



Universidad de Concepción

Dirección de Postgrado

Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas

Programa de Magister en Ciencias con Mención en Pesquerías

**MONITOREO DEL SALMÓN CHINOOK EN LA
ZONA BAJA DE LA CUENCA DEL RÍO TOLTÉN,
CHILE: ESTIMACIÓN DE RETORNOS Y NIVEL
DE ESTABLECIMIENTO DE LA ESPECIE**



Tesis para optar al grado de Magíster en Ciencias con Mención en Pesquerías

Por: Luciano Alejandro Espinoza Henríquez

Profesor Guía: Dr. Billy Ernst Elizalde

Departamento de Oceanografía

Facultad de Ciencias Naturales y

Oceanográficas

Universidad de Concepción

Enero del 2023

Concepción-Chile

La presente tesis se realizó en el Departamento de Oceanografía de la Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas de la Universidad de Concepción y ha sido aprobada por la siguiente Comisión Evaluadora.

Profesor Guía y Director de Programa _____

Dr. Billy Ernst Elizalde

Departamento de Oceanografía

Universidad de Concepción

Comisión Evaluadora _____

Dr. Daniel Gómez-Uchida

Departamento de Zoología

Universidad de Concepción



Comisión Evaluadora _____

Dr. Luis Antonio Cubillos Santander

Departamento de Oceanografía

Universidad de Concepción

Evaluador externo _____

Dr. Chris Harrod

Instituto de Ciencias Naturales

Alexander Von Humboldt

Universidad de Antofagasta



“Happiness can be found, even in the darkest of times, if one only remembers to turn on the light...”

Albus Dumbledore

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer al colosal equipo que ha participado a través de los años en la recolección de datos durante los monitoreos del salmón Chinook, gracias a sus esfuerzos me han permitido sacar adelante este trabajo. En el área hidroacústica agradecer a Braulio Tapia, Pablo Rivara y Josefa Pino, por su participación y ayuda en los terrenos de cada año. En la parte biológico-pesquera agradecer a Diego Cañas, todos los colaboradores y pasantes que han participado en la recolección de los datos de pesca y en el muestreo biológico en caleta La Barra. A Mauricio Cañas por su participación en terreno y en la ardua tarea de montaje y lectura de escamas para obtener las edades de los salmones retornantes. Agradecer al Dr. Stéphane Gauthier por sus valiosos comentarios en la parte hidroacústica.

Agradecer en especial al Dr. Billy Ernst por el apoyo académico, personal y económico para llevar a cabo la presente investigación, junto con el Dr. Daniel Gomez-Uchida por la confianza entregada durante los terrenos además del apoyo económico durante este periodo y al Dr. Luis Cubillos por su participación en la comisión evaluadora junto a Dr. Chris Harrod por su valiosa retroalimentación en la revisión de este trabajo.

Agradecer a Eduardo Hernández de la Universidad Austral campus Patagonia por facilitar el uso de la cámara-acústica DIDSON durante la temporada 2018/19.

Finalmente agradecer de igual forma a mi familia y amigos, por el apoyo emocional, con especial énfasis en mi hermana María Jesús Espinoza que con su colaboración se adelantó en gran medida la digitalización de los datos.

TABLA DE CONTENIDOS

AGRADECIMIENTOS	4
TABLA DE CONTENIDOS.....	5
ÍNDICE DE FIGURAS.....	9
ÍNDICE DE TABLAS	12
RESUMEN GENERAL	14
GENERAL ABSTRACT	16
INTRODUCCIÓN GENERAL.....	1
HIPÓTESIS DE TRABAJO	4
OBJETIVO GENERAL	5
OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	5
Capítulo I.....	6
ABSTRACT	8
INTRODUCTION.....	9
METHODOLOGY	14
Study system.....	14
Monitoring site	16
Hydroacoustic equipment	16
Post-processing of acoustic data	17
Physical data.....	19
Equipment Performance Comparison.....	20
Wind stress perturbation.....	20



Correction Factors for Total EK60 Fish Counts	20
Behavioral aspects	20
Changes in swimming direction	20
Symmetrical escapement	20
Calculating EK60/DIDSON correcting factors	21
RESULTS	22
Physical factors.....	22
Wind intensity.....	22
Tide and river height.....	23
Fish Counts.....	24
Escapement estimation	26
Correction factors	26
Swimming behavior.....	27
DISCUSSION	29
CONCLUSIONS.....	33
ACKNOWLEDGEMENTS	33
REFERENCES.....	34
Capítulo II	40
RESUMEN.....	41
ABSTRACT	42
INTRODUCCIÓN	43
METODOLOGÍA	46
Descripción del origen del salmón Chinook	46
Sistema de estudio.....	46



Toma de información	47
Información biológico-pesquera del salmón Chinook.....	48
Información de la fracción no capturada de salmón Chinook	48
Estimación del retorno.....	50
Atributo físico altura de marea y su influencia en el retorno	51
Atributos de historia de vida.....	52
Edad media del retorno, proporción de las edades para cada temporada	52
Caracterización del Retorno, aspectos conductuales	53
RESULTADOS.....	55
Estimación del retorno.....	55
Análisis de descomposición modal de la fracción no capturada	55
Estimación de la fracción no capturada	57
Estimación total de retorno	57
Atributo físico altura de marea que influyen en la temporalidad del retorno.....	59
Aspectos biológicos del retorno y atributos de historia de vida.....	60
Caracterización del Retorno, aspectos conductuales.....	63
Movimientos circadianos de los salmones retornantes.....	63
Desfase entre el ingreso de salmón Chinook y la estación de monitoreo hidroacústico	65
DISCUSIÓN	67
Estimación y temporalidad del retorno.....	67
Características de los pulsos de entrada	68
Altura de marea y temporalidad del retorno.....	69
Movimiento migratorio	69

Aspectos biológicos.....	70
CONCLUSIONES	72
REFERENCIAS	73
DISCUSIÓN GENERAL.....	80
Contribución.....	80
Comparación de equipos hidroacústicos	80
Establecimiento del salmón Chinook	81
Implicancias para el manejo y conservación de especies nativas.....	83
Sugerencias a futuro	84
Temas de este trabajo a profundizar en futuras investigaciones.....	84
Nuevas investigaciones.....	84
Consideraciones finales	85
REFERENCIAS GENERALES.....	86



ÍNDICE DE FIGURAS

Capítulo 1

- Figure 1: Toltén river basin and study area, (a) the Araucanía Region, gray points indicate places where the information on physical data were collected, (b) lower area of the Toltén River basin, black point indicates the location of the hydroacoustic monitoring station, with triangles depicting nominal beam angle of EK60 echosounder (gray) and DIDSON sonar (hatched). Cone length represents maximum fish detection distance by each equipment during this study. 15
- Figure 2: Echo traces recorded with SIMRAD EK60 echosounder of salmon migrating upstream, (a) detected track, no filter applied, (b) elongated track, no filter applied, (c) detected track, with filter applied, (d) elongated track, with filter applied..... 18
- Figure 3: Wind intensity information (kt) from the weather station La Araucanía, Freire. (a) boxplot of the median wind intensity viewed on a daily basis, (b) boxplot of the median wind intensity viewed on a monthly basis. Proportion of wind intensity categorized into weak and strong, (c) proportion of each wind category on a daily basis, (d) monthly view..... 22
- Figure 4: Ratio of fish counts during consecutive periods from weak and strong winds. Some extreme outliers were excluded from the graph to maximize the plotting area..... 23
- Figure 5: Boxplot of the mean daily heights of the cross section of the river, calculated from the information of the tides of Queule, the line indicates the daily mean for river height and the dotted line indicate the daily tide height in Queule station. 24
- Figure 6: Variation on the salmon count in (a) hourly, and (b) daily raw total estimated counts of Chinook salmon registered by each apparatus during February 2019. Also shown is the variation in (c) salmon counts with increasing distance from the transducers, and (d) cumulative proportion of counts by distance. Data

	correspond to the total range of the distances of each apparatus and the dotted lines represent the 50% and 75% percentiles.....	25
Figure 7:	Percentage of salmon changing their swimming direction from upstream to downstream. The straight line indicates the mean of these percentages.....	27
Figure 8:	Estimated number of daily salmon recorded by the EK60 echosounder, showing the effect of the different correction factors applied to the data series.	28
Capítulo 2		
Figura 1:	Cuenca del río Toltén y área de estudio, (a) Región de la Araucanía, los puntos grises indican los lugares donde se recogió la información de los datos físicos, (b) Zona baja de la cuenca del río Toltén, el punto negro indica la ubicación de la estación de monitoreo hidroacústico, los triángulos representan el ángulo nominal del haz del ecosonda EK60 (gris) y del sonar DIDSON (sombreado). La longitud del cono representa la distancia máxima de detección de peces por cada equipo durante este estudio.....	47
Figura 2:	Función de densidad de probabilidades de la fracción no capturada en cada temporada, a partir del análisis de descomposición modal, línea verde corresponde a las modas o pulsos para efectos de este trabajo detectados por el análisis.....	55
Figura 3:	Proporción acumulada de la estimación de la fracción no capturada para cada una de las temporadas, líneas horizontales marcan la temporalidad cuando se alcanza el 50 % y el 95% de los datos.	56
Figura 4:	Número de salmones retornantes para cada una de las temporadas, separados entre el número de capturados y la fracción no capturada.....	58
Figura 5:	Relación funcional entre el número de salmones capturados por la pesca artesanal y la máxima altura de marea diaria, líneas de tendencia corresponde a los resultados del ajuste del modelo GLM aplicado en cada temporada.	59
Figura 6:	Proporción sexual del muestreo biológico del salmón Chinook por temporadas.	60

Figura 7: Peso total del muestreo biológico para cada una de las temporadas y separados por sexo..... 61

Figura 8: Gráfico de dispersión de los pesos y tallas separado por sexos para cada una de las temporadas, línea azul representa la tendencia de los datos..... 61

Figura 9: Porcentaje de las edades de los salmones retornantes agrupado por sexo y temporada..... 62

Figura 10: Diagrama de rosa representando el número de salmones estimado en cada hora en cada una de las temporadas, se separa por color entre las categorías “Día” y “Noche” 63

Figura 11: Gráfico de autocorrelación de las capturas en cada una de las temporadas, la línea punteada corresponde al límite significativo de la autocorrelación. 66



ÍNDICE DE TABLAS

Capítulo 1

Table 1: Parameter settings used for the EK60 echosounder.....	17
Table 2: Parameter settings used for the DIDSON acoustic sonar.	17
Table 3: General equation for daily Chinook salmon escapement-size estimates in Toltén River basin.	21
Table 4: Overall values of the number of records for both equipment and for different wind and distance strata.	26
Table 5: Summary of distance and wind intensity correction factors for the EK60 echosounder using DIDSON sonar as a reference.....	26
Table 6: Total adjusted counts following the application of the EK60 compensation factors.....	27

Capítulo 2

Tabla 1: Cantidad de datos recolectados desde los diferentes sitios y en las diferentes temporadas.	50
Tabla 2: Ecuaciones del retorno total de salmón Chinook en peso y número, a nivel diario y por temporada en la zona baja de la cuenca del río Toltén.	51
Tabla 3: Modelo lineal generalizado entre el número de salmones capturados en caleta La Barra y el desfase de 1 a 5 días con la fracción no capturada en Nueva Toltén.	54
Tabla 4: Análisis estadístico de Kolmogorov-Smirnov de la proporción acumulada del número de salmones en todas las temporadas, se muestra el valor D y alfa correspondiente entre paréntesis, “*” indica diferencias significativas.	56
Tabla 5: Resumen del retorno para cada una de las temporadas con el detalle de la captura y la fracción no capturada, junto con su correspondiente conversión a biomasa (toneladas).....	57
Tabla 6: Valores de significancia del modelo GLM con distribución de POISSON entre el número de salmones capturados y la altura máxima de marea en estación	

Queule (valores con “*” representa significancia), se agrega columna de los coeficientes.59

Tabla 7: Edad promedio del muestreo biológico en cada temporada separado por sexos.62

Tabla 8: Número de salmones estimados en la estación hidroacústica durante el día y la noche para cada una de las temporadas, junto con su respectivo valor p del test estadístico de Mardia-Watson-Wheeler.....64

Tabla 9: Resumen de los modelos implementados entre el número de salmones contabilizado en la estación hidroacústica, correspondiendo esto a la fracción no capturada y la captura en caleta la Barra, se considera un desfase de 0 a 4 días, valores con asterisco indican valores significativos.65



RESUMEN GENERAL

El salmón Chinook es una especie de complejo ciclo de vida y alta plasticidad fenotípica, características que le han permitido ser introducida fuera de su rango nativo. Su establecimiento en Chile desde la década de los 80 ha provocado el desarrollo de actividades económicas alrededor de esta especie y al mismo tiempo ha generado interacciones negativas con su medio. Esta doble problemática genera un complejo escenario para la toma de decisiones frente al salmón Chinook, se hace necesaria la implementación de iniciativas para monitorear y recopilar información biológica y demográfica a través de los años. Esto para generar medidas de manejo para esta especie introducida, así como aplicación de medidas de conservación respecto a especies nativas. Conocer el número de salmones que ingresan a la cuenca es de las primeras interrogantes a explorar, se realizó un seguimiento de las capturas de la pesca artesanal que opera dentro del estuario del río Toltén, junto con el uso de un ecosonda científico EK60 para determinar la fracción no capturada. Durante la temporada 2018/19 al complementar los registros con un sonar DIDSON se observaron diferencias significativas en el número de salmones registrados por ambos equipos. La disminución del desempeño del ecosonda EK60 se atribuye a factores tecnológicos, físicos, operacionales y de comportamiento del salmón, para evitar la subestimación de los datos se desarrollaron factores para corregir la estimación final y estos fueron aplicados al resto de temporadas donde no se contó con el sonar DIDSON. Se estimó el retorno entre las temporadas 2014/15-2019/20, esta información junto con el registro de variables biológicas del salmón Chinook nos permite conocer su nivel de establecimiento en la cuenca. Al comprobar su consistencia en el tiempo y si estas se desarrollan de forma similar a los salmones dentro de su rango nativo. Se observaron dos “tipos” de retornos a partir de las características biológicas de los salmones, en dos temporadas hubo una alta proporción de machos de pequeño tamaño, bajo peso y de menor edad que las hembras, mientras que para el resto de las temporadas hubo una proporción sexual homogénea, con tallas, peso y edad media similar entre sexos. En la mitad de las temporadas se encontraron diferencias significativas entre el número

de salmones vistos en el día y la noche, las capturas estuvieron significativamente relacionadas con el aumento de la altura de marea. Estas dinámicas biológicas y factores físicos del sistema son similares a los ciclos migratorios de los salmones en su rango nativo, mostrando un alto nivel de establecimiento de esta especie, dada la capacidad para mantener biomasa autosuficientes a través del tiempo y una consistencia en las variables biológicas y demográficas observadas. Se hace necesario mantener estos monitoreos con el fin de generar información que permita la creación de medidas para el manejo y control de esta especie, de la misma manera se propondrá replicar este monitoreo en zonas con problemáticas similares.

Palabras Clave: Hidroacústica, Establecimiento, Monitoreo, Estimación del Retorno, Fracción no capturada, Salmón Chinook, Sonar DIDSON, Ecosonda EK60.



GENERAL ABSTRACT

The Chinook salmon is a species with a complex life cycle and high phenotypic plasticity, characteristics that have allowed it to be introduced outside its native range. Its establishment in Chile since the 1980s has led to the development of economic activities around this species and at the same time has generated negative interactions with its environment. This double problem generates a complex scenario for decision making regarding Chinook salmon, making it necessary to implement initiatives to monitor and collect biological and demographic information over the years. This is necessary to generate management measures for this introduced species, as well as the application of conservation measures with respect to native species. Knowing the number of salmon entering the basin is one of the first questions to explore, a monitoring of the catches of artisanal fisheries operating within the estuary of the Toltén River was carried out, along with the use of an EK60 scientific echo sounder to determine the fraction not caught. During the 2018/19 season when supplementing the records with a DIDSON sonar, significant differences were observed in the number of salmon recorded by both pieces of equipment. The decrease in the performance of the EK60 echo sounder is attributed to technological, physical, operational and salmon behavioral factors, to avoid underestimation of the data factors were developed to correct the final estimate and these were applied to the rest of the seasons where the DIDSON sonar was not available. The return was estimated between the 2014/15-2019/20 seasons, this information along with the record of biological variables of Chinook salmon allows us to know their level of establishment in the basin. By testing their consistency over time and whether these develop similarly to salmon within their native range. Two "types" of returns were observed from the biological characteristics of the salmon, in two seasons there was a high proportion of small size, low weight and younger age males than females, while for the rest of the seasons there was a homogeneous sex ratio, with similar size, weight and average age between sexes. In half of the seasons there were significant differences between the number of salmon seen during the day and at night, the catches were

significantly related to the increase in tidal height. These biological dynamics and physical factors of the system are similar to the migratory cycles of salmon in their native range, showing a high level of establishment of this species, given the ability to maintain self-sufficient biomasses over time and a consistency in the biological and demographic variables observed. It is necessary to maintain this monitoring in order to generate information that will allow the creation of measures for the management and control of this species, in the same way it is proposed to replicate this monitoring in areas with similar problems.

Key words: Hydroacoustics, Establishment, Monitoring, Return Estimation, Escapement, Chinook Salmon, DIDSON Sonar, EK60 Echo Sounder.



INTRODUCCIÓN GENERAL

El salmón Chinook corresponde a una especie de complejo ciclo de vida y alta plasticidad fenotípica (Healey, 1992; Quinn *et al.* 2001), características que le han permitido ser introducido en países del hemisferio sur. En Chile, su presencia está documentada desde la década de los ochenta (Correa & Ross, 2008), provocando interacciones negativas sobre la fauna nativa (Soto *et al.* 2007) y el desarrollo de actividades económicas sobre esta especie invasora (Cid-Aguayo *et al.* 2020). Siendo uno de estos casos correspondiente al río Toltén, en la localidad de caleta La Barra, región De La Araucanía, donde en la última década se lleva a cabo una pesca de salmón Chinook a nivel artesanal dentro del estuario, la cual está regulada desde el 2018 (Gómez-Uchida *et al.* 2016; SUBPESCA, 2018). La presencia de esta especie hace necesaria la generación de información en diferentes áreas, con el fin de disponer de antecedentes para implementar medidas regulatorias y llevar a cabo una correcta toma de decisiones en cuanto a aspectos de conservación y explotación.

En Chile numerosos trabajos han abordado las problemáticas de la introducción de esta especie, describiendo aspectos de su rango de distribución (Soto *et al.* 2006; Correa & Gross, 2008), historia de vida (Araya *et al.* 2014; Nardi *et al.* 2019) e interacciones sobre especies nativas (Ibarra *et al.* 2011; Habit *et al.* 2015). Sin embargo, hasta la fecha se carece de investigaciones con datos de varios años de retorno y de información biológica para un mismo sistema, aspecto relevante ya que esto permite observar las dinámicas y los cambios interanuales de su demografía y aspectos de historia de vida de una población en particular.

Una de las primeras interrogantes es conocer la biomasa de los salmones que retornan hacia sus cuencas de origen y como varían a lo largo de los años. El retorno se puede separar entre el número de salmones extraídos en actividades económicas y la fracción que escapa a esta, la cual puede ser cuantificada con el uso de equipos hidroacústicos (Crane & Dunbar, 2009; Singer, 2011). La cámara sonar DIDSON y el ecosonda EK60 son comúnmente usados, ambos con diferentes características y grado de sensibilidad

frente a variables ambientales (Perivolioti *et al.* 2021; Crane & Dunbar 2011). Para minimizar la pérdida de información por interferencias de estas variables Mercer & Wilson (2011) mencionan las condiciones ideales que debe tener el lugar elegido para la instalación de los equipos hidroacústico. Es necesario considerar aspectos tecnológicos del equipo utilizado, en especial la distancia de cobertura vertical y horizontal, sumado a variables físicas como la intensidad del viento en el sector de monitoreo, variables que pueden generar una disminución en el desempeño del equipo hidroacústico (Kessel *et al.* 2014). De la misma forma se deben tomar en cuenta aspectos del comportamiento del salmón a la hora de retornar río arriba, ya que esta migración no es uniforme, al presentar pulsos en donde el salmón entra de forma agrupada, además de que cierto número de salmones cambia su dirección de natación (Tapia, 2016). Para una correcta estimación final y evitar la subestimación de los datos por la interacción de estos factores se requiere implementar medidas para compensar estas pérdidas.

El retorno corresponde a un proceso migratorio complejo y determinar el nivel de establecimiento de la especie presenta diferentes desafíos, si no se dispone de información previa de la población se dificulta dimensionar la magnitud de las distintas variables de interés como el número de retornantes y características biológicas de estas, junto con conocer si estas cambian a través del tiempo. Dado que por su particular ciclo de vida se generan variaciones anuales en aspectos biológicos, siendo alguna de ellas la proporción sexual (Johnson & Friesen, 2013), la edad, el peso y talla media. En cuanto a aspectos migratorios, las condiciones particulares del sistema como los ciclos mareales junto con el propio ciclo circadiano pueden influenciar el momento de entrada hacia la cuenca (Weihs, 1984) y la migración diaria del salmón. Tener en cuenta estas variables nos permiten mejorar el entendimiento de cómo funciona el remonte y su nivel de establecimiento. Ya que se espera observar una consistencia en los aspectos demográficos, biológicos y de comportamiento de la especie y si estas al presentar similitudes a lo visto en salmones dentro de su rango nativo, nos estaría entregando un aproximado del nivel de establecimiento de la especie.

Durante febrero del 2019 se utilizaron de manera simultánea un sonar DIDSON y un ecosonda científico EK60, para monitorear el retorno del salmón Chinook encontrando diferencias en el número de registros. El primer capítulo de la presente tesis tiene el objetivo de comparar el desempeño de los equipos hidroacústicos usados e identificar cuáles son las variables que modifican el desempeño e implementar medidas que mejoren la estimación del retorno. A partir de la metodología aplicada y los resultados obtenidos se utilizó para estimar las biomazas el resto de las temporadas. La segunda parte tiene como objetivo cuantificar el nivel de establecimiento de la población de salmón Chinook que retorna a la cuenca del río Toltén, describiendo las dinámicas de diferentes atributos demográficos de las primeras seis temporadas mediante el uso de información hidroacústica y registros de captura proveniente de la flota artesanal de caleta La Barra.



HIPÓTESIS DE TRABAJO

Capítulo 1

El uso del ecosonda EK60 ha permitido conocer la fracción de salmón Chinook que no es capturada por la pesca artesanal, el uso conjunto de la cámara acústica DIDSON ha mostrado diferencias en el desempeño de los equipos, siendo necesario compensar los resultados del EK60, equipo comúnmente usado en la zona, por lo que se plantean las siguientes hipótesis.

H1: El aumento en la intensidad del viento afecta el desempeño de los equipos hidroacústicos EK60 y DIDSON en los conteos de salmón Chinook en el río Toltén.

H2: Existen diferencias significativas en el desempeño de los equipos hidroacústicos en su operación en el río Toltén.

Capítulo 2

La fracción de la población de salmón Chinook que retorna hacia la cuenca del río Toltén con fines reproductivos lo hace en forma de pulsos observables dentro de la temporada de captura (diciembre-febrero); estos pulsos están gatillados por factores ambientales tales como ciclos mareales y ritmo circadiano que determinan el momento e intensidad del ingreso de la cuenca. Se plantean las siguientes hipótesis:

H1: La magnitud de la captura de salmón Chinook dentro de la temporada de retorno está correlacionada positivamente con el ciclo mareal.

H2: La migración del salmón Chinook varía significativamente entre el día y la noche.

H3: Existe un desfase entre el momento de entrada del salmón Chinook y el momento de ser captado por el equipo hidroacústico de 2 días.

OBJETIVO GENERAL

Capítulo 1

Identificar las variables que disminuyen el desempeño del ecosonda científico EK60 e implementar factores de corrección que mejoren la estimación de la fracción no capturada de salmón Chinook.

Capítulo 2

Evaluar los aspectos biológicos y conductuales del salmón Chinook durante su retorno a la zona baja de la cuenca del río Toltén.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Capítulo 1

1. Comparar el desempeño de ambos equipos hidroacústicos.
2. Identificar las variables que interfieren en el desempeño del ecosonda EK60.
3. Generar una forma de compensar los datos del ecosonda EK60, a partir de las variables identificadas.
4. Estimar el número de salmones retornantes de la fracción no capturada en la zona baja de la cuenca del río Toltén, considerando las variables que interfieren en el desempeño.

Capítulo 2





1. Caracterizar aspectos biológicos y conductuales del salmón Chinook durante su migración retornante en el sector bajo del río Toltén.
2. Establecer la relación funcional entre el ingreso del salmón Chinook en el curso inferior del río Toltén y variables físicas del río y océano.
3. Cuantificar el desfase entre el ingreso del salmón Chinook a la cuenca y el momento de llegada a la estación hidroacústica.
4. Estimar el número y biomasa de los salmones retornantes en la zona baja de la cuenca del río Toltén.

Capítulo I

Factors affecting the performance of a scientific echosounder to estimate Chinook salmon run based on direct comparisons with a high-resolution DIDSON system



Factors affecting the performance of a scientific echosounder to estimate Chinook salmon run based on direct comparisons with a high-resolution DIDSON system

Luciano Espinoza ^{1,2}, Daniel Gomez-Uchida ^{2,3}, Chris Harrod ^{2,4,5}, Stéphane Gauthier^{6,7}, Braulio Tapia¹, Pablo Rivara^{1,2,3}, Billy Ernst ^{1,2}

¹ Departamento de Oceanografía, Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Universidad de Concepción, Concepción, Chile

² Núcleo Milenio INVASAL, Concepción, Chile

³ Genomics in Ecology, Evolution and Conservation Laboratory (GEECLAB), Departamento de Zoología, Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Universidad de Concepción, Concepción, Chile

⁴ Instituto de Ciencias Naturales Alexander von Humboldt, Universidad de Antofagasta, Antofagasta, Chile

⁵ Universidad de Antofagasta Stable Isotope Facility, Instituto Antofagasta, Universidad de Antofagasta, Antofagasta, Chile

⁶ Institute of Ocean Sciences, Fisheries and Oceans Canada, Sidney, BC V8L 5T5, Canada

⁷ Department of Biology, University of Victoria, Victoria, BC V8P 5C2, Canada

Corresponding Author:

Luciano Espinoza Henríquez

Edmundo Larenas S/N, Concepción, Región Del Biobío, 4030000, Chile

Email address: lucianoespinoza@udec.cl

ABSTRACT

Hydroacoustic methods are widely used to study migratory cycles of anadromous salmonids and to quantify their abundance during their spawning migration from the ocean to fresh water (e.g., to estimate run size). Hydroacoustic equipment can be laid out horizontally or vertically relative to the riverbed, and this poses challenges for the acquisition of high-quality and reliable estimates of the number of spawners. In February 2019, during the spawning migration of Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*), a DIDSON sonar and a SIMRAD EK60 echosounder were deployed simultaneously at the same monitoring site in the Toltén River, Chile. The estimated number of migrants varied between the hydroacoustic systems and provided considerable differences in salmon counts, attributable to technological, operational, physical, and behavioral factors. Within the same near-shore distance, DIDSON sonar salmon counts were, on average, 2.5 times higher than for the EK60 echosounder, affecting the run size estimate of spawners. These differences were primarily attributable to differences in detection capabilities (particularly near bottom), differential responses to wind stress interference, and hydroacoustic system performance. We provide correction factors to compensate for raw EK60 counts to provide more accurate and consistent monitoring for management purposes.

Key words: DIDSON sonar, EK60 echosounder, Hydroacoustics; Method comparison; Remote sensing; Spawning run size estimate.

INTRODUCTION

Pacific salmon are characterized by their complex anadromous life histories, which include spawning in freshwater and migration to marine habitats where they feed for most of their lives, a phenomenon known as anadromy (Healey, 1991). They are of considerable socioecological importance in both their native (Bottom *et al.*, 2009) and introduced ranges (Musleh *et al.*, 2019; Cid-Aguayo *et al.*, 2021). This has led to the use of different methodologies to study their demography, including estimating the size of the spawning run, where adult fish return to their natal river to spawn, and given their semelparous life cycle, ultimately die. Estimating the number of salmon returning to spawn in freshwater (e.g., run size) is critical for management and sustainability of salmon populations as they support tribal, commercial, and recreational fisheries in the Northern Hemisphere (Quinn, 2018). Run size equals catch plus escapement or the unfished proportion of the run. Researchers have used a variety of techniques to estimate the number of migratory salmon: (1) counting spawners, spawning sites (“redds”), and spawned carcasses through visual or aerial surveys, (2) implementing mark-recapture approaches and (3) using hydroacoustics to count the number of fish (Yule, 2000; Parsons & Skalski, 2010; Mercer & Wilson, 2011; Rodriguez-Sánchez *et al.*, 2012, Martignac *et al.*, 2015). In highly turbid rivers, the use of hydroacoustics has been successful in quantifying the number and behavior (e.g. timing) of migratory salmon (Crane & Dumbar, 2009), providing good quality data over uninterrupted and extended time periods (Singer, 2011).

The hydroacoustic equipment operates by emitting electrical pulses converted into sound waves by a transducer, that are then propagated to the marine or freshwater environment ensonifying a water column volume. If a fish (target) of different density to water intercepts this ensonified volume, it produces backscatter that returns towards the equipment transforming it into again electrical pulses. From subsequent application of correction and calibration factors by electronic and computing equipment it will get understandable images (echograms; Simmonds & MacLennan, 2011). Broadly, there are

two main types of hydroacoustic equipment used to quantify salmon runs (not through a fish pass where cameras or resistivity counters are used): imagine sonar (e.g. DIDSON and ARIS systems) and scientific echosounders (most commonly using split-beam transducers). The DIDSON is an acoustic camera that provides nearly video-quality images in turbid or dark water where more traditional cameras are ineffective. DIDSON sonar uses acoustic lenses to focus multiple acoustic beams and form an acoustic image from the transducer array (Soundmetric, 2008). The DIDSON sonar is relatively insensitive to interference from environmental factors, but has limited spatial coverage (Bergman, Nielson & Low, 2012; Hughes & Hightower, 2015). Furthermore, produces high-resolution images that can provide information on the size, shape, and swimming behavior of individual fish such as salmon (Perivolioti *et al.*, 2021). However, the DIDSON system does require specific physical features in a stream if the entire cross section is to be surveyed (Bergman, Nielson & Low, 2012). Like traditional hydroacoustics, the DIDSON system cannot distinguish between species. As such, if multiple species migrate together and are similar in size, then estimating salmon abundance using DIDSON sonar requires a method to apportion sonar counts to each species, i.e., identify species (Maxwell, Buck & Faulkner, 2019). Martignac *et al.* (2015) points out that the use of DIDSON sonar is a cost-effective and accurate method for obtaining abundance estimates for management purposes, being effective in river and estuarine systems and ideal for monitoring Chinook salmon.

Split-beam echosounders (e.g. Simrad EK60, Kongsberg Maritime AS, Horten, Norway) can be used to assess migratory salmon, and in some cases to complement data from DIDSON sonar (McDougall & Lozori, 2017). These work by transmitting high-energy sound wave pulses from a transducer through the water column. The propagating energy is spread over an increasingly larger area as it travels way and back to the transducer. A split-beam transducer is electrically divided into four quadrants. All four quadrants are activated in parallel during transmission. However, the received signal from each quadrant is separately amplified in a four-channel matched receiver allowing the direction of arrival of an echo to be determined (Simrad, 2006).

Traditional hydroacoustic equipment is more sensitive to environmental noise (Enzenhofer, Olsen & Mulligan, 1998) but has a longer coverage range compared to DIDSON sonar (Carroll, Dunbar & Pfisterer, 2007). Under the same conditions, both systems can have similar performance, with comparable quantitative estimates, especially in situations of high fish densities (Singer, 2011). The use of single or split-beam equipment presents additional challenges, because the beam must be adjusted between the surface and the bottom of the river. A slight change in the insonification angle can drastically reduce fish detection success. Aligning the beam axis far enough away to avoid mixing bottom echoes with fish echoes and close enough for proper fish detection can be challenging. (Maxwell & Smith, 2007).

Hydroacoustics are commonly used in pelagic settings, where they are oriented vertically to insonify and count fish through the water column and below a moving research vessel. However, when used to quantify runs of migratory fishes such as salmonids in riverine systems, the equipment is typically arranged horizontally and fixed at a monitoring site and relies on fish passing through the beam. This poses significant challenges in obtaining good-quality data (Ransom, Johnston & Steig, 1998). To optimize data quality, a suitable site must be selected to minimize the effect of external variables on data quality and the loss of information due to areas without proper acoustic coverage (Mercer & Wilson, 2011). Such external factors can still affect the performance of the system, and these must be taken into consideration to obtain unbiased measurements.

Acoustic system characteristics can influence performance, such as dynamic range (affecting detection capabilities). Operational factors such as equipment location at the monitoring site and its horizontal insonification tilt from the shore can affect the interaction of the acoustic beam with the water surface and the bottom of the river. Both acoustically reflective boundaries generate noise in the echogram, masking possible fish detections (Claisse *et al.*, 2011). River depth and riverbed slope are relevant physical

factors since they will directly impact insonification volumes. In lower basin monitoring sites, tidal cycles may generate changes in river height due to the intrusion of the tidal wave upstream (Araya, 1970) and therefore modify unsurveyed areas of the acoustic beam (Chen *et al.*, 2004). Environmental variables can cause interference and alter the recording of tag positions, resulting in occasional random patterns in fish tracks (Maxwell, Buck & Faulkner, 2019). According Kessel *et al.* (2014) numerous environmental parameters influence the detection rates, physical and chemical properties, surface conditions such as wind and wave action, water depth and tides, bathymetry, and obstructions. The wind stress on the river surface, even may cause increasing turbulence in the water column, deteriorating the quality of the recorded data.

Another factor that should be considered, is behavioral aspects of salmon during their migratory run should be considered. In some cases the migration movement, does not occur continuously, with salmon residing in the same area for specific periods (holding behavior) and causing the same salmon to be recorded more than once (Maxwell, Buck & Faulkner, 2019). Salmon may change their swimming direction (downstream) on other occasions, leading to inflated counts (Ransom, Johnston & Steig, 1998; Enzenhofer, Olsen & Mulligan, 1998). It has been observed that salmon swim closer to the riverbanks to minimize energy expenditure (Ehlke & Seger, 2019). A symmetric fish distribution is often assumed to account for unsurveyed areas when information is collected from a single bank of a river system, based on a homogeneous and symmetrical bottom configuration on the opposite riverbank (Mercer & Wilson, 2011).

Here we compared the performance of two commonly used methods for estimating the number of spawning migratory salmon in the estuary as they migrate upstream. We compared the performance of a SIMRAD EK60 scientific echosounder with a standard DIDSON sonar. This comparison was made in the estuary of Toltén River basin in southern Chile as part of a long-term study of naturalized Chinook salmon escapement in the basin. The EK60 echosounder has been used annually since 2014-2015 season, but

the two methods were applied in a simultaneous experimental study for one month during the peak of the 2019-2020 season. The number of records of each equipment were compared during periods where the wind intensity increased. Differences in system performance were characterized and quantified, in the hope of developing correction coefficients for the EK60 system to improve escapement-size estimates for this river system, which can provide more accurate management actions.



METHODOLOGY

Study system

This study was conducted in the lower Toltén River basin (13 km upriver from the mouth of the estuary) in the Araucanía Region of southern Chile (Figure 1a) between February 1st and February 28th. Toltén River is a mixed-regime pluvial and nival river oriented from East to West. It originates at the western end of Lake Villarrica and flows into the Pacific Ocean, with the Allipén River as its main tributary. Toltén River has a total length of 123 km, a maximum width of 500 m, and a maximum depth of 20 meters recorded in the lower zone of the river (DGA, 2004; Gómez-Uchida *et al.*, 2016). The highest flows occur between June and August because of significant rainfall, while the lowest flows occur between January and April. Therefore, a characteristic pluvial regime is observed in the lower part of the basin, and in the upper section, a pluvial-nival scheme is observed, with homogeneous temperatures of 13.7 °C (Gómez-Uchida *et al.*, 2016). The native fish community includes representatives from the families *Trichomycteridae*, *Galaxiidae* and *Percichthyidae*, among others (DGA, 2004). Most native fishes are small bodied (< 15 cm in the adult stage) (Vila & Habit, 2015).

Anecdotal information suggests that Chinook salmon broodstock was released from a hatchery in Estero El Membrillo, a low-order tributary of Allipén River, during 1995 (Gomez-Uchida *et al.*, 2018). In the early 2000s, the first Chinook salmon runs were recorded by fishers in the Toltén River estuary; by 2010, Chinook salmon was considered a resource of interest by the local community, and currently, it is the primary resource for artisanal fishers of Caleta La Barra located within the river estuary (river mouth). The Chinook salmon spawning run occurs in this river between August and February, with the highest counts concentrated from January to February (Gómez-Uchida *et al.*, 2016).

Chinook salmon is the largest salmonid of the genus *Oncorhynchus*, growing up to 150 cm in length and 45 kg in mass as adults (Healey, 1991). In addition, there is enormous

ecological and genetic variation among native stocks, with some populations spawning in continental waters in spring, summer, fall, and even winter (Banks *et al.*, 2000); however, the vast majority spawn in the fall (Quinn, 2018). Each summer, the small artisanal fishing community from La Barra (Toltén river estuary, Figure 1) harvests a fraction of the Chinook salmon run using gillnets. Despite the ample geographical distribution of this naturalized species (Correa & Gross, 2008), it is the only commercial, legally authorized Chinook fishery in Chile (D.S. N° 124-2018, 2018).

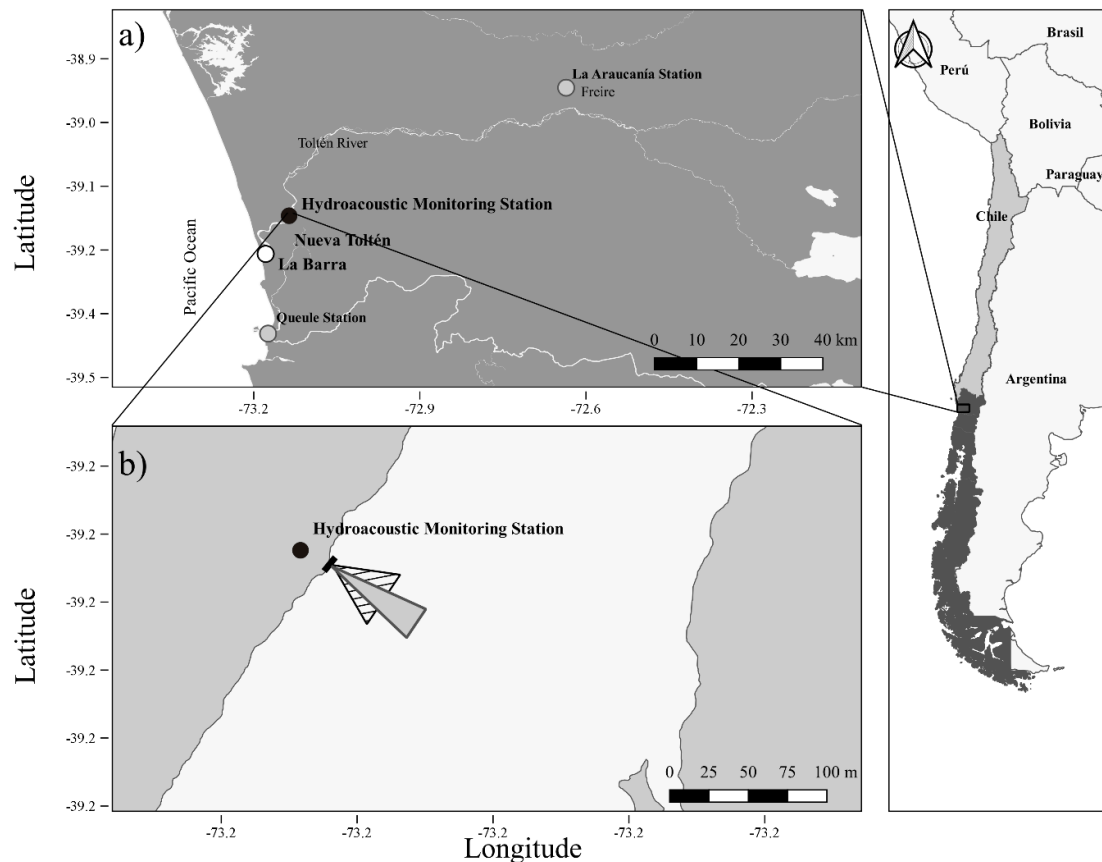


Figure 1: Toltén river basin and study area, (a) the Araucanía Region, gray points indicate places where the information on physical data were collected, (b) lower area of the Toltén River basin, black point indicates the location of the hydroacoustic monitoring station, with triangles depicting nominal beam angle of EK60 echosounder (gray) and DIDSON sonar (hatched). Cone length represents maximum fish detection distance by each equipment during this study.

Monitoring site

A monitoring station was established to provide escapement estimates of Chinook salmon migrating upstream from the Caleta La Barra fishing grounds. The site was chosen based on the characteristics described by Mercer & Wilson (2011) (e.g., accessibility to the site, sufficient distance from the mouth of the river, straight section and away from a bend in the river, bottom composed of gravel and evenly distributed over the width of the river) in order to optimize the reliability of data collected. The station was located 13 km upstream from the river mouth (39°10' 31.10" S/ 73° 10' 30.66" W, Figure 1b).

Hydroacoustic equipment

We compared, a SIMRAD EK60 scientific echosounder using a 120 kHz ES120-7C split-beam transducer (Table 1) and a Sound Metrics Corporation Dual-frequency IDentification SONar (hereafter, DIDSON) (Table 2). The use of 120 kHz ES120-7C echosounder, highlights by its capability of better detecting the individuals echoes than echosounders with other frequencies (Simmonds & MacLennan, 2005). Both hydroacoustic systems were attached to a galvanized steel H-frame and submerged near-shore 50 cm from the bottom. Given the river's height variations, the average distance from the riverbank was 6 m. Both types of equipment were facing towards the opposite riverbank and oriented to have the lowest edge of the beam parallel to the riverbed slope, to minimize the effect of bottom interferences. Both systems were operated simultaneously, and running in parallel without interference, recorded almost uninterruptedly between February 1st and February 28th of 2019. Equipments were turned off for short periods (e.g., 2 hours) occasionally due to power supply issues, maintenance, or equipment exposure due to low water levels.

Table 1: Parameter settings used for the EK60 echosounder.

Frequency (kHz)	Power (W)	Gain (dB)	Time-Variied Gain	Pulse duration (ms)	Ping interval (s)	Nominal beam angle (degrees)
120	500	-27	40 log R	0.256	0.1	7°

Table 2: Parameter settings used for the DIDSON acoustic sonar.

Frequency (MHz)	Gain (dB)	Angles: horizontal-vertical (degrees)	Frame rate (s ⁻¹)
1.8	-40	28.8° - 14.0°	7 frames

Post-processing of acoustic data

In Chilean continental waters the native ichthyic diversity is dominated by small-size species that are less than 15 cm in length at adult stage (Vila & Habit, 2015), and unlike the northern hemisphere, there are no other salmon species coexisting within the same river nor with temporal overlap (Ruggerone *et al.*, 2003; Youngson *et al.*, 2003; Araya *et al.*, 2014; Nawrocki, Zhu & Johnson, 2022). This facilitates the discrimination of Chinook salmon from other species, given their conspicuous and disparate size (> 1 m in length) (Healey, 1991). The data collected with the EK60 echosounder (.raw files) were recorded with the manufacturer’s proprietary software (ER60). This program generates 50 Mb files, and each file correspond to 5 minutes of recording. Files were imported into Echoview 7.0 software for post-processing. A filter was applied to the entire dataset to remove small fish and interference (Figures 2a and 2b, before the application of filters). This filter kept uncompensated target strength samples between -40 and -26 dB. The upper threshold removed stronger echoes not attributed to salmon (e.g. large debris or strong surface generated noise), and the lower threshold (-40 dB) was used to filter out background noise and weaker targets, which could affect echo counts (Eggers, 1994; Yukon River Panel, 2010). Acoustic data was limited to 40-meter range since bottom and surface reverberation created a distorted echogram signal at larger distances.

All echograms were visually inspected to manually identify individual salmon marks, technique known as echocounts. This process was labor intensive but ensured robust

quality control for comparisons with the imaging sonar. Filtered data were assigned to Chinook salmon when contiguous samples consisted of at least six consecutive pings (Figure 2c). Longer tracks, also frequently observed in their native range (Balk, Järnegren & Haraldsson, 2010), were counted as one individual as long as the groups of contiguous samples were not separated by more than 1 m and gaps did not span more than 1 second (Figure 2d).

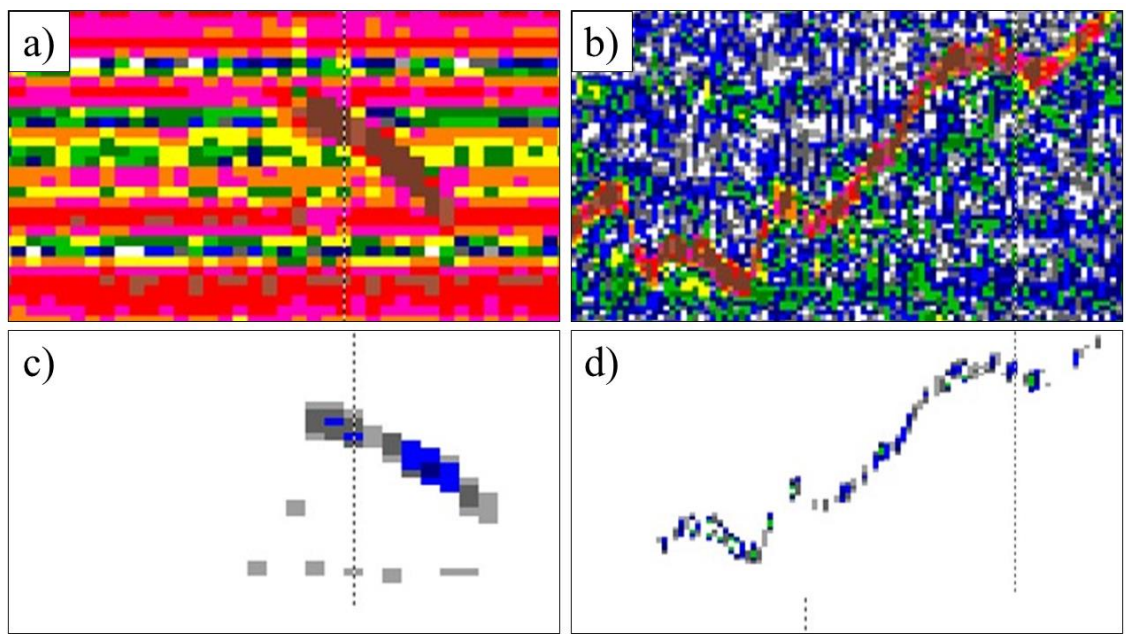


Figure 2: Echo traces recorded with SIMRAD EK60 echosounder of salmon migrating upstream, (a) detected track, no filter applied, (b) elongated track, no filter applied, (c) detected track, with filter applied, (d) elongated track, with filter applied.

DIDSON sonar data (.ddf files) were recorded continuously using Sound Metrics Corporation software and post-processed using the same software. Data were visually inspected by an analyst and each salmon target counted and measured for the entire data series.

The identification of fish from other objects was visually facilitated due to the high resolution of the data, making it possible to observe fish body parts and swimming movements. We followed Lilja & Orell (2010) for fish counts to facilitate and reduce data review times. The files were replayed at ten times the recording speed, then paused when

a salmon was detected to extract information on date, hour, distance, swimming direction (upstream/downstream), and fish total length. This visual analysis was also performed for the entire data series.

To enable direct comparisons on both hydroacoustic equipment, data were not included during hours when only one acoustic system was operating. For each fish detection system, date, hour and detection distance based on equipment location were recorded and divided into three categories: near (1-13 m), mid-range (14-24 m), and far (25-40 m). The maximum reliable fish detection distances for the DIDSON sonar and EK60 echosounder were 24 and 40 m, respectively. As a first measure of comparison, the correlation coefficient of the number of salmon registered by both equipment was calculated.

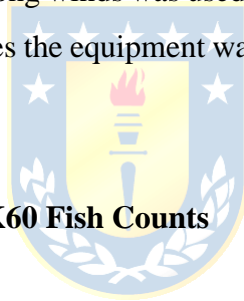
Physical data

Hourly wind intensity (kt) collected in February 2019 at the La Araucanía station (Freire, Figure 1a); a site located 50 km upriver from the hydroacoustic monitoring station, was obtained from the National Civil Aviation online database (climatologia.meteochile.gob.cl). Wind intensity records were categorized into weaker winds (0 to 6 kt) and stronger winds (>6 kt). The hourly tide height (m) was also retrieved from UNESCO's Sea Level Station Monitoring Facility database (www.ioc-sealevelmonitoring.org) collected at the Queule station, located 15 km south from the Toltén River's mouth (Figure 1a). In February 2019, in-situ minimum and maximum river height levels were recorded in the monitoring station for the entire period. Hourly expected river heights at the monitoring station site were calculated using the slope formula between Queule station's tide hourly records and min-max recorded river height. Average river heights were computed for each day during the study period.

Equipment Performance Comparison

Wind stress perturbation

Time series of hourly wind velocity were inspected to identify periods of transition from weak (0-6 kt) to strong (>6 kt) wind speeds. Assuming that migrating salmon abundance will not vary significantly in consecutive periods and that significant differences are attributed to detection capabilities under different wind stress conditions, we computed the ratio in salmon counts for those periods where there was a change in wind intensity ($N_{(t+1)}/N_{(t)}$) ($t=1$ hour). We compared the ratio for these periods of time in both hydroacoustic equipment for the entire study period, and a performed statistical Z test to assess their significance between equipment. The effect of increased wind intensity on fish count performance of both acoustic systems was tested. The ratio of fish counts from consecutive periods of weak to strong winds was used to assess if wind affects equipment performance. A value of 1 indicates the equipment was counting the same number of fish under both wind stress conditions.



Correction Factors for Total EK60 Fish Counts

Behavioral aspects

Changes in swimming direction

Based on the DIDSON sonar, we quantified the number of fish that showed a downstream swimming behavior throughout the entire period and computed the proportion of these fish with respect to the total observed counts.

Symmetrical escapement

Due to similarities in the bathymetric profile on both sides of the river in the study area (Gómez-Uchida *et al.*, 2016), we compensated for the un-surveyed southern riverbank, assuming a symmetrical escapement and multiplying our counts by a factor of two (Tapia, 2016; Espinoza, 2017).

Calculating EK60/DIDSON correcting factors

Preliminary results and bibliographic information on equipment performance suggest that the DIDSON sonar outperforms the EK60 echosounder in fish detection, being less affected by environmental interference (e.g., wind intensity) (Kessel *et al.*, 2014) and yield, therefore, less biased abundance estimates. We computed four fish echocount ratios between the EK60 echosounder and DIDSON systems counts for the entire period, considering two horizontal distances and two levels of wind intensity. These ratios were used to correct EK60 echosounder fish echocounts. They were applied on an hourly basis considering variation in wind intensity (weak and strong) and the detection distance (near and only mid-range). We used a mid-range distance (14-24 m) correcting factor for the 25-40 m horizontal stratum (which is not available for the DIDSON sonar) because the proportion of surveyed to unsurveyed areas for the mid-range and far strata were similar. The final equation that includes all correcting factors applied to the EK60 raw echocount data is presented below (Table 3):

Table 3: General equation for daily Chinook salmon escapement-size estimates in Toltén River basin.

Equation	Description
$E_d = \alpha \left(\sum_l \sum_w \frac{S_{d,l,w}}{fc_{l,w}} (1 - Sc) \right)$	<p>E_d: Corrected daily Chinook salmon escapement-size estimates for day d.</p> <p>$S_{d,l,w}$: Raw Chinook salmon counts from the EK60 at distance stratum l and wind intensity level w.</p> <p>$fc_{l,w}$: Correction factor from EK60/DIDSON comparison for distance stratum l and wind intensity level w.</p> <p>Sc: Proportion of downstream swimming Chinook salmon as detected by the DIDSON sonar.</p> <p>w: Wind stratum.</p> <p>l: Distance stratum.</p> <p>α: Expansion factor to account for the unsurveyed south riverbank (a symmetric escapement was assumed with $\alpha = 2$).</p>

RESULTS

Physical factors

Wind intensity

During February 2019 wind velocities recorded in La Araucanía weather station varied between 0 and 14 kt. The hourly mean wind pattern indicated weak intensities during the early morning (2 - 5 kt) with 80% of winds being weaker than 6 kt. However, later during the day (10 to 20 hrs), there was a sustained increase in wind velocities, reaching from a range between 9 and 12 kt (Figure 3a and 3c). On a daily basis, we observed a high proportion (0.55) of median wind velocities below 6 kt, classified here as weak winds (Figure 3b and 3d).

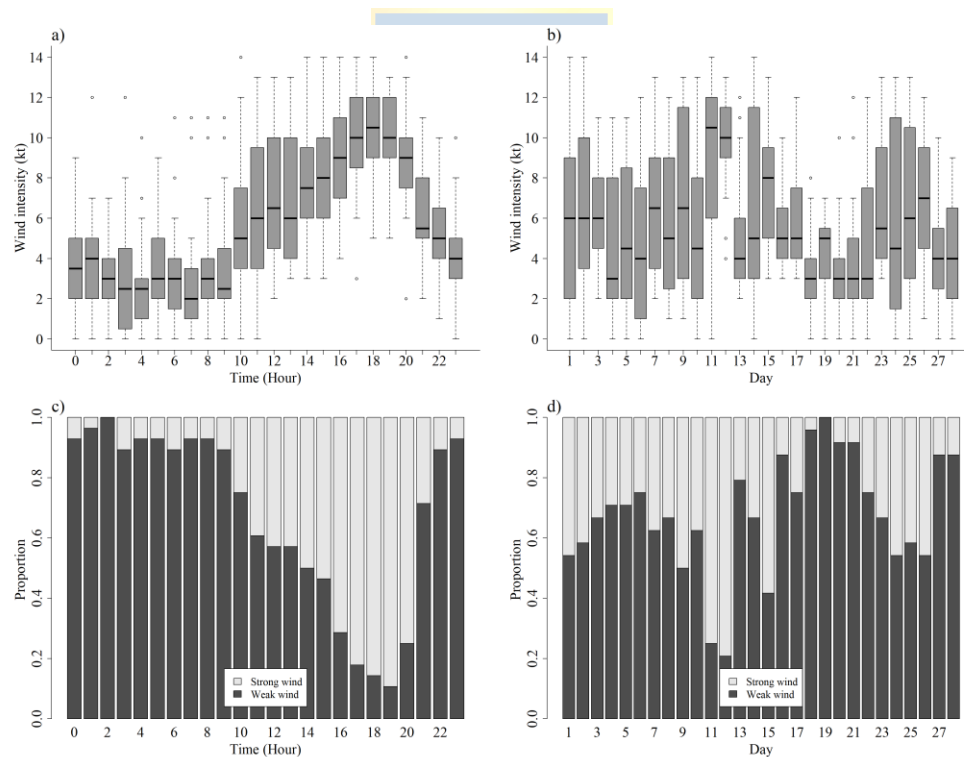


Figure 3: Wind intensity information (kt) from the weather station La Araucanía, Freire. (a) boxplot of the median wind intensity viewed on a daily basis, (b) boxplot of the median wind intensity viewed on a monthly basis. Proportion of wind intensity categorized into weak and strong, (c) proportion of each wind category on a daily basis, (d) monthly view.

Figure 4 shows that median DIDSON sonar count dropped to 83%, while for the EK60 echosounder the value reached only 65% being significantly different ($P = 0.046$) for the EK60 echosounder, it should be noted that the latter was at the limit of significance and non-significantly different than 1 for the DIDSON sonar (Z test, $P = 0.154$).

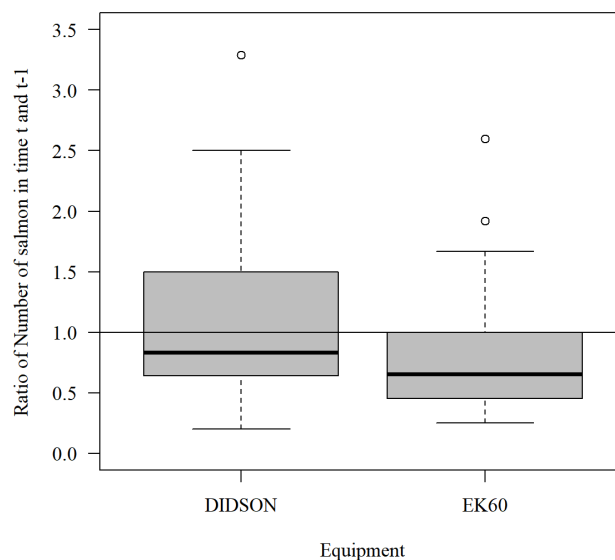


Figure 4: Ratio of fish counts during consecutive periods from weak and strong winds. Some extreme outliers were excluded from the graph to maximize the plotting area.

Tide and river height.

The *in situ* minimum and maximum river water surface above the hydroacoustic equipment ranged from 0.7 to 2.1 m during the study period. Combining this information with tide heights obtained from Queule station located 15 km south from the Toltén River's mouth, we obtained minimum and maximum daily averages (Figure 5) ranging from 1.38 m (4th February) and 1.14 m (26th February), the monthly average of the river height was of 1.21m.

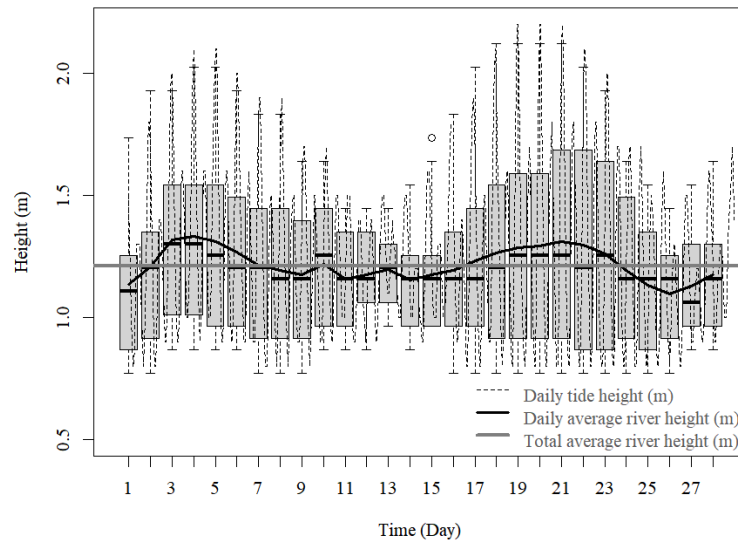


Figure 5: Boxplot of the mean daily heights of the cross section of the river, calculated from the information of the tides of Queule, the line indicates the daily mean for river height and the dotted line indicate the daily tide height in Queule station.



Fish Counts

Raw fish counts differed significantly between the two acoustic systems in each of the three horizontal strata (t-test: all comparisons $P < 0.0001$). Counts were 2.1 times higher with the DIDSON sonar than EK60 echosounder throughout the study period. When restricting comparisons to the overlapping beam range (e.g., to 24 m), this difference increased to 2.5 times. Comparisons of pooled counts by the two approaches showed weak positive correlations (Pearson correlation; daily: $r = 0.197$, $n = 6672$, $P = 0.3557$; hourly: $r = 0.123$, $n = 6696$, $P = 0.5664$). Despite the weak correlations, both showed similar visual patterns in salmon counts, with an increase in the number of records during the night and a subsequent decrease from 10 to 20 hrs (Figure 6a). Fish counts increased through the middle of the month February and decreased towards the end (Figure 6b). Similarly, both acoustic equipment showed an increase in fish counts with horizontal distance from the echosounders, a subsequent decrease at an intermediate-range, and a final increase from 20 to 24 m (Figure 6c). The cumulative proportion plot indicated that

50% of the counts were recorded within the first 15 meters (both systems, Figure 6d). The DIDSON sonar showed a sharp increase in counts to 22 m, close to the detection limit of 24 m. The EK60 echosounder detected fish up to 40 m but showed a decrease in detection with distance from the transducer.

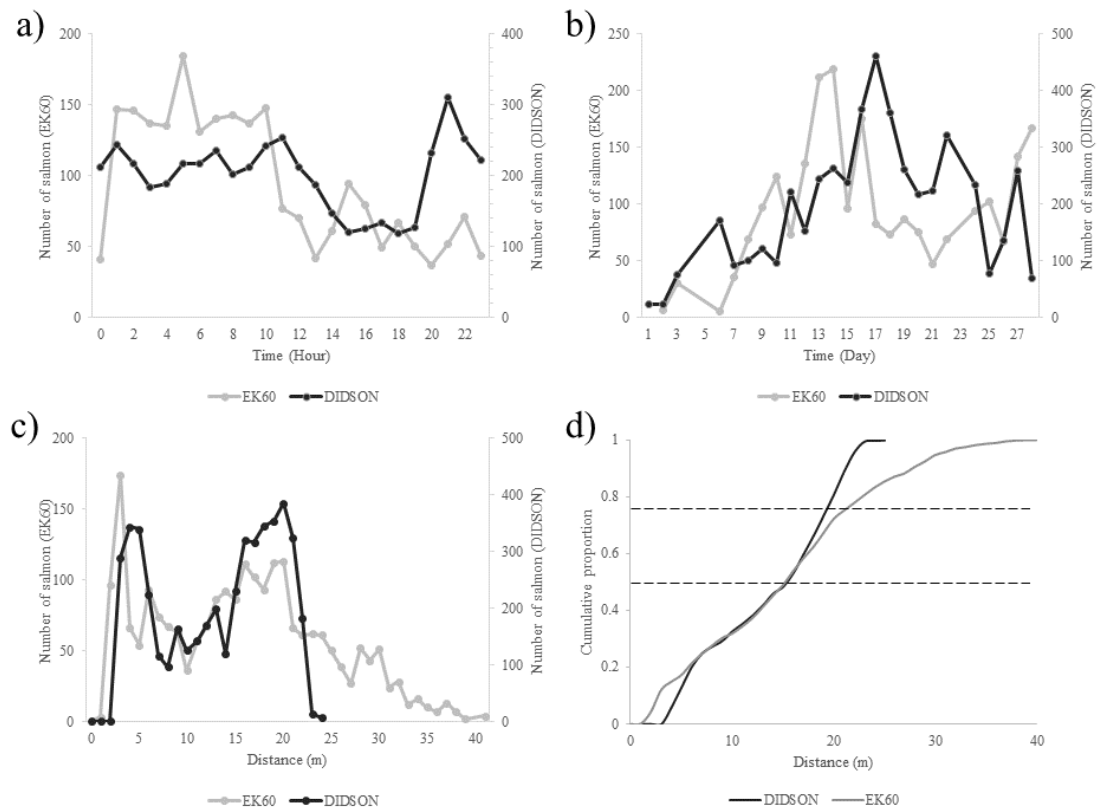


Figure 6: Variation on the salmon count in (a) hourly, and (b) daily raw total estimated counts of Chinook salmon registered by each apparatus during February 2019. Also shown is the variation in (c) salmon counts with increasing distance from the transducers, and (d) cumulative proportion of counts by distance. Data correspond to the total range of the distances of each apparatus and the dotted lines represent the 50% and 75% percentiles.

Escapement estimation

Correction factors

Salmon fish counts for each acoustic equipment were parsed by distance and wind intensity strata (Table 4). Using this information correction factors were estimated for the EK60 echosounder (Table 5) to avoid equipment related biases. Maximum fish counts were estimated at a near distance and weak wind intensity levels, and at mid-range and weak for the DIDSON sonar and EK60 echosounder, respectively. At the 24-40 m distance range, the EK60 echosounder recorded many fish at low wind velocity levels but counts dropped sharply under strong wind conditions.

Table 4: Overall values of the number of records for both equipment and for different wind and distance strata.

Distance	EK60			DIDSON		
	Weak ≤6kt	Strong >6kt	Total	Weak ≤6kt	Strong >6kt	Total
Near (1-13m)	585	351	936	1620	587	2207
Mid-range (14-24m)	705	254	959	1796	797	2593
Far (>25m)	290	95	385			
Total	1580	700	2280	3416	1384	4800

Table 5: Summary of distance and wind intensity correction factors for the EK60 echosounder using DIDSON sonar as a reference.

Correction factor	Proportion
Near-Weak	0.36
Near-Strong	0.59
Mid-range/Far-Weak	0.39
Mid-range/Far-Strong	0.32

Swimming behavior

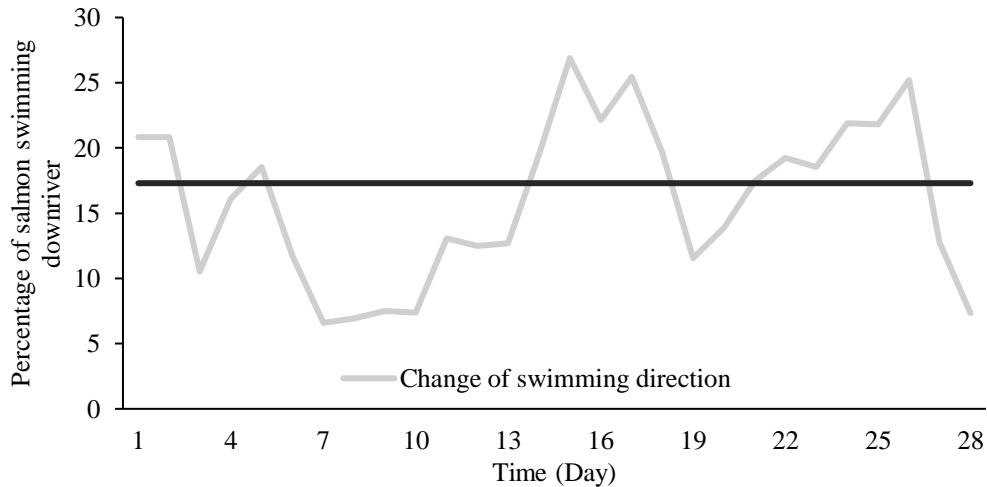


Figure 7: Percentage of salmon changing their swimming direction from upstream to downstream. The straight line indicates the mean of these percentages.

The daily variation in the percentage of salmon changing their swimming direction from upstream to downstream ranged from 6.5 to 26 %, with a mean of 15.9 % (Figure 7). Finally, a symmetrical assumption in salmon migration was applied by multiplying corrected counts by 2 to account for the other side of the river. The time series of partial and total corrected counts are presented in Figure 8.

Considering detection performance between acoustic equipment affected by beam volume, wind stress conditions and horizontal beam distance, downstream fish swimming behavior, and symmetrical run, the estimated number of migrating Chinook salmon based on the EK60 raw counts was expanded approximately four-fold from 2280 to 9714 individuals using the new correction factors produced here (Table 6).

Table 6: Total adjusted counts following the application of the EK60 compensation factors.

EK60 raw counts	System Differences (Wind and Distance)	Swimming behavior	Corrected EK60 data (Symmetric escapement)
2280	5852	4857	9714

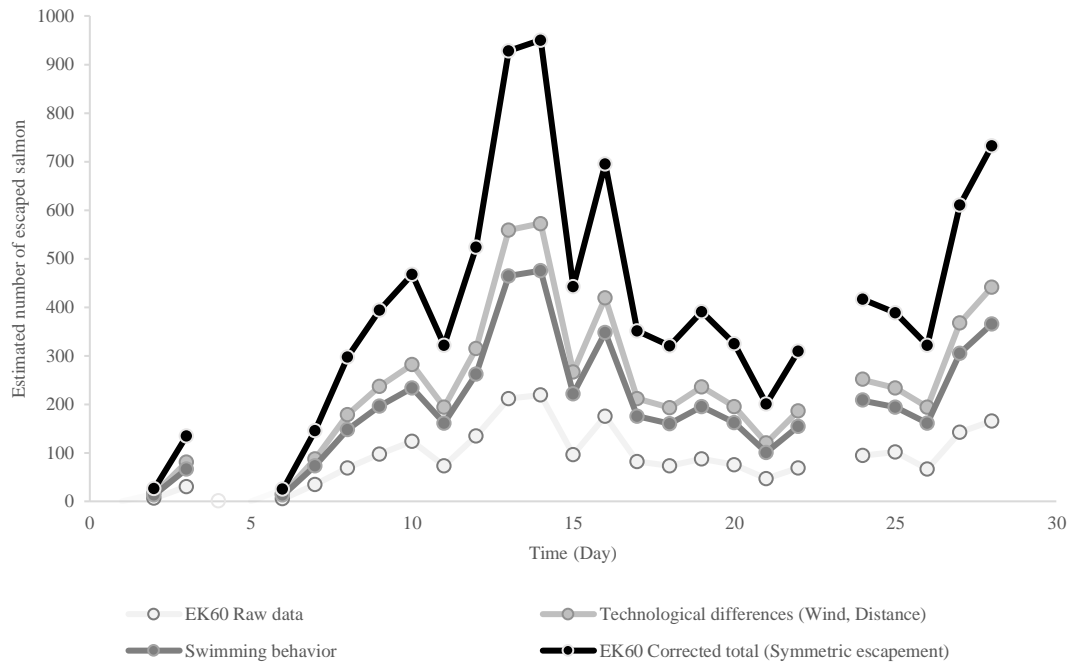


Figure 8: Estimated number of daily salmon recorded by the EK60 echosounder, showing the effect of the different correction factors applied to the data series.



DISCUSSION

We compared the performance of two types of hydroacoustic equipment – the DIDSON sonar and the EK60 echosounder – for counting returning Chinook salmon during their spawning migration from the ocean to the lower Toltén River basin. We evaluated the effects of physical (wind intensity), operational (detection capability) and behavioral (salmon swimming direction) factors influencing fish counts. As noted in the literature, researchers have found the DIDSON sonar to be superior to other echosounders for many applications aimed at enumerating migrating salmon (Holmes *et al.*, 2006). In systems where species identification is necessary and detection distances are short, the DIDSON sonar is recommended over split-beam systems because it provides higher resolution data (Maxwell & Smith, 2007).

The DIDSON sonar was notably more sensitive than the traditional echosounder approach provided by the SIMRAD EK60 echosounder, detecting 2.5 times more salmon in the first 24 m of the river channel. Since both devices were installed at the same site and operated simultaneously, these differences reflect the intrinsic characteristics of each instrument as well as external factors affecting their performance.

While the DIDSON sonar works at a short distance and produces high-resolution data with near video quality, the EK60 echosounder has a higher range coverage (distance from the transducer) but much lower resolution at the sample level. Although Carroll *et al.* (2007) reported that both the EK60 echosounder and DIDSON sonar have similar data capture performance, Singer (2011) noted that the technology behind the DIDSON sonar allows for capturing additional features such as swimming behavior (Rakowitz *et al.*, 2012) and measuring length of observed salmon (Burwen, Fleischman & Miller, 2010). Mercer & Wilson (2011) identified that monitoring sites should be preferably located at a distance away from the coast to avoid variations in river height due to interaction with the tidal cycle, which affect the proportion of the water column being insonified. Maxwell & Gove (2007) mention that for an echosounder it is critical that the insonification beam

is well adjusted between the bottom and the surface, to minimize the uninsonified areas and the echoes produced. They further noted that unlike the EK60 echosounder, the adjustment of the DIDSON sonar is less important since it delivers high-resolution images that facilitates the detection of a fish against a static background bottom echo. The acoustic monitoring station experienced a noticeable, albeit weak, tidal influence on river height as it was located 13 km upriver from the sea. However, daily average river height was similar between days. The DIDSON sonar has a larger nominal beam angle, accounting probably for the larger detection probability, particularly closer to the transducers. In both systems, more fish were observed at a closer distance, even though this interval has the smallest volume due to the conical shape of the beams. In their native geographical range, salmon tend to stay near the bottom during the run (Ehlke & Seger, 2019), which may account for differences in counts between the two equipment. We also observed that up to 90% of the returning salmon were concentrated in the first 26 m of perpendicular distance from the shore (Daum & Osborne, 1998). Similarly, (Crane & Dumbar, 2009) indicated that most salmonids migrate within the first 40 meters from the river banks, confirming these findings.

Wind intensity was observed as one of the physical factors causing differences in detection performance between acoustic equipments. Data from the La Araucanía weather station showed that there were considerable daily fluctuations in wind strength. Pizarro *et al.* (1994) noted that in three weather stations from northern Chile the period between 2 – 8 pm accounted for the greatest wind intensity during the day, and it decreased between 2 – 8 am. The heterogeneity of wind intensity within the day has effects on EK60 echosounder detection capability. Gjelland & Hedger (2013) describe this effect, where the wind introduces air bubbles below the surface, which attenuates acoustic energy, thus preventing detection. Kessel *et al.* (2014) also found that detection rate depended largely on the wind intensity, dropping dramatically as the intensity increases. Ripples and waves at the river surface also creates a distorted boundary that may increase noise due to multipath interference.

Hinch & Rand (2000) described behavioral factors of migratory salmon that need to be considered during hydroacoustic assessments. They noted that fish migrating upstream focus on conserving energy during the run, swimming upstream through areas with less flow (on the riverbanks and near the bottom). Our overall salmon run estimate assumed a symmetrical escapement and was estimated by expanding corrected fish counts by a factor of two. However, it may be necessary in the near future to implement hydroacoustic experiments on both sides of the river to test this assumption.

Based on the DIDSON sonar data we observed that a substantial fraction of the salmon migrating upstream may switch direction and swim downstream, which may lead to double counts. In this study, on average, 16% of salmon reversed their swimming direction (with a maximum value of 26%). These values were consistent with those described by Ransom *et al.* (1998), where approximately 10 to 25% of fish recorded switched swimming direction. As well, like results reported by Tapia (2016) which indicated a 10% for the same ecosystem, but during season 2014-2015.

The differences in the number of records could be partially attributed to differences in the uninsonified areas between the river bottom and the acoustic beams, with this being more marked for the EK60 echosounder since the beam must be positioned to minimize the effects of surface and bottom acoustic reflections. Increasing the incidence beam angle towards the river bottom may increase the fish detection in a near range area, but it may also increase the background as well as the acoustic near-bottom dead-zone.

The horizontal distribution of detected fish showed a bimodal pattern, with clusters of fish in the near and far zones, which could be attributable to behavioral factors. Quinn (2018) indicates that smaller salmon swim closer to the bank than larger fish. Mercer & Wilson (2011) that in some systems in their native distribution range, individuals migrate between 15 and 30 m away from the shore.

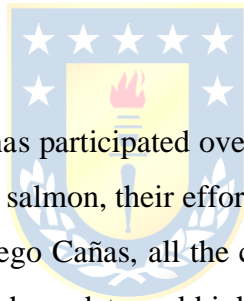
The simultaneous use of DIDSON sonar and EK60 echosounder showed that their use could be complementary. Eilers *et al.* (2010) recommended the concurrent use of DIDSON sonar with other counting systems. This proposition is corroborated in this work considering that, in the nearshore area, the DIDSON sonar excels in salmon detection, but does not detect fish beyond a range of 24 m. Conversely, the EK60 echosounder can be used effectively beyond this distance, but has poorer detection performance closer to the riverbank, attributed in part to lost in area coverage and detections near boundaries (e.g. close to the river bed). Carroll *et al.* (2007) observed that split-beam transducer systems can have good performance for acoustic mark detection up to 150 m of horizontal distance, given suitable local conditions. Application of echosounders in river systems to study salmon migration has great potential, but operational and technical constraints might impact fish count performance. Even though these EK60 echosounder estimates will probably still be considered as relative indexes of abundance, the effort in producing such corrections becomes essential for salmon management purposes, where accurate estimates of total run size and harvest rates have become increasingly needed. We acknowledge that in future research, for both the EK60 echo sounder and the DIDSON sonar, implementing automation tools in detecting and recording fish tags would reduce the time of analysis and generation of results more efficiently (Martignac *et al.*, 2021).

CONCLUSIONS

The DIDSON sonar recorded 2.5 times more Chinook salmon than the EK60 echosounder within equal acoustic coverage range, and 2.1 times if we consider the data in its full range. Fundamental difference in equipment characteristics (detection capabilities) explain the differences in recorded fish counts. Increased wind intensity affects EK60 echosounder detection performance more than the DIDSON sonar. The methodology detailed in this work will be used for monitoring this non-native but commercially important salmon population. We plan on continuing to evaluate aspects of this approach, including carrying out experiments to test the assumption of symmetrical migration of salmon within the river.

ACKNOWLEDGEMENTS

Thanks to the colossal team that has participated over the years in the collection of data during the monitoring of Chinook salmon, their efforts have allowed us to carry out this work. We would like to thank Diego Cañas, all the collaborators and interns who have participated in the collection of fishery data and biological sampling in La Barra creek. To Mauricio Cañas for his participation in the field and in the arduous task of mounting and reading scales to obtain the ages of the returning salmon. Thanks to Eduardo Hernández from Austral University (campus Patagonia) for facilitating the DIDSON acoustic camera during the 2018-2019 season.



REFERENCES

- Araya J. 1970. Contribución al estudio de los procesos estuariales en las desembocaduras de los rios Rapel y Maipo.
- Araya M, Niklitschek EJ, Secor DH, Piccoli PM. 2014. Partial migration in introduced wild chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) of southern Chile. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 149:87–95. DOI: 10.1016/j.ecss.2014.07.011.
- Balk H, Järnegren J, Haraldsson G. 2010. Report II Evaluation of the counting system DIDSON in Karasjohka 2010.
- Banks M, Rashbrook V, Calavetta M, Dean C, Hedgecock D. 2000. Analysis of microsatellite DNA resolves genetic structure and diversity of Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) in California's Central Valley. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 57:915–927.
- Bergman J, Nielson R, Low A. 2012. Central Valley Chinook Salmon In-River Escapement Monitoring Plan.
- Bottom DL, Jones KK, Simenstad CA, Smith CL. 2009. Reconnecting Social and Ecological Resilience in Salmon Ecosystems. *Ecology and Society* 14:art5. DOI: 10.5751/ES-02734-140105.
- Burwen DL, Fleischman SJ, Miller JD. 2010. Accuracy and Precision of Salmon Length Estimates Taken from DIDSON Sonar Images. *Transactions of the American Fisheries Society* 139:10.
- Carroll HC, Dunbar RD, Pfisterer C. 2007. Sonar estimation of Chinook salmon in the Yukon River near Eagle, Alaska, 2005. Alaska Department of Fish and Game.
- Chen DG, Xie Y, Mulligan TJ, MacLennan DN. 2004. Optimal partition of sampling effort between observations of fish density and migration speed for a riverine hydroacoustic duration-in-beam method. *Fisheries Research* 67:275–282. DOI: 10.1016/j.fishres.2003.11.001.
- Cid-Aguayo B, Ramirez A, Sepúlveda M, Gomez-Uchida D. 2021. Invasive Chinook Salmon in Chile: Stakeholder Perceptions and Management Conflicts around a

- New Common-use Resource. *Environmental Management* 68:814–823. DOI: 10.1007/s00267-021-01528-0.
- Claisse JT, Clark TB, Schumacher BD, McTee SA, Bushnell ME, Callan CK, Laidley CW, Parrish JD. 2011. Conventional tagging and acoustic telemetry of a small surgeonfish, *Zebrasoma flavescens*, in a structurally complex coral reef environment. *Environmental Biology of Fishes* 91:185–201. DOI: 10.1007/s10641-011-9771-9.
- Correa C, Gross MR. 2008. Chinook salmon invade southern South America. *Biological Invasions* 10:615–639. DOI: 10.1007/s10530-007-9157-2.
- Crane AB, Dumbar RD. 2009. Sonar estimation of Chinook and fall chum salmon in the Yukon River near Eagle, Alaska, 2007. Alaska Department of Fish and Game.
- Daum DW, Osborne BM. 1998. Use of Fixed-Location, Split-Beam Sonar to Describe Temporal and Spatial Patterns of Adult Fall Chum Salmon Migration in the Chandalar River, Alaska. *North American Journal of Fisheries Management* 18:11.
- DGA. 2004. Diagnóstico y clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad. Cuenca del Río Toltén. Gobierno de Chile, ministerio de obras públicas.
- D.S. N° 124-2018. 2018. D.S. N° 124-2018 Modifica Dec. Ex. N° 88-2017 Autoriza Actividades Pesqueras Extractivas en el Estuario del Río Toltén, IX Región.
- Eggers DM. 1994. On the Discrimination of Sockeye and Chinook Salmon in the Kenai River Based on Target Strength Determined with 420 kHz Dual-Beam Sonar.
- Ehlke R, Seger DJ. 2019. PACIFIC FISHERY MANAGEMENT COUNCIL STAFF. :348.
- Eilers CD, Bergman J, Nielson R. 2010. A COMPREHENSIVE MONITORING PLAN FOR STEELHEAD IN THE CALIFORNIA CENTRAL VALLEY. The Resources Agency DEPARTMENT OF FISH AND GAME.
- Enzenhofer H, Olsen N, Mulligan T. 1998. Fixed-location riverine hydroacoustics as a method of enumerating migrating adult Pacific salmon: comparison of split-

- beam acoustics vs. visual counting. *Aquatic Living Resources* 11:61–74. DOI: 10.1016/S0990-7440(98)80062-4.
- Espinoza L. 2017. Caracterización del retorno del salmón Chinook *Oncorhynchus tshawytscha* (Walbaum, 1792) en la zona baja de la cuenca del Río Toltén, Región de La Araucanía, durante las temporadas de verano 2014/2015 y 2015/2016. Concepción: Universidad de Concepción.
- Gjelland KØ, Hedger RD. 2013. Environmental influence on transmitter detection probability in biotelemetry: developing a general model of acoustic transmission. *Methods in Ecology and Evolution* 4:665–674. DOI: 10.1111/2041-210X.12057.
- Gomez-Uchida D, Cañas-Rojas D, Riva-Rossi CM, Ciancio JE, Pascual MA, Ernst B, Aedo E, Musleh SS, Valenzuela-Aguayo F, Quinn TP, Seeb JE, Seeb LW. 2018. Genetic signals of artificial and natural dispersal linked to colonization of South America by non-native Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *Ecology and Evolution* 8:6192–6209. DOI: 10.1002/ece3.4036.
- Gómez-Uchida D, Ernst B, Aedo G, Canales-Aguirre C, Ferrada S, Musleh S, Rivara P, Santelices A. 2016. Estudio biológico pesquero y sanitario de la población de Salmón Chinook en la cuenca del Río Toltén en la Región de la Araucanía. Concepción: Universidad de Concepcion.
- Healey MC. 1991. Pacific salmon life histories. Vancouver: UBC Press.
- Hinch SG, Rand PS. 2000. Optimal swimming speeds and forward-assisted propulsion: energy-conserving behaviours of upriver-migrating adult salmon. 57:9.
- Holmes JA, Cronkite GMW, Enzenhofer J, Mulligan TJ. 2006. Accuracy and precision of fish-count data from a “dual-frequency identification sonar” (DIDSON) imaging system. :13.
- Hughes JB, Hightower JE. 2015. Combining Split-Beam and Dual-Frequency Identification Sonars to Estimate Abundance of Anadromous Fishes in the Roanoke River, North Carolina. *North American Journal of Fisheries Management* 35:229–240. DOI: 10.1080/02755947.2014.992558.

- Kessel ST, Cooke SJ, Heupel MR, Hussey NE, Simpfendorfer CA, Vagle S, Fisk AT. 2014. A review of detection range testing in aquatic passive acoustic telemetry studies. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 24:199–218. DOI: 10.1007/s11160-013-9328-4.
- Lilja J, Orell P. 2010. Report I Use of DIDSON to estimate spawning run of Atlantic salmon in the River Karasjohka, the tributary of the River Tana.
- Martignac F, Baglinière J-L, Ombredane D, Guillard J. 2021. Efficiency of automatic analyses of fish passages detected by an acoustic camera using Sonar5-Pro. *Aquatic Living Resources* 34:22. DOI: 10.1051/alr/2021020.
- Martignac F, Daroux A, Bagliniere J-L, Ombredane D, Guillard J. 2015. The use of acoustic cameras in shallow waters: new hydroacoustic tools for monitoring migratory fish population. A review of DIDSON technology. *Fish and Fisheries* 16:486–510. DOI: 10.1111/faf.12071.
- Maxwell SL, Buck GB, Faulkner AV. 2019. Using acoustic telemetry to expand sonar escapement indices of Chinook salmon to in-river abundance estimates. *Fisheries Research* 220:105347. DOI: 10.1016/j.fishres.2019.105347.
- Maxwell SL, Gove NE. 2007. Assessing a dual-frequency identification sonars' fish-counting accuracy, precision, and turbid river range capability. *J. Acoust. Soc. Am.* 122:15.
- Maxwell SL, Smith AV. 2007. Generating River Bottom Profiles with a Dual-Frequency Identification Sonar (DIDSON). *North American Journal of Fisheries Management* 27:1294–1309. DOI: 10.1577/M07-019.1.
- McDougall MJ, Lozori J. 2017. Sonar estimation of Chinook and fall chum salmon passage in the Yukon River near Eagle, Alaska, 2016. :66.
- Mercer B, Wilson JK. 2011. 2010 Chinook Salmon Sonar Enumetaion On The Big Salmon River. :25.
- Musleh SS, Seeb LW, Seeb JE, Ernst B, Neira S, Harrod C, Gomez-Uchida D. 2019. Mixed-stock analyses among migratory, non-native Chinook salmon at-sea and

- assignment to natal sites in freshwater at their introduced range in South America. *Genetics*. DOI: 10.1101/732248.
- Nawrocki BM, Zhu C, Johnson TB. 2022. Comparative trophic ecology of nearshore juvenile salmonids in Lake Ontario. *Journal of Great Lakes Research*. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2022.09.004>.
- Parsons AL, Skalski JR. 2010. Quantitative Assessment of Salmonid Escapement Techniques. *Reviews in Fisheries Science* 18:301–314. DOI: 10.1080/10641262.2010.513020.
- Perivolioti T-M, Tušer M, Terzopoulos D, Sgardelis SP, Antoniou I. 2021. Optimising the Workflow for Fish Detection in DIDSON (Dual-Frequency IDentification SONar) Data with the Use of Optical Flow and a Genetic Algorithm. *Water* 13:1304. DOI: 10.3390/w13091304.
- Pizarro O, Hormazabal S, Gonzalez A, Yañez E. 1994. Variabilidad del viento, nivel del mar y temperatura en la costa norte de Chile. *Invest. Mar* 22:85–101.
- Quinn TP. 2018. *The behavior and ecology of Pacific salmon and trout*. Seattle: Bethesda, Maryland: University of Washington Press; In association with American Fisheries Society.
- Rakowitz G, Tuser M, Riha M, Juza T, Balk H, Kubecka J. 2012. Use of high-frequency imaging sonar (DIDSON) to observe fish behaviour towards a surface trawl. *Fisheries Research*:12.
- Ransom BH, Johnston SV, Steig TW. 1998. Summary of the Use of Hydroacoustics for Quantifying the Escapement of Adult Salmonids (*Oncorhynchus* and *Salmo* spp.) in Rivers. :25.
- Rodríguez-Sánchez V, Encina L, Rodríguez-Ruiz A, Sánchez-Carmona R, Monteoliva Herreras A, Alonso de Santocildes G, Monná Cano A. 2012. La hidroacústica horizontal utilizada en la gestión de las comunidades de peces: en busca de la firma acústica de barbos y carpas. *Chronica naturae* 2:9.
- Simmonds J, MacLennan D. 2005. *Fishery acoustics theory and practice*.
- Simrad. 2006. *Simrad ES60 Fish finding echo sounder Reference manual*.

- Singer S. 2011. Comparison of seasonal fish abundance estimates of deep pools in the River Danube by two different sonar systems. Universitat Wien.
- Soundmetric. 2008. Dual-Frequency Identification Sonar DIDSON Operational Handbook.
- Tapia B. 2016. Caracterización del escape del Salmón Chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*, Walbaun 1792) en la fracción baja de la cuenca del Río Toltén, Región de la Araucanía Chile, durante el período estival 2015. Concepción: Universidad de Concepción.
- Vila I, Habit E. 2015. Current situation of the fish fauna in the Mediterranean region of Andean river systems in Chile. *Fishes in Mediterranean Environments* 2015. DOI: 10.29094/FiSHMED.2015.002.
- Youngson AF, Jordan WC, Verspoor E, McGinnity P, Cross T, Ferguson A. 2003. Management of salmonid fisheries in the British Isles: towards a practical approach based on population genetics. *Fisheries Research* 62:193–209. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(02\)00162-5](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(02)00162-5).
- Yukon River Panel. 2010. Porcupine River Sonar Feasibility Study. Yukon Restoration and Enhancement.
- Yule DL. 2000. Comparison of Horizontal Acoustic and Purse-Seine Estimates of Salmonid Densities and Sizes in Eleven Wyoming Waters. *North American Journal of Fisheries Management* 20:759–775. DOI: 10.1577/1548-8675(2000)020<0759:COHAAP>2.3.CO;2.

Capítulo II

Evaluación cuantitativa del establecimiento del salmón Chinook en la Patagonia, cuenca del Río Toltén, un caso de estudio



RESUMEN

El salmón Chinook es una especie de complejo ciclo de vida y ha sido introducida en diferentes países del hemisferio sur. Su proceso de establecimiento en Chile ha generado una doble problemática, un efecto negativo sobre la fauna nativa y la creación de una oportunidad de desarrollo económico por el desarrollo de diferentes actividades alrededor de esta especie, como la pesca recreativa, el turismo y una reciente pesca artesanal de estuario. El presente trabajo aborda la información del retorno recopilada durante las primeras seis temporadas, desde el 2014/15 hasta el 2019/20, a partir de información biológica-pesquera de la pesca artesanal de caleta La Barra y la fracción que no es capturada desde una estación de monitoreo mediante el uso de un equipo hidroacústico. Se obtuvieron diferencias significativas en la magnitud de la abundancia de los retornos, con dos a cinco pulsos de entrada por temporada y con diferencias en las migraciones entre el día y la noche para tres temporadas.

Se toma el establecimiento de la población de salmón dado que las magnitudes y patrones de migración, junto con las características biológicas presentan similitudes a los retornos de salmón en su rango nativo, siendo estas consistentes a través de los años. Se distinguen dos “tipos” de retornos según las características biológicas de los salmones, en dos temporadas hubo una alta proporción sexual de machos, los que fueron de pequeño tamaño y de menor edad que las hembras, mientras que para el resto de las temporadas la proporción sexual, edad promedio y tamaño fue similar entre sexos. El establecimiento del salmón Chinook y su interacción socio ecológica en el río Toltén no representa un caso aislado, repitiéndose en numerosas cuencas del sur de Chile. Se espera que los resultados de este caso de estudio sirvan como un modelo para ser replicados en otras cuencas con una problemática similar.

Palabras clave: Establecimiento, Ciclo mareal, Retorno del salmón Chinook, Fracción no capturada, Pesca Artesanal.

ABSTRACT

The Chinook salmon is a species with a complex life cycle and has been introduced in different countries in the southern hemisphere. Its establishment process in Chile has generated a double problem, a negative effect on native fauna and the creation of an economic development opportunity by the development of different activities around this species, such as recreational fishing, tourism and a recent estuarine artisanal fishery. The present work addresses the return information collected during the first six seasons, from 2014/15 to 2019/20, from biological-fishing information from the artisanal fishery of La Barra creek and the fraction that is not caught from a monitoring station by using hydroacoustic equipment. Significant differences were obtained in the magnitude of abundance of returns, with two to five pulses of entry per season and with differences in migrations between day and night for three seasons.

The establishment of the salmon population is taken given that the magnitudes and patterns of migration, along with biological characteristics have similarities to salmon returns in their native range, being consistent across years. Two "types" of returns are distinguished according to the biological characteristics of the salmon, in two seasons there was a high sex ratio of males, which were small in size and younger in age than females, while for the rest of the seasons the sex ratio, average age and size were similar between sexes. The establishment of Chinook salmon and their socio-ecological interaction in the Toltén River does not represent an isolated case, being repeated in numerous basins in southern Chile. It is hoped that the results of this case study will serve as a model to be replicated in other basins with similar problems.

Key words: Establishment, Tidal cycle, Chinook salmon run, Escapement, Artisanal fishery.

INTRODUCCIÓN

El salmón del Pacífico (*Oncorhynchus* spp.) es un grupo de diversa historia de vida y amplia plasticidad fenotípica (Quinn *et al.* 2001). Estas características junto con la acción del ser humano le han permitido colonizar y expandirse fuera de su rango nativo, con un 65% de países con presencia de estas especies (Crawford & Muir, 2008). El éxito de la colonización de estas especies de salmónidos es debido a que se cumplen distintas condiciones que permitan la existencia de una población autosuficiente y bien establecida (Sakai *et al.* 2001). Para salmónidos existen tres dimensiones que determinan el grado de éxito de la invasión, influencia humana, características propias de la especie invasora y las interacciones bióticas (Arismendi *et al.* 2014). Habit *et al.* (2012) indican que la variable temperatura y la conectividad entre los sitios de migración son claves para explicar la invasividad de los salmónidos en el sur de Chile. Para el caso del salmón Chinook su complejo ciclo de vida, plasticidad y diversidad genética le ha permitido sortear las diferentes barreras y expandir su rango de distribución (Gómez-Uchida *et al.* 2018; Riva-Rossi *et al.* 2012). En el hemisferio sur, en los países de Nueva Zelanda, Argentina y Chile se establecieron diferentes poblaciones de salmónidos (Mc Dowell, 1994; Pascual & Ciancio, 2007; Fernández *et al.* 2010). Para el caso chileno y con el fin de aumentar la diversidad de peces y fomentar la pesca recreativa, los primeros intentos de introducción ocurrieron a finales del siglo XIX (Basulto, 2003). Hoy, un siglo más tarde, al extremo sur del continente se han descrito poblaciones asilvestradas de trucha arcoíris, trucha café y salmón Chinook (Correa & Gross, 2008). Este proceso de invasión a nivel regional ha sido ampliamente investigado durante las últimas dos décadas, los primeros trabajos llevados por Pascual *et al.* (2001) y Ciancio *et al.* (2005) advierten los efectos de estos salmónidos sobre las especies nativas y el ecosistema, con énfasis en la trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) y salmón Chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*). Esta última especie ha sido de especial interés, describiendo aspectos como su rango de distribución (Soto *et al.* 2006; Correa & Gross, 2008), origen y diversidad genética (Riva-Rossi *et al.* 2012; Gomez-Uchida *et al.* 2018), capacidad de colonizar nuevas áreas (Habit

et al. 2012), historia de vida (Araya *et al.* 2014; Nardi *et al.* 2019) e interacciones sobre especies nativas (Ibarra *et al.* 2011; Habit *et al.* 2015). Estas investigaciones han permitido conocer y realzar el proceso de invasión del salmón Chinook en Sudamérica, sin embargo, hasta la fecha se carecen de trabajos que cuantifiquen el grado de establecimiento de esta especie dentro de una cuenca, a través del tiempo. Esta información es relevante dada la complejidad socio-ambiental en torno al salmón Chinook, al este generar una respuesta dual en la sociedad, entre la problemática por sus efectos negativos sobre el ecosistema dulceacuícola-marino mientras que por el otro lado el valor comercial de esta especie dado su carácter de recurso económico altamente valorado (Soto *et al.* 2007; Habit, 2012; Cid-Aguayo *et al.* 2020).

El salmón Chinook da lugar a diferentes dinámicas sobre los ecosistemas colonizados (Habit *et al.* 2015), en poblaciones introducidas en Nueva Zelanda se ha observado que en su etapa oceánica este salmón depreda principalmente sobre peces pelágicos pequeños (James & Unwin, 1996). Ibarra *et al.* (2011) señala que en cuencas chilenas de la Patagonia los juveniles de Chinook poseen hábitos piscívoros depredando a especies nativas de galáxidos. Además de la depredación Vargas *et al.* 2010 señaló la existencia de similitudes y alto grado de solapamiento (mayor al 80%) en el microhábitat de juveniles de salmón Chinook y el pez nativo bagre *Trichomycterus areolatus*. Otro punto que considerar es que al retornar a sus ríos de origen, la muerte del salmón posterior al desove crea un transporte de materia orgánica oceánica hacia las zonas altas de los ríos, esto genera un posible desbalance en la incorporación de nutrientes (Soto *et al.* 2007; Arismendi & Soto, 2012).

El valor comercial de esta especie dado el gran tamaño, sumado a la calidad de su carne han impulsado el desarrollo de actividades extractivas en diferentes zonas del país, en el río Toltén se desarrolla la pesca artesanal, la que ocurre en la zona estuarina y a nivel nacional es la única que está legalmente permitida (SUBPESCA, 2017), junto a esta la pesca recreativa, esta funciona en la zona media y alta de la cuenca (SUBPESCA, 2018). Dado el ciclo reproductivo del salmón, resulta complejo entender el desarrollo del proceso de establecimiento y las dinámicas del retorno sin realizar un seguimiento de estas

variables a través de los años. Es necesario cuantificar el retorno, describir y comparar aspectos de historia de vida de estos salmones junto con variables biológicas como la edad media, la longitud total, peso medio y la proporción sexual en cada temporada. Con esta información se pueden observar si existen variaciones a lo largo de los años, esto permite incorporar otras variables con el fin de encontrar patrones como lo es el identificar que variables físicas determinan la temporalidad del retorno, siendo los ciclo mareales uno de las primeras variables a considerar (Banks,1969).

El presente trabajo tiene el objetivo de cuantificar el nivel de establecimiento de la población de salmón Chinook que retorna a la cuenca del río Toltén, describiendo las dinámicas de diferentes atributos demográficos de las últimas seis temporadas mediante el uso de información hidroacústica y registros de captura proveniente de la flota artesanal de caleta La Barra.



METODOLOGÍA

Descripción del origen del salmón Chinook

El salmón Chinook fue introducido en Chile a partir de un esfuerzo conjunto entre instituciones privadas y públicas, con el fin de fomentar la pesca comercial y recreativa en los ríos de Chile (Basulto, 2003). Los primeros retornos exitosos ocurrieron durante la década de los 1980s, con la liberación de salmones en diferentes etapas de desarrollo. En el río Toltén se liberaron reproductores en el estero El Membrillo (afluente del río Allipén) desde un criadero en el año 1995 (Gomez-Uchida *et al.* 2018). A comienzos de la década del 2000 se registraron los primeros retornos al estuario del río Toltén y para el 2010 se comienza a considerar al salmón Chinook como un recurso de interés, en la actualidad se considera el recurso principal para los pescadores artesanales de caleta La Barra. Gomez-Uchida *et al.* 2018, describe que el origen genético de la población que retorna al río Toltén corresponde a una mezcla entre poblaciones parentales pertenecientes Oregon-California Coast (0.457), Lower Columbia River-Willamette (0.364) y un bajo porcentaje perteneciente a diferentes cuencas de la costa oeste de Norteamérica.

Sistema de estudio

Este estudio se centró en la zona baja de la cuenca del río Toltén (primeros 13 km desde la desembocadura hacia río arriba), región de La Araucanía en Chile (Figura 1a). Entre los meses de agosto a febrero se producen los retornos de salmón Chinook por fines reproductivos (Gomez-Uchida *et al.* 2016). Este lugar se encuentra en una zona bioclimática con tendencia mediterránea y clima templado lluvioso (Di Castri & Hajek, 1976). El río Toltén posee un régimen pluvial y se orienta de este a oeste con una longitud total de 123 km y un ancho máximo de 500 m, nace del extremo poniente del Lago Villarrica y desemboca en el mar, con el río Allipén como su principal tributario (DGA, 2004).

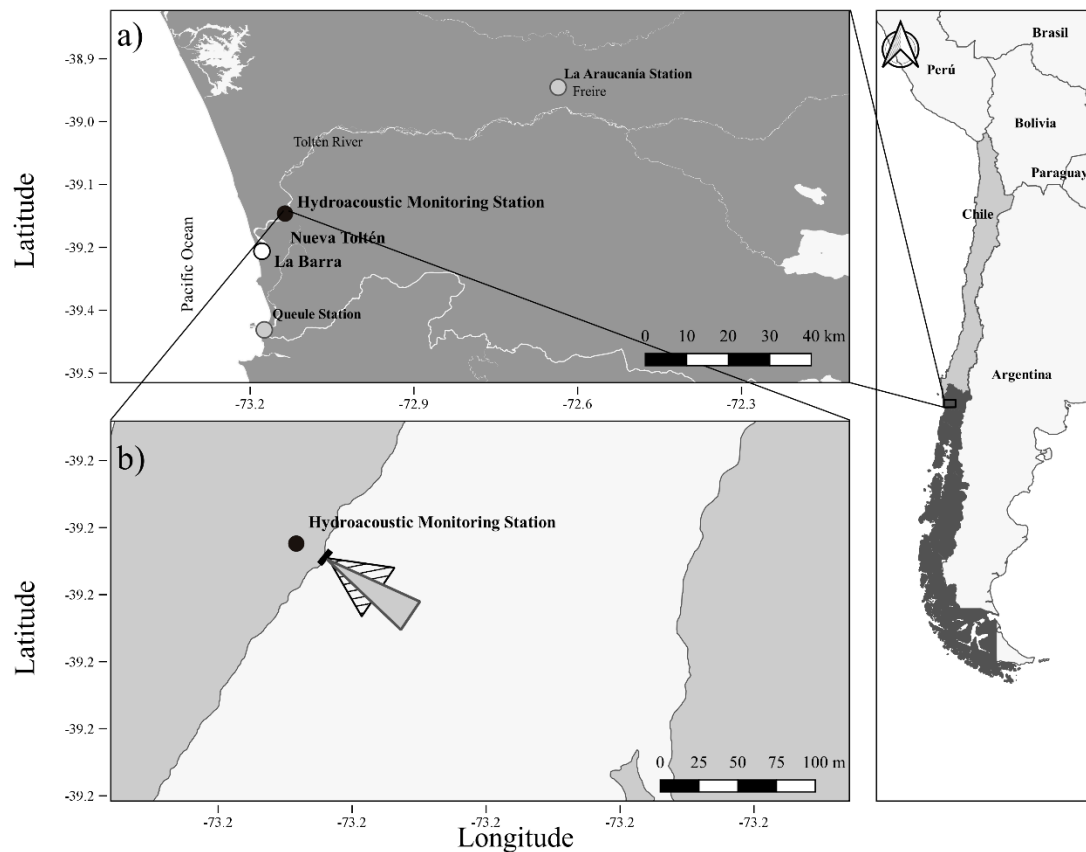


Figura 1: Cuenca del río Toltén y área de estudio, (a) Región de la Araucanía, los puntos grises indican los lugares donde se recogió la información de los datos físicos, (b) Zona baja de la cuenca del río Toltén, el punto negro indica la ubicación de la estación de monitoreo hidroacústico, los triángulos representan el ángulo nominal del haz del ecosonda EK60 (gris) y del sonar DIDSON (sombreado). La longitud del cono representa la distancia máxima de detección de peces por cada equipo durante este estudio.

Toma de información

Se cuantificó el número de salmones retornantes en la zona baja de la cuenca del río Toltén durante la pesca artesanal, el inicio y término de la recolección de datos en cada temporada fueron variables, ocurriendo en la mayoría de los casos desde diciembre hasta febrero y entre los años 2014/15-2019/20. Para la cuantificación y estimación se recopiló información biológico-pesqueras de las capturas y de la fracción no capturada.

Información biológico-pesquera del salmón Chinook

La captura de salmón Chinook es llevada a por un grupo de pescadores artesanales pertenecientes a caleta La Barra ($39^{\circ}14'47.98''S$, $73^{\circ}13'11.81''W$, Figura 1a). La pesca artesanal se desarrolla dentro del estuario, con una temporada de pesca establecida entre el 15 de diciembre y el 28 de febrero de cada año (SUBPESCA, 2017). En esta pesquería se utilizan redes de enmalle de monofilamento, estas antes de la regularización de la pesquería (2018) estas estaban construidas por una tela de 6 in de tamaño de malla, diámetro de hilo de 0.6 mm y de aproximadamente 50 metros de largo, sin embargo, posteriormente se cambió el grosor del hilo de la malla por una de 0.7 mm de diámetro y el tamaño de malla a 7 in con el fin de dejar pasar a los ejemplares más pequeños (SUBPESCA, 2017).

El equipo de trabajo en terreno junto con el apoyo de los pescadores de caleta La Barra recopiló información espaciotemporal de la captura de salmón Chinook durante cada temporada, para la temporada 2016/17 se reportan solo las capturas totales. La información fue periódicamente cotejada por los investigadores en el sitio de desembarque, una vez terminada la faena de pesca, a efectos de este trabajo asumimos que el esfuerzo de pesca se mantiene constante. Simultáneamente se realizó un muestreo biológico de las capturas (Tabla 1) se recolectó información de sexo por individuo e información morfométrica, longitud y peso total. Se recolectaron muestras de escamas, estómagos y tejido muscular, en este trabajo se utilizaron las escamas para obtener datos de edades en cada temporada. Las capturas de salmón Chinook fueron reportadas en peso y convertidas a número al multiplicar por el peso medio quincenal del salmón en cada temporada proveniente del muestreo biológico.

Información de la fracción no capturada de salmón Chinook

Junto con las actividades realizadas en caleta La Barra se estableció una estación de monitoreo con el fin de cuantificar la fracción que no es capturada de salmón Chinook durante las temporadas de captura en caleta La Barra. La estación fue ubicada a una distancia de 13 km río arriba de la desembocadura ($39^{\circ}10'31.10''S$ / $73^{\circ}10'30.66''W$, Figura 1b), y en una sección del río con un ancho de 210 m. Se desplegó un equipo

hidroacústico de forma ininterrumpida durante las temporadas de pesca, en su mayoría desde mediados de diciembre hasta finales de febrero. El lugar se eligió en base a las características utilizadas en el trabajo de Mercer & Wilson (2011), con el fin de minimizar la pérdida de toma de información.

Se utilizó un ecosonda científico SIMRAD EK60 con un transductor split-beam ES120-7C de 120 kHz adosado a una estructura o frame tipo-H de acero galvanizado. El cual fue sumergido a una profundidad de 0.5 m desde el fondo e instalado de forma transversal al cauce del río, siendo el área (cono) de insonificación en dirección hacia el sureste. Para minimizar interferencias el equipo fue orientado de forma paralela al fondo. El cono de insonificación que produce el transductor es capaz de cubrir en totalidad el ancho del río, sin embargo, solo se muestreó de forma efectiva una fracción de este. Se utilizaron los registros que se encuentran en los primeros 40 m del cono, debido a la pérdida de información por efecto de la reverberación del fondo y de la superficie a distancias superiores a 40 m. Durante las seis temporadas, en algunas ocasiones el equipo fue desconectado por razones operacionales durante una cierta cantidad de horas, estos motivos fueron: problemas de suministro eléctrico, mantenimiento y exposición del transductor a la atmosfera causado por la disminución del nivel del río a causa de los ciclos mareales.

Toma de información y postproceso de los datos acústicos

Los datos acústicos obtenidos (archivos formato .raw) fueron grabados por el software ES-120 y respaldados en discos duros, los que posteriormente fueron postprocesados con el software Echoview 7.0, se realizó un conteo visual de los trazos registrados en el ecograma, se contabilizaron las marcas entre un rango de -40 a -26 dB, con el fin de remover peces pequeños e interferencias que pudieran afectar el conteo (Eggers, 1995, Yukon River Panel, 2010).

Supuestos y Factores de corrección

Con los resultados obtenidos con el postprocesamiento de los datos acústicos se estimó la fracción no capturada en cada temporada, se realizó a partir de los resultados presentados en Espinoza *et al.* (en revisión). Para lograr esto, los datos fueron corregidos considerando los siguientes factores: altura del río, fuerza del viento, distancia perpendicular del haz acústico, y aspectos conductuales como la fracción de salmones que cambia de dirección de natación de río arriba hacia río abajo y la proporción que migra por cada lado del río.

Tabla 1: Cantidad de datos recolectados desde los diferentes sitios y en las diferentes temporadas.

Sitio de monitoreo	Caleta La Barra				Nueva Tolstén	
	Bitácoras de pesca	Muestreo biológico			Días de funcionamiento del equipo hidroacústico	
Temporada	N° de embarques	Peso	Talla	Sexo	EK60	
2014/15	541	254	460	454	38	
2015/16	846	751	889	879	46	
2016/17	868	578	691	636	36	
2017/18	834	570	689	620	51	
2018/19	1254	1328	1377	1370	55	
2019/20	928	745	747	746	50	

Estimación del retorno

Para cada temporada se estimó la abundancia del retorno, utilizando los datos de captura del sector La Barra y los eco-conteos de la estimación de la fracción no capturada obtenidos en el sector de Nueva Tolstén. Estos valores fueron calculados utilizando las ecuaciones de la Tabla 2, de la misma manera se calculó este retorno en biomasa (ton), esto se obtuvo a través de la multiplicación del número de retornantes por el promedio quincenal de un salmón en cada temporada, este dato fue obtenido del muestreo biológico.

Se realizó una proporción acumulada para cada una de las temporadas y se aplicó la prueba estadística de Kolmogorov-Smirnov para buscar diferencias entre los años, se generó una matriz de valores alfa entre todas las combinaciones de temporadas.

Tabla 2: Ecuaciones del retorno total de salmón Chinook en peso y número, a nivel diario y por temporada en la zona baja de la cuenca del río Toltén.

Modelos	Descripción
	R_s : Número de salmones retornantes en la temporada s en la zona baja de la cuenca del Toltén.
$R_s = C_s + E_s$	C_s : Número de salmones capturados por la flota artesanal en el sector La Barra durante la temporada s .
$C_s = \sum_i cn_{i,s}$	E_s : Número estimado de salmones contabilizados en la estación hidroacústica de Nueva Toltén en la temporada s (esta corresponde a la fracción no capturada o escape).
	$cn_{i,s}$: Número de salmones capturados del día i durante la temporada s .

Análisis de descomposición modal

Se realizó un análisis de descomposición modal mediante el paquete *Mixdist* del software R (Macdonald & Du, 2018; R Core Team, 2020) para identificar el número de modas, las que fueron consideradas equivalentes a pulsos de entrada. Se utilizaron las estimaciones de la fracción no capturada para cada una de las temporadas, para cada uno de los pulsos (modas) se consideró el ancho de la curva con el fin de conocer la duración de cada pulso y conocer su distribución durante la temporada.

Atributo físico altura de marea y su influencia en el retorno

Se realizó un análisis para conocer la relación funcional entre la captura de salmón Chinook en la zona baja del río Toltén y la altura de marea, para esto se implementó un modelo lineal generalizado (GLM) con distribución de *Poisson*. Se utilizó el número total diario de las capturas para cada temporada y los datos de marea de la estación de Queule

(a 15 km de sector La Barra) entre diciembre a marzo de su temporada respectiva, se filtró la información para obtener el máximo diario de la marea, los que fueron utilizados en el análisis. La información fue obtenida desde las bases de datos UNESCO Sea level station monitoring y Webcritech Institute for Protection and Security of the Citizens - JRC Ispra (<http://www.ioc-sealevelmonitoring.org>). Se utilizó el valor χ^2 de cada modelo para evaluar la significancia entre las variables.

Atributos de historia de vida

A partir del muestreo biológico de las capturas en caleta La Barra se realizó un seguimiento a través de los años de diferentes atributos de historia de vida del salmón Chinook, se considera que esta información es representativa para todo el retorno. Se calculó la relación entre el peso (kg) y la talla (m) de los salmones en cada temporada y se aplicó una prueba de permutaciones para observar diferencias estadísticas, esta fue elegida una aproximación alternativa de la prueba ANCOVA. A partir de la información del muestreo biológico se calculó la proporción sexual de hembras y machos en cada una de las temporadas.

Edad media del retorno, proporción de las edades para cada temporada

A partir de las escamas obtenidas del muestreo biológico del salmón Chinook se realizaron lecturas de edades para cada temporada, para esto se analizaron los patrones de fijación de calcio de estas escamas. El montaje y la conservación de las escamas se realizó a partir de la metodología descrita por MacLellan (1987) y Hudson & Crosby (2010), mediante la impresión de escamas en placas de acetato para su posterior revisión en microscopio estereoscópico. Se analizaron 5 escamas por individuo, buscando realizar lecturas representativas por sexo y estrato temporal. La determinación de la edad se realizó mediante el análisis visual de marcas anuales (*annuli*), las cuales representan marcas invernales (Lancelotti *et al.* 2003), obteniéndose la proporción de edades en las capturas separadas por sexo para cada una de las temporadas con el fin de entregar

información descriptiva de los retornos. Para este trabajo se entrega información desde la temporada 2014/15 hasta la 2018/19. Se aplicó un análisis estadístico ANOVA para encontrar diferencias entre temporada y edad, sexo y edad.

Caracterización del Retorno, aspectos conductuales

Ritmos circadianos de los salmones retornantes

En esta sección del trabajo se utilizó la fracción que no es capturada por la pesquería en caleta La Barra, se asume que los siguientes resultados son representativos para el general del retorno. Para observar el proceso de migración del salmón durante el ciclo circadiano en cada temporada se calculó el número de salmones durante cada hora. Se optó por una aproximación desde la estadística circular para explicar las diferencias en el número de retornantes durante el día y se realizó una transformación de los datos, las horas fueron convertidas a ángulos a partir de la ecuación de Zar (1999). Se aplicó una prueba de Rayleigh para verificar si los datos son significativamente estacionales, junto a una prueba de Mardia-Watson-Wheeler para detectar si dos muestras circulares difieren significativamente entre sí (Mendoza, 2020). Esta prueba fue aplicada con el fin de buscar diferencias entre las temporadas, así como diferencias entre el día y la noche, se consideró la variable “noche” a los datos que estaban en el rango horario de las 9 pm a 6 am, el resto de las horas fueron categorizadas con el nombre “día” (7 am - 8 pm). Se asume que la diferencia en la cantidad de horas entre ambas categorías es despreciable.

Desfase entre el ingreso de salmón Chinook y la estación de monitoreo hidroacústica

Asumiendo que los pulsos de entrada de salmón Chinook registrados en las capturas se pueden visualizar en los datos de la fracción no capturada. En cada temporada se parametrizó un modelo lineal generalizado (GLM) con distribución de *Poisson*, expresado en la Tabla 3, para estimar el desfase, medido en días, entre el ingreso de salmón al estuario y el momento de ser captado por el equipo hidroacústico (distancia de 13 km

entre ambos lugares). Se tomó un desfase entre las series de 0 a 4 día y se consideró el valor Xi^2 como referencia para elegir el desfase óptimo. De forma complementaria se llevó a cabo una función de autocorrelación de las capturas para cada una de las temporadas.

Tabla 3: Modelo lineal generalizado entre el número de salmones capturados en caleta La Barra y el desfase de 1 a 5 días con la fracción no capturada en Nueva Toltén.

Modelo	Descripción
	$en_{i,s}$: Número de salmones no capturados durante el día i de la temporada s .
$en_{i,s} \sim Pois(\mu_{i,s})$	β_0 : Intercepto.
$E(en_{i,s}) = \mu_{i,s}$	β_d : Pendiente, asociada al desfase d .
$\log(\mu_{i,s}) = \beta_0 + \beta_d cn_{i-d,s}$	$cn_{i-d,s}$: Número de salmones capturados con un desfase de $i-d$ días en la temporada s .
	$\log(\mu_{i,s})$: Función de enlace y modelo lineal.



RESULTADOS

Estimación del retorno

Análisis de descomposición modal de la fracción no capturada

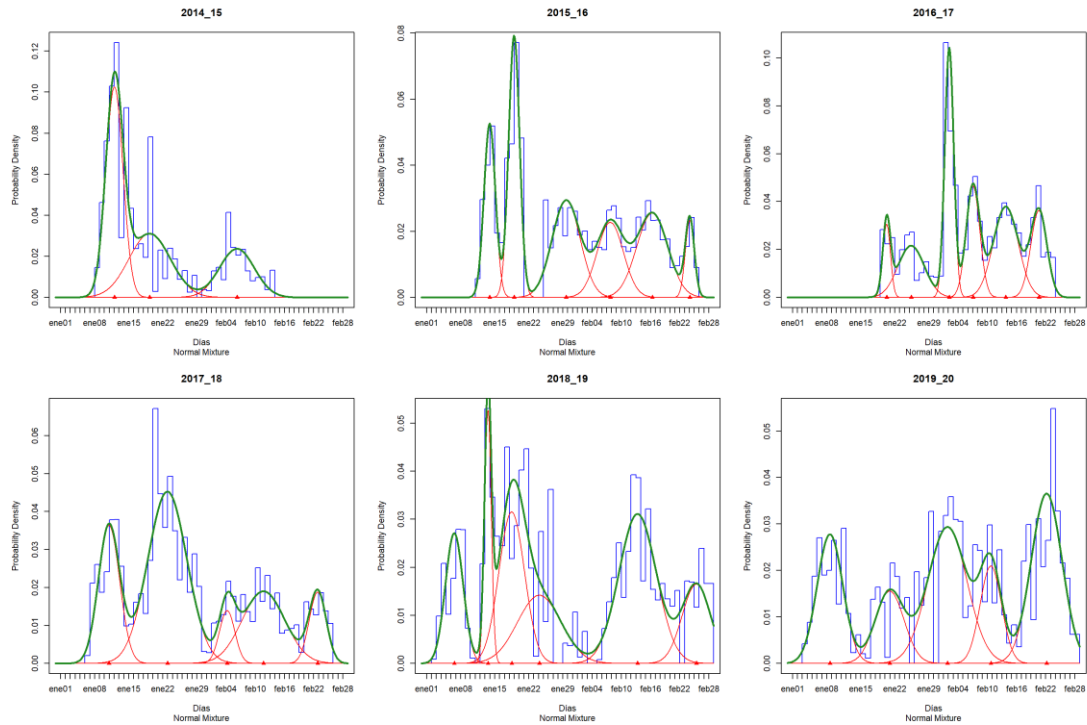


Figura 2: Función de densidad de probabilidades de la fracción no capturada en cada temporada, a partir del análisis de descomposición modal, línea verde corresponde a las modas o pulsos para efectos de este trabajo detectados por el análisis.

Al observar la función de densidad de los retornos para las seis temporadas se destaca una distinta cantidad de modas o pulsos de entrada (Figura 2). En general se observó un retorno contenido en cada temporada, con un aumento en las capturas a inicios de enero y una disminución para finales del mes de febrero, solo en la temporada 2019/20 se observó un pulso final mayor que el anterior. Dentro de cada temporada las modas graficadas por el paquete *Mixdist* representaron pulsos de entrada irregulares, de diferentes magnitudes y distribuidos a lo largo de toda la temporada. Con tres pulsos para temporada 2014/15 y seis para la temporada 2015/16 y 2016/17, con una duración aproximada de cinco días.

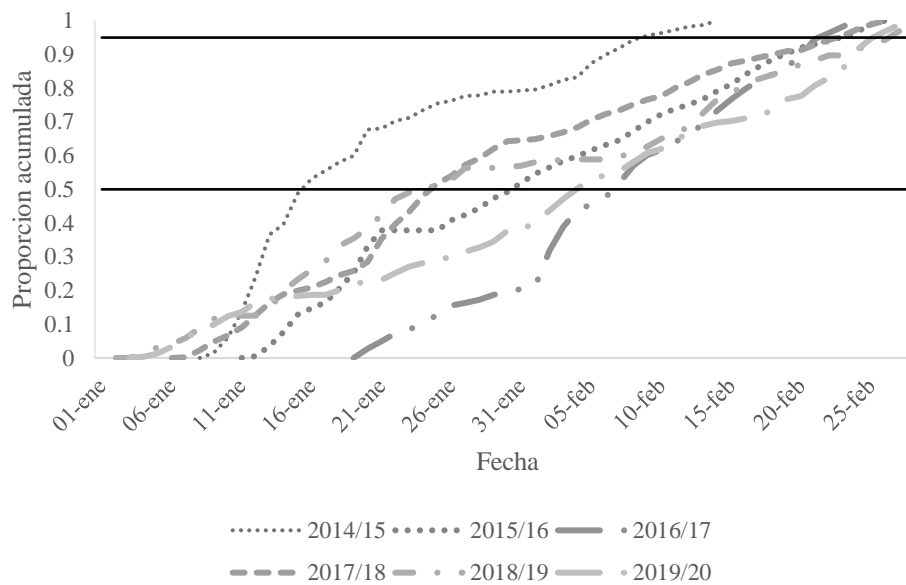


Figura 3: Proporción acumulada de la estimación de la fracción no capturada para cada una de las temporadas, líneas horizontales marcan la temporalidad cuando se alcanza el 50 % y el 95% de los datos.

Tabla 4: Análisis estadístico de Kolmogorov-Smirnov de la proporción acumulada del número de salmones en todas las temporadas, se muestra el valor D y alfa correspondiente entre paréntesis, “*” indica diferencias significativas.

	2014/15	2015/16	2016/17	2017/18	2018/19	2019/20
2014/15	-	0.301 (0.0220*)	0.359 (0.0077*)	0.241 (0.076)	0.391 (0.000890*)	0.403 (0.000596*)
2015/16		-	0.213 (0.1504)	0.096 (0.6286)	0.127 (0.4311)	0.296 (0.01095*)
2016/17			-	0.0311 (0.9588)	0.0736 (0.7828)	0.112 (0.5674)
2017/18				-	0.212 (0.08335)	0.241 (0.0414*)
2018/19					-	0.20 (0.099)
2019/20						-

En la Figura 3 se observa que en cada una de las temporadas el 50% de la fracción no capturada estimada se alcanza entre finales de enero y principio de febrero, durante tres semanas, entre el 24 de enero al 7 de febrero, a excepción de la temporada 2014/15 donde el 50% se alcanza el 15 de enero. El 95% de la fracción no capturada se alcanza durante la última semana de febrero, entre el 21 al 27 de febrero. La tabla 4 nos muestra una matriz de análisis estadísticos entre temporadas, se observó que la temporada 2014/15 fue significativamente diferente de todas las demás a excepción de la temporada 2017/18, de la misma forma esta solo es significativa con la temporada 2019/20.

Estimación de la fracción no capturada

Los datos estimados de la fracción no capturada (Tabla 5) para cada una de las temporadas indican lo siguiente: la temporada con menor número de retornantes corresponde a la temporada 2014/15 con 8636 salmones, equivalentes a 49 toneladas, mientras que la con mayor número es la temporada 2015/16, con 85236 salmones, equivalentes a 892 toneladas.

Estimación total de retorno

Tabla 5: Resumen del retorno para cada una de las temporadas con el detalle de la captura y la fracción no capturada, junto con su correspondiente conversión a biomasa (toneladas).

Temporadas	2014/15	2015/16	2016/17	2017/18	2018/19	2019/20
Fracción no capturada estimada en número	7942	72644	16567	43405	26334	14700
Biomasa fracción no capturada estimada (Toneladas)	46	761	174	276	264	141
Captura en número	9468	17981	5503	5032	10687	6685
Biomasa de la captura (Toneladas)	56	190	84	107	66	454
Número de retornantes	17410	90624	22070	48437	37021	21385
Biomasa retornantes (Toneladas)	101	950	258	384	330	596

La temporada 2015/16 corresponde a la más abundante de los seis años (Tabla 5) con un total de 90624 (950 ton) salmones retornantes, mientras que la temporada 2014/15 corresponde a la de menor retorno con 17410 (101 ton) salmones. Al observar las capturas, la de mayor abundancia fue la de la temporada 2015/16 con 17981 salmones, equivalentes a 190 toneladas, mientras la menor fue la 2017/18 con 5032 salmones equivalentes a 1017 toneladas. Por último, la temporada con la fracción no capturada más abundante fue la temporada 2015/16, con 72644 salmones, equivalentes a 761 toneladas y la menor fue durante la temporada 2014/15 con 7942 salmones equivalentes a 46 toneladas (Figura 4).

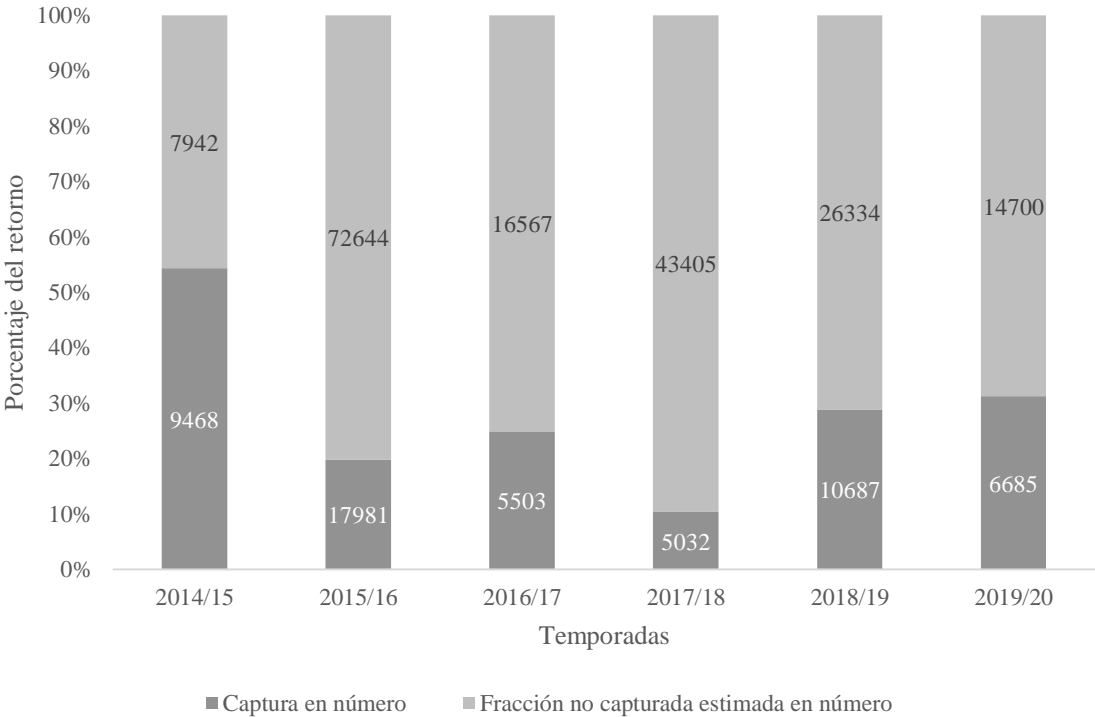


Figura 4: Número de salmones retornantes para cada una de las temporadas, separados entre el número de capturados y la fracción no capturada.

Atributo físico altura de marea que influyen en la temporalidad del retorno



Figura 5: Relación funcional entre el número de salmones capturados por la pesca artesanal y la máxima altura de marea diaria, líneas de tendencia corresponde a los resultados del ajuste del modelo GLM aplicado en cada temporada.

Tabla 6: Valores de significancia del modelo GLM con distribución de POISSON entre el número de salmones capturados y la altura máxima de marea en estación Queule (valores con “**”) representa significancia), se agrega columna de los coeficientes.

Modelo	VARIABLES	Nivel de significancia Valor χ^2	Coefficiente (β_0, β_1)
$GLM(NS \sim AM)$		$<2.2e^{-16}***$	2.23107, 1.40482
$GLM(NS_t \sim AM_t)$	NS: N° de salmones	2014/15 $4.71e^{-06}*$	4.686, 0.245
Dist. Poisson	capturados por día en la temporada t .	2015/16 $<2.2e^{-16}*$	2.682, 1.49
		2017/18 $1.89e^{-08}*$	2.893, 0.595
		2018/19 $<2.2e^{-16}*$	2.749, 1.070
		2019/20 $<2.2e^{-16}*$	-0.551, 2.457
	AM: Altura máxima de la marea diaria en la temporada t .		

Se observa que el ajuste del modelo GLM en cada temporada la línea de tendencia aumenta a medida que lo hace la altura máxima de marea (Figura 5). Por lo que, en los días con niveles altos de captura las pleamares aumentan, esta relación se visualiza de mejor manera en las temporadas 2015/16 y 2019/20. El modelo estadístico implementado a partir de una distribución de *POISSON* mostró un alto nivel de significancia entre el número de salmones capturados y la altura máxima de marea, siendo significativa en todas las temporadas, de igual hubo diferencias significativas al agrupar las temporadas en los años (Tabla 6).

Aspectos biológicos del retorno y atributos de historia de vida

Al observar la proporción sexual en cada temporada (Figura 6) notamos que cuatro de las seis temporadas se aprecia una proporción sexual cercana al 50% (2015/16, 2016/17, 2018/19 y 2019/20). En cambio, durante las temporadas 2014/15 y 2017/18 se observó una dominancia de machos, con un 90% y 82% respectivamente.

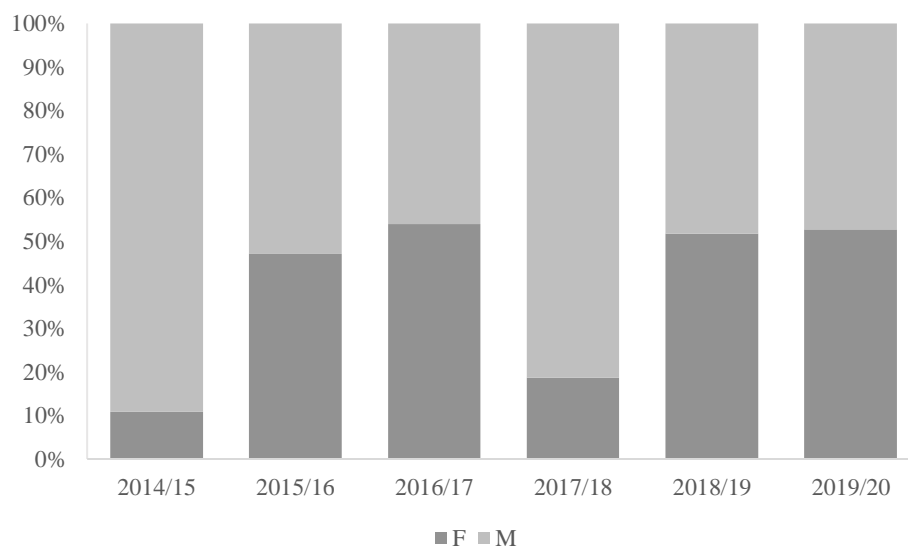


Figura 6: Proporción sexual del muestreo biológico del salmón Chinook por temporadas.

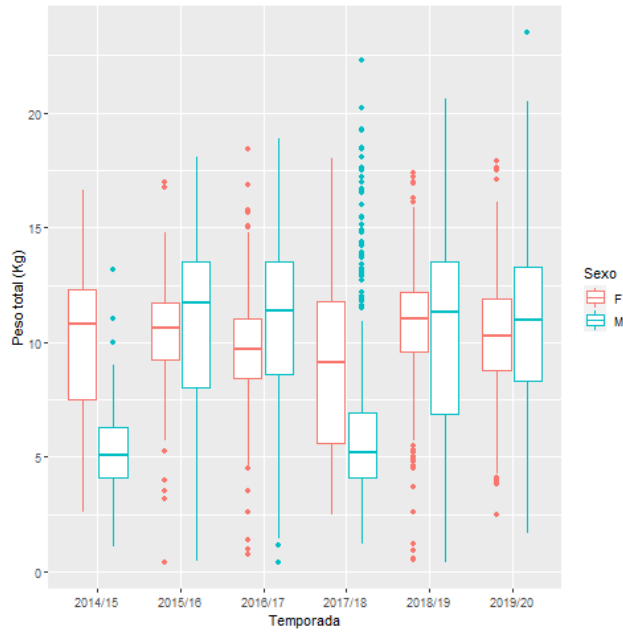


Figura 7: Peso total del muestreo biológico para cada una de las temporadas y separados por sexo.

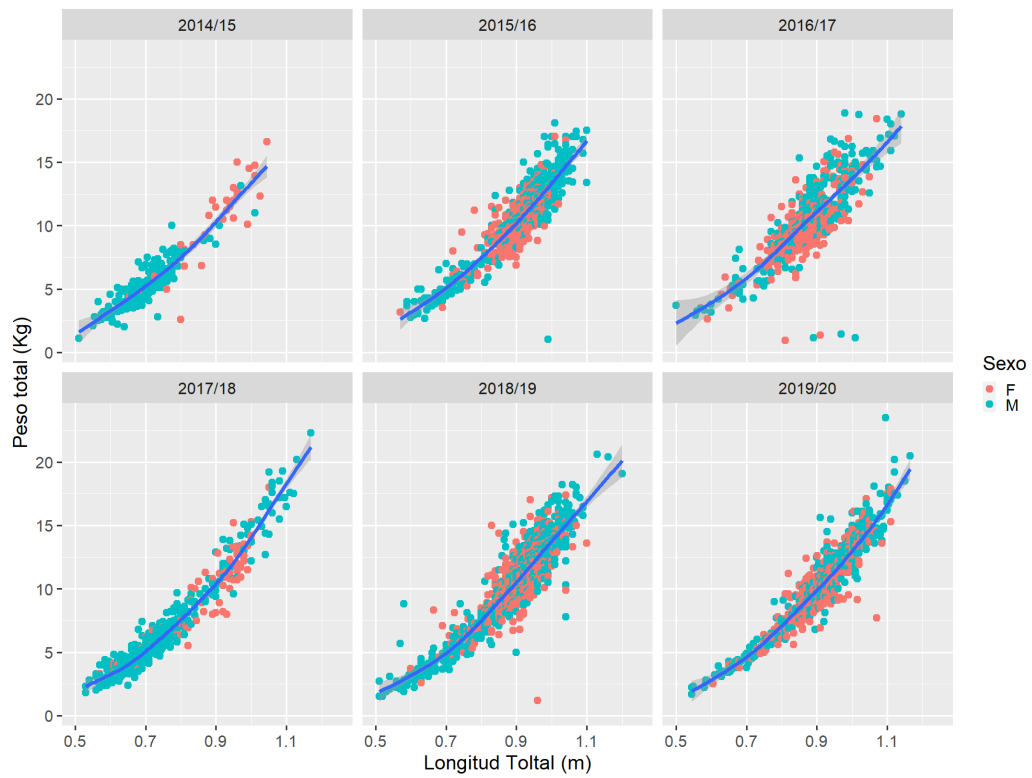


Figura 8: Gráfico de dispersión de los pesos y tallas separado por sexos para cada una de las temporadas, línea azul representa la tendencia de los datos.

La distribución de pesos de los individuos muestreados separados por sexo y temporada Figura 7, se observa que las hembras muestran una distribución de pesos con una mediana centrada en 10 kg aproximadamente para todas las temporadas. Para el caso de los machos, se observan que las medianas de los pesos son mayores que las hembras en las temporadas 2015/16, 2016/17, 2018/19 y 2019/20. Sin embargo, esta mediana del peso disminuye hasta los 5 kg aproximadamente en las temporadas 2014/15 y 2017/18 (5 kg). Al observar la relación entre el peso y la longitud separados por sexo y por temporadas (Figura 8), volvemos a ver que los datos de las temporadas 2014/15 y 2017/18 presentan estas diferencias, con machos de menor talla, peso y más abundantes que las hembras. Al aplicar la prueba de permutaciones observamos diferencias estadísticas entre el peso y la talla para cada una de las temporadas ($< 2.2e^{-16} *$).

Tabla 7: Edad promedio del muestreo biológico en cada temporada separado por sexos.

Temporada	Edad promedio (Años)	
	F	M
2014/15	3.6	2.7
2015/16	3.4	3.2
2016/17	3.1	3.0
2017/18	3.2	2.9
2018/19	3.4	3.3

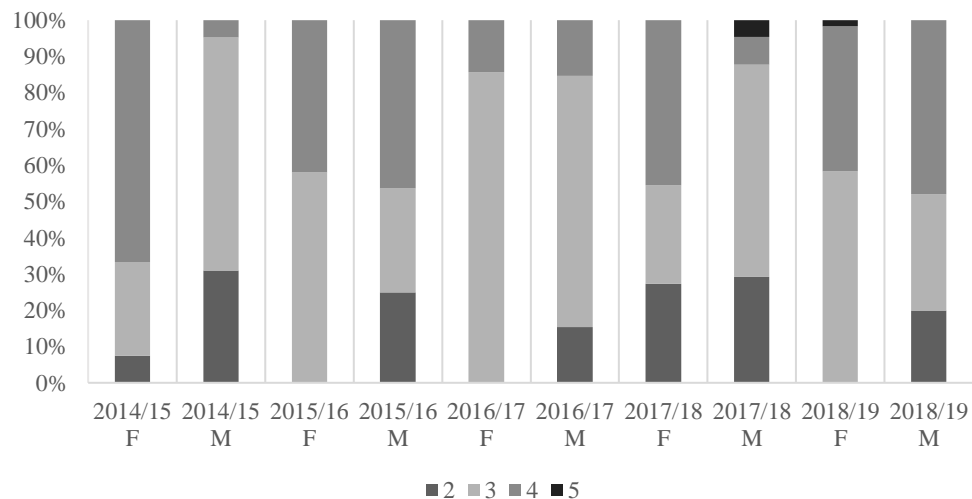


Figura 9: Porcentaje de las edades de los salmones retornantes agrupado por sexo y temporada.

Las edades de los salmones retornantes en la cuenca del río Toltén varían entre 2 y 5 años (Figura 9) para machos y hembras. En la temporada 2014/15 y 2017/18 las hembras estaban representadas en su mayoría por ejemplares de edad 4 años 66.7% y 45% respectivamente, mientras que los machos fueron de 3 (64.3%) y 2 (31%) años para la temporada 2014/15, mientras que para la temporada 2017/18 las edades con mayor representación en machos fueron de 3 (58.5%) y 2 (29.2%) años. Para el resto de las temporadas las edades fueron similares entre sexos con una dominancia de edades 3 y 4 años, se observaron ejemplares de edad 5, en machos (4.6%) de la temporada 2017/18 y las hembras (1.6%) de la temporada 2018/19 (Tabla 7). Mediante la prueba ANOVA se encontraron diferencias significativas entre las variables de edad y temporada (2.00×10^{-5}) y edad y sexos (6.29×10^{-8}).

Caracterización del Retorno, aspectos conductuales

Movimientos circadianos de los salmones retornantes

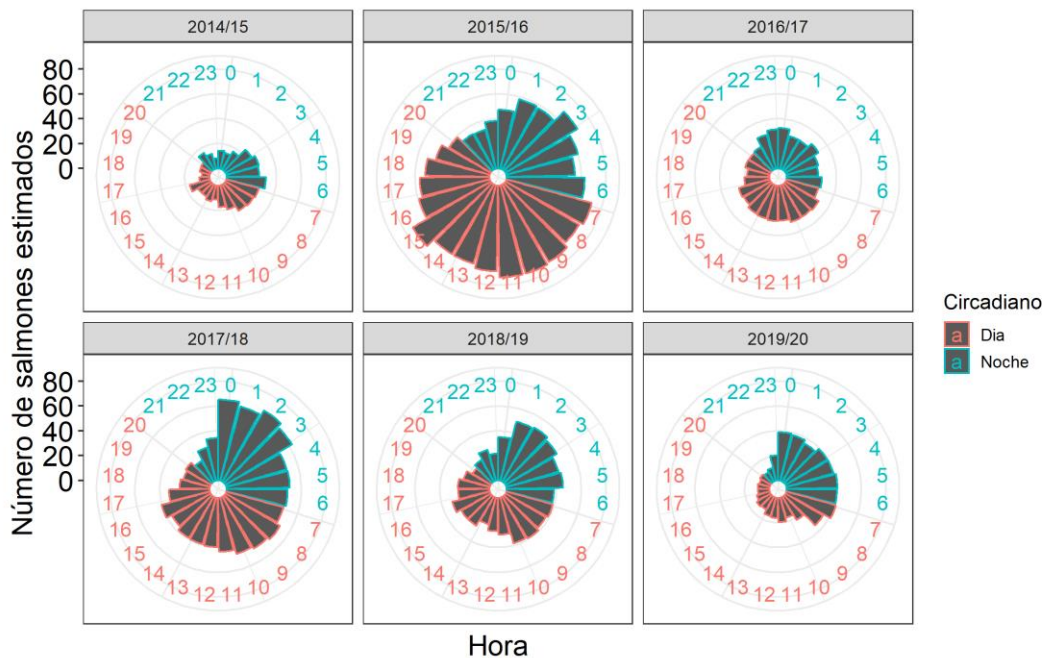


Figura 10: Diagrama de rosa representando el número de salmones estimado en cada hora en cada una de las temporadas, se separa por color entre las categorías “Día” y “Noche”.

Tabla 8: Número de salmones estimados en la estación hidroacústica durante el día y la noche para cada una de las temporadas, junto con su respectivo valor p del test estadístico de Mardia-Watson-Wheeler.

Temporada	Día	Noche	W	p-value
2014/15	3817	4125	0.5867	0.746
2015/16	48967	23677	3	0.227
2016/17	9041	7526	0.149	0.928
2017/18	19450	23955	8.860	0.012
2018/19	11732	14602	5.988	0.050
2019/20	4837	9863	9.906	0.007

Al agrupar la fracción no capturada de forma horaria, mediante un diagrama de rosa, en algunas temporadas se observa un patrón en la migración durante las horas del día, con un mayor número de salmones migrando durante horas de la madrugada y una continua disminución hacia horas de la tarde (Figura 10). Este patrón es apreciable en las temporadas 2017/18, 2018/19 y 2019/20, siendo estas estadísticamente significativas entre el día y la noche, cabe observar que en la temporada 2018/19 el valor de alfa está en el límite de significancia (0.05). Según lo mostrado a partir de la prueba de Rayleigh todas las temporadas fueron significativamente estacionales ($<2.2e^{-16}$) y al aplicar la prueba estadística de Mardia-Watson-Wheeler entre los años se encontró que eran estadísticamente distintos entre sí ($3.952e^{-14}$) (Tabla 8).

Desfase entre el ingreso de salmón Chinook y la estación de monitoreo hidroacústico

Tabla 9: Resumen de los modelos implementados entre el número de salmones contabilizado en la estación hidroacústica, correspondiendo esto a la fracción no capturada y la captura en caleta la Barra, se considera un desfase de 0 a 4 días, valores con asterisco indican valores significativos.

Desfase Captura- Escape (Días)	Temporada				
	2014/15	2015/16	2016/17	2017/18	2018/19
0	7.6 e ^{-09*}	6.9 e ^{-03*}	2.2 e ^{-16*}	2.2 e ^{-16*}	4.2 e ⁻⁰¹
1	7.5 e ⁻⁰²	2.8 e ^{-12*}	2.6 e ^{-08*}	3.5 e ^{-07*}	3.3 e ⁻⁰¹
2	9.5 e ^{-05*}	2.2 e ^{-16*}	2.2 e ^{-16*}	2.3 e ^{-06*}	1.1 e ^{-10*}
3	3.7 e ⁻⁰¹	2.2 e ^{-16*}	1.4 e ^{-02*}	2.2 e ^{-16*}	2.7 e ^{-04*}
4	3.5 e ⁻⁰¹	2.2 e ^{-16*}	3.1 e ⁻⁰¹	1.2 e ^{-09*}	1.9 e ⁻⁰¹

Los resultados del GLM no muestran una predominancia de un día en particular para el desfase entre la captura y la fracción no capturada. Se observan diferentes situaciones en cada temporada, siendo el desfase igual a dos el único que es significativo en todas las temporadas (Tabla 9). Al complementar esta información con el análisis de autocorrelación de las captura (Figura 10) observamos que las temporadas 2014/16 2018/19 y 2019/20 existe una autocorrelación de los datos, con desfase de 1, 3 y 2 respectivamente.

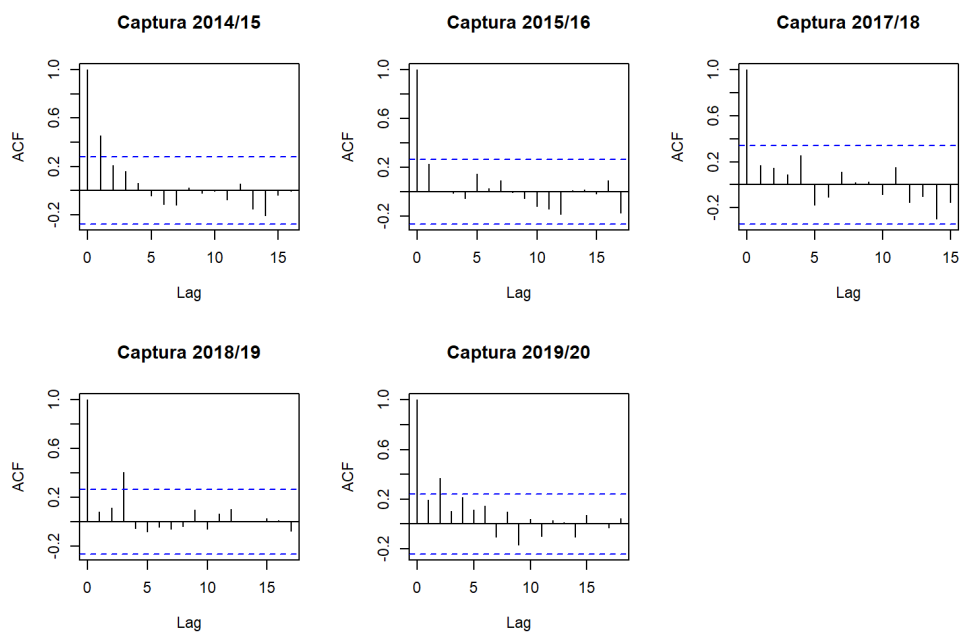


Figura 11: Gráfico de autocorrelación de las capturas en cada una de las temporadas, la línea punteada corresponde al límite significativo de la autocorrelación.



DISCUSIÓN

Determinar el nivel de establecimiento del salmón Chinook como especie invasora resulta complejo, es necesario contar con series de tiempo con datos poblacionales del retorno (número y/o biomasa), información biológica y si aplica datos de actividades extractivas sobre la especie. Esto nos permite visualizar patrones a través de los años que demuestren una consistencia en diferentes atributos de historia de vida, lo que nos permite contrastar a lo observado en poblaciones dentro de su rango nativo. La existencia de semejanzas entre las dinámicas de las poblaciones nativas e introducidas nos entrega una aproximación a cuál es el nivel de establecimiento de esta última. En el presente trabajo contamos con seis temporadas de información del número de salmones que retornan con fines reproductivos hacia la cuenca del río Toltén junto con información biológica y datos del número de capturas por parte de la pesquería que se desarrolla en el estuario.

En su rango nativo el salmón Chinook es monitoreado por diferentes programas, algunos de estos son: *The Pacific Salmon Commission (PSC)*, *Yukon River Panel*, *Alaska Ocean Observing System (AOOS)* y *Pacific Fishery Management Council*. Estos han permitido generar décadas de información sobre los retornos en cada una de las cuencas de origen, caracterizado sus atributos biológicos y generando pronósticos sobre las magnitudes del retorno para temporadas futuras (Mercer & Wilson, 2014). El presente trabajo se destaca como uno de los primeros resultados de la síntesis de información que ha sido recolectada durante las primeras seis temporadas de retorno por parte del monitoreo, se resaltan los esfuerzos para el desarrollo y mantención de este con el fin de generar una serie histórica de información de esta especie en el sistema.

Estimación y temporalidad del retorno

Para la cuenca del río Toltén se ha descrito que su población de salmón Chinook está genéticamente bien contenida, diferenciándose de poblaciones retornantes provenientes de las cuencas cercanas (Musleh *et al.* 2020). En cada temporada, a partir de agosto ocurren los primeros retornos de salmón, con un máximo entre enero y febrero,

finalizando a inicios de marzo (Gomez *et al.* 2016). Esta temporalidad en los retornos es similar a algunas poblaciones de salmónidos en su rango nativo, en el sistema del río Sacramento existen poblaciones con un periodo de retorno entre noviembre a abril (Fisher, 1995). Esta temporalidad en el retorno está determinada por la genética de la población (Quinn & Adams, 1996), sumado a condiciones climáticas locales, factores como caudal y temperatura de cada cuenca, manteniéndose constante esta temporalidad a menos de la ocurrencia de fuertes cambios ambientales (Crozier *et al.* 2008). Haley, (1992) describe que a partir de los ecotipos de la población la época de retorno será entre primavera y verano o entre verano y otoño. La capacidad de retornar a su río de origen (*Homing*) está dada por las capacidades de orientación del salmón, donde se realiza un aprendizaje olfatorio de su río de origen (*imprinting*) (Dittman & Quinn, 1996).

La magnitud de los retornos en el río Toltén han variado en decenas de miles a lo largo de las temporadas, con una diferencia de hasta 5.2 veces entre la menor y la mayor (2014/15-2015/16). Esta variabilidad en las magnitudes entre de los retornos es algo común en poblaciones de salmónidos dentro de su rango nativo, siendo estas diferencias de hasta de cientos de miles (Bue *et al.* 2012). Para el río Yukon las estimaciones de los retornos anuales están entre 125 y 262 mil salmones (Spencer *et al.* 2009), en menor cantidad según los descrito por Schwanke & Tyers (2019) el retorno entre los años 2004 a 2005 en el río Gulkana aumento desde los 13695 a 41019 salmones.

Características de los pulsos de entrada

Durante la temporada de retorno la migración ocurre en forma de pulsos de entrada (Quinn, 2005), dado que el comportamiento del salmón es el de agruparse fuera del río hasta ser una cantidad suficiente de individuos maduros y que es gatillada por condiciones físicas favorables del río (Berdahl *et al.* 2017). En el río Toltén se han observado de dos a cinco pulsos por temporada, con diferencias de hasta 5 veces en el número de retornantes entre días, siendo el caso de la temporada 2015/16 donde en el transcurso de 24 horas se estimó de 488 a 2520 salmones.

Al observar el desfase entre los niveles de captura y la fracción no captura durante los monitoreos hidroacústicos, se aprecia un desfase significativo de dos días en todas las temporadas, esto nos da una velocidad aproximada en el retorno de 7.5 km/día, esto es equivalente a 0.08 longitud del cuerpo/s. Estos datos son distintos a los vistos en otros sistemas, Salinger & Anderson (2006) señalan que a una temperatura óptima, la máxima velocidad de natación es cercana a 1 longitud del cuerpo/s, mientras que Brett (1964) señaló que para salmón Sockeye es de hasta 4.1 longitud del cuerpo/s. Al complementar con los resultados entregados por el análisis de autocorrelación de las capturas observamos que en la mitad de las temporadas esta es significativa, con un desfase de 1, 2 y 3 días, para las temporadas 2014/15, 2019/20 y 2018/19 respectivamente.

Altura de marea y temporalidad del retorno

Los resultados de los modelos muestran que en todas las temporadas existe una relación significativa entre el nivel de captura en el estuario del río Toltén y la altura máxima de marea. Banks (1969) indica que los ciclos de marea con diferencia creciente pueden ser eficientes para concentrar el salmón y posteriormente iniciar su retorno río arriba. El comportamiento que adoptan los salmónidos al momento del retorno es a minimizar el gasto energético, siendo del 40 al 90% en salmónes sincronizados por la marea (Wheihls, 1984), al aumentar la marea se disminuye la corriente del río, generando para el salmón al momento de retornar un desplazamiento energéticamente eficiente hacia aguas arriba (Levy, 1995; Quinn, 2005). Hering *et al.* (2010) señala que para el río Salmon en Oregon, el mayor movimiento del salmón Chinook fue en dirección de la marea y cerca del 20% de los salmónes retornantes ingresaron cuando la marea se encontraba de baja. Si bien para todas las temporadas la relación entre las variables de captura y la altura del río fueron significativas es necesario considerar para futuras revisiones de este tema añadir otros tipos de variables que estarían influenciando esta migración río arriba.

Movimiento migratorio

Durante la mitad de las temporadas se observó un patrón migratorio durante el ciclo circadiano, con una mayor estimación de salmones retornantes durante horas de la madrugada y una continua disminución del número durante el transcurso del día, observando diferencias significativas en la mayoría de las temporadas. Quinn, (2005) indica que es complejo comparar la migración con la hora del día en las secciones superiores del río, donde se encuentra espacialmente separada de la pesca ya que diferentes autores han descrito diversas situaciones, donde en algunos casos es mayor retorno es durante la noche (Johnston & Hopelain, 1990), durante el día (Neave, 1943) e incluso una migración uniforme tanto en día como en la noche (Daum & Osborne, 1998).

Aspectos biológicos

Existen aspectos biológicos del retorno relevantes para determinar el nivel de establecimiento de este salmónido, en primer lugar, la proporción sexual. En el río Toltén se observaron dos situaciones, la primera es una homogeneidad en la proporción sexual, viéndose en cuatro de las seis temporadas. Un patrón similar fue reportado por Johnson & Friesen (2013), quienes mostraron que en el río Willamette (Oregón, EE. UU) las proporciones sexuales se encontraban ligeramente sesgadas hacia machos, los cuales en la mayoría de las temporadas fueron de un grupo de edad menor que el de las hembras, pero sin ser significativamente diferentes y manteniéndose estables en el tiempo. La otra situación observada en el río Toltén fue que en la primera y cuarta temporada hubo un sesgo fuerte hacia los machos, Olsen (2004) señala que las diferencias en la proporción sexual de diversas especies de *Oncorhynchus* spp. pueden estar influenciadas por factores medioambientales durante su desarrollo juvenil en agua dulce. En el caso del río Toltén no está claro el origen de estos cambios extremos en las características biológicas de los retornantes, los ecotipos presentes en la población pueden responder esta incógnita ya que se conoce que en el río Toltén la dominancia es hacia el ecotipo oceánico (Gomez-Uchida *et al.* 20016), se propone explorar estas incógnitas en futuras investigaciones.

Las diferencias vistas en la edad también fueron observadas en aspectos morfométricos como el peso y la edad. En la primera y cuarta temporada los machos presentaron un peso

medio de 5 kg, mientras que para el resto de las temporadas la media se duplicó. Las edades del retorno variaron entre 2 y 5 años con una predominancia de salmones de 3 años tanto para hembras como para machos, en las temporadas con una mayor cantidad de machos estos eran de 2 a 1 años menor que las hembras. Dentro de su rango nativo el salmón Chinook posee un ciclo de vida variable pasando entre 0 a 2 años en agua dulce y de 1 a 4 años (o más) en el océano (Groot & Margolis, 1991).

En resumen, indicamos que existen dos tipos de temporadas que agrupan características biológicas particulares, en cuatro de las seis temporadas el peso promedio, la edad y la proporción sexual es similar entre los sexos. Por otra parte, en dos temporadas estas características difirieron entre machos y hembras con una dominancia de machos, los cuales fueron de pequeño tamaño y peso, así como de menor edad que las hembras. Estas diferencias en las características biológicas de cada temporada es un aspecto común del ciclo de vida del salmón. Diferencias por sexo y edad del retorno han sido descritas por Groot & Margolis (1991), quienes señalan que es habitual que los machos retornen a una edad más temprana que las hembras.

Al observar estas dinámicas en las migraciones consideramos que la población de salmón Chinook de la cuenca del río Toltén se encuentra bien establecida, afirmación respaldada por las observaciones de sus diferentes características biológicas, etológicas y demográficas que muestran regularidad y consistencia entre las temporadas, presentando semejanzas a lo observado en poblaciones retornantes en su rango nativo.

La introducción del salmón Chinook en estas nuevas cuencas receptoras resulta un proceso complejo de manejar, al ser una especie invasora y al mismo tiempo un recurso objetivo de la pesca recreativa y artesanal de la zona. En ambos casos, ya sea con fines de conservación (e.g. erradicación/control de una especie invasora) o de manejo (e.g. establecimiento medidas regulatorias) es importante mantener este monitoreo para lograr observar cambios en las dinámicas de la población retornante y realizar una correcta toma de decisiones.

Este tipo de monitoreo debe trasladarse hacia otros lugares con problemáticas similares, ya que la situación descrita en el río Toltén corresponde a una realidad generalizada para

muchas cuencas de la Patagonia de Chile y Argentina. Siendo necesario la creación de bases de datos históricas de los retornos del salmón Chinook en diferentes cuencas a través de los años.

CONCLUSIONES

- Los retornos se desarrollan entre agosto y marzo, con un máximo entre enero y febrero.
- Se evidencian de dos a cinco pulsos de entrada por temporada, con una diferencia interanual de hasta cinco veces en el número de salmónes retornantes.
- Se observa un mayor movimiento migratorio río arriba durante horas de la madrugada con una posterior disminución durante la tarde, con diferencias significativas entre el día y la noche en tres de las seis temporadas (Siendo una de ellas al límite de la significancia).
- Se evidencian dos tipos de retornos, el primero se caracteriza por un mayor número de machos, siendo estos de pequeño tamaño, bajo peso y de menor edad que las hembras, mientras que en el resto de las temporadas las hembras y machos son similares tanto en número como en peso, talla y edad.
- La dinámica de la población de salmón Chinook en el río Toltén es similar a los salmónes retornantes en su rango nativo, por lo que podemos asumir que esta se encuentra bien establecida en la zona.

REFERENCIAS

- Araya, M., Niklitschek, E. J., Secor, D. H., & Piccoli, P. M. (2014). Partial migration in introduced wild Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) of southern Chile. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 149, 87-95.
- Archibald, J. L., Anderson, C. B., Dicenta, M., Roulier, C., Slutz, K., & Nielsen, E. A. (2020). The relevance of social imaginaries to understand and manage biological invasions in southern Patagonia. *Biological Invasions*, 22(11), 3307-3323.
- Arismendi, I., & Soto, D. (2012). Are salmon-derived nutrients being incorporated in food webs of invaded streams? Evidence from southern Chile.
- Arismendi, I., & Nahuelhual, L. (2007). Non-native salmon and trout recreational fishing in Lake Llanquihue, southern Chile: economic benefits and management implications. *Reviews in Fisheries Science*, 15(4), 311-325.
- Arismendi, I., Penaluna, B. E., Dunham, J. B., De Leaniz, C. G., Soto, D., Fleming, I. A., & León-Muñoz, J. (2014). Differential invasion success of salmonids in southern Chile: patterns and hypotheses. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 24(3), 919-941.
- Banks, J. W. (1969). A review of the literature on the upstream migration of adult salmonids. *Journal of Fish Biology*, 1(2), 85-136.
- Basulto, S. (2003). El largo viaje de los salmones. Una crónica olvidada. *Propagación y cultivo de especies acuáticas en Chile*. Maval Ltd, Santiago.pp: 299.
- Berdahl, A., P. A. H. Westley, and T. P. Quinn. 2017. Social interactions shape the timing of spawning migrations in an anadromous fish. *Anim. Behav.* 126: 221–229.
- Brett, J. R. (1964). The respiratory metabolism and swimming performance of young sockeye salmon. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 21(5), 1183-1226.
- Bue, B., Schaberg, K. L., Liller, Z. W., & Molyneaux, D. B. (2012). Estimates of the historic run and escapement for the Chinook salmon stock returning to the Kuskokwim River, 1976-2011. Alaska Department of Fish and Game, Division of Sport Fish, Research and Technical Services.

- Correa C. & M.R. Gross. (2008). Chinook salmon invade southern South America. *Biological Invasions*, 10, 615–639.
- Ciancio, J. E., Pascual, M. A., Lancelotti, J., Rossi, C. M. R., & Botto, F. (2005). Natural colonization and establishment of a chinook salmon, *Oncorhynchus tshawytscha*, population in the Santa Cruz River, an Atlantic basin of Patagonia. *Environmental Biology of Fishes*, 74(2), 219-227.
- Cid-Aguayo, B., Ramirez, A., Sepúlveda, M., & Gomez-Uchida, D. (2021). Invasive Chinook Salmon in Chile: Stakeholder Perceptions and Management Conflicts around a New Common-use Resource. *Environmental Management*, 68(6), 814-823.
- Correa, C., & Gross, M. R. (2008). Chinook salmon invade southern South America. *Biological Invasions*, 10(5), 615-639.
- Crawford, S. S., & Muir, A. M. (2008). Global introductions of salmon and trout in the genus *Oncorhynchus*: 1870–2007. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 18(3), 313-344.
- Crozier, L.G., Hendry, A.P., Lawson, P.W., Quinn, T.P., Mantua, N.J., Battin, J., Shaw, R.G. and Huey, R.B. (2008) Potential responses to climate change in organisms with complex life histories: evolution and plasticity in Pacific salmon. *Evolutionary Applications*, 1, 252–270.
- Daum, D. W., and B. M. Osborne. 1998. Use of fixed-location, split-beam sonar to describe temporal and spatial patterns of adult fall chum salmon migration in the Chandalar River, Alaska. *N. Am. J. Fish. Mgmt.* 18:477-486.
- Dirección General de Aguas (DGA) (2004). Diagnóstico y clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad. Cuenca del Río Toltén. Gobierno de Chile, ministerio de obras públicas.
- Di Castri, F., & Hajek, E. R. (1976). *Bioclimatología de Chile*.
- Eggers, D. M., Skvorc II, P. A., & Burwen, D. L. (1995). Abundance estimates of Chinook salmon in the Kenai River using dual-beam sonar. *Alaska Fisheries Research Bulletin*, (2), 1.

- Fernández, D. A., Ciancio, J., Ceballos, S. G., Riva-Rossi, C., & Pascual, M. A. (2010). Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*, Walbaun 1792) in the Beagle Channel, Tierra del Fuego: The onset of an invasion. *Biol. invasions*. Vol. 12: 2991-2997.
- Gómez-Uchida, D., Ernst, B., Aedo, G, Canales-Aguirre, C. B., Ferrada, S., Musleh, S.S., Rivara, P. E. & Santelices, A (2016), Estudio biológico pesquero y sanitario de la población de Salmón Chinook en la cuenca del Río Toltén en la Región de la Araucanía., Informe fina FIP, Fondo de Investigación Pesquera. 2014-87.428pp.
- Gomez-Uchida, D., Cañas-Rojas, D., Riva-Rossi, C. M., Ciancio, J. E., Pascual, M. A., Ernst, B., Aedo, G & Seeb, L. W. (2018). Genetic signals of artificial and natural dispersal linked to colonization of South America by non-native Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *Ecology and evolution*, 8(12), 6192-6209.
- Groot C, Margolis L (1991) Pacific salmon: life histories. Vancouver: University of British Columbia Press.
- Habit, E., Gonzalez, J., Ruzzante, D. E., & Walde, S. J. (2012). Native and introduced fish species richness in Chilean Patagonian lakes: inferences on invasion mechanisms using salmonid-free lakes. *Diversity and Distributions*, 18(12), 1153-1165.
- Habit, E., González, J., Ortiz-Sandoval, J., Elgueta, A., & Sobenes, C. (2015). Efectos de la invasión de Salmónidos en ríos y lagos de Chile. *Revista Ecosistemas*, 24(1), 43-51.
- Healey, M. C. (1991). The life history of Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). Ed: C. Groot & L. Margolis (Eds.). In: *Life history of Pacific salmon*. University of British Columbia Press: (Vancouver). pp. 311-393.
- Hering, D. K., Bottom, D. L., Prentice, E. F., Jones, K. K., & Fleming, I. A. (2010). Tidal movements and residency of subyearling Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) in an Oregon salt marsh channel. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 67(3), 524-533.

- Hudson, M. J., & Crosby, N. (2010). How to produce quality salmon scale impressions. Fisheries and Oceans Canada.
- Ibarra, J., Habit, E., Barra, R., & Solís, K. (2011). Juveniles de salmón Chinook (*Oncorhynchus tshawytscha* Walbaum, 1792) en ríos y lagos de la Patagonia chilena. *Gayana (Concepción)*, 75(1), 17-25.
- James, G. D., & Unwin, M. J. (1996). Diet of chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) in Canterbury coastal waters, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 30(1), 69-78.
- Johnson, M. A., & Friesen, T. A. (2013). Age at maturity, fork length, and sex ratio of upper Willamette River hatchery spring Chinook salmon. *North American Journal of Fisheries Management*, 33(2), 318-328.
- Johnston, S. V., and J. S. Hopelain. (1990). The application of dual-beam target tracking and Doppler-shifted echo processing to assess upstream salmonid migration in the Klamath River, California. *Rapp. P.v. Réun. Cons. int. Explor. Mer.* 189:210–222.
- Lancelotti J., C. Riva-Rosii & M. Arguimbau. (2003). Un método de bajo costo para el análisis automatizado de escamas. *Biología Acuática* 20: 84-87.
- Levy, D. A., & Cadenhead, A. D. (1995). Selective tidal stream transport of adult sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) in the Fraser River Estuary. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 52(1), 1-12.
- MacLellan, S. E. (1987). Guide for sampling structures used in age determination of Pacific salmon. Department of Fisheries and Oceans, Fisheries Research Branch, Pacific Biological Station Nanaimo, 27.
- McDowall, R. M. (1994). The Origins of New Zealand's Chinook Salmon, *Oncorhynchus tshawytscha* URBANA-CHAMPAS. *Marine Fisheries Review*, 56, 1.
- Mercer B. and J. Wilson. (2011). 2010 Chinook salmon sonar enumeration on The Big Salmon River. Yukon River Panel. CRE Project, 41-10.
- Mercer B. and J. Wilson. (2014). 2010 Chinook salmon sonar enumeration on The Big Salmon River. Yukon River Panel. CRE Project, 41-30.

- Musleh, S. S., Seeb, L. W., Seeb, J. E., Ernst, B., Neira, S., Harrod, C., & Gomez-Uchida, D. (2020). Mixed-stock analyses of migratory, non-native Chinook salmon at sea and assignment to natal sites in fresh water at their introduced range in South America. *Biological Invasions*, 22(11), 3175-3182.
- Nardi, C. F., Fernández, D. A., Vanella, F. A., & Chalde, T. (2019). The expansion of exotic Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) in the extreme south of Patagonia: an environmental DNA approach. *Biological Invasions*, 21(4), 1415-1425.
- Neave, F. 1943. Diurnal fluctuations in the upstream migration of coho and spring salmon./. *Fish. Res. Board Can.* 6:158-163.
- Olsen, J. B., Miller, S. J., Harper, K., Van Hatten, K., Whitton, K., Nagler, J. J., & Wenburg, J. K. (2004). Sex ratios of juvenile and adult Chinook salmon in the Yukon and Kuskokwim rivers. US Fish and Wildlife Service, Office of Subsistence Management, Fisheries Resource Monitoring Program, Final Report for Study, 02-097.
- Pascual, M. A., & Ciancio, J. E. (2007). Introduced anadromous salmonids in Patagonia: risks, uses, and a conservation paradox. In *Ecological and genetic implications of aquaculture activities* (pp. 333-353). Springer, Dordrecht.
- Pascual, M.A., P. Bentzen, C. Riva Rossi, G. Mackey, M. Kinnison, and R. Walker. (2001). First documented case of anadromy in a population of introduced rainbow trout in Patagonia, Argentina. *Transactions of the American Fisheries Society* 130: 53-67.
- Peter Macdonald and with contributions from Juan Du (2018). *mixdist: Finite Mixture Distribution Models*. R package version 0.5-5. <https://CRAN.R-project.org/package=mixdist>.
- Pizarro A, Oscar, Hormazabal F, Samuel, Gonzalez C, Antonio, & Yañez R, Eleuterio. (1994). Variabilidad del viento, nivel del mar y temperatura en la costa norte de Chile. *Investigaciones marinas*, 22, 85-101.

- Sakai AK, Allendorf FW, Holt JS, Lodge DM, Molofsky J, With KA, Baughman S, Cabin RJ, Cohen JE, Ellstrand NC, McCauley DE, O'Neil P, Parker IM, Thompson JN, Weller SG (2001) The population biology of invasive species. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 32:305–332
- Salinger, D. H., & Anderson, J. J. (2006). Effects of water temperature and flow on adult salmon migration swim speed and delay. *Transactions of the American Fisheries Society*, 135(1), 188-199.
- Quinn, T. P., Kinnison, M. T., & Unwin, M. J. (2001). Evolution of chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) populations in New Zealand: pattern, rate, and process. *Microevolution rate, pattern, process*, 493-513.
- Quinn, T.P. (2005). *The Behavior and Ecology of Pacific Salmon and Trout*. University of Washington Press, Seattle. Seattle, EEUU. 320 pp.
- Quinn, T.P., Adams DJ (1996) Environmental changes affecting the migratory timing of American shad and sockeye salmon. *Ecology*, 77, 1151–1162.
- R Core Team (2020). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Rossi, C.M., Pascual, M.A., Marchant, E.A., Basso, N., Ciancio, J.E., Mezga, B., Fernandez, D.A. & Ernst-Elizalde, B. (2012). The invasion of Patagonia by Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*): inferences from mitochondrial DNA patterns. *Genetica*, 140, 439–453.
- Schwanke, C. J., & Tyers, M. (2019). Chinook salmon escapement and run timing in the Gulkana River, 2016-2018. Alaska Department of Fish and Game, Division of Sport Fish, Research and Technical Services.
- Soto, D., Jara, F., & Moreno, C. (2001). Escaped salmon in the inner seas, southern Chile: facing ecological and social conflicts. *Ecological applications*, 11(6), 1750-1762.

- Soto, D., Arismendi, I., González, J., Sanzana, J., Jara, F., Jara, C., Guzman, E., & Lara, A. (2006). Southern Chile, trout and salmon country: invasion patterns and threats for native species. *Rev. Chil. Hist. Nat.* Vol.79: 97-117.
- Soto, D., Arismendi, I., Di Prinzio, C., & Jara, F. (2007). Establishment of Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) in Pacific basins of southern South America and its potential ecosystem implications. *Rev. Chi. Hist. Nat.* Vol. 80: 81-98.
- SUBPESCA. (2017). Autoriza actividades pesqueras extractivas en el estuario del Río Toltén, IX Región de La Araucanía. Resolución exenta N° 88/2017.
- SUBPESCA. (2018). Establece medidas de administración especiales de pesca recreativa para salmón Chinook en la cuenca del río Toltén región de La Araucanía. Resolución exenta N° 02/2018.
- Vargas, P. V., Arismendi, I., Lara, G., Millar, J., & Peredo, S. (2010). Evidencia de solapamiento de micro-hábitat entre juveniles del salmón introducido *Oncorhynchus tshawytscha* y el pez nativo *Trichomycterus areolatus* en el río Allipén, Chile. *Revista de biología marina y oceanografía*, 45(2), 285-292.
- Weihs, D. (1984). Bioenergetic considerations in fish migration. In *Mechanisms of Migration in Fishes* (pp. 487-508). Springer US.
- Yukon River Panel. (2010). Porcupine River Sonar Feasibility Study. Yukon Restoration and Enhancement, CRE Project, N°114-10.

DISCUSIÓN GENERAL

Contribución

El presente trabajo se destaca por ser la primera descripción a través de los años de una población introducida de salmón Chinook en Chile para una cuenca determinada. Se entregan estimaciones del número de retornantes junto con información de aspectos biológico-pesqueros de la especie. Se establece una metodología similar a la utilizada en los programas de monitoreos que llevan a cabo las estimaciones de los retornos de diferentes especies de salmónidos en su rango nativo (Mercer & Wilson, 2011), utilizando los mismos equipos hidroacústicos para la estimación. Dado el problema socio-ecológico que plantea la presencia de salmón Chinook en Chile y otros países de América del Sur (Cid-Aguayo *et al.* 2021). Consideramos que nuestros resultados son representativos para otras poblaciones introducidas de salmón, dada la particular variabilidad de aspectos biológicos que estas presentan (Olsen *et al.* 2006). Presentamos este trabajo como la metodología base para ser replicada en otras cuencas nacionales con presencia de salmón Chinook, junto con países con una problemática similar como lo puede ser Argentina y Nueva Zelanda (Pascual & Ciancio, 2007; Waugh, 1980).

Comparación de equipos hidroacústicos

En la primera parte del presente trabajo destacamos las diferencias encontradas entre el número de salmones registrados por los equipos hidroacústicos, el interés inicial para el uso del sonar DIDSON estaba centrado en complementar y evaluar el rendimiento del ecosonda EK60, equipo usado de forma permanente en cada temporada. A igual intervalo de distancia se encontró una diferencia significativa a razón de 2.5 veces en el número de registros entre ambos equipos, esto se explicaría por la existencia de variables que provocan una subestimación de los datos registrados por el ecosonda EK60. Se dio prioridad a la identificación de estas variables y a generar una metodología para corregir la estimación de la fracción no capturada en la que consideren estas fuentes de variación. En primer lugar, se identificaron variables relacionadas las condiciones físicas del sistema

de estudio, al existir un régimen habitual de viento en la zona, cierta cantidad de días aumentaba progresivamente la intensidad del viento durante el mediodía hasta las 20 horas (Pizarro *et al.* 1994). La primera hipótesis se refiere a que la intensidad del viento afecta el desempeño (conteos de salmón) de los equipos hidroacústicos EK60 y DIDSON, notándose diferencias significativas en el desempeño del equipo EK60 al aumentar la intensidad del viento. Durante los periodos de alta intensidad el viento provocaba una turbulencia en la columna de agua que produce interferencia con los datos obtenidos por el ecosonda EK60 (Kessel *et al.* 2014), mientras que el sonar DIDSON no mostró interferencia respecto del viento, esto es dado por la capacidad de generar archivos tipo video de alta resolución que permite identificar y discriminar de manera simple marcas que sean salmones de otro tipo de objetos (Martignac *et al.* 2021). La segunda hipótesis hace alusión a que existen diferencias en el desempeño de los equipos, siendo este equivalente a la cantidad de salmones registrados por cada uno, en este observamos diferencias que fueron significativas en las distintas distancias de cobertura de cada equipo. El comportamiento natatorio del salmón Chinook al retornar se enfoca en minimizar su gasto energético, por lo que, migran cerca de la orilla y del fondo (Hinch & Rand, 2000). De esta forma el salmón estaría utilizando zonas durante la migración, donde el haz acústico del ecosonda EK60 no logra alcanzar. Al aplicar los factores de compensación a los conteos del EK60, se obtiene una estimación de la fracción retornante no capturada total de 9714 salmones en la cuenca del río Toltén durante febrero del 2019.

Establecimiento del salmón Chinook

Dada la complejidad de describir el nivel de establecimiento del salmón Chinook fuera de su rango nativo es necesario contar con series de tiempo con información biológica y demográfica de los retornos. Dentro de la segunda parte del trabajo se generó una serie de tiempo con las estimaciones del número total de salmones retornantes, junto a distintas variables biológicas, como la edad, peso, talla y proporción sexual en el río Toltén.

Musleh *et al.* (2020) señala que esta población se encuentra bien contenida genéticamente y está diferenciada de salmones retornantes de cuencas cercanas. Posee una temporalidad

determinada y consistente en el tiempo, con los primeros retornos ocurriendo desde agosto hasta marzo, con un máximo durante los meses de enero y febrero (Gomez *et al.* 2016), esta temporalidad es similar a lo visto en poblaciones de salmones en su rango nativo (Fisher, 1995). Los movimientos migratorios entre agua salada y dulce, así como los que ocurren dentro del mismo río durante el día, están ligados a características propias de la población junto a variables físicas locales (Crozier *et al.* 2008), siendo la altura de marea la considerada en este trabajo. Por lo que la primera hipótesis de esta sección hace referencia a que la magnitud de la captura está relacionada con el ciclo mareal. Observamos que en todas las temporadas las alturas máximas de marea con el nivel de captura diario fueron estadísticamente significativas entre sí, siendo atribuible a que durante estos periodos se generan corrientes dirección río arriba que facilitan el desplazamiento del salmón (Levy, 1995). Estas migraciones también estarían influenciadas por ciclos de día-noche, por lo que, la segunda hipótesis hace referencia a que la migración del salmón posee diferencias entre el día y la noche. Se observó un patrón en algunas temporadas donde hubo una mayor migración durante la madrugada, junto con una posterior disminución del número de salmones registrados a lo largo del día. Encontramos diferencias significativas en dos de las seis temporadas (2017/18 y 2019/19), para la del 2018/19 el valor p estuvo al límite de significancia, estas diferencias se asemejan a lo visto por (Johnston & Hopelain, 1990). La última hipótesis de esta sección hace referencia al desfase entre el número el momento de entrada del salmón Chinook y el momento de ser captado por el equipo hidroacústico, este encontramos que dentro de los desfases el único que se mantiene significativo en todas las temporadas es de dos días. Quinn, (2005) nos indica que estas migraciones se pueden desarrollar de numerosas maneras, tan diversas como número de poblaciones distintas hay, dado que se potencian distintas variables, ya sean intrínsecas de la población y sumado a efectos ambientales.

Dentro de los resultados se destacan dos “tipos” de retornos, las que agrupan características biológicas comunes, por un lado, se observaron dos retornos con una mayor proporción sexual de machos, los cuales son de pequeño tamaño, bajo peso y de

menor edad que las hembras. Para el resto de los retornos se presentó una proporción sexual homogénea, con salmones de igual tamaño, peso y edad, independiente del sexo. El número de salmones retornantes, las variables físicas involucradas en la migración y las características biológicas son consistentes a través de los años, con variaciones que ocurren de forma periódica. La población de salmón Chinook del río Toltén posee dinámicas similares que los salmones en su rango nativo, siendo asumible dada la evidencia que está corresponde a una población autosostenible en el tiempo. La finalización de este trabajo surge de la necesidad de presentar información que permita generar las regulaciones necesarias para ordenar esta doble problemática alrededor de esta especie.

Implicancias para el manejo y conservación de especies nativas

El número de salmones Chinook que retornan en cada temporada en el río Toltén no es un valor despreciable, variando de 17410 hasta 90624 salmones, estas cantidades han permitido generar y mantener diferentes actividades económicas en la zona, de distinto grado de formalidad e intensidad. Una pesca artesanal que se desarrolla en la zona baja de la cuenca (zona estuarina) gracias a la cual se logra mantener económicamente a la localidad de caleta La Barra, una pesca recreativa que opera en la zona media y alta de la cuenca en la cual se desarrollan una serie de actividades turísticas, finalmente una tercera actividad de carácter ilegal, la pesca furtiva o “maleteo”.

Dado su carácter de especie invasora no se puede dejar de lado los efectos negativos del salmón Chinook en su medio ya que se generan diferentes interacciones, se tiene registro de solapamiento de hábitad con especies nativas (Vargas *et al.* 2010), depredación por parte de juveniles de salmón Chinook sobre especies nativas en agua dulce (Ibarra *et al.* 2010) y de adultos hacia pequeños pelágicos en la zona oceánica (Gomez-Uchida *et al.* 2016). Otro efecto para mencionar corresponde a que el salmón es depredado por el lobo marino (Sepúlveda *et al.* 2017), estos se movilizan hacia el estuario del río Toltén durante la época de retorno del salmón.

Conocer la cantidad de salmones retornantes en cada año, junto a sus características biológicas permite sentar las bases para la correcta toma de decisiones e impulsar medidas de manejo integrado sobre esta especie. Por lo que, se debe considerar las oportunidades económicas que genera dado los diferentes actores que interactúan con el salmón, así como la necesidad de tomar en cuenta aspectos de conservación hacia las especies nativas. Finalmente mencionar la importancia del manejo de pesca artesanal dado que además del beneficio económico para la población local, esta es la única actividad extractiva con registros históricos que remueve de forma sistemática al salmón Chinook, esto permitiría regular la población de salmón Chinook en un estado que se mantenga en un nivel constante en el tiempo, se hace necesario explorar esta problemática en futuras investigaciones.

Sugerencias a futuro

Temas de este trabajo a profundizar en futuras investigaciones

Dada la extensión de temas abordados en esta tesis algunos puntos fueron descritos de manera superficial, siendo necesario visitar estos temas y tratarlos de manera profunda en futuras investigaciones. En primer lugar, explorar metodologías alternativas para las relaciones estadísticas entre las variables físicas y el momento de entrada del salmón hacia la zona alta del río, siendo recomendable continuar con los análisis de estadística circular. Sumado esto, aumentar el número de variables que pueden estar explicando el patrón de entrada del salmón, variables físicas, temperatura, precipitaciones, salinidad, oxígeno, radiación solar, junto con variables de mayor escala como el ENSO. Además, es necesario explorar cuales son las fuentes que agregan error a la estimación, siendo necesario entregar un intervalo de confianza a los datos de la estimación de la fracción no capturada.

Nuevas investigaciones.

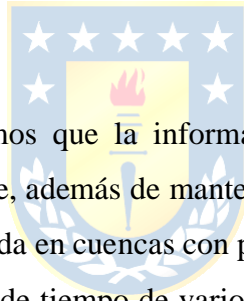
Durante la realización de esto trabajo se generaron una serie de nuevas interrogantes, las cuales no pudieron ser contestadas en esta tesis, pero se proponen como nuevas líneas de investigación o nuevas formas de llevar a cabo la toma de datos. En primer lugar, se propone realizar una sincronización del uso de los equipos hidroacústicos (DIDSON,

EK60), ya que si bien en la primera parte de este trabajo se utilizaron en forma conjunta estos dos equipos no fue posible identificar individualmente un mismo salmón desde los dos equipos. Sumado a esto también se propone con disponer de un segundo EK60 para observar lo que ocurre en la rivera opuesta, para comprobar el supuesto del escape simétrico. Otro punto relevante para trabajar corresponde a conocer los niveles de remoción por parte de la pesca recreativa, esto es relevante ya que nuestras estimaciones de la fracción no capturada no pueden tomarse como el número de reproductores totales, ya que hay que considerar cual es la fracción de que es capturada por esta actividad que espacialmente opera en la zona media y alta de la cuenca (Gomez-Uchida *et al.* 20016). Finalmente, podemos mencionar la importancia de identificar los sitios de desove, cual es la fracción que migra en dirección del río Allipén y cual hacia el lago Villarrica, junto con identificar el rango de distribución del salmón durante su fase oceánica.

Consideraciones finales

Al finalizar este trabajo esperamos que la información generada sea utilizada para impulsar el manejo de esta especie, además de mantener este monitoreo de los retornos, así como una guía para ser replicada en cuencas con problemáticas similares.

es necesario contar con una serie de tiempo de varios años de información, para contar con una base de conocimientos que permitan desarrollar y sustentar la aplicación de diferentes medidas de administración



REFERENCIAS GENERALES

- Araya, M., Niklitschek, E. J., Secor, D. H., & Piccoli, P. M. (2014). Partial migration in introduced wild Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) of southern Chile. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 149, 87-95.
- Cid-Aguayo, B., Ramirez, A., Sepúlveda, M., & Gomez-Uchida, D. (2021). Invasive Chinook Salmon in Chile: Stakeholder Perceptions and Management Conflicts around a New Common-use Resource. *Environmental Management*, 68(6), 814-823.
- Correa, C., & Gross, M. R. (2008). Chinook salmon invade southern South America. *Biological Invasions*, 10(5), 615-639.
- Carroll, H. C., Dunbar, R. D., & Pfisterer, C. T. (2007). Sonar estimation of Chinook salmon in the Yukon River near Eagle, Alaska, 2005. Alaska Department of Fish and Game, Division of Sport Fish, Research and Technical Services.
- Crane, A. B., & Dunbar, R. D. (2011). Sonar estimation of Chinook and fall Chum salmon passage in the Yukon River near Eagle, Alaska, 2009. Alaska Department of Fish and Game, Alaska. USA: Fish. Dat. Ser., 11-08.
- Crane, A. B., & Dunbar, R. D. (2009). Sonar estimation of Chinook and fall Chum salmon in the Yukon River near Eagle, Alaska, 2007. Alaska Department of Fish and Game, Division of Sport Fish, Research and Technical Services.
- Crozier, L.G., Hendry, A.P., Lawson, P.W., Quinn, T.P., Mantua, N.J., Battin, J., Shaw, R.G. and Huey, R.B. (2008) Potential responses to climate change in organisms with complex life histories: evolution and plasticity in Pacific salmon. *Evolutionary Applications*, 1, 252–270.
- Fisher, J. P. (1995). Distribution, migration, and growth of juvenile Chinook salmon, *Oncorhynchus tshawytscha*, off Oregon and Washington. *Fish Bull. US*, 93, 274-289.
- Gómez-Uchida, D., Ernst, B., Aedo, G, Canales-Aguirre, C. B., Ferrada, S., Musleh, S, S., Rivara, P. E. & Santelices, A (2016), Estudio biológico pesquero y sanitario

- de la población de Salmón Chinook en la cuenca del Río Toltén en la Región de la Araucanía., Informe fina FIP, Fondo de Investigación Pesquera. 2014-87.428pp.
- Habit, E., González, J., Ortiz-Sandoval, J., Elgueta, A., & Sobenes, C. (2015). Efectos de la invasión de Salmónidos en ríos y lagos de Chile. *Revista Ecosistemas*, 24(1), 43-51.
- Healey, M. C. (1991). The life history of Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). Ed: C. Groot & L. Margolis (Eds.). In: *Life history of Pacific salmon*. University of British Columbia Press: (Vancouver). pp. 311-393.
- Hinch, S.G., Rand, P.S., (2000). Optimal swimming speeds and forward-assisted propulsion: energy-conserving behaviours of upriver-migrating adult salmon. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57, 2470–2478.
- Holmes, J. A., Cronkite, G. M. W., Enzenhofer, J., & Mulligan, T. J. (2006). Accuracy and precision of fish-count data from a “dual-frequency identification sonar” (DIDSON) imaging system. 13.
- Ibarra, J., Habit, E., Barra, R., & Solís, K. (2011). Juveniles de salmón Chinook (*Oncorhynchus tshawytscha* Walbaum, 1792) en ríos y lagos de la Patagonia chilena. *Gayana (Concepción)*, 75(1), 17-25.
- Johnson, M. A., & Friesen, T. A. (2013). Age at maturity, fork length, and sex ratio of upper Willamette River hatchery spring Chinook salmon. *North American Journal of Fisheries Management*, 33(2), 318-328.
- Kessel, S.T., Cooke, S.J., Heupel, M.R., Hussey, N.E., Simpfendorfer, C.A., Vagle, S., Fisk, A.T. (2014). A review of detection range testing in aquatic passive acoustic telemetry studies. *Rev. Fish Biol. Fish.* 24, 199–218.
- Levy, D. A., & Cadenhead, A. D. (1995). Selective tidal stream transport of adult sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) in the Fraser River Estuary. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 52(1), 1-12.
- Johnston, S. V., and J. S. Hopelain. (1990). The application of dual-beam target tracking and Doppler-shifted echo processing to assess upstream salmonid migration in

- the Klamath River, California. *Rapp. P.v. Réun. Cons. int. Explor. Mer.* 189:210–222.
- Martignac, F., Baglinière, J. L., Ombredane, D., & Guillard, J. (2021). Efficiency of automatic analyses of fish passages detected by an acoustic camera using Sonar5-Pro. *Aquatic Living Resources*, 34, 22.
- Mercer B. and J. Wilson. (2011). 2010 Chinook salmon sonar enumeration on The Big Salmon River. Yukon River Panel. CRE Project, 41-10.
- Musleh, S. S., Seeb, L. W., Seeb, J. E., Ernst, B., Neira, S., Harrod, C., & Gomez-Uchida, D. (2020). Mixed-stock analyses of migratory, non-native Chinook salmon at sea and assignment to natal sites in fresh water at their introduced range in South America. *Biological Invasions*, 22(11), 3175-3182.
- Nardi, C. F., Fernández, D. A., Vanella, F. A., & Chalde, T. (2019). The expansion of exotic Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) in the extreme south of Patagonia: an environmental DNA approach. *Biological Invasions*, 21(4), 1415-1425.
- Pascual, M.A., Ciancio, J.E., (2007). Introduced anadromous salmonids in Patagonia: risks, uses, and a conservation paradox. In: Bert, T.M. (Ed.), *Ecological and Genetic Implications of Aquaculture Activities*. Springer, New York City, New York, USA.
- Perivolioti, T. M., Tušer, M., Terzopoulos, D., Sgardelis, S. P., & Antoniou, I. (2021). Optimising the Workflow for Fish Detection in DIDSON (Dual-Frequency IDentification SONar) Data with the Use of Optical Flow and a Genetic Algorithm. *Water*, 13(9), 1304.
- Pizarro A, Oscar, Hormazabal F, Samuel, Gonzalez C, Antonio, & Yañez R, Eleuterio. (1994). Variabilidad del viento, nivel del mar y temperatura en la costa norte de Chile. *Investigaciones marinas*, 22, 85-101.
- Quinn, T. P., Kinnison, M. T., & Unwin, M. J. (2001). Evolution of chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) populations in New Zealand: pattern, rate, and process. *Microevolution rate, pattern, process*, 493-513.

- Quinn, T. P. (2005). The behavior and ecology of Pacific Salmon and Trout. University of Washington: Am. Fish. Soc., 67-84.
- Sepúlveda, M., Pavez, G., Santos-Carvalho, M., Balbontín, C., Pequeño, G., & Newsome, S. D. (2017). Spatial, temporal, age, and sex related variation in the diet of South American sea lions in southern Chile. *Marine Mammal Science*, 33(2), 480-495.
- Singer, S. (2011). Comparison of seasonal fish abundance estimates of deep pools in the river Danube by two different sonar systems (Doctoral dissertation, uniwiien).
- Soto, D., Arismendi, I., González, J., Sanzana, J., Jara, F., Jara, C., Guzman, E., & Lara, A. (2006). Southern Chile, trout and salmon country: invasion patterns and threats for native species. *Rev. Chil. Hist. Nat.* Vol.79: 97-117.
- Soto, D., Arismendi, I., Di Prinzio, C., & Jara, F. (2007). Establishment of Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) in Pacific basins of southern South America and its potential ecosystem implications. *Rev. Chi. Hist. Nat.* Vol. 80: 81-98.
- SUBPESCA. (2018). Establece medidas de administración especiales de pesca recreativa para salmón Chinook en la cuenca del río Toltén región de La Araucanía. Resolución exenta N° 02/2018.
- Tapia, B (2016) Caracterización del escape del Salmón Chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*, Walbaum, 1792) en la fracción baja de la cuenca del Río Toltén IX Región, Chile, durante el periodo estival 2015. Tesis para optar al grado de Biólogo Marino Universidad de Concepción. 51 pp.
- Waugh, G. D. (1980). Salmon in New Zealand. In: *Salmon ranching*. Ed: J. E. e. Thorpe. New York, NY: Acad. Press., 277-303.
- Weih, D. (1984). Bioenergetic considerations in fish migration. In *Mechanisms of Migration in Fishes* (pp. 487-508). Springer, Boston, MA.

