrir defaunación. Si la especie realiza una función tan influyente como la bomba de carbono marino, las consecuencias son esperables a nivel global. En resumen, la importancia del océano en la regulación de procesos determinantes en el planeta, sumada al desconocimiento actual sobre

el estado de muchas poblaciones marinas, despierta una justificada preocupación por la conservación de estos ecosistemas.

Las pesquerías, tanto marítimas como en aguas continentales, experimentan un acusado declive a nivel global desde mediados del siglo pasado (Pauly *et al.*, 1998). Worm *et al.* (2006) estiman que para 2048 el 100% de las pesquerías habrán colapsado. El manejo de pesquerías es distinto al manejo de especies terrestres porque su objetivo es mantener la explotación de la población sin provocar el colapso de esta. Las pesquerías marítimas de salmón atlántico restringieron su actividad a áreas concretas del Atlántico Norte en respuesta al acusado declive poblacional pues las capturas reportadas han disminuido un 90% en los últimos 40 años (ICES, 2013).

El salmón atlántico (*Salmo salar*) es una especie de salmónido cuya distribución natural se encuentra en el Atlántico Norte, desde aproximadamente el paralelo 41 hasta el océano Ártico. En Europa el río Duero constituía el límite histórico meridional de distribución natural, en el que hay constancia de pequeñas poblaciones extintas hace ya décadas. Asimismo, existen registros de capturas en el río Tajo e incluso Madoz (1845) llega a citarlo en el Guadiana. En la actualidad su distribución en la Península se limita al sector de la costa atlántica comprendida entre el río Miño y el Bidasoa.

Las poblaciones atlánticas presentan el clásico ciclo anádromo, nacen en cursos altos de los ríos en los que pueden pasar varios años antes de migrar al mar y regresan ya como adultos a los mismos ríos en los que han nacido para reproducirse. Durante la fase marina, se alimentan en aguas del Atlántico Norte donde las condiciones para un crecimiento rápido son mejores que en las aguas dulces. Las poblaciones españolas se dirigen al sur de Groenlandia (Almodóvar *et al.*, 2020), donde se alimentan de peces de menor tamaño, como capelanes y lanzones, y diversos grupos de crustáceos. La primera maduración sexual es el evento que desencadena el retorno al río. En los ejemplares “añales” el regreso tiene lugar tras un invierno de vida en el mar y tras dos o más en los “multi-invierno”. El tamaño del salmón es proporcional a la duración de su fase marina por lo que los multi-invierno son significativamente mayores que los añales.

Durante esta segunda etapa fluvial el salmón destina un alto porcentaje de sus recursos a la reproducción, deja de buscar alimento de forma activa y hace uso de las reservas de grasa acumuladas durante la etapa marina. Las primeras entradas se registran en marzo-abril, coincidiendo con la subida del caudal y corresponden a individuos multi-invierno. El tamaño de los salmones retornantes disminuye a medida que avanza la primavera y para mediados de verano ya se reportan individuos añales. A principios de otoño se observan ejemplares de dos inviernos de mar.

La pesca deportiva de salmón en Asturias se concentra en torno al río Narcea, Nalón, Sella, Cares, Deva y sus tributarios. Hay dos factores locales que agravan su sensible situación: la pesca deportiva y el grado de accesibilidad de los cursos fluviales. La cuenca del Nalón es la que soporta mayor presión humana pues discurre muy cercana a importantes núcleos de población. Prueba de ello, son los numerosos obstáculos que comprometen la accesibilidad de los salmones a las zonas de reproducción. De toda la longitud fluvial acumulada de las 32 cuencas ibéricas tan solo el 32% resulta accesible (Hervella *et al.*, 2010). El número de licencias no ha variado significativamente (Nicola *et al.*, 2018), pese a que la población muestra claros signos de declive.

A fin de ampliar el conocimiento sobre el estado de las poblaciones asturianas de salmón, este trabajo pretende analizar la evolución de las capturas en Asturias en los periodos 1949-2022 y 2004-2022. También resulta interesante estudiar la variabilidad en función del río de captura.

Por otro lado, se aspira a identificar cambios en rasgos de la estrategia vital derivados del declive poblacional. Como éste se trata de un trabajo inicial, los rasgos estudiados se limitan a la longitud, al peso y a la condición física.

MATERIAL Y MÉTODOS

Para la realización del presente trabajo se contó con las estadísticas de pesca deportiva recopiladas por el Principado de Asturias entre 2004 y 2020. Durante este periodo, todos los salmones pescados legalmente se precintaron en los centros habilitados para ello en los principales cauces asturianos y allí fueron medidos, pesados, se tomó una muestra de escamas y se registró la fecha de captura, el río y el coto donde se había capturado cada ejemplar.

Debido a las diferencias entre años a la hora de introducir la información, la primera parte del trabajo consistió en construir una base de datos en la que se incluyó toda la información disponible de una manera uniforme, para posteriormente realizar los análisis oportunos. Finalmente, se decidió utilizar para los análisis las variables *Año*, *Fecha*, *Longitud* y *Peso*. Para el resto de variables, debido a que no se habían tomado para todos los años, o que no eran relevantes para el presente trabajo, como el nombre y localización del Coto en que habían sido capturados los salmones, se incluyeron de igual forma en la base de datos por si se necesitaran para posteriores estudios. Todos los datos fueron revisados escrupulosamente para detectar y corregir posibles errores humanos al introducir la información.

Finalmente, y una vez completada y corregida la base de datos, se dispuso de información sobre 19013 salmones capturados entre 2004 y 2020. Con el fin de simplificar los análisis, se agruparon los ríos en función de la cuenca a la que pertenecían en las 7 cuencas siguientes: Eo, Porcía, Navia, Esva, Narcea-Nalón, Sella y Cares-Deva.

Además de esta base de datos, se dispuso de la serie total de capturas en los principales ríos de Asturias desde 1947 hasta 2022. Con estos datos se realizó el estudio de *Capturas*.

Se creó una nueva variable llamada *Condición*, que refleja la condición física del pez al relacionar *Peso* y *Longitud*. El valor obtenido es un residuo de la diferencia entre el peso real y el peso predicho por el modelo. El modelo habitualmente utilizado ($P=L^3$) es poco preciso para valores altos de *Longitud* (Jones *et al.*, 1999) porque el exponente 3 asume un crecimiento isométrico, mientras que Froese (2006) reporta una tendencia levemente positiva hacia el crecimiento alométrico. La relación no es lineal porque mientras el *Peso* aumenta de forma tridimensional, la *Longitud* lo hace de forma unidimensional. La línea de tendencia exponencial de la Figura 1 ($r^2=0.88$; $p<0.001$) es el mejor modelo para explicar la relación *Peso-Longitud*. Tiene un exponente de 3.21, más cercano al de Froese (2006) y englobado dentro del rango de Jones *et al.* (1999). Con todo, la *Condición* se expresa mediante:

$$Condicion = Peso - Longitud^{3.21}$$

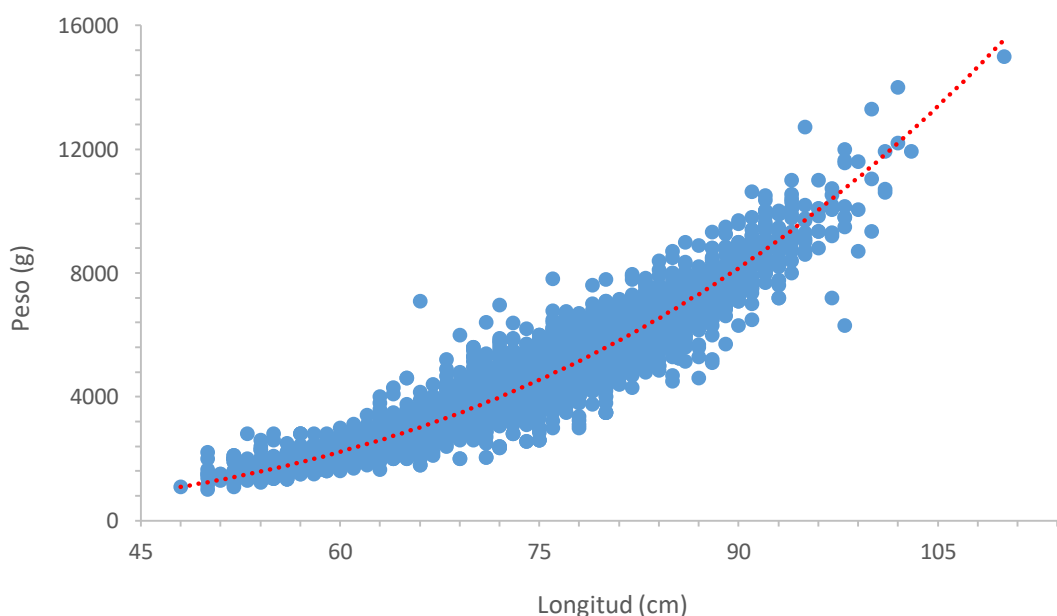


Figura 1. *Relación entre Peso y Longitud*. La línea (rojo) representa un ajuste exponencial entre las dos variables.

La variable *Condición* es buen indicador del estado de salud del animal. Valores positivos indican individuos que pesan más de lo que les corresponde por su longitud, mientras que valores negativos serían individuos con menos peso y se podría asociar a ejemplares débiles o enfermos.

En un paso previo se analizó la distribución de *Longitud* y *Peso* para los 19013 salmones capturados. En ambos casos se observa una distribución marcadamente bimodal (Figura 2). Por tanto, medidas de centralización, como el promedio, no aportan una medida representativa del tamaño o peso promedio. Se optó por definir dos clases poblacionales a partir de la *Longitud* con menor frecuencia: 67.5 cm. Los ejemplares comprendidos por debajo de dicho valor conforman la clase añales (A) y los que lo sobrepasan conforman la clase multi-invierno (M) (Figura 2). Esto permitió estudiar el comportamiento del *Peso promedio* y *Longitud promedio* dentro de cada clase en el periodo 2004-2020.

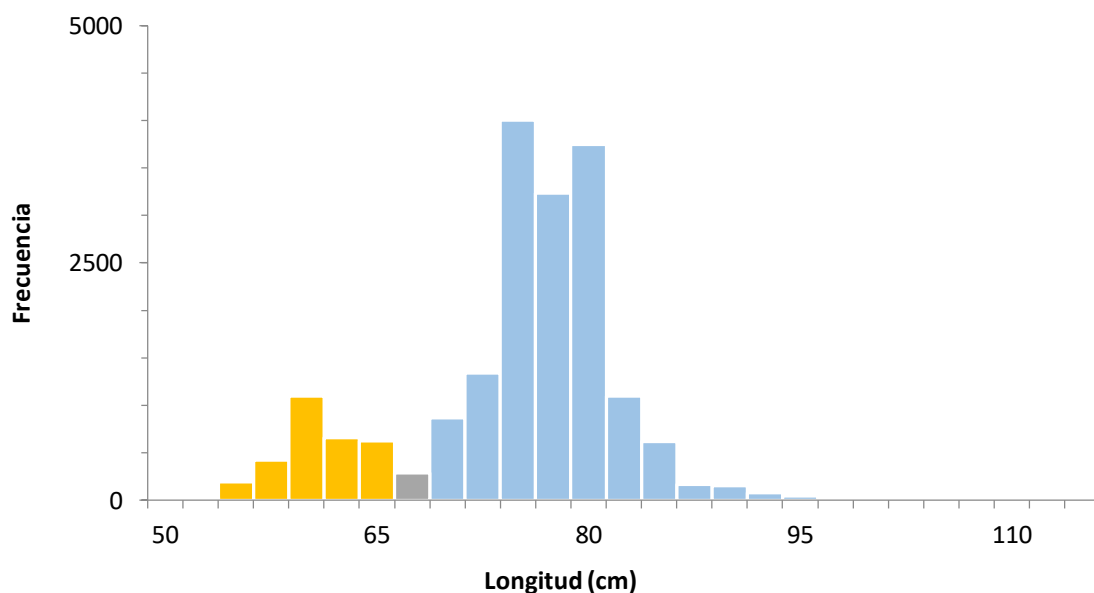


Figura 2. Distribución de frecuencias de *Longitud* para los 19013 salmones capturados. La clase multi-invierno (M, en azul) domina sobre la clase añales (A, en amarillo).

RESULTADOS

Capturas

La evolución de capturas en el periodo 1949-2022 mostró un perfil característico en dientes de sierra, alternando años de capturas superiores a los 5000-6000 ejemplares con años de capturas muy inferiores. De todas formas, tal como se puede apreciar en la Figura 3, la población asturiana de salmón ha sufrido un importante descenso desde 1949, que se ha acentuado a partir de 2004. En el intervalo 1949-2022 la pendiente de la recta de regresión ($r^2=0.52$; $p<0.001$) es negativa (-59), lo que quiere decir que cada año el número de capturas se reduciría en 59 salmones. En el intervalo 2004-2022 el declive es incluso más acentuado (-82; $r^2=0.46$; $p<0.001$) y la tasa de reducción llega a 82 salmones por años.

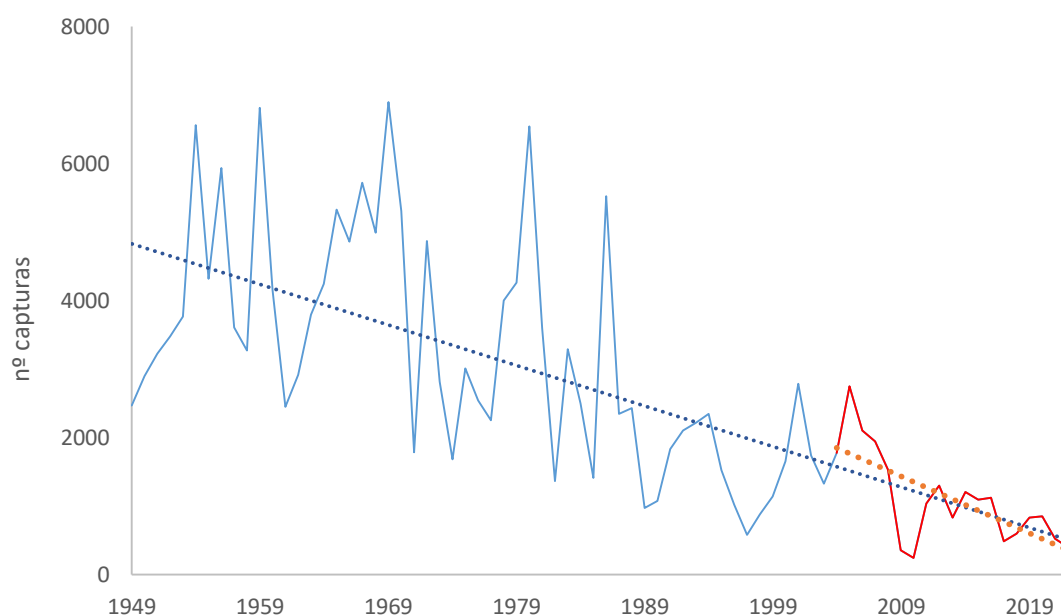


Figura 3. Número de capturas fluviales de salmón en Asturias en el periodo 1949-2022.

El número de capturas por *Cuenca* también muestra un notable descenso que se agudiza en el periodo 2004-2022. Sella es históricamente la cuenca con mayor abundancia y, sin embargo, es la que experimenta un declive más acusado (Figura 4; Anexo Figura A).

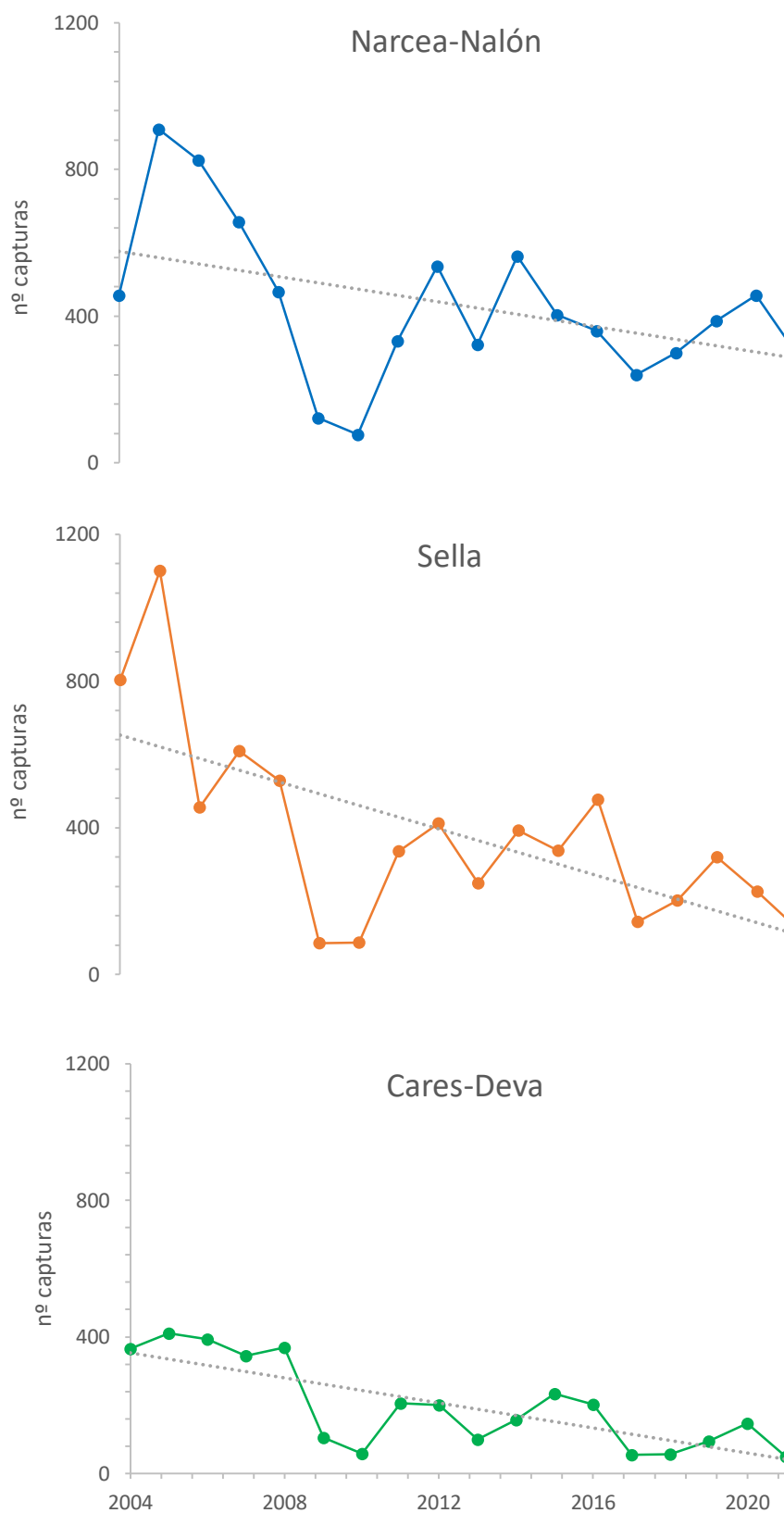


Figura 4. Número de ejemplares capturados en Narcea-Nalón, Sella y Cares-Deva entre 2004 y 2022.

El número de capturas de las dos clases poblacionales también describe una trayectoria negativa, si bien en la clase multi-invierno es más acusada (Figura 5).

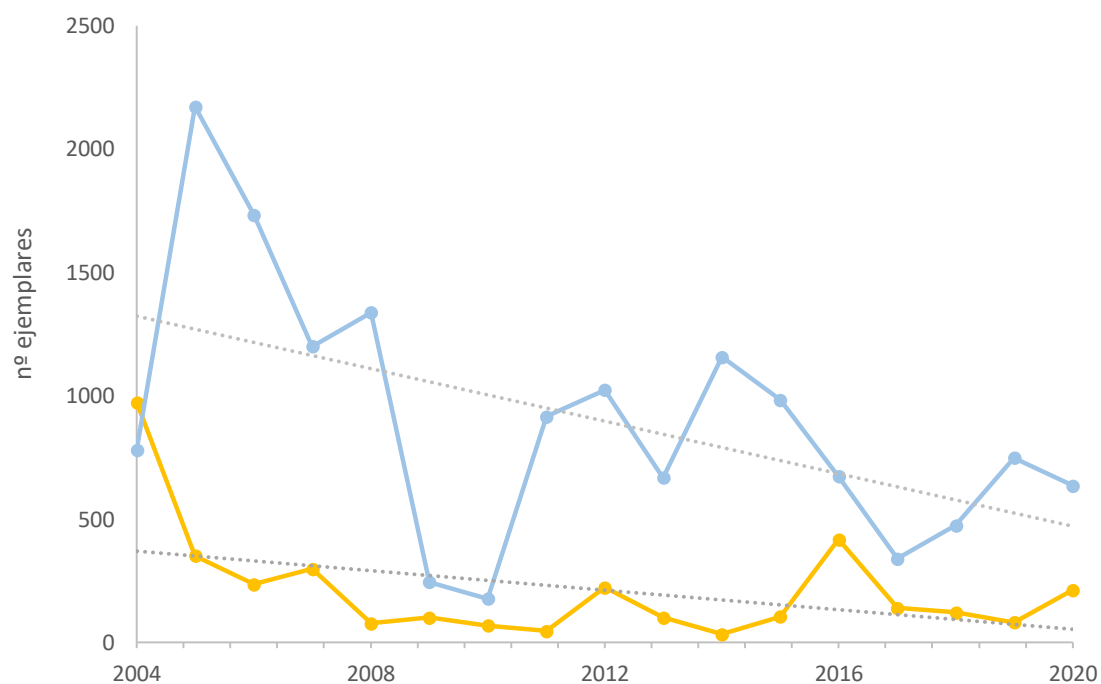


Figura 5. Evolución del número de ejemplares anuales (en amarillo) y multi-invierno (en azul) en el periodo 2004-2020.

Peso

El 80% de los 18870 salmones para los que se disponía de información relativa al *Peso* eran individuos multi-invierno (Anexo Tabla 1) y únicamente en 2004 los anuales superaron la mitad de las capturas (Figura 6). El número de anuales respecto a los multi-invierno no varía de forma significativa (Anexo Tabla 1).

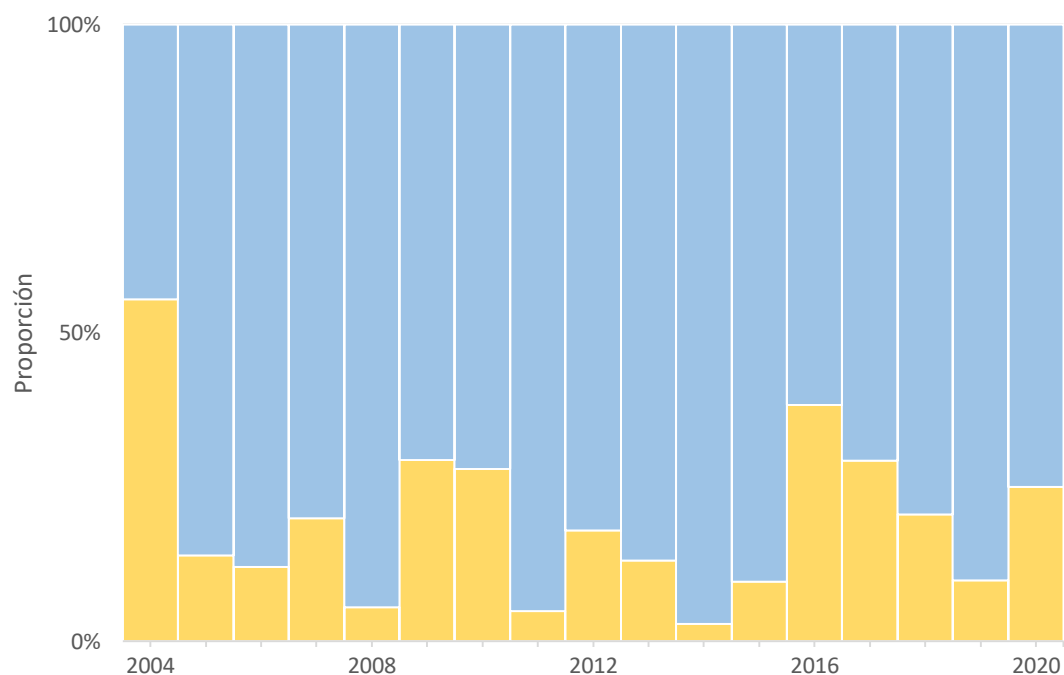


Figura 6. Proporción de ejemplares anuales (A, en amarillo) y multi-invierno (M, en azul) en el intervalo 2004-2020.

No hay ninguna tendencia de cambio en el *Peso promedio* dentro del periodo de tiempo estudiado ni para la clase A ($r^2=0.34$; $p<0.001$) ni para la clase M ($r^2=0.04$; $p=0.29$) (Figura 7).

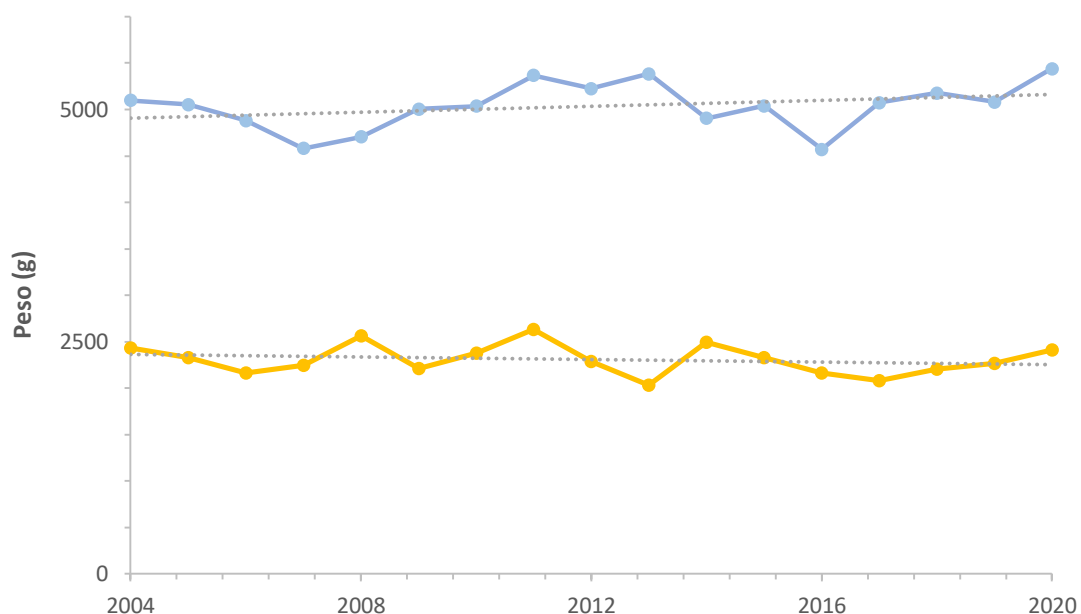


Figura 7. Evolución del *Peso promedio* en anuales (A, en amarillo) y multi-invierno (M, en azul).

Por último, no se aprecian variaciones en la distribución del *Peso* en función de la *Cuenca* (Anexo Figura B).

Tamaño

La *Longitud promedio* en cada clase no muestra ninguna tendencia entre 2004-2020 (Anexo Figura D).

La distribución de la *Longitud* no varía en función de la *Cuenca* (Anexo Figura E).

La *Condición* oscila entre -4536 y 4053 g y aumenta en el periodo 2004-2020 ($r^2=0.30$; $p=0.01$).

La Figura 8 se obtiene a partir de la línea de regresión que describe la relación entre *Peso* y *Longitud*. También es destacable la existencia de valores anormalmente bajos en 2007 y 2016.

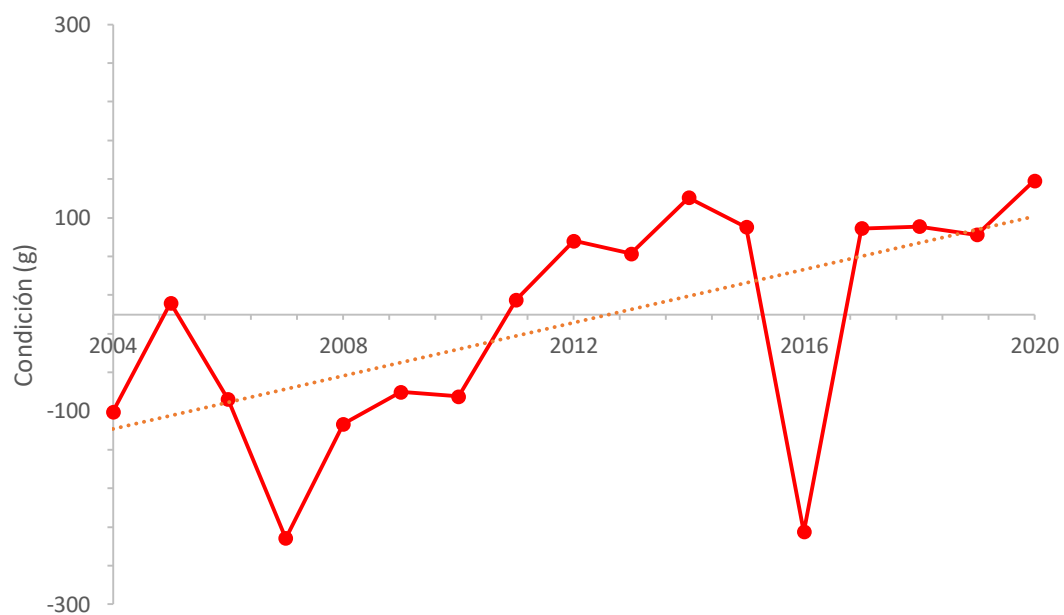


Figura 8. Evolución de la *Condición promedio anual* entre 2004 y 2020. La línea de puntos indica la línea de tendencia

DISCUSIÓN

Las oscilaciones demográficas de determinadas especies pueden tener ciclos muy amplios, de hasta 20 o 30 años (Mills, 1989; Bielak y Power, 1986) en las que se pueden alternar periodos de abundancia con periodos de escasez (Huntsman, 1931), por lo que es más riguroso hacer interpretaciones a partir de series temporales largas. En nuestro caso, utilizamos una serie de 73 años (1949-2022), desde que se empezaron a registrar las capturas de salmón atlántico por pesca recreativa hasta la actualidad (Figura 3), lo suficientemente larga como para observar no solo las oscilaciones mencionadas, sino también identificar la tendencia poblacional.

El uso de estadísticas de capturas por pesca deportiva de salmón atlántico es, a falta de un método más preciso para estimar el número de peces que entran anualmente en el río, una buena aproximación para estimar la evolución demográfica de la población en Asturias. Hay varios trabajos que confirman la correlación que existe entre el número de capturas por temporada de pesca deportiva y la entrada de salmónes en el río en ese año, y que esa correlación se mantiene en ríos con ubicaciones y características muy distintas entre ellos (ej. Prouzet y Dumas, 1988; Potts y Malloch en Braña *et al.*, 1995). Por otra parte, una de las críticas más habituales cuando se emplean las capturas por pesca deportiva para estimar la dinámica poblacional de los salmónes, está relacionada con la variación temporal en el número de licencias de pesca. Sin embargo, a diferencia de lo que ocurre en pesquerías marítimas, no existe una correlación significativa entre el esfuerzo de pesca, determinado por el número de licencias, y el total de capturas (Braña *et al.*, 1991). Esto es, las capturas aumentan con el número de licencias hasta estabilizarse en un valor máximo cada temporada, de forma que cuando aumenta el número de licencias se reduce el número de capturas por licencia, pero el número total apenas varía (Bielak y Power, 1986).

El número de capturas de salmón muestra un paulatino descenso desde los primeros registros, aunque se observan frecuentes picos de abundancia y acusados descensos, tal como comentamos anteriormente. Por ejemplo, en 1970 se observó una marcada reducción de las capturas (Figura 3) que se asoció a la sobrepesca y a un brote de necrosis cutánea, que causó gran mortalidad en el río Sella (De Leaniz y Martínez, 1988). La evolución posterior es coherente con la tendencia negativa descrita a nivel global. Dadswell (2021) plantea que el declive y colapso de poblaciones de salmón atlántico presenta los siguientes rasgos comunes: 1) decrecimiento en el retorno de adultos y 2) el retorno de adultos se estabiliza en torno a valores bajos. Conforme a lo enunciado, las poblaciones norteamericanas sufrieron un abrupto descenso en la década de 1980, a partir del cual una parte de ellas se ha estabilizado en torno a

valores bajos (Mills *et al.*, 2013). Según algunos autores ya estarían por debajo del número mínimo de individuos para garantizar su conservación (ICES, 2019).

La tendencia observada en la población asturiana es ligeramente distinta, pues las capturas experimentan una reducción progresiva, sin llegar, hasta el momento, a estabilizarse. Mis resultados sugieren que en los últimos años hay una aceleración (Figura 3). No se superan las 3000 capturas desde 1986 ni se alcanzan las 1000 desde 2005 ni 500 desde 2008. En vista de la situación de la población norteamericana de salmón atlántico y del declive acelerado registrado desde 2004, no es descabellado afirmar que la población asturiana está cercana al colapso.

El colapso de la pesquería canadiense de bacalao (*Gadus morhua*) de Newfoundland es un buen ejemplo de colapso de poblaciones. Hasta la década de 1960 el número de capturas presentaba las oscilaciones esperables en una población sujeta a explotación. Fue la aplicación de nuevas tecnologías en las artes de pesca el desencadenante del elevado incremento de capturas de los años posteriores. Este repentino aumento de capturas fue sucedido por un declive acusado, que acabó provocando el colapso de la especie en 1992 (Hutchings *et al.*, 1994).

Ni el caso de Newfoundland con el bacalao ni el declive de las poblaciones de salmón atlántico son casos aislados si atendemos a la proyección de Worm *et al.* (2006), que predice un colapso del 100% de las pesquerías para el 2048. Los autores de este estudio clasifican una pesquería como colapsada cuando el número de capturas es inferior al 10% del valor máximo histórico. Este estudio ha tenido numerosas críticas y gran parte de las mismas se refieren al uso de capturas reportadas como indicador de abundancia. Murawski *et al.* (2007) argumentan que solo existen datos de capturas completos para ciertas especies, lo que limita su capacidad de representar abundancia y biodiversidad. Hilborn (2007) señala que son muchas las causas subyacentes a un número bajo de capturas, como por ejemplo medidas de manejo restrictivas. Asimismo, se mostraron en desacuerdo con la definición de colapso propuesta por Worm *et al.* (2006), pues en cuanto más larga sea la serie temporal mayor es la probabilidad de detectar un colapso. Para contrarrestar las críticas Worm *et al.* (2009) repitieron el análisis utilizando datos de muestreos científicos independientes de los datos de capturas y obtuvieron las mismas conclusiones sobre el colapso global de pesquerías.

A pesar de que las evidencias anteriormente explicadas justifican el empleo de las estadísticas de capturas por pesca deportiva para evaluar la evolución de las poblaciones asturianas de salmón, también hay que tener en cuenta las limitaciones que presenta. Las capturas se limitan a la temporada de pesca, mientras que la entrada de salmones al río se produce durante todo el año. La fecha de entrada es diferente para las dos clases de tamaño (añales y multi-invierno)

y esto puede tener consecuencias para la fiabilidad de los datos de abundancia basados en capturas. La entrada de los ejemplares multi-invierno da comienzo a la temporada de pesca favorece que los multi-invierno acaben sobre representados en las estimas de abundancia basadas en capturas (Quinn, 2006). La temporada finaliza en julio, pero los años remontan hasta el final del verano incluso más tarde. Esta manera de gestionar la temporada de pesca deportiva también podría explicar el descenso más acusado del número de salmones multi-invierno (Figura 5). En consecuencia, los datos de capturas resultan útiles para identificar tendencias poblacionales, aunque no ofrecen una imagen completa de la distribución de tamaños de la población. Implementar medidas de manejo más eficientes requeriría una información sobre abundancias y tamaños más precisa e independiente de las capturas, como la que ofrecen los contadores instalados en otros ríos.

Una alta presión de depredación suele resultar en una disminución del tamaño de los peces. Reznick y Ghalambor (2015) encontraron que el tamaño de los guppies (*Poecilia reticulata*) en ríos de Trinidad era menor en tramos con una alta presión de depredación. Los autores concluyeron que la depredación era más intensa sobre individuos de mayor tamaño, lo que favorecía individuos de tamaños medianos y pequeños. Esta transición de tamaño se produjo en pocas generaciones desde la introducción de depredadores y se manifestó en un adelanto de la maduración sexual. Las consecuencias de la mortalidad producida por depredación podrían ser comparables a las causadas en poblaciones de peces sometidas a explotación pesquera (Reznick y Ghalambor, 2015). En vista a estos resultados, el presente trabajo esperaba encontrar un descenso del tamaño de los salmones en toda la serie temporal como consecuencia de la pesca deportiva. Sin embargo, ni en años ni en multi-invierno se aprecian un descenso de tamaño (*Peso* ni *Longitud*) con el tiempo.

Tampoco la condición de los salmones entre 2004 y 2020 muestra el descenso esperable como consecuencia de la presión pesquera. Varios estudios sobre el declive de poblaciones de peces muestran que la pesca resulta en una reducción de la condición (Todd *et al.*, 2008; Bacon *et al.*, 2009) mientras que otros (Friedland y Todd, 2012) encuentran incrementos. Estos estudios se realizaron en zonas septentrionales del Atlántico, mientras que las poblaciones ibéricas constituyen el límite meridional de distribución, de manera que la temperatura del agua podría ser responsable de la discrepancia de resultados.

Los análisis a escala global sugieren que los declives de las poblaciones de salmón de Europa y Norteamérica están causados mayoritariamente por factores que influyen en la supervivencia en la fase marina del ciclo (Friedland, 1988; Mills *et al.*, 2013; Jonsson *et al.*, 2016). Sin embargo,

es posible que las condiciones experimentadas durante las fases juveniles tengan una importancia mayor de la asumida (Otero *et al.*, 2011). Los ciclos vitales de los organismos de agua dulce están determinados por la temperatura del agua y el caudal. El cambio climático implica no solo un aumento de temperatura sino también alteraciones en los ciclos hídricos. Arévalo *et al.* (2021) han detectado que los juveniles adelantan su salida al mar mientras que los reproductores retrasan su vuelta al río en respuesta a la alteración de la temperatura y el caudal. Estos autores advierten de que desajustes ecológicos como los causados por el cambio global pueden comprometer las probabilidades de supervivencia de esta especie.

Actuar sobre los factores que afectan a la supervivencia y mortalidad en el mar requiere de colaboración gubernamental, y por lo tanto las administraciones regionales deberían centrar sus esfuerzos en garantizar la reproducción del salmón en el río. Al contrario de lo que ocurre en otras pesquerías, la pesca deportiva de salmón afecta únicamente a los ejemplares que han sido capaces de remontar el río y están preparados para la reproducción. Además, la inmensa mayoría de ellos son capturados antes de su primer episodio reproductor. La mayor presión de pesca sobre ejemplares multi-invierno tiene consecuencias directas sobre la tasa de reclutamiento, pues se trata mayoritariamente de hembras (Pérez *et al.*, 2015), cuya producción de huevos aumenta exponencialmente con el tamaño corporal (Heinimaa y Heinimaa, 2004).

Revertir el declive poblacional en Asturias requiere acciones específicas de manejo de la pesquería. Una medida a tener en cuenta podría ser retrasar la apertura de la temporada de pesca para garantizar que los salmones de mayor tamaño lleguen a reproducirse. Por ejemplo, en 1995 en el río Dee (Escocia) se aplicaron limitaciones a la extracción de ejemplares multi-invierno, lo que resultó en una inversión de la tendencia y cierta recuperación de la población (Hawkins, 2021).

El río Bidasoa es un buen ejemplo de manejo de poblaciones en declive. Se estima que la población se mantendría en estado favorable si el número de hembras reproductoras llegase a 189, lo que produciría 1.3 millones de huevos. Sin embargo, en los últimos 26 años esta premisa sólo se ha cumplido en 2011. También se ha establecido un límite crítico de conservación, calculado que por debajo de 1 millón de huevos o 149 hembras reproductoras por año el riesgo de colapso aumenta notablemente. El bajo número de hembras reproductoras registradas los dos últimos años implica que la productividad futura de la cuenca se encuentra muy por debajo de este límite. En consecuencia, los gestores han tomado la decisión de vedar la pesca en este río en la temporada 2023 (Gobierno de Navarra y Elso, 2022). En Asturias la administración no está utilizando estudios para determinar el límite crítico de conservación en los diferentes ríos.

El declive de la población global de salmón se produce en un contexto generalizado de pérdida de biodiversidad, que se asocia a una pérdida de servicios ecosistémicos (Worm *et al.*, 2006). Tras la desaparición de la megafauna al final del Cuaternario, la capacidad de los animales de transportar nutrientes ha decrecido a un 7% del valor previo a la extinción. Asimismo, el transporte de fósforo, factor limitante en muchos ecosistemas, ha decaído a un 4% (Doughty *et al.*, 2016), coincidiendo con el declive de las poblaciones de peces anádromos y aves marinas (Limburg y Waldman, 2009; Paleczny *et al.*, 2015). Esta pérdida de funciones ecosistémicas clave se presume improbable en ecosistemas diversos y estables porque hay una alta tasa de redundancia funcional. Esto es, varias especies realizan una misma función, por lo que el sistema es resistente a la pérdida de especies. Sin embargo, esta asunción no tiene en cuenta que ciertas funciones son únicamente realizadas por especies con rasgos distintivos, cuya abundancia suele ser reducida a nivel local y regional (Mouillot *et al.*, 2013). A la vista de estos estudios, resulta evidente la necesidad de reconsiderar el manejo de pesquerías. La aplicación de medidas de gestión basadas en criterios científicos, como la creación de zonas de reserva, es necesaria para revertir la situación (Worm *et al.*, 2009).

BIBLIOGRAFÍA

- Almodóvar, A., Nicola, G. G., Ayllón, D., Trueman, C. N., Davidson, I., Kennedy, R. D., y Elvira, B. (2020). Stable isotopes suggest the location of marine feeding grounds of South European Atlantic salmon in Greenland. *ICES Journal of Marine Science*, 77(2), 593-603. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsz258>
- Arévalo, E., Maire, A., Tétard, S., Prévost, E., Lange, F., Marchand, F., Josset, Q., y Drouineau, H. (2021). Does global change increase the risk of maladaptation of Atlantic salmon migration through joint modifications of river temperature and discharge? *Proceedings of The Royal Society B: Biological Sciences*, 288(1964). <https://doi.org/10.1098/rspb.2021.1882>
- Bacon, P. J., Palmer, S. M., MacLean, J. C., Smith, G., Whyte, B. D. M., Gurney, W., y Youngson, A. F. (2009). Empirical analyses of the length, weight, and condition of adult Atlantic salmon on return to the Scottish coast between 1963 and 2006. *Ices Journal of Marine Science*, 66(5), 844-859. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsp096>
- Bielak, A. T., y Power, G. (1986). Changes in mean weight, sea-age composition, and catch-per-unit-effort of Atlantic salmon (*Salmo salar*) angled in the Godbout River, Quebec, 1959-1983. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43:0281-287.
- Braña, F., Nicieza, A.G., Garrido, R. y Vauclin, V (1995) Caracterización de las poblaciones actuales y análisis de las tendencias de variación. En: Braña. F (coord.) *Biología y conservación del salmon atlántico (Salmo salar) en los ríos de la región cantábrica* (pp. 27-66). ICONA Colección Técnica
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Barnosky, A. D., García, A. J., Pringle, R. M., y Palmer, T. M. (2015). Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Advances*, 1(5). <https://doi.org/10.1126/sciadv.1400253>
- Dadswell, M. J., Spares, A. D., Reader, J. M., McLean, M. F., McDermott, T., Samways, K. M., y Lilly, J. (2021). The Decline and Impending Collapse of the Atlantic Salmon (*Salmo salar*) Population in the North Atlantic Ocean: A Review of Possible Causes. *Reviews in fisheries science y aquaculture*, 30(2), 215-258. <https://doi.org/10.1080/23308249.2021.1937044>
- De Leaniz, C. G., y Martínez, J. A. (1988). The Atlantic Salmon in the Rivers of Spain with Particular Reference to Cantabria. En *Springer eBooks* (pp. 179-209). https://doi.org/10.1007/978-94-009-1235-9_10
- Doughty, C. E., Roman, J., Faurby, S., Wolf, A., Haque, A. B., Bakker, E. S., Malhi, Y., Dunning, J. B., y Svenning, J. (2016). Global nutrient transport in a world of giants. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 113(4), 868-873. <https://doi.org/10.1073/pnas.1502549112>
- Friedland, K. D. (1998). Ocean climate influences on critical Atlantic salmon (*Salmo salar*) life history events. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55(S1), 119-130. <https://doi.org/10.1139/d98-003>

Friedland, K. D., y Todd, C. (2012). Changes in Northwest Atlantic Arctic and Subarctic conditions and the growth response of Atlantic salmon. *Polar Biology*. <https://doi.org/10.1007/s00300-011-1105-z>

Froese, R. (2006). Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *Journal of Applied Ichthyology*, 22(4), 241-253. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2006.00805.x>

Gobierno de Navarra, y Elso, J. (2022). *Propuesta de parada biológica en la pesca del salmón del Bidasoa durante la temporada 2023*. Recuperado 10 de mayo de 2023, de <https://www.navarra.es/documents/48192/0/Informe+parada+biol%C3%B3gica+salm%C3%B3n.pdf/7d2093b7-a8f4-c8e1-87bc-5b10d59e7211?t=1676549776995>

Hawkins, A. (2021). Factors Affecting Atlantic Salmon Populations Adversely; Using the River Dee, Scotland, as an Example. *International marine science journal*, 1(2), 8-41. <https://doi.org/10.14302/issn.2643-0282.imsj-21-3899>

Heinimaa, S., y Heinimaa, P. (2004). Effect of the female size on egg quality and fecundity of the wild Atlantic salmon in the sub-arctic river Teno. *Boreal Environmental Research*, 9, 55-62. <https://www.researchgate.net/publication/266371452>

Hervella, F., Caballero, P., de la Hoz, J., Serdio, Á., Monge, J., Antón, Á., Mendiola, I., Azpiroz, I., Urrizkaldi, I., Goikoetxea, I., Lamuela, M., y Javier Álvarez, J. (2010). *Atlas de los ríos salmoneros de la Península Ibérica* (1.^a ed.) [PDF]. EKOLUR. https://www.researchgate.net/publication/259647174_Atlas_de_los_Rios_Salmoneros_de_la_Peninsula_Iberica_Iberian_Peninsula_Salmon_Rivers_Atlas

Huntsman, A. G., (1931) Periodic scarcity of salmon. Fisheries Research Board of Canada Atl Prog Rep. 2:16–17.

Hutchings, J. A., y 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(9), 2126-2146. <https://doi.org/10.1139/f94-214>

ICES. 2013. Report of the Working Group on North Atlantic Salmon (WGNAS)

ICES. 2019. Working Group on North Atlantic Salmon (WGNAS)

Jones, R., Petrell, R. J., y Pauly, D. (1999). Using modified length–weight relationships to assess the condition of fish. *Aquacultural Engineering*, 20(4), 261-276. [https://doi.org/10.1016/s0144-8609\(99\)00020-5](https://doi.org/10.1016/s0144-8609(99)00020-5)

Jonsson, B., Jonsson, N., y Albretsen, J. (2016). Environmental change influences the life history of salmon *Salmo salar* in the North Atlantic Ocean. *Journal of Fish Biology*, 88(2), 618-637. <https://doi.org/10.1111/jfb.12854>

Limburg, K. E., y Waldman, J. R. (2009). Dramatic Declines in North Atlantic Diadromous Fishes. *BioScience*, 59(11), 955-965. <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.11.7>

Madoz, P. Y. S. (1845). *Diccionario geográfico-estadístico-histórico de España y sus posesiones de ultramar*.

- Mouillot, D., Bellwood, D. R., Baraloto, C., Chave, J., Galzin, R., Harmelin-Vivien, M., Kulbicki, M., Lavergne, S., Lavorel, S., Mouquet, N., Paine, C. E. T., Renaud, J., y Thuiller, W. (2013). Rare Species Support Vulnerable Functions in High-Diversity Ecosystems. *PLOS Biology*, 11(5), e1001569. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001569>
- Mills, D., (1989). *Ecology and Management of Atlantic Salmon*. Chapman y Hall, London
- Mills, K. L., Pershing, A. J., Sheehan, T. F., y Mountain, D. (2013). Climate and ecosystem linkages explain widespread declines in North American Atlantic salmon populations. *Global Change Biology*, 19(10), 3046-3061. <https://doi.org/10.1111/gcb.12298>
- Murawski, S., Methot, R., y Tromble, G. (2007). Biodiversity Loss in the Ocean: How Bad Is It? *Science*, 316(5829), 1281–1284. <https://doi.org/10.1126/SCIENCE.316.5829.1281B>
- Nicola, G. G., Elvira, B., Jonsson, B., Ayllón, D., y Almodóvar, A. (2018). Local and global climatic drivers of Atlantic salmon decline in southern Europe. *Fisheries Research*, 198, 78-85. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2017.10.012>
- Otero, J., Jensen, A., L'Abée-Lund, J. H., Stenseth, N. C., Storvik, G., y Vøllestad, L. A. (2011). Quantifying the Ocean, Freshwater and Human Effects on Year-to-Year Variability of One-Sea-Winter Atlantic Salmon Angled in Multiple Norwegian Rivers. *PloS One*, 6(8). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0024005>
- Paleczny, M., Hammill, E., Karpouzi, V., y Pauly, D. (2015). Population Trend of the World's Monitored Seabirds, 1950-2010. *PLOS ONE*, 10(6), e0129342. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0129342>
- Pauly, D. (1995). Anecdotes and the shifting baseline syndrome of fisheries. *Trends in Ecology and Evolution*, 10(10), 430. [https://doi.org/10.1016/s0169-5347\(00\)89171-5](https://doi.org/10.1016/s0169-5347(00)89171-5)
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., y Torres, F. E. (1998). Fishing Down Marine Food Webs. *Science*, 279(5352), 860-863. <https://doi.org/10.1126/science.279.5352.860>
- Pérez, J. P., Izquierdo, J. I., De La Hoz, J., y García-Vázquez, E. (2005). Female biased angling harvests of Atlantic salmon in Spain. *Fisheries Research*. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2005.03.008>
- Pimm, S. L., Jenkins, C., Abell, R., Brooks, T., Gittleman, J. L., Joppa, L., Raven, P. B., Roberts, C. J., y Sexton, J. B. (2014). The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science*, 344(6187). <https://doi.org/10.1126/science.1246752>
- Prouzet, P., & Dumas, J. C. (1988). Measurement of Atlantic Salmon Spawning Escapement. En D. M. Mills (Ed.), *Atlantic salmon: planning for the future* (p. 325). https://doi.org/10.1007/978-94-009-1235-9_17
- Quinn, T. C., McGinnity, P., y Cross, T. F. (2006). Long-term declines in body size and shifts in run timing of Atlantic salmon in Ireland. *Journal of Fish Biology*, 68(6), 1713-1730. <https://doi.org/10.1111/j.0022-1112.2006.01017.x>

Radchenko, V. (2007). Mesopelagic fish community supplies «Biological pump». *The raffles bulletin of Zoology*, 14, 265-271.

Reznick, D. N., y Ghalambor, C. K. (2005). Can commercial fishing cause evolution? Answers from guppies (*Poecilia reticulata*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62(4), 791-801. <https://doi.org/10.1139/f05-079>

Steffen, W., Persson, A., Deutsch, L., Zalasiewicz, J., Williams, M., Richardson, K., Crumley, C. L., Crutzen, P. J., Folke, C., Gordon, L., Molina, M. J., Ramanathan, V., Rockström, J., Scheffer, M., Schellnhuber, H. J., y Svedin, U. (2011). The Anthropocene: From Global Change to Planetary Stewardship. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 40(7), 739–761. <https://doi.org/10.1007/s13280-011-0185-x>

Todd, C., Hughes, S. E., Marshall, C. T., MacLean, J. C., Lonergan, M., y Biuw, E. M. (2008). Detrimental effects of recent ocean surface warming on growth condition of Atlantic salmon. *Global Change Biology*, 14(5), 958–970. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01522.x>

Will, S., Sanderson, A., Tyson, P., Jäger, J., Matson, P., Moore, B., Oldfield, F., Richardson, K., Schellnhuber, H. J., Turner, B. L., y Wasson, R. J. (2004). Global Change and the Earth system: a planet under pressure (2nd ed.). http://www.igbp.net/download/18.56b5e28e137d8d8c09380001694/1376383141875/SpringerIGBPSynthesisSteffenetal2004_web.pdf

Worm, B., Barbier, E. B., Beaumont, N., Duffy, J. E., Folke, C., Halpern, B. S., Jackson, J. B. C., Lotze, H. K., Micheli, F., Palumbi, S. R., Sala, E., Selkoe, K. A., Stachowicz, J. J., y Watson, R. (2006). Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science*, 314(5800), 787-790. <https://doi.org/10.1126/science.1132294>

Worm, B., Hilborn, R., Baum, J. K., Branch, T. A., Collie, J. S., Costello, C., Fogarty, M. J., Fulton, E. A., Hutchings, J. A., Jennings, S., Jensen, O. P., Lotze, H. K., Mace, P., McClanahan, T. R., Minto, C., Palumbi, S. R., Parma, A. M., Ricard, D., Rosenberg, A. E., . . . Zeller, D. (2009). Rebuilding Global Fisheries. *Science*, 325(5940), 578-585. <https://doi.org/10.1126/science.1173146>