



**EVALUACIÓN DEL USO DE
ANTIPARASITARIOS PARA COMBATIR
AL PIOJO DE MAR *CALIGUS*
ROGERCRESSEY EN EL CULTIVO DE
SALMÓNIDOS EN CHILE**

Dayla Woller

ÍNDICE

RESUMEN	3
ANTECEDENTES	5
INTRODUCCIÓN	7
Infestaciones de piojos de mar y tratamientos	7
Impactos económicos de los piojos de mar	8
USO DE ANTIPARASITARIOS EN LOS PRINCIPALES PAÍSES PRODUCTORES DE SALMÓN	10
Estrategias de manejo de parásitos en los principales países productores de salmón	13
Noruega	13
Chile	14
Escocia	15
Canadá	15
COMPUESTOS PESTICIDAS UTILIZADOS EN CHILE	16
Resumen de los impactos ambientales los pesticidas utilizados en Chile	16
I. Especies de importancia comercial para la pesca artesanal (Crustáceos Decápodos: langostas; jaibas, camarones y cangrejos)	16
ii. Otros crustáceos de importancia ecológica (copépodos, misidáceos; entre otros)	18
AZAMETIFOS	19
Resistencia en los piojos de mar	19
Impactos ambientales	20
BENZOATO DE EMAMECTINA	22
Resistencia en los piojos de mar	22
Impactos ambientales	23
DELTAMETRINA	24
Resistencia en los piojos de mar	24
Impactos ambientales	24
LUFENURÓN	26
Resistencia en piojos de mar	26
Impactos ambientales	26
PERÓXIDO DE HIDRÓGENO	28
Resistencia en los piojos de mar	28
Impactos ambientales	29
POTENCIALES TRATAMIENTOS PARA EL CONTROL DE PIOJOS DE MAR	30
CONCLUSIÓN: EL FUTURO DE LA SALMONICULTURA EN CHILE	32
REFERENCIAS	34
ANEXO I	41
Metodología	41
RECOLECCIÓN DE DATOS	42
Noruega	42
Chile	42
Escocia	42
Canadá	42



Con el propósito de demostrar la necesidad de que aumente la transparencia en la industria salmoneera en Chile, particularmente sobre el uso de antiparasitarios por empresa, en este informe se hace una revisión de los datos disponibles sobre uso de antiparasitarios en los principales países productores de salmón: Chile, Noruega, Escocia y Canadá. Actualmente, en Chile se usan altas cantidades de antiparasitarios por salmón producido, lo que se puede deber a la resistencia del piojo de mar *Caligus rogercresseyi* a prácticamente todos los pesticidas utilizados. Esto, sumado a los impactos ambientales que tiene el uso de estos compuestos en especies no-objetivo, evidencia que es crucial que se realicen más investigaciones en Chile sobre las prácticas de cultivo de las empresas salmoneeras, y a su vez que los datos sobre el uso de pesticidas se transparenten.

Chile es el segundo principal país productor de salmónes en el mundo, siendo esta actividad productiva un importante motor para la economía del país. Es conocido que los piojos de mar son uno de los grandes problemas a nivel global para el cultivo de salmónes, por lo que es del propio interés de la industria mitigar efectivamente las infestaciones de piojos de mar y sus impactos ambientales, para poder asegurar así la sustentabilidad de esta actividad productiva a largo plazo.

En la actualidad el principal método para combatir las infestaciones de piojos de mar en la mayoría de los centros de cultivo de salmón es el uso de pesticidas. Sin embargo, dos de las especies de piojos más prevalentes en el mundo, *Lepeophtheirus salmonis* y *Caligus rogercresseyi*, han disminuido su sensibilidad a los tratamientos químicos disponibles. Si bien, algunos países como Noruega y Escocia han intentado solucionar este problema a través del uso de tratamientos no químicos, como peces limpiadores o métodos termales y mecánicos, esto ha generado preocupaciones relacionadas a la mortalidad de los peces en cultivo y sobre el bienestar animal.

En 2019 se utilizaron los siguientes pesticidas para el cultivo de salmón en Chile: azametifos, benzoato de emamectina, deltametrina, lufenurón y peróxido de hidrógeno, observándose que los piojos de mar muestran altos niveles de resistencia o una pérdida de sensibilidad, a estos. Adicionalmente, todos estos pesticidas tienen impactos negativos en especies no-objetivo que son importantes para los ecosistemas marinos chilenos, principalmente en crustáceos.

En 2018, el año más reciente con datos de uso de pesticidas en Noruega, Chile, Escocia y Canadá, Chile tuvo el mayor uso de pesticidas por tonelada de salmón producida, excluyendo en este cálculo el uso de peróxido de hidrógeno, ya que este compuesto no siempre se usa exclusivamente para combatir las infestaciones de piojos de mar. La alta cantidad de pesticidas que se requirió en Chile indica un alto nivel de resistencia, lo que genera preocupaciones sobre la sustentabilidad y eficiencia de la industria.

Históricamente, la ausencia de datos disponibles al público sobre las prácticas de cultivo de salmón ha impedido la realización de más investigaciones científicas y ha obstaculizado que las regulaciones impuestas por el Gobierno vayan de la mano con el rápido desarrollo de la industria, lo que en parte resultó en el brote de Anemia Infecciosa del Salmón (ISA). Adicionalmente, las bases de datos públicas en otros países han demostrado ser extremadamente importantes, ya que permiten analizar en profundidad los procesos de cultivo de salmón y evidenciar problemas subyacentes.

Además, la falta de transparencia podría estar perjudicando a la misma industria ya que, recientemente, los estándares éticos y ambientales se han transformado en unas de las principales preocupaciones de los consumidores en algu-

nos de los mayores mercados de destino del salmón chileno. Así, los consumidores pueden estar menos dispuestos a comprar salmón proveniente de Chile debido a la falta de transparencia relacionada a las prácticas de cultivo de este.

Avanzar hacia una mayor transparencia podría posicionar a Chile como un país líder en sustentabilidad en el manejo de las infestaciones de piojos de mar. Solo recientemente otros países productores de salmón han comenzado a evaluar otros métodos de control de piojos, pero estas alternativas no están fácilmente disponibles y podrían tener riesgos imprevistos en el ambiente marino. Investigaciones dedicadas a entender las limitaciones de los tratamientos actuales y al desarrollo de tratamientos alternativos, podrían mejorar la sustentabilidad ambiental y financiera de la industria, así como también la percepción del salmón chileno en el extranjero.

Principales descubrimientos:

- Actualmente, todas las naciones productoras de salmón están buscando formas de combatir las infestaciones de piojos de mar. En los países con un menor uso de pesticidas, los tratamientos alternativos presentan mayores tasas de mortalidad en los salmones y han generado preocupaciones sobre el bienestar animal.
- Los pesticidas para el tratamiento de piojos de mar utilizados en Chile son: azametifos, benzoato de emamectina, deltametrina, lufenurón y peróxido de hidrógeno. Los piojos de mar ya muestran resistencia o pérdida de sensibilidad a todos estos compuestos. Adicionalmente, estos pesticidas son una amenaza para especies no-objetivo de los ecosistemas marinos chilenos.
- En 2018, el año más reciente con información disponible para todos los principales países productores de salmón, Chile tuvo la proporción más alta de antiparasitarios utilizados exclusivamente para combatir los piojos de mar por biomasa de pez producida.
- Históricamente en Chile, la falta de acceso a los datos ha impedido la realización de investigaciones científicas, obstaculizando que las regulaciones impuestas por el Gobierno vayan de la mano con el rápido desarrollo de la industria. Bases de datos públicas en otros países han demostrado ser extremadamente importantes, ya que permiten la realización de análisis en profundidad de los procesos de cultivo de salmón, lo que puede dejar en evidencia problemas subyacentes.
- Los estándares éticos y ambientales se han transformado en unas de las principales preocupaciones de los consumidores en algunos de los mayores mercados de destino del salmón chileno. Un aumento en la transparencia sobre las prácticas de cultivo del salmón en Chile probablemente aumente la demanda por parte de consumidores en Estados Unidos, Japón y la Unión Europea.



La acuicultura ha ganado importancia a nivel mundial a medida que la demanda por productos del mar ha aumentado a una tasa que es casi dos veces mayor que la tasa de crecimiento de la población mundial (FAO 2020a). En 2018, el valor de la producción acuícola fue de 250 billones de dólares (USD) y correspondió al 46% de la producción total de peces (FAO 2020a). El salmón del atlántico (*Salmo salar*) corresponde a la especie más producida debido, en parte, a un aumento de la demanda por este producto en los mercados de prácticamente todas las regiones del mundo (FAO 2020a). Las pesquerías no han sido capaces de cubrir este aumento en la demanda y, por lo tanto, aproximadamente un 70% del salmón se produce a través de acuicultura (Poblete *et al.* 2019).

Para el cultivo de salmón se requiere de condiciones oceanográficas y ambientales similares a las de los hábitats naturales de estas especies. Además, esta actividad solo se puede realizar en áreas relativamente refugiadas, como fiordos, lagos o bahías, lo que limita el número de áreas donde esta industria puede operar exitosamente (Poblete *et al.* 2019). Así, a medida que crece la demanda de salmón, los países con las condiciones apropiadas para este tipo de cultivo han podido capitalizar de la salmonicultura; en particular, Noruega, Chile, Escocia, Canadá y las Islas Faroe (Poblete *et al.* 2019; Iversen *et al.* 2020). De estos, Noruega y Chile dan cuenta de la gran mayoría de la producción de salmón a nivel mundial, siendo el salmón del atlántico el producto acuícola más valioso en ambos países (Poblete *et al.* 2019). Por lo tanto, es necesario entender los riesgos que representa esta actividad productiva, ya que, si la producción de alguno de estos dos países disminuye, habría consecuencias a nivel del mercado global (Iversen *et al.* 2020).

A partir de los 90 hubo un aumento exponencial del cultivo de salmónidos en Chile, específicamente de salmón del atlántico, salmón coho (*Oncorhynchus kisutch*) y trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*), convirtiéndose la salmonicultura en una industria multibillonaria (Iversen *et al.* 2020; FAO 2020a). Sin embargo, cabe mencionar que todas las especies de salmón cultivadas en Chile son especies introducidas, es decir, no se encuentran en el país de forma natural (FAO, Chile).

La alta demanda de productos acuícolas por parte de consumidores en Japón, Estados Unidos y la Unión Europea le permitió a Chile generar más de 4.497 millones de dólares estadounidenses (USD) en 2014, valor que ha aumentado con los años (Poblete *et al.* 2019). Específicamente, para el caso de salmón en 2018 se exportaron 631.309 toneladas, generando más de 5.168 millones de USD (SalmonChile).

Si bien Chile es el segundo principal país salmonicultor en el mundo, Poblete *et al.* (2019) señalan que la producción de salmón en el país podría haber aumentado más rápidamente si las investigaciones científicas y las regulaciones gubernamentales hubiesen sido capaces de seguir el ritmo del crecimiento de la industria. Por lo tanto, a pesar de que ha habido una inversión significativa en la tecnología utilizada para la producción de salmón, problemáticas asociadas al control de enfermedades y de parásitos han eclipsado este progreso y han limitado el crecimiento de la industria chilena (Iversen *et al.* 2020).

La alta producción de salmónes conlleva un elevado riesgo de ocurrencia de enfermedades e infestaciones con parásitos. Los piojos de mar son el principal parásito que afecta a la acuicultura en Chile y, específicamente, los ectoparásitos de la familia Caligidae afectan a la salmonicultura (Bravo 2003). Su ciclo de vida, que varía dependiendo de la temperatura y salinidad, se completa en aproximadamente 32 días desde la extrusión del huevo, pasando por varias etapas larvales, hasta el individuo adulto maduro en la región de Los Lagos, una de las principales regiones productoras de salmón en Chile (Bravo 2010).

Estos piojos de mar no tienen anfitriones intermediarios, y pasan por ocho etapas de desarrollo: dos etapas larvales planctónicas nauplius, una etapa copepodita infecciosa, cuatro etapas de fijación chalimus y una etapa final de adulto (Somerset *et al.* 2020; Venmathi Maran *et al.* 2013).

Después de la eclosión, las larvas planctónicas nauplius pueden dispersarse hasta 30 km (Salama *et al.* 2013). Adicionalmente, los piojos de mar adultos pueden sobrevivir en agua de mar hasta siete días sin un anfitrión (Bravo 2010). Estas dos características les permiten viajar rápidamente entre centros de cultivo y anfitriones, lo que hace que las infestaciones regionales sean difíciles de controlar. Además, en los fiordos chilenos, donde se realiza la salmonicultura, los patrones de circulación de las corrientes influyen la dispersión de estos patógenos, por ejemplo, en bahías con baja circulación los patógenos se retienen dentro de las bahías y se favorece la re-infestación de centros de cultivo (Molinet *et al.* 2011)



INFESTACIONES DE PIOJOS DE MAR Y TRATAMIENTOS

Desde 1840 que en Chile ya se tenía registro de 10 especies de la familia Caligidae como parásitos de distintas especies marinas, encontrándose dentro de ellas el parásito *Caligus rogercresseyi*, especie nativa del Pacífico sudeste que es un parásito natural del róbalo (*Eleginops maclovinus*), y que hoy es el principal parásito que afecta a la salmónica en el país. (Bravo *et al.* 2011; Hemmingsen *et al.* 2020).

Casi inmediatamente después de que comenzara el cultivo de salmónidos en Chile, a principio de los 80, ya se registraban especies de copépodos o piojos de mar de la familia Caligidae en las jaulas de cultivo (Boxshall and Bravo 2000). La primera infestación a gran escala con piojos de mar fue de *Caligus teres* en la primavera de 1987 después de que comenzara la producción a escala comercial de trucha arcoíris (Bravo 2003).

Luego, en 1997, se descubrió el piojo *Caligus rogercresseyi* que infestaba a la trucha arcoíris y a otros salmónidos a altas tasas (Bravo 2003). Sin embargo, estos problemas biológicos no se convirtieron en una mayor preocupación hasta fines de la década de 2000 (Iversen *et al.* 2020).

Actualmente, el principal método de tratamiento para el control de piojos de mar en Chile es el uso de antiparasitarios. En 2019, los compuestos utilizados, como baños o en alimentos, fueron: azametifos, benzoato de emamectina, deltametrina, lufenurón y peróxido de hidrógeno (Tabla 1).

TABLA 1. Uso de pesticidas en Chile entre 2011 y 2019 (Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura 2020).

COMPUESTO/AÑO	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Benzoato de emamectina	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Cipermetrina	x	x	x	x	x	x	x	x	
Deltametrina	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Diflubenzurón	x	x	x	x	x	x		x	
Azametifos			x	x	x	x	x	x	x
Lufenurón					x	x	x	x	x
Peróxido de hidrógeno								x	x
Hexaflumurón							x		

Si bien históricamente la mayoría de los costos de producción de salmones han provenido del alimento para los peces, el gasto en los tratamientos antiparasitarios se ha vuelto un importante componente de costo en los últimos años (Abolofia, Asche, and Wilen 2017; Costello 2009). En 2011 en Noruega, el impacto económico de los piojos de mar se estimó en un 8,7% del valor de la producción total, lo que evidencia las implicancias económicas para la industria (Abolofia, Asche, and Wilen 2017).

Las pérdidas económicas por piojos de mar tienen que ver principalmente con los costos del tratamiento, las estrategias de control, una disminución en la tasa de crecimiento de los salmones y un aumento de la susceptibilidad de los peces a otras enfermedades (Bravo 2003; Costello 2009). El costo creciente de los tratamientos se debe, en parte, a la resistencia a los pesticidas, lo que ocurre cuando individuos menos sensibles sobreviven y se reproducen luego de los tratamientos, permitiendo que la población se adapte y que ya no se vea afectada por los tratamientos (Agusti *et al.* 2016).

La reducción en la sensibilidad se ha extendido a casi todos los centros de cultivo de salmón en Chile y se ha visto agravada por la densidad de los centros de cultivo y su proximidad entre sí, lo que permite que los piojos puedan viajar fácilmente entre ellos (Agusti *et al.* 2016; Poblete *et al.* 2019). Al respecto, en Chile la densidad de cultivo de salmónidos permitida por la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (Subpesca) varía dependiendo de la especie cultivada y de la Agrupación de Concesiones de Salmónidos (ACS), siendo típicamente para el salmón del atlántico de 17 kg/m³, y para el salmón coho y la trucha arcoíris de 12 kg/m³ (Subpesca).

Adicionalmente, al comparar los costos que implican los piojos de mar en distintos países, Costello propuso que el factor que determina la magnitud de una epidemia de piojos de mar puede no ser la producción total, sino que la densidad y la cantidad de centros de cultivo (Costello 2009). Por lo tanto, para poder hacerse cargo de las infestaciones con piojos de mar en Chile se requiere de mucha más investigación sobre cómo manejar las implicancias de las altas densidades de los centros de cultivo (Chávez-Mardones *et al.* 2017).

El principal método utilizado para el control de los piojos de mar en Chile es el uso de tratamientos químicos como pesticidas, por lo que un aumento en la resistencia significa que los salmonicultores están obligados a aumentar las cantidades de pesticidas utilizadas o a encontrar otro (Hannisdal *et al.* 2020). Como existe un número limitado de pesticidas licenciados para su uso como tratamiento de piojos de mar, el sobreuso de cualquiera de ellos es inevitable, lo que a su vez aumenta el riesgo de que se genere resistencia a ellos (Lam *et al.* 2020).

La alta densidad de salmones en los centros de cultivo ya es responsable de la mayoría de los impactos ambientales de la salmonicultura en Chile, y un aumento en la aplicación de pesticidas solo amplificaría estos mismos (Poblete *et al.* 2019). Por lo tanto, una alta densidad de cultivo probablemente resultará en una alta resistencia a los pesticidas y en mayores impactos ecológicos, lo que es preocupante desde una perspectiva económica para Chile también.

Otro factor que puede explicar el alto potencial de dispersión de patógenos y enfermedades en la salmonicultura es el uso de *wellboats* y ferrys para transportar a los peces ya sea desde los sitios de smoltificación hasta los centros de cultivo donde completan su ciclo productivo, o desde estos centros a las plantas de procesamiento o a estaciones de

“pre-cosecha”. Existen distintas vías mediante las cuales estas embarcaciones pueden contaminarse con patógenos, ya sea a través del transporte de peces que pueden estar infectados, o mediante el recambio de aguas contaminadas (Murray *et al.* 2002; Mardones *et al.* 2014). A pesar de que el potencial de dispersión de patógenos de estas embarcaciones se encuentra documentado, en Chile existe escaso control y monitoreo sobre el intercambio de aguas de lastre de estas embarcaciones.

También, los escapes de salmones pueden contribuir a la dispersión de patógenos y enfermedades (Sepúlveda *et al.* 2013). En el periodo entre 2010 y agosto de 2020 en Chile hubo 73 eventos de escapes de salmones de acuerdo a las estadísticas de Sernapesca, en los cuales se escaparon cerca de cinco millones de peces (4.823.155) (Sernapesca, 2020). Según estos datos, en promedio, al año, hubo por lo menos siete eventos y se escaparon 438.468 salmones como mínimo ¹, con lo que en Chile los escapes de salmones han alcanzado magnitudes 15 veces superiores a las de Noruega, llegando a su máximo en 2013 con 1,7 millones peces escapados (Sepúlveda *et al.* 2009)

Así, es de suma importancia entender el uso actual e histórico de pesticidas en Chile, cómo esto se compara con otros países productores de salmón y los impactos ambientales de los productos utilizados. A continuación, se presenta una revisión de la información disponible sobre este tema

Primero, se presenta una comparación de uso de pesticidas entre los principales países productores de salmón.

Además, se revisan los mecanismos a través de los cuales *C. rogercresseyi* desarrolla resistencia a los pesticidas utilizados actualmente en Chile. Luego, se realiza una revisión de las posibles opciones de tratamientos de piojos de mar disponibles en el futuro, para entender las dificultades asociadas a traer nuevos pesticidas y técnicas de tratamiento al mercado.

Adicionalmente, este informe explora el potencial que tiene Chile para convertirse en un líder en sustentabilidad en el manejo de piojos de mar, lo que aumentaría su base de consumidores, disminuyendo los costos asociados a la producción y maximizando en última instancia los beneficios económicos de la salmonicultura.

Por último, en el Anexo I se describen los métodos utilizados para obtener la información respecto al uso de pesticidas y la biomasa producida en cada país.

1. Considerando que las cifras de 2020 solo incluyen datos hasta agosto.



Para poder entender la condición de las infestaciones con piojos de mar en Chile, es necesario analizarlas en el contexto de los otros principales países productores de salmón, siendo Noruega el principal, seguido por Chile, Escocia y Canadá (Love *et al.* 2020; Iversen *et al.* 2020). En esta sección se analizan las estrategias de tratamiento de pesticidas utilizadas en estos países para entender cómo cada uno de ellos intenta combatir la resistencia a los pesticidas y las pérdidas económicas. Cabe mencionar que la información disponible no fue consistente a través de los años para todos los países: los datos de Noruega están disponibles hasta 2018, los de Chile y Escocia hasta 2019 y los de Canadá entre 2016 y 2018. Por lo tanto, la ausencia de información fuera de estos rangos no implica que un país no haya utilizado pesticidas.

En la Figura 1 se observa que Noruega consistentemente tiene la proporción más alta de pesticidas utilizados por biomasa cultivada, lo que se atribuye a los altos niveles de peróxido de hidrógeno utilizados. Chile tuvo un incremento en las cantidades de pesticidas utilizados entre 2018 y 2019, lo que también se debe a la reintroducción del peróxido de hidrógeno. Por su parte, durante el período de tiempo analizado, Escocia tuvo los menores índices de uso de pesticidas (Figura 1)

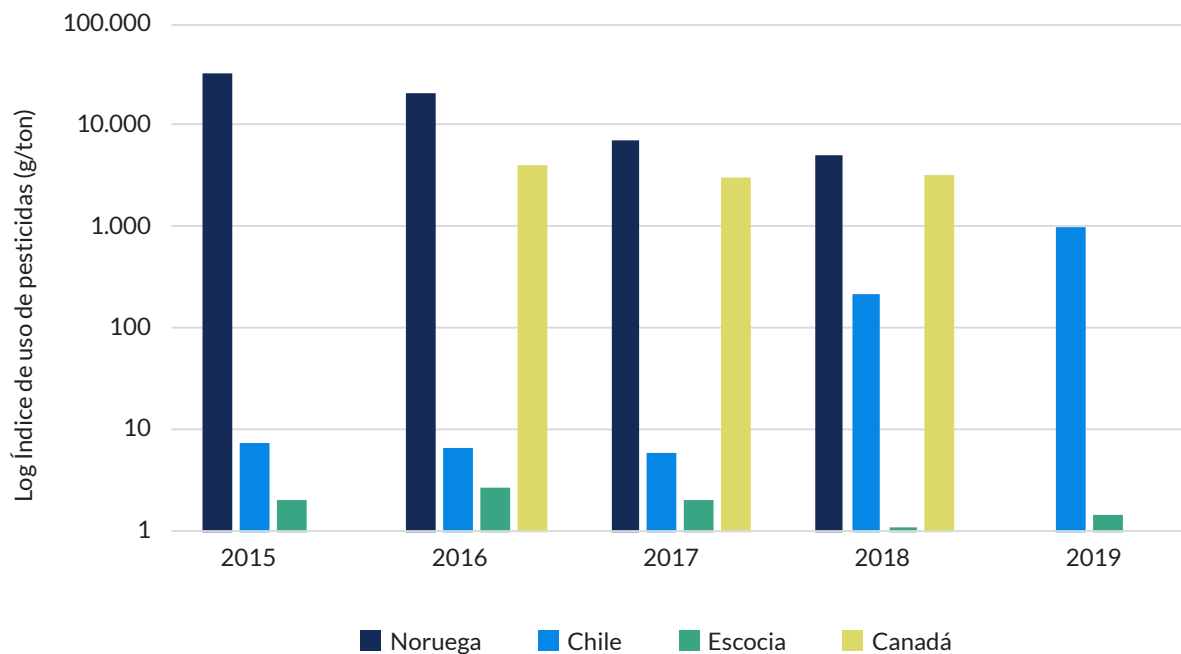


FIGURA 1. Índice de uso de pesticidas (gramos de principio activo/ tonelada de salmón producida) de Noruega, Chile, Escocia y Canadá en centros de cultivo de peces (Sommerset *et al.* 2020; Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura 2020a; Subdirección de Acuicultura Departamento de Salud Animal 2020; Fisheries and Oceans Canada 2020; FAO 2020b; Scottish Environment Protection Agency 2020; Munro 2019, 2020). Esta figura incluye todos los pesticidas que se pueden utilizar para el tratamiento de piojos de mar, incluyendo cantidades que no necesariamente se utilizaron para el tratamiento de piojos de mar. Específicamente, se incluyó el peróxido de hidrógeno utilizado, aun cuando también puede ser utilizado en tratamientos antihongos.

La cantidad de pesticidas utilizados para tratar los piojos de mar puede ser un indicador importante del nivel de resistencia ya que mientras los piojos de mar se vuelven más resistentes, los centros de cultivo tendrán que aplicar más pesticidas o cambiar los tratamientos. Por lo mismo, se realizó otro análisis que consideró solo los pesticidas que se usan exclusivamente para el tratamiento de piojos de mar, para poder visualizar los niveles de resistencia.

Además, la Figura 1 no ofrece una imagen del todo precisa ya que Noruega, Canadá y Chile utilizaron peróxido de hidrógeno, pero la información disponible para Escocia no incluyó el uso de peróxido de hidrógeno, incluso si este hubiese sido aplicado. Por lo tanto, para estandarizar el uso de pesticidas, se realizó un gráfico excluyendo el uso de peróxido de hidrógeno (Figura 2).

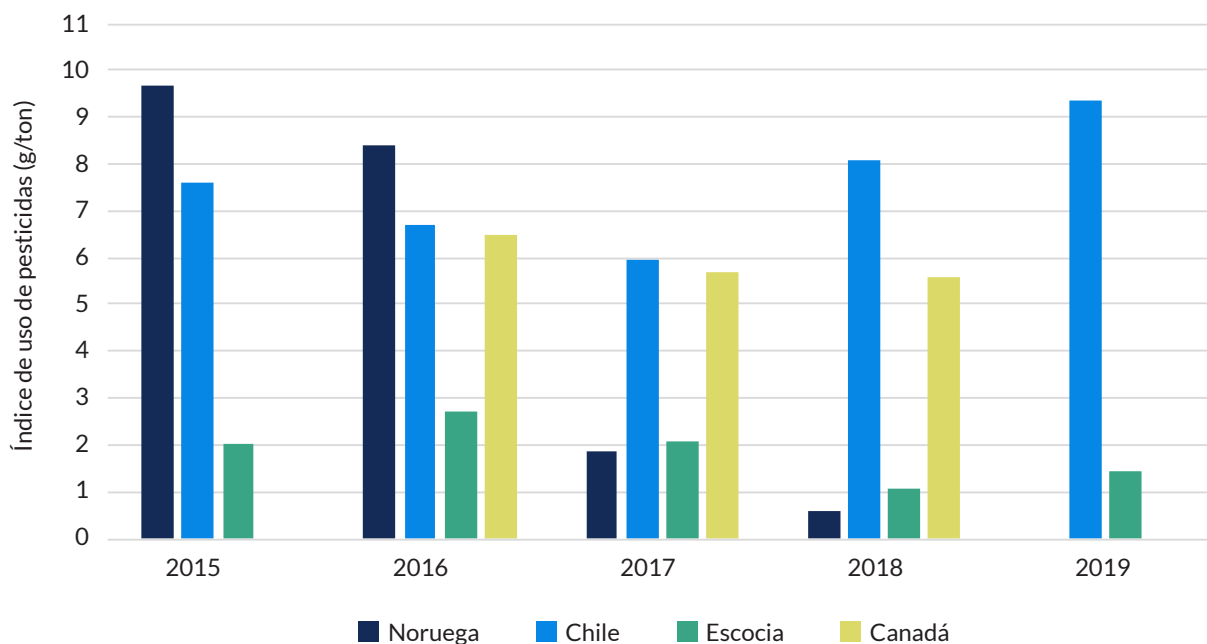


FIGURA 2. Índice de uso de pesticidas para tratamientos de piojos de mar (gramos de principio activo / tonelada de salmón producida) de Noruega, Chile, Escocia y Canadá en centros de cultivo de peces marinos, excluyendo los datos de peróxido de hidrógeno (Somerset *et al.* 2020; Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura 2020a; Subdirección de Acuicultura Departamento de Salud Animal 2020; Fisheries and Oceans Canada 2020; FAO 2020b; Scottish Environment Protection Agency 2020; Munro 2019, 2020). Esta figura entrega una comparación más precisa de la resistencia en los piojos de mar, ya que la mayoría del peróxido de hidrógeno utilizado en Noruega y Canadá no se destinó al tratamiento de piojos de mar y esta figura solo incluye los pesticidas que fueron utilizados exclusivamente para el control de piojos de mar.

La Figura 2 ofrece una descripción más precisa del uso de pesticidas en cada país. Al excluir el peróxido de hidrógeno de las cantidades de pesticidas utilizadas en Chile, el uso de estos compuestos se mantiene relativamente estable con un aumento entre 2017 y 2019. Por su parte, en 2015 y 2016 Noruega tuvo el mayor índice de uso de pesticidas, pero desde 2016 en adelante, Chile es el país con el mayor índice (Figura 2). El caso de Noruega es particularmente interesante ya que, si bien a principios de este periodo tuvieron el mayor índice, este rápidamente disminuyó y en 2018, el último año con información disponible, tuvieron uno de los índices más bajos (Figura 2).

Específicamente, en Chile la producción de salmónes anual ha fluctuado levemente desde 2015, con la producción más alta en 2019 y la más baja en 2016 (Figura 3). Adicionalmente, el uso de pesticidas por tonelada de salmón producida permaneció bajo y estable entre 2015 y 2017, y luego empezó a aumentar exponencialmente en 2018 y 2019 como resultado de la reintroducción del peróxido de hidrógeno como tratamiento en 2017 (Figura 3). Sin embargo, incluso al excluir al peróxido de hidrógeno, la proporción de pesticidas aplicados por biomasa producida ha aumentado constantemente entre 2017 y 2019 (Figura 2). Este aumento general refleja la necesidad de nuevos tratamientos, ya que los que se utilizan no estarían siendo exitosos para combatir al piojo *C. rogercresseyi*.

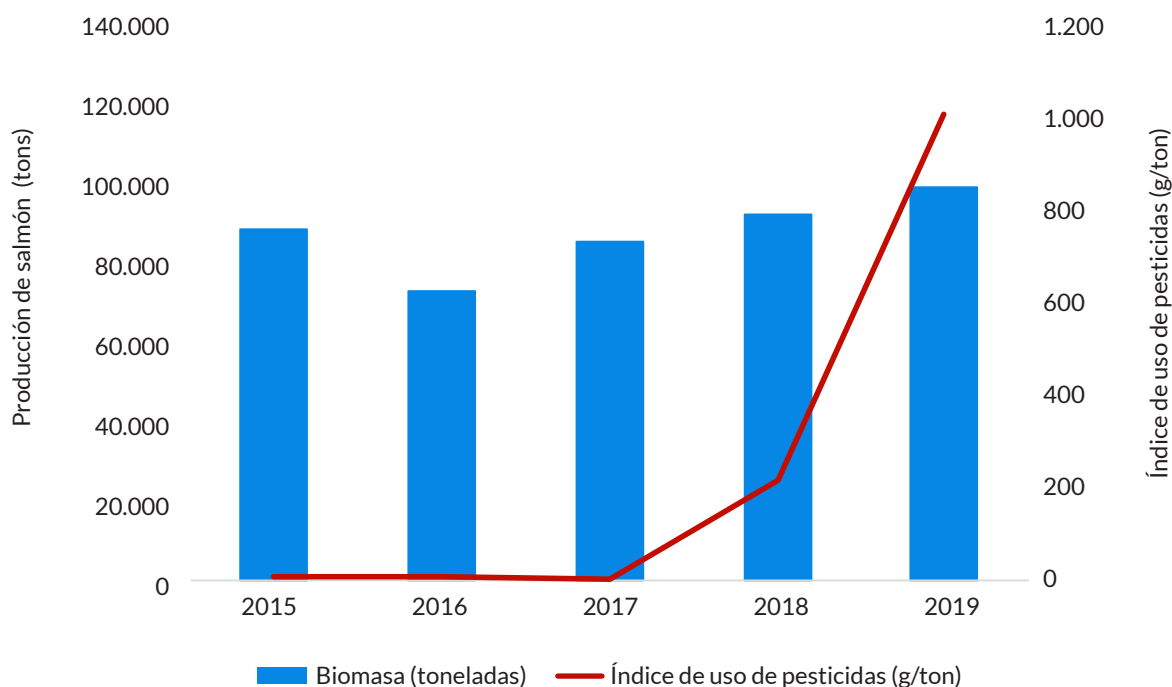


FIGURA 3. Producción de salmónes e índice de uso de pesticidas (gramos de principio activo/tonelada de salmón producida) de Chile entre 2015 y 2019 (Servicio de Pesca y Acuicultura 2020a).

A modo general, Noruega, Canadá y Chile tienen los mayores índices de uso de pesticidas (Figura 1, Figura 2). Sin embargo, hay distintos motivos que explican por qué estos valores son altos en cada país, así como también la tendencia a la disminución en el índice de uso de pesticidas observada en Noruega y el aumento en Chile (Figura 2).

Las estrategias de manejo de piojos de mar varían entre los países, siendo el uso de pesticidas el método preferido históricamente. Sin embargo, en años recientes, tanto Noruega como Escocia han cambiado hacia tratamientos no químicos, lo que les ha permitido disminuir drásticamente su uso de pesticidas. A continuación, se analizan las fluctuaciones en el índice de uso de pesticidas de cada país.

Noruega

Históricamente, los antiparasitarios han sido el método preferido para el control de piojos en Noruega. Sin embargo, la resistencia de los piojos de mar a estos medicamentos ha aumentado exponencialmente durante las últimas dos décadas y ha forzado un cambio desde los antiparasitarios tradicionales, principalmente azametifos, cipermetrina, deltametrina y peróxido de hidrógeno, a tratamientos no medicinales (Greaker *et al.* 2020; Overton *et al.* 2019).

Así, se han utilizado hidrolizadores, que remueven los piojos de mar a través de chorros de agua de alta presión en columnas cerradas, y baños con agua dulce caliente (Greaker, Vormedal, and Rosendal 2020). De hecho, en 2017 más del 74% de los tratamientos en Noruega fueron o mecánicos o térmicos y, en 2019, 59% de todos los tratamientos fueron térmicos (Overton *et al.* 2019; Sommerset *et al.* 2020). Sin embargo, los tratamientos térmicos y mecánicos tienen mayores tasas de mortalidad que los tratamientos medicados (Sommerset *et al.* 2020).

Según *BarentsWatch*, un portal de información creado por el gobierno noruego, el porcentaje de tratamientos con medicamentos disminuyó de un 44,4% en 2013 a solo un 12,2% en 2018 (BarentsWatch 2018). Lo anterior fue posible gracias a un gran aumento en los tratamientos de remoción mecánicos y en el uso de peces limpiadores que se comen los piojos de mar de las especies cultivadas (BarentsWatch 2018; Olaussen 2018). A pesar de que los tratamientos con antiparasitarios han disminuido para el control de los piojos de mar, la enfermedad amebiana de las branquias se ha convertido en un gran problema en Noruega y, como consecuencia, se han utilizado grandes cantidades de peróxido de hidrógeno para tratar esta enfermedad, lo que explica el alto índice de uso de pesticidas de Noruega observado en la Figura 1 (Sommerset *et al.* 2020).

De todas formas, cabe mencionar que algunos de estos tratamientos alternativos conllevan un alto costo para la salud de los peces. Los tratamientos termales y mecánicos tienen una tasa de mortalidad mucho mayor (31% y 25% respectivamente) en comparación a la tasa de mortalidad de los azametifos, la cipermetrina y deltametrina, la cual es inferior al 14% (Overton *et al.* 2019). Por su parte, el uso de peces limpiadores también tiene inconvenientes: los niveles actuales de emaciación y de úlceras de piel en los peces limpiadores, junto a su alta tasa de mortalidad, han planteado importantes preocupaciones por el bienestar de los peces (Sommerset *et al.* 2020). En una encuesta realizada por el Instituto Veterinario de Noruega se encontró que la mayoría del personal a cargo de la salud de los peces considera que el bienestar de los peces limpiadores en los centros de cultivo es extremadamente pobre (Sommerset *et al.* 2020).

Previo a la transición a tratamientos no terapéuticos, los centros de cultivo en Noruega intentaron abordar el problema de la resistencia cambiando entre distintas terapias químicas. Sin embargo, los piojos de mar mostraron ser resistentes a múltiples tratamientos, lo que se conoce como multirresistencia y representa un problema para la estrategia de variar el compuesto utilizado (Olaussen 2018). Además, los piojos de mar son muy adaptables y pueden desarrollar resistencia relativamente rápido (Olaussen 2018).

Una de las principales causas de la dispersión de la resistencia a los azametifos, piretroides (deltametrina y cipermetrina), benzoato de emamectina y al peróxido de hidrógeno probablemente fue el hecho de que no existían tratamientos alternativos al momento en que comenzó a surgir la resistencia, lo que resultó en un aumento de las cantidades utilizadas (Hannisdal *et al.* 2020).

Los requerimientos noruegos indican que los centros de cultivo tienen que mantener el número de hembras adultas de piojos de mar por debajo de 0,5 por pez, así, cuando comenzó a aparecer la resistencia, los centros tuvieron que aumentar su uso de pesticidas para poder cumplir con este requisito (Hannisdal *et al.* 2020). Esta misma tendencia se puede observar en otros países.

Chile

En Chile, el cultivo de salmón se concentra en la región de Los Lagos, seguida por las regiones de Aysén y Magallanes (Bravo *et al.* 2013).

El primer tratamiento de baño utilizado para combatir los piojos de mar fue el metrifonato en 1981, seguido por diclorvos, ivermectina y el benzoato de emamectina entre 2000 y 2007 (Bravo *et al.* 2014). En 2007, el benzoato de emamectina ya no lograba controlar efectivamente las poblaciones de piojos de mar, implicando una baja sensibilidad. Esto resultó en un aumento en las cantidades de benzoato de emamectina utilizadas y probablemente fue el motivo de la introducción del uso de deltametrina y peróxido de hidrógeno como tratamientos (Bravo *et al.* 2013; Bravo *et al.* 2012; Bravo *et al.* 2010).

Dentro de las regulaciones que existen en Chile para el uso de pesticidas en la salmonicultura, destaca el hecho de que los pesticidas que tengan ingredientes activos que pertenezcan a una misma familia, solo se pueden utilizar tres veces seguidas como máximo en un mismo ciclo productivo (Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura 2015). Además, el uso de antiparasitarios extra-etiqueta está prohibido y se requiere que los tratamientos de baño no excedan los siete días (Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura 2015). Estas regulaciones pretenden limitar el uso excesivo de pesticidas y la generación de resistencia en los piojos de mar.

Los lugares donde se realiza salmonicultura en Chile se encuentran divididos en macrozonas según condiciones estacionales y oceanográficas, y sobre la base de estas divisiones se determinan los rangos de tiempo en los que está permitido el uso de pesticidas (Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura 2015). Esta medida, a través de la coordinación de los tratamientos, también tiene como propósito limitar la dispersión de la resistencia entre centros de cultivo. Sin embargo, debido a la alta densidad de salmones en los centros de cultivo y a la cercanía y alta densidad de centros por zona, incluso estas regulaciones no han sido suficientes para mitigar las infestaciones con piojos de mar.

Además, se requiere que las empresas reporten los tratamientos con pesticidas por lo menos tres días antes de que estos ocurran, así como también la efectividad de estos dentro de dos días después de su aplicación (Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura 2015). Desde 2017, ha habido un aumento en la vigilancia en la región de Magallanes, ya que se ha observado un aumento en las cargas de parásitos (Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura 2020b).

Todas estas medidas demuestran que se está intentando que haya una mayor coordinación y más monitoreos sobre la presencia de piojos de mar en los centros de cultivo. Sin embargo, los resultados de los monitoreos no están disponibles al público, a diferencia de países como Escocia y Noruega, lo que dificulta que los consumidores y el público general puedan exigirles mayores estándares a las empresas o al Gobierno (Scottish Salmon Producers Organization 2015; Sommerset 2020).

Escocia

El índice de uso de pesticidas de Escocia es relativamente bajo, lo que se debe a regulaciones gubernamentales y planes de manejo a nivel industria. En 1998 se creó la Estrategia Nacional con el propósito de controlar las infestaciones de piojos de mar. Uno de los objetivos específicos de esta estrategia era que se facilitara el intercambio de información entre los reguladores, las empresas, los investigadores científicos, las compañías farmacéuticas y cualquier otro grupo de interés (Scottish Salmon Producers Organization 2015). Además, en 2013, la Ley de Acuicultura y Pesca de Escocia fue modificada, lo que les otorgó el poder legal a los ministros de Escocia para realizar inspecciones en los centros de cultivo, analizar sus registros y evaluar las medidas existentes para el control de los piojos de mar (Marine Scotland 2019).

Por otro lado, si el promedio semanal de piojos de mar hembras adultas es superior a dos por pez, esto debe ser reportado al departamento de salud de peces (*Fish Health Inspectorate* (FHI)) dentro de una semana, los que aumentan el monitoreo en el sitio hasta que el promedio vuelva estar por debajo de dos hembras adultas por pez.

Además de los pesticidas, se utilizan peces limpiadores y métodos de remoción física para controlar a los piojos de mar, lo que también ayuda a mantener el índice de uso de pesticidas bajo (Scottish Salmon Producers Organization 2014). Sin embargo, a pesar de que la industria acuícola de Escocia ha invertido más de 10 millones de euros en investigación sobre los peces limpiadores, aún tienen las mismas preocupaciones éticas que Noruega, respecto al bienestar animal (Scottish Salmon Producers Organization 2014).

Los centros de cultivo en Escocia también coordinan sus prácticas sanitarias, incluyendo periodos de descanso, para intentar disminuir la probabilidad de transmisión entre centros (Scottish Salmon Producers Organization 2014). Se encontró que los tratamientos terapéuticos fueron más efectivos cuando el uso de pesticidas fue coordinado y cuando se realizó a principio de la primavera y del invierno, ya que esto limita el número de piojos de mar hembras capaces de reproducirse (Scottish Salmon Producers Organization 2014).

Escocia también recomienda a los centros de cultivo que administren los tratamientos en base a la acumulación de pre-adultos, lo que limita aún más el desarrollo de hembras grávidas (embarazadas) (Scottish Salmon Producers Organization 2014). Todas estas estrategias de tratamientos han permitido que Escocia mantenga índices de uso de pesticidas bajos.

Canadá

Para Canadá solo hay tres años con información disponible sobre el uso de pesticidas (Government of Canada 2020). Esto significa que las tendencias de uso de pesticidas a largo plazo no se pueden visualizar en las Figuras 1 y 2. A su vez, durante estos tres años se utilizó peróxido de hidrógeno, por lo que es importante entender la historia de uso de pesticidas en este país para ver si este índice siempre ha sido así de alto o si existen otras tendencias.

En mayo de 2016, la Agencia Reguladora de Manejo de Pestes del Departamento de Salud Canadá (PMRA) autorizó el uso y la venta del peróxido de hidrógeno ("*Registration Decision Hydrogen Peroxide*" 2016). En los años que siguieron, entre 2016 y 2018, el peróxido de hidrógeno correspondió al pesticida más utilizado para el tratamiento de piojos de mar. Así, como este tratamiento no estaba permitido anteriormente, podemos inferir que el uso de pesticidas en Canadá en el pasado fue significativamente menor (Government of Canada 2020). Además, cabe mencionar que el peróxido de hidrógeno también se utiliza como tratamiento antihongos en ovas de peces, pero no se hace la distinción entre el propósito para el que fue utilizado, por lo que no es un buen indicador del uso de antiparasitarios para el control de piojos de mar.



En 2019, en Chile se utilizaron los siguientes pesticidas: azametifos, benzoato de emamectina, deltametrina, lufenurón y peróxido de hidrógeno. En esta sección se resumen los impactos ambientales que estos compuestos tienen y se describe la función de cada uno de ellos, sus mecanismos de acción, el desarrollo de resistencia a ellos en el piojo *C. rogercresseyi* y los impactos ecológicos de cada pesticida.

RESUMEN DE LOS IMPACTOS AMBIENTALES LOS PESTICIDAS UTILIZADOS EN CHILE

I. Especies de importancia comercial para la pesca artesanal (Crustáceos Decápodos: langostas; jaibas, camarones y cangrejos)

Los compuestos antiparasitarios del tipo deltametrina y azametifos son neurotoxinas altamente peligrosas para crustáceos decápodos, resultando por lo general en el parálisis (inmovilidad) de las larvas de estas especies, afectando las extremidades que utilizan para moverse y alimentarse. Una alta mortalidad de larvas de estas especies pone en peligro la sustentabilidad de estos recursos de alta importancia para la pesca artesanal en toda la Patagonia, desde Chiloé hasta Tierra del Fuego. Así, las especies que se verían altamente afectadas, y que son de interés comercial, son camarones, langostas y jaibas; especies con alto potencial de riesgo en Chile son jaibas (regiones de los Lagos, Aysén y Magallanes) y la centolla (Región de Magallanes) (Tabla 2).

Por su parte, el peróxido de hidrógeno es el pesticida menos tóxico en comparación a los otros compuestos, ya que se descompone relativamente rápido en agua y oxígeno (Schmidt *et al.* 2006).

TABLA 2. Resumen de los impactos ecológicos registrados de los pesticidas utilizados en Chile en especies de interés comercial para la pesca artesanal.

COMPUESTO ANTIPARASITARIO	ESPECIE(S)	PAÍS DEL ESTUDIO	EFFECTO OBSERVADO	MAGNITUD [SEGÚN DISPERSIÓN EN MEDIO AMBIENTE]	ESPECIES AMENAZADAS EN CHILE
Deltametrina	Langosta <i>Homarus americanus</i>	Canadá (Burridge <i>et al.</i> 2014)	Letal para larvas y adultos (experimentos controlados en laboratorio con concentraciones similares a las que se dan cerca de los centros de cultivo)	Extremadamente fuerte para larvas y postlarvas, pero también para adultos con concentraciones similares a las que se dan cerca de los centros de cultivo.	Reclutamiento y sustentabilidad de centolla <i>Lithodes santolla</i> y centollon <i>Paralomis granulosa</i> , (recursos pesqueros artesanales importantes entre las regiones de Los Lagos y Magallanes)
		Noruega (Parsons <i>et al.</i> 2020)	Letal para larvas (experimentos controlados en laboratorio) en combinación de cálculos de dispersión en medio ambiente	Fuerte: impacto letal dentro de una superficie de hasta 40 km ² alrededor de los centros	
	Jaiba mola <i>Metacarcinus edwardsii</i>	Chile (Gebauer <i>et al.</i> 2017)	Letal para larvas (experimentos controlados en laboratorio)	Fuerte: Alta mortalidad con concentraciones mucho más bajas que las usadas para combatir los piojos de mar.	Reclutamiento de jaibas (jaiba mola, jaiba mora, jaiba panchote, jaiba pancora, jaiba patuda, jaiba peluda, jaiba reina y jaiba remadora); recursos artesanales importantes entre Los Lagos y Magallanes
Azametifos	Langosta <i>Homarus americanus</i>	Noruega (Parsons <i>et al.</i> 2020)	Letal para larvas (experimentos controlados en laboratorio) en combinación de cálculos de dispersión en el medio ambiente	Severo; Letal solo en alrededores de centros dentro de una superficie <1 km ²)	Reclutamiento de centolla <i>Lithodes santolla</i> y centollon <i>Paralomis granulosa</i> (recursos pesqueros artesanales importantes entre Los Lagos y Magallanes).
	Jaiba mola <i>Metacarcinus edwardsii</i>	Chile (Gebauer <i>et al.</i> 2017)	Letal para larvas en experimentos con concentraciones << bajo que en acuicultura	Severo; pero se advierte que por dispersión puede ser efecto drástico	Reclutamiento de jaibas (jaiba mola, jaiba mora, jaiba panchote, jaiba pancora, jaiba patuda, jaiba peluda, jaiba reina y jaiba remadora); recursos artesanales importantes entre Los Lagos y Magallanes.
Peróxido de hidrógeno (Gebauer <i>et al.</i> 2017)		Chile (Gebauer <i>et al.</i> 2017)	Letal para larvas (experimentos controlados)	Severo; Letal solo en alrededores de centros dentro de una superficie <1 km ²)	Reclutamiento de centolla <i>Lithodes santolla</i> y centollon <i>Paralomis granulosa</i> recurso pesquero artesanal importante entre Los Lagos y Magallanes.

II. Otros crustáceos de importancia ecológica (copépodos, misidáceos; entre otros)

Se ha registrado que los pesticidas utilizados en la salmicultura nacional tendrían impactos en especies consideradas como de importancia ecológica, los que se señalan en la Tabla 3.

TABLA 3. Resumen de los impactos ecológicos registrados de los pesticidas utilizados en Chile en crustáceos de importancia ecológica.

COMPUESTO ANTIPARASITARIO	ESPECIE(S) INVESTIGADA(S)	PAÍS DEL ESTUDIO	EFFECTO OBSERVADO (TIPO ESTUDIO)	MAGNITUD [SEGÚN DISPERSIÓN EN MEDIO AMBIENTE]	ESPECIES AMENAZADAS EN CHILE
Deltametrina	Camarón o quisquilla arenera <i>Crangon septemspinosa</i>	Canadá (Laboratorio) (Burridge <i>et al.</i> 2014)	Letal para adultos (experimentos controlados en laboratorio con concentraciones similares a las que se dan cerca de los centros de cultivo)	Extremadamente fuerte con concentraciones similares a las que se dan cerca de los centros de cultivo	No existen especies comparables en la región de los fiordos y canales australes; sin embargo, langostinos (<i>Munida sp.</i>) cumplen un rol ecológico similar a los camarones de arena y los misidáceos cumplen un rol importante entre el zooplankton como alimento para peces de interés comercial y claves para los ecosistemas (Reyes y Hüne, 2012)
Azametifos				Muy severo	
Peróxido de hidrógeno	Misidáceos <i>Praunus flexuosus</i> , y <i>Mysis stenolepsis</i>				



El azametifos es un organofosfato que fue autorizado para su uso en Chile por SERNAPESCA en 2013 (K. O. Helgesen *et al.* 2014a). Es capaz de matar a los piojos de mar al inhibir a la acetilcolinesterasa (AChE), que es la enzima responsable de descomponer la acetilcolina (ACh), durante la sinapsis. Sin esta enzima, los nervios en los piojos de mar se encuentran continuamente estimulados, lo que eventualmente lleva a una parálisis espástica y a su muerte (IRAC International MoA Working Group 2020).

El azametifos también genera cambios en los componentes de la señalización glutamatérgica, lo que afecta las vías intracelulares (Nunez-Acuna, Boltana, and Gallardo-Escarate 2016). Estas vías están involucradas en las neurotransmisiones, al igual que la AChE, así que cambios en ellas pueden afectar la velocidad de transmisión en la sinapsis (Nunez-Acuna, Boltana, and Gallardo-Escarate 2016).

Resistencia en los piojos de mar

En 2014, en la mayoría de los centros de cultivo de salmón de Chile, la eficacia del azametifos en los piojos de mar adultos era superior al 90% (Agusti *et al.* 2016). En dos centros de cultivo de la región de Aysén, los piojos de mar presentaron valores de EC_{50} cercanos al valor que hubiesen tenido antes de la exposición a cualquier pesticida. Sin embargo, en la región de Los Lagos, los piojos de mar presentaron valores EC_{50} ² que fueron entre ocho y 15 veces superiores a los de la región de Aysén, lo que implica que se estaba generando resistencia (Agusti *et al.* 2016). Lo anterior es preocupante ya que el azametifos solo se comenzó a utilizar en 2013, por lo que en solo un año ya se habría generado resistencia.

Por otro lado, en un estudio en el que se calculó la eficacia del azametifos entre 2015 y 2017, a partir de la abundancia de piojos de mar antes y después de la aplicación del tratamiento, encontraron que esta fue 1.114 veces superior en 2015 que en 2016 y 1.060 veces mayor en 2016 que en 2017, mostrando una disminución general en la eficacia del tratamiento cada año (Arriagada *et al.* 2020). Agusti *et al.* plantean que estos niveles de resistencia se pueden observar ya que entre 1981 y 2001 se utilizaron otros organofosfatos, como metrifonato y diclorvos (Agusti *et al.* 2016; Bravo *et al.* 2014). Así, los piojos de mar fueron previamente expuestos a una presión selectiva, lo que se tradujo en el rápido desarrollo de resistencia a los azametifos, relacionado también con los cortos tiempos generacionales de los piojos de mar.

Otro estudio encontró que incluso después de un solo tratamiento con azametifos los piojos de mar tienen una presión selectiva fuerte para volverse resistentes (Helgesen *et al.* 2019). Los piojos *C. rogercresseyi* que sobreviven al tratamiento son aquellos individuos que tienen alelos que reducen su sensibilidad al pesticida que está siendo utilizado (Helgesen *et al.* 2019). Luego, esos piojos de mar son los únicos que se reproducen, por lo que la próxima generación será menos sensible a los azametifos (Helgesen *et al.* 2019). Adicionalmente, los piojos de mar hembra son más resistentes a los azametifos que los machos, lo que significa que la sensibilidad de los piojos de mar hembra es particularmente importante y deberían ser monitoreadas (Agusti *et al.* 2016).

Al exponer a piojos de mar hembras grávidas o embarazadas a concentraciones de azametifos de 0,4 y 2 ppb, un 44% y un 55% de sus hileras de huevos eclosionaron, respectivamente, al ser puestas en agua de mar filtrada (Bravo *et al.* 2015). Si bien las concentraciones utilizadas en el estudio son significativamente menores que las dosis recomendadas, de 100 ppb, se ha demostrado que permiten distinguir los piojos de mar con sensibilidad total al tratamiento de aquellos con sensibilidad reducida (Bravo *et al.* 2015).

2. Concentración de pesticida que mata a la mitad de los piojos de mar.

En cuanto a los mecanismos a través de los cuales los piojos de mar desarrollan resistencia al azametifos, el método principal son las mutaciones en el ADN en genes que codifican para la enzima AChE (Agusti-Ridaura *et al.* 2018; Helgesen *et al.* 2019). Otro mecanismo mediante el cual los piojos de mar pueden contrarrestar los efectos de los azametifos es a través de la inhibición de vías de señalización (Boltana *et al.* 2016).

Ante la exposición a azametifos se ha observado una regulación en genes similar a regulaciones previamente vinculadas con resistencia a avermectinas, como el benzoato de emamectina, y a los piretroides, como la deltametrina y la cipermetrina (Valenzuela-Muñoz *et al.* 2015). Esto indica que *C. rogercresseyi* podría tener una respuesta a los azametifos similar a la que tiene a otros grupos de pesticidas y, por lo tanto, cambiar el pesticida utilizado no necesariamente resultará en tratamientos efectivos si la resistencia se puede aplicar a múltiples pesticidas. Un estudio realizado en Noruega en el que encontraron multirresistencia apoya la idea de que la resistencia sería transferible (Olaussen 2018).

Impactos ambientales

En los ambientes acuáticos, la mayoría de los azametifos permanecen en fase acuosa, lo que significa que la exposición de los organismos marinos ocurrirá principalmente en la columna de agua (Ernst *et al.* 2014). Estudios recientes en Chile señalan que la exposición a azametifos tiene efectos negativos en una variedad de organismos.

En un estudio realizado en Canadá sobre la respuesta de la langosta americana (*Homarus americanus*) ante la exposición a azametifos, encontraron que luego de cinco exposiciones de una hora con 5 µg/L, se dio una tasa de mortalidad aguda de 93% por sus efectos en el plasma de hemolinfa, los sistemas de transporte de electrones y las tasas metabólicas de la langosta (Dounia *et al.* 2016). Esto es especialmente preocupante ya que las dosis recomendadas por los fabricantes son de alrededor de 100 µg/L, o 100 ppb, por entre 30 a 60 minutos, lo que es significativamente superior a las concentraciones usadas en el estudio (Arriagada *et al.* 2020; Agusti *et al.* 2016). Además, la exposición crónica a azametifos, lo que sería similar a lo que ocurre en las cercanías a los centros de cultivo de salmón, resultó en efectos subletales en langostas americanas machos (Couillard and BurrIDGE 2015). Si bien en Chile no existe esta especie se podrían esperar efectos similares sobre crustáceos que se distribuyen en el sur del país.

Los efectos subletales son peligrosos por variadas razones. Principalmente, cambios en la asignación de energía, debido a un aumento en el estrés, puede resultar en un retraso en la maduración de las gónadas y una reproducción deteriorada. En segundo lugar, los azametifos persistieron en las langostas después de estar 24 horas en agua de mar limpia, lo que significa que la adición de otros pesticidas o estresores podría provocar impactos acumulativos y resultar en respuestas más severas (Couillard and BurrIDGE 2015).

Además, la exposición a altos niveles azametifos puede impactar a juveniles de langostas americanas al forzarlas a dejar sus refugios (Abgrall *et al.* 2000). Esto reduce drásticamente las posibilidades de que sobrevivan a la adultez, ya que los juveniles dependen de los refugios para evitar la depredación. A concentraciones de 100 µg por litro y tiempos de exposición cortos, el uso de refugios de las langostas no se vio afectado. Sin embargo, si se aumenta la cantidad o tiempo de exposición, como probablemente ocurriría en las cercanías a los centros de cultivo de salmón, las langostas juveniles morirían ya sea por la exposición a los pesticidas o, indirectamente, por dejar sus refugios (Abgrall *et al.* 2000).

Así, en adición al hecho de que las langostas adultas se pueden ver impactadas negativamente, el azametifos puede afectar las poblaciones de langostas aún más al evitar que los juveniles maduren y se reproduzcan. Si bien esta especie específica de langosta no se encuentra en Chile, en este país sí existen otras especies de langostas y crustáceos im-

portantes para las pesquerías (Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura 2019). El azametifos probablemente afecte a las otras especies de langostas de manera similar, por lo que estos estudios brindan información sobre los posibles impactos ecológicos en Chile.

La jaiba mola *Metacarcinus edwardsii* es otro crustáceo que se ve impactado negativamente por la exposición a azametifos. Esta especie es de importancia comercial y su distribución se sobrepone con la distribución de la industria salmonera en Chile (Gebauer *et al.* 2017). Por lo tanto, es importante evaluar los posibles efectos del azametifos en sus poblaciones. En un estudio se expuso a larvas de *M. edwardsii* a bajos niveles (10 µg por litro) y altos niveles (hasta 500 µg por litro) de azametifos, y todas empezaron a morir luego de 30 minutos de exposición (Gebauer *et al.* 2017). Adicionalmente, la exposición crónica a concentraciones inferiores a 0,5 µg por litro también resultó en un aumento de un 24% en la mortalidad, lo que coincide con las condiciones que probablemente se dan en las cercanías de los centros de cultivo (Gebauer *et al.* 2017). Incluso a concentraciones extremadamente bajas, la exposición puede tener impactos perjudiciales en las poblaciones de *M. edwardsii*. En general, como notó Gebauer *et al.*, los químicos antiparasitarios pueden tener un impacto mucho mayor en las especies no-objetivo que lo que se había pensado anteriormente (Gebauer *et al.* 2017).

El copépodo bentónico *Tisbe battagliai* es un importante recurso alimenticio para muchos macroinvertebrados y peces. Más importante aún, es una especie que refleja las especies no-objetivo que pueden encontrarse cerca a los centros de cultivo y que se verían expuestas a azametifos. Si bien el azametifos no afectó a este copépodo a bajas concentraciones, fue altamente tóxico a concentraciones superiores (Macken *et al.* 2015). Este resultado implica que el azametifos puede tener impactos en la base de las tramas tróficas, impactando así a todo el ecosistema.

Un estudio explícitamente utilizó las concentraciones de azametifos recomendadas para la acuicultura y encontró que rápidamente pueden impactar la actividad de la AChE en los choritos de la especie *Mytilus edulis*, que es el mismo mecanismo a través del cual los azametifos matan a los piojos de mar (Canty *et al.* 2007). Los azametifos también pueden tener efectos citológicos e inmunológicos al impactar la viabilidad de los hemocitos y la función inmune de *M. edulis* (Canty *et al.* 2007). Esto ilustra que los azametifos pueden tener un efecto en especies de moluscos, e incluso especies de moluscos no-objetivo que se cultivan en las cercanías de los centros salmonicultores. El chorito chileno, *Mytilus chilensis*, es una de las especies de mayor importancia comercial en la acuicultura chilena y este estudio sugiere que el azametifos podría tener un impacto en su producción (FAO 2020a).

El azametifos podrían afectar también a ecosistemas enteros a través de cambios en la producción primaria, crucial para las pesquerías de Chile. Sin embargo, un exceso de producción primaria puede utilizar todos los nutrientes de un área determinada, creando un déficit de estos mismos. Así, en algunos casos los azametifos pueden estimular la producción primaria en el océano y resultar en una deficiencia de nutrientes en los ecosistemas (Rain-Franco, Rojas, and Fernandez 2018). Esto tendría impactos en cascada en las pesquerías y podría afectar negativamente la economía.



El benzoato de emamectina es una avermectina que se introdujo por primera vez en Chile a fines de 1999 y que interfiere con la transmisión nerviosa de los piojos de mar (Bravo *et al.* 2010). Específicamente, este compuesto se une a los canales de cloruro activados por glutamato en las células nerviosas de los piojos de mar y permite que más iones de cloro entren a las células nerviosas. Al entrar más cloro a las células nerviosas, las neuronas no se pueden comunicar entre ellas y los piojos de mar se paralizan y mueren.

El benzoato de emamectina es un tratamiento que usualmente se administra a través del alimento y se ha utilizado por más de 14 años en Chile, con una disminución en su uso desde 2008 (Agusti *et al.* 2016). Los pellets de alimento usualmente están revestidos de benzoato de emamectina, por lo que cuando los peces comen, el pesticida es absorbido en el intestino y se distribuye al tejido del pez, incluyendo la piel y mucus (MSD Animal Health 2012). Luego, cuando los piojos de mar se alimentan del pez anfitrión, también consumen el pesticida y así son paralizados (MSD Animal Health 2012).

Resistencia en los piojos de mar

La resistencia al benzoato de emamectina es inevitable en los países con grandes áreas dedicadas a la acuicultura con un uso extensivo de este pesticida, como es el caso de Chile. Esto se debe a que hay una mayor exposición de los peces, y por lo tanto de los piojos de mar, a bajas concentraciones, lo que puede ser un potencial factor que da lugar a la resistencia (Lam *et al.* 2020).

La resistencia al benzoato de emamectina se detectó por primera vez en Chile en 2006, seis años después de que se comenzara a utilizar (Bravo *et al.* 2008). La pérdida de sensibilidad en los piojos de mar en la región de Los Lagos no mostró una correlación con la ubicación geográfica o el número de años en que un determinado centro estuvo en funcionamiento, lo que significa que la principal causa de la pérdida de sensibilidad es el uso casi exclusivo de benzoato de emamectina por sobre siete años en la región (Bravo *et al.* 2008).

La ivermectina, otro tipo de avermectina, se utilizó en Chile por diez años durante los 90, lo que probablemente resultó en una presión selectiva de piojos que fueran resistentes a los mecanismos de acción de las avermectinas (Bravo *et al.* 2008). Esto significa que, en total, en 2006 *C. rogercresseyi* ya había estado bajo presión selectiva para desarrollar resistencia por 15 años (Bravo *et al.* 2008).

La dosis recomendada de este pesticida es de entre 50 y 100 µg por kilogramo de pez por día, por entre siete y 14 días (Bravo *et al.* 2012; Agusti *et al.* 2016), y la exposición de hembras grávidas de *C. rogercresseyi* a benzoato de emamectina debería disminuir la eclosión de huevos (Bravo *et al.* 2015). Sin embargo, en un estudio en el que utilizaron concentraciones superiores a la dosis recomendada, específicamente 100 ppb y 500 ppb, observaron que un 43% y un 42% de las hileras de huevos lograron eclosionar luego de ser incubadas en un ambiente libre de pesticidas (Bravo *et al.* 2015). Por lo tanto, similar a lo que ocurre con el azametifos, incluso después del tratamiento, hay una cantidad significativa de huevos de piojos de mar que sobreviven y que son capaces de convertirse en una nueva generación más resistente.

Por otro lado, en un centro de cultivo en el archipiélago de las Guaitecas se observó, después de un año de monitoreos entre septiembre de 2007 y agosto de 2008, que el benzoato de emamectina no controlaba efectivamente las poblaciones de *C. rogercresseyi* (Bravo *et al.* 2013). Es más, luego del tratamiento con este pesticida, la prevalencia de piojos adultos fue de más de un 80% y la abundancia de piojos de mar solo disminuyó levemente luego de un segundo tratamiento (S. Bravo, Nuñez, and Silva 2013). Durante el tiempo en que la eficacia del tratamiento fue muy baja, en 2007, hubo un gran aumento en las cantidades de benzoato de emamectina utilizadas (Bravo *et al.* 2012), demosttran-

do que las cantidades de pesticidas utilizadas pueden servir como un indicador de la eficacia de los tratamientos y de la resistencia de los piojos de mar.

Por su parte, en Puerto Montt, Hornopirén y Castro, se observó una baja sensibilidad al benzoato de emamectina en 16 centros de cultivo, incluso cuando las concentraciones pasaron de 50 µg por kilogramo de pez a 100 µg (Bravo *et al.* 2012). Es más, cuando sí se observó una disminución en la abundancia de los piojos de mar, esta solo duró un corto periodo, con un rápido retorno a los niveles pretratamiento (Bravo *et al.* 2012). Similarmente, un estudio realizado en 2014 encontró que *C. rogercresseyi* había perdido la sensibilidad al benzoato de emamectina en cuatro centros de cultivo en las regiones de Los Lagos y Aysén, registrándose valores EC_{50} por lo menos 10 veces mayores que los valores de sensibilidad normal de *C. rogercresseyi*, lo que indica un alto nivel de resistencia (Agusti *et al.* 2016).

Otro problema para el uso de benzoato de emamectina es que la sensibilidad reducida en *C. rogercresseyi* puede persistir por hasta siete generaciones (Bravo *et al.* 2010). Esto significa que, a menos que se detenga todo el uso de este pesticida en el país, las poblaciones de piojos de mar en Chile probablemente no vuelvan a ser sensibles al benzoato de emamectina, ya que la proximidad de los centros de cultivo permite el movimiento de los genes de resistencia entre centros.

Finalmente, como la resistencia a organofosfatos, piretroides y avermectinas puede estar relacionada, esta persistencia por siete generaciones puede que ni siquiera desaparezca si se detiene la aplicación de benzoato de emamectina, debido a la multirresistencia (Valenzuela-Muñoz *et al.* 2015).

Impactos ambientales

En Escocia, se creó un modelo utilizando datos recolectados de las cercanías de ocho centros de cultivo de salmón y se encontró que el benzoato de emamectina tenía un efecto negativo en la abundancia de crustáceos, así como también en la diversidad y estructura comunitaria de la ecología bentónica (Bloodworth *et al.* 2019). Adicionalmente, se encontró benzoato de emamectina en 97% de las localidades muestreadas en las cercanías a los centros de salmón, lo que muestra que este pesticida se encuentra mucho más disperso de lo que se creía y que esto también podría darse en otros países con alto uso de benzoato de emamectina (Bloodworth *et al.* 2019).

Similarmente al azametifos, el benzoato de emamectina tiene un efecto negativo en los crustáceos. En un estudio que analizó la respuesta de la langosta americana en condiciones sedimentarias similares a las que se dan debajo de los centros de cultivo de salmón del atlántico luego de tratamientos aplicados a través de los alimentos, se observaron efectos subletales en esta especie (Daoud *et al.* 2018). Los impactos incluyeron demoras en el proceso de muda y en el crecimiento, mientras que un aumento en la exposición al pesticida, y a mayores dosis, resultaron en un aumento en la mortalidad y efectos toxicológicos (Daoud *et al.* 2018).

En la zona intermareal de la playa de Cocholgüe en la bahía de Concepción, exposiciones de corto plazo a benzoato de emamectina causaron efectos subletales en el anfípodo *Monocorophium insidiosum* (Tucca *et al.* 2014). Así, se observó que, en esta especie, ante la exposición a benzoato de emamectina, la actividad de la enzima glutatión S-transferasa (GST) y la cantidad de sustancias reactivas del ácido tiobarbitúrico (TBARS) aumentaron, indicando estrés oxidativo (Tucca *et al.* 2014).

Por otro lado, el benzoato de emamectina también tiene el potencial de persistir y acumularse en los sedimentos, lo que se amplifica por los periodos consecutivos de tratamientos en los centros de cultivo de salmón (Tucca *et al.* 2014). Esto puede resultar en acumulaciones de mayores niveles de pesticida y en efectos secundarios tóxicos para los anfípodos y crustáceos que son importantes para los ecosistemas marinos y las pesquerías.



La deltametrina se introdujo por primera vez al cultivo de salmón en Chile en 2007 (K. O. Helgesen *et al.* 2014b). Usualmente se aplica como un tratamiento de baño y altera los canales de cloro activados por voltaje en las células nerviosas de los piojos de mar. Esto significa que los piojos de mar experimentan potenciales de acción descontrolados que llevan al agotamiento de las células nerviosas y eventualmente a la muerte.

La deltametrina también está clasificada como un fármaco xenobiótico, lo que significa que su aplicación conduce a cambios en los receptores de sinapsis glutamatérgica de *C. rogercresseyi*, lo que resulta en la inhibición de las neurotransmisiones y que también puede llevar a la muerte (Nunez-Acuna, Boltana, and Gallardo-Escarate 2016).

Resistencia en los piojos de mar

Uno de los mecanismos de resistencia a la deltametrina es a través de la vía de señalización NOTCH. La exposición a la deltametrina inhibe la vía de señalización NOTCH, al igual que con el azametifos, y los piojos de mar desarrollan resistencia al prevenir esta inhibición (Boltana *et al.* 2016).

Chile utiliza un mayor porcentaje de piretroides para el tratamiento de piojos de mar que Noruega, y también tiene un régimen de tratamiento más intenso (Helgesen *et al.* 2019). Esto probablemente ha contribuido al rápido desarrollo de resistencia a la deltametrina y otros piretroides en Chile (Placencia *et al.* 2018).

En un estudio realizado durante 2007 y 2008, los tratamientos con deltametrina no mostraron los resultados esperados en el control de las poblaciones de *C. rogercresseyi* en el archipiélago de Las Guaitecas, en la región de Aysén de Chile (S. Bravo, Nuñez, and Silva 2013). Además, en un estudio más reciente se encontró que los centros de cultivo de la región de Los Lagos estaban utilizando un alto número de tratamientos, presentando una alta tasa de reinfestaciones, lo que también indica una severa resistencia a la deltametrina (Agusti *et al.* 2016). Ambos estudios son evidencia de que hay presencia de resistencia a la deltametrina desde 2008 en el sur de Chile (K. O. Helgesen *et al.* 2014a).

Por otro lado, la aplicación de deltametrina no logra matar a la mayoría de los huevos de piojos de mar, lo que significa que después del tratamiento estos pueden eclosionar y reinfestar el centro de cultivo. Así, luego de exposiciones a concentraciones de entre 0,2 ppb y 2 ppb de deltametrina por 24 horas, 67% y 61% de las hileras de huevo pudieron eclosionar (Bravo *et al.* 2015). Las hembras son más resistentes que los machos a la deltametrina, lo que debería ser notado ya que las hembras son responsables de la próxima generación de piojos de mar (Agusti *et al.* 2016; Helgesen *et al.* 2019). Por lo tanto, los monitoreos de sensibilidad se deberían centrar en las hembras, similar al caso del azametifos.

Un investigador planteó que incluso si los tratamientos de baño se realizaran de la forma más eficiente, considerando la sincronización de tratamientos entre centros de cultivo vecinos, esto podría acelerar el desarrollo de resistencia, ya que solo los piojos de mar más resistentes sobrevivirán y se reproducirán (Helgesen *et al.* 2019). Si bien señalan que esto no se ha documentado hasta el momento, es una hipótesis interesante que sería importante comprender para poder desarrollar mejores estrategias de tratamiento (Helgesen *et al.* 2019).

Impactos ambientales

De forma similar al benzoato de emamectina, la deltametrina también persiste en el sedimento y se encuentra principalmente en la fase de partícula (Ernst *et al.* 2014). En el fiordo de Reloncaví y el mar interior de Chiloé, se encontró deltametrina en todas las muestras tomadas, que fueron por varios órdenes de magnitud más altas que en áreas cercanas a centros de cultivo de salmón en los fiordos de Noruega (Placencia *et al.* 2018). Esto muestra que el aumento en el uso de piretroides en las últimas décadas ha continuado impactando directamente a los sedimentos que rodean

los centros de cultivo de salmón (Placencia *et al.* 2018).

La deltametrina muestra una alta letalidad sobre anfípodos juveniles de poblaciones de las especies *Gammarus pulex* y *Gammarus fossarum*, incluso a las menores concentraciones testeadas (Adam *et al.* 2010). Cabe mencionar que los anfípodos juegan un rol importante en los ciclos de nutrientes y son recurso alimenticio para muchas especies de peces (Welton 1979; Maitland 1966). Más aun, los juveniles son esenciales para el éxito de las futuras generaciones, lo que significa que la deltametrina puede poner en riesgo a las poblaciones de estos anfípodos (Adam *et al.* 2010). Similarmente, el anfípodo *M. insidiosum*, que también es importante para las tramas tróficas, se encontró en los sedimentos del intermareal de la bahía de Concepción y experimentó efectos subletales ante la exposición con deltametrina (Tucca *et al.* 2014).

La jaiba mola *M. edwardsii*, también se ve impactada por la deltametrina. En un estudio en particular, luego de exponer a múltiples concentraciones de deltametrina (0,1; 0,25; 0,5 y 1 µg por litro) a larvas de *M. edwardsii*, 100% de ellas se clasificaron como “muriendo” (Gebauer *et al.* 2017). En particular, cuando las larvas de *M. edwardsii* se exponen a concentraciones menores a 0,5 µg por litro, experimentaron un aumento en la mortalidad de un 24%, lo que significa que incluso bajos niveles del pesticida pueden impactar a especies no-objetivo (Gebauer *et al.* 2017).

Es más, la concentración que recomienda el fabricante es de entre 2 y 3 µg por litro por 40 minutos, lo que está muy por encima de las concentraciones testeadas (Gebauer *et al.* 2017; Agusti *et al.* 2016).

Cabe considerar también que, de acuerdo al calendario de aplicación de tratamientos de baños con azametifos y deltametrina publicado por SERNAPESCA, estos se pueden realizar durante ocho días consecutivos, y luego de eso hay un periodo de ocho días sin ningún tratamiento. Este calendario significa que los organismos no-objetivo pueden verse expuestos a deltametrina por grandes periodos (Gebauer *et al.* 2017).



El lufenurón y el diflubenzurón son antiparasitarios que inhiben la síntesis de quitina en los piojos de mar y que usualmente se administran como tratamientos orales. El principal objetivo de lufenurón es la última sintasa de quitina (CHS), una enzima de la vía de síntesis de quitina (Harðardóttir *et al.* 2019).

El lufenurón solo fue registrado para su uso en Chile en 2016, por lo que actualmente hay poca literatura sobre la resistencia en *C. rogercresseyi* y sus impactos ambientales (Rath, Erdely, and Rainer 2017). Sin embargo, el diflubenzurón ha estado en el mercado chileno desde 2010 y como también es un inhibidor de la síntesis de quitina, probablemente ambos pesticidas impacten de forma similar a los piojos de mar y a los organismos no-objetivo (Agusti *et al.* 2016). Por lo tanto, la sección sobre los impactos ambientales del lufenurón incluye estudios sobre el diflubenzurón.

Resistencia en piojos de mar

El lufenurón impacta la capacidad de los piojos de mar de metabolizar su antigua cutícula, así como la función de las proteínas del desarrollo de cutícula y el transporte de solutos (Poley *et al.* 2018). En un estudio sobre los efectos del lufenurón sobre el piojo de mar *L. salmonis*, se observó una eficacia del tratamiento de un 90% (Poley *et al.* 2018). Sin embargo, a pesar de que la eficacia parece ser alta, puede tomar unos años desde el comienzo del uso de uno nuevo químico hasta que aparezca la resistencia (Olaussen 2018).

Adicionalmente, si bien se ha mostrado que el lufenurón impacta el proceso de muda de las larvas, su uso no preveniría la eclosión de los huevos de *L. salmonis*. En un estudio se vio que hileras de huevos de este piojo de mar que fueron expuestas a lufenurón por 24-72 horas a concentraciones de 500 ppb tuvieron una tasa de éxito de la eclosión por sobre un 90% (Poley *et al.* 2018).

En este mismo estudio, a pesar de que se observó una alta tasa de eficacia, se vio una rápida respuesta a la aplicación del pesticida por parte de *L. salmonis*, observándose la regulación a la baja de 1.045 transcripciones luego de la exposición, además de la regulación al alza de tres transcripciones relacionadas a la síntesis de quitina (Poley *et al.* 2018). Cabe mencionar que este estudio no fue sobre *C. rogercresseyi*, lo que significa que los niveles de eficacia pueden no ser correctos para Chile, debido a la presencia de multirresistencia en el país.

Impactos ambientales

Si bien existe un número limitado de estudios sobre los impactos del lufenurón en los ambientes acuáticos, el diflubenzurón también es un inhibidor de la síntesis de quitina y, por lo tanto, ambos compuestos pueden tener impactos ambientales similares.

El diflubenzurón es persistente en los sedimentos marinos anóxicos, lo que significa que no se degrada fácilmente en los sedimentos (Selvik *et al.* 2002). Similarmente, tampoco se degrada bien en el agua, por lo que los tratamientos permanecen, primero en forma de pellets, y luego en las fecas que se hunden y se depositan en el fondo marino. Como tal, el diflubenzurón es capaz de persistir en los sedimentos que están bajo los centros de cultivo de salmón y puede llevar a deficiencias de oxígeno en estos mismos (Selvik *et al.* 2002). Además, la persistencia del diflubenzurón significa que los organismos bentónicos se verán expuestos a este pesticida.

El chorito *Mytilus chilensis*, es un importante recurso para la acuicultura de la región de Los Lagos y su cultivo se sobrepone espacialmente a la industria salmonera (Norambuena-Subiabre *et al.* 2016). En un estudio financiado por Subpesca, se encontró que estos choritos absorbían concentraciones de diflubenzurón que se considerarían inaceptables para el consumo humano. Sin embargo, estos moluscos fueron capaces de remover el antiparasitario de su sistema dentro de unos cuantos días y las condiciones a las que fueron expuestos para el estudio fueron mayores a

las que ocurrirían en las condiciones en que son cultivados. En general, el diflubenzurón no genera un impacto en los parámetros de calidad internacionales que se requieren para los choritos (Norambuena-Subiabre *et al.* 2016).

Por su parte, se ha observado una mayor mortalidad del camarón del norte *Pandalus borealis* al ser expuesto a alimentos medicados con diflubenzurón (Bechmann *et al.* 2017). Además, la exposición a diflubenzurón causó una disminución en el número de mudas exitosas, lo que puede tener implicancias al nivel poblacional (Bechmann *et al.* 2017). Así, la abundancia de este camarón ha disminuido en los fiordos de Noruega como resultado de los tratamientos con diflubenzurón, lo que representa un riesgo para las poblaciones de esta especie (Moe *et al.* 2019). Si bien esta especie no se encuentra en Chile, estos estudios ilustran el efecto que podría tener el lufenurón en las poblaciones de crustáceos cercanas a los centros de cultivo de salmón en el país.

Además, se han observado impactos sobre el copépodo harpaticoide *T. battagliai*, que es un recurso alimenticio importante para muchos macroinvertebrados y peces. A concentraciones de diflubenzurón bien por debajo de las recomendadas por los fabricantes, de 0,1 a 0,3 miligramos por litro, se observaron efectos en el desarrollo de este copépodo (Rafaela Leão Soares *et al.* 2016; Macken *et al.* 2015).



El peróxido de hidrógeno es otro tratamiento de baño que se utiliza para remover los piojos de mar de los salmones. Si bien el mecanismo mediante el cual remueve los piojos de mar aún no se comprende del todo, de acuerdo a Chavez-Mardones *et al.*, el peróxido de hidrógeno afecta a enzimas en los sistemas antioxidantes de los piojos de mar e induce estrés oxidativo (Valenzuela-Muñoz *et al.* 2015).

También, el peróxido de hidrógeno es un agente oxidante, que genera oxígeno gaseoso que queda atrapado dentro de las cutículas de los piojos de mar (Gebauer *et al.* 2017). Similarmente, se han encontrado burbujas de gas en los intestinos y hemolinfa de los piojos de mar, que los inmovilizan o paralizan (Bruno and Raynard 1994).

En Chile, este pesticida se comenzó a usar en 1994, pero fue reintroducido oficialmente en febrero de 2007 como una alternativa al benzoato de emamectina (Bravo *et al.* 2010).

Resistencia en los piojos de mar

La mayoría de los piojos *C. rogercresseyi* no se mueren con las dosis recomendadas por el fabricante, de 1,5 gramos por litro (Bravo *et al.* 2010; Gebauer *et al.* 2017). Además, *C. rogercresseyi* se puede volver a unir fuertemente al anfitrión luego de 10 minutos de la exposición a este pesticida, por lo que se ha cuestionado la efectividad total del peróxido de hidrógeno, ya que existe un alto riesgo de reinfestación (Bravo *et al.* 2010). Sin embargo, otro estudio encontró que, al aumentar las concentraciones de peróxido de hidrógeno, el número de piojos de mar que se soltaban de los salmones también aumentaba (Valenzuela-Muñoz *et al.* 2020).

Si bien el impacto del peróxido de hidrógeno en piojos de mar adulto es relativamente mínimo, el peróxido de hidrógeno tiene un mayor impacto en los copépodos, cuya supervivencia se ve reducida después de los tratamientos con este pesticida (Marín *et al.* 2018). Así, el peróxido de hidrógeno puede tener un efecto en las poblaciones de piojos de mar, pero no limita la reinfestación.

Al igual que en el caso del azametifos y la deltametrina, los piojos de mar hembras son más resistentes al peróxido de hidrógeno que los machos (Chávez-Mardones *et al.* 2017). Es más, en un tratamiento con concentraciones de 1.000 mg por litro de peróxido de hidrógeno, 75% de los piojos de mar que sobrevivieron fueron hembras (Chávez-Mardones *et al.* 2017). Además, un bioensayo encontró que, a concentraciones de 2.000 mg por litro, 100% de los piojos que sobrevivieron fueron hembras (Chávez-Mardones *et al.* 2017). Por su parte, un estudio reciente encontró que el tratamiento con peróxido de hidrógeno induce cambios en los genes relacionados con la respuesta a fármacos y al estrés oxidativo en los piojos de mar hembras (Valenzuela-Muñoz *et al.* 2020).

Por otro lado, la exposición a este pesticida regula al alza el gen de la catalasa y afecta las vías moleculares que están involucradas en la detoxificación de radicales libres, el estrés oxidativo y la reproducción (Valenzuela-Muñoz *et al.* 2020).

La catalasa (CAT), la glutatión peroxidasa (GPX) y la peroxiredoxina (PRX) son enzimas involucradas en los sistemas antioxidantes de *C. rogercresseyi*, y se encontró que estuvieron más activas después de la aplicación de peróxido de hidrógeno (Chávez-Mardones *et al.* 2017). También se ha encontrado que la expresión de catalasa se ve regulada al alza en piojos de mar resistentes en comparación a piojos de mar sensibles (Agusti-Ridaura *et al.* 2020). Sin embargo, esta expresión solo se induce ante la exposición a peróxido de hidrógeno, lo que significa que no puede ser utilizada como un indicador de resistencia, ya que no aparecería en piojos de mar que no han sido expuestos al pesticida, pero que sí pudieran ser resistentes (Agusti-Ridaura *et al.* 2020).

Por su parte, Agusti-Ridaura *et al.* encontraron que Glp1_v2, una aguagliceroporina, puede ser un canal para el peróxido de hidrógeno, lo que significa que su regulación a la baja limita la cantidad de peróxido de hidrógeno que puede entrar a las células de los piojos de mar, y es un prometedor indicador de resistencia (Agusti-Ridaura *et al.* 2020).

En general, debido a la geografía de Chile y la alta densidad de los centros de cultivo de salmón, Bravo *et al.* (2010) sugieren que el peróxido de hidrógeno no sería una buena opción de tratamiento en la salmonicultura chilena. Sin embargo, señalan que potencialmente podría ser un buen tratamiento si es que se aplicara en wellboats y si luego el agua fuese filtrada para remover los piojos de mar que se soltaron de los salmones, lo que evitaría la dispersión de los piojos de mar a centros de cultivo cercanos (Bravo *et al.* 2010).

Impactos ambientales

De todos los pesticidas utilizados para controlar los piojos de mar el peróxido de hidrógeno tiene los menores impactos ambientales ya que se degrada a agua y oxígeno a través de la reducción química, la descomposición por algas, zooplancton y bacterias heterotróficas (Schmidt *et al.* 2006). Sin embargo, su toxicidad es baja solo en comparación a los otros compuestos utilizados porque igualmente tiene algunos impactos ecológicos negativos (Burridge *et al.* 2014).

A concentraciones cercanas a las recomendadas, se han observado efectos letales en la langosta americana, el camarón de arena (*Crangon septemspinosa*) y dos especies de misidáceos (*Praunus flexuosus* and *Mysis stenolepsis*) (Burridge *et al.* 2014). Adicionalmente, se han visto efectos subletales en copépodos y zooplancton a dosis de dilución 120 a 460 veces las recomendadas (Van Geest *et al.* 2014). Específicamente, se ha visto la inhibición de la alimentación copépodos e inhibiciones en la alimentación y movilidad de zooplancton (Van Geest *et al.* 2014).

Además, dependiendo de la concentración, algunas poblaciones de bacterias, algas, zooplancton e invertebrados también se pueden ver impactados por el peróxido de hidrógeno (Schmidt *et al.* 2006). Sin embargo, en este estudio la mayoría del peróxido de hidrógeno rápidamente fue reducido a concentraciones lo suficientemente bajas como para que probablemente no causaran efectos perjudiciales (Schmidt *et al.* 2006).

La jaiba mola, *M. edwardsii*, también se ve impactada negativamente por el contacto con el peróxido de hidrógeno (Gebauer *et al.* 2017). Exposiciones a este pesticida de concentraciones superiores a 1.500 miligramos por litro, que es la dosis recomendada, resultaron en una mortalidad de larvas de aproximadamente un 67% y tuvieron efectos subletales, incluyendo retrasos en las mudas en el porcentaje restante de larvas (Gebauer *et al.* 2017). Adicionalmente, la exposición crónica a las dosis recomendadas de peróxido de hidrógeno, similar a la exposición que pueden experimentar las larvas en las cercanías a los centros de salmón, resultaron en una alta mortalidad, viéndose afectadas el 100% de ellas (Gebauer *et al.* 2017).



Históricamente, los pesticidas han sido el principal tratamiento para manejar a los piojos de mar en los centros de cultivo de salmón. Sin embargo, la disminución de la sensibilidad de los piojos de mar a estos tratamientos ha resultado en un aumento en las cantidades de pesticidas utilizadas y en una búsqueda constante de nuevos compuestos.

Mientras las empresas trabajan en desarrollar nuevos pesticidas, sus potenciales efectos ambientales aún se desconocen. Adicionalmente, en Noruega se ha documentado que hay multirresistencia a los tratamientos utilizados y es probable que lo mismo ocurra en Chile. Esto se puede inferir porque *C. rogercresseyi* responde de manera similar a las avermectinas, piretroides y organofosfatos, por lo que la resistencia a un pesticida se puede aplicar a los otros también (Olaussen 2018; Valenzuela-Muñoz *et al.* 2020). Además, como resultado de las aplicaciones de pesticidas previas, los piojos de mar se pueden adaptar más rápidamente, incluso ante un nuevo compuesto que no se haya utilizado antes.

Un posible mecanismo de acción para el tratamiento de piojos de mar es el receptor nicotínico de acetilcolina (nAChR). Los neonicotinoides son un grupo de insecticidas que se unen al receptor nACh en las células nerviosas y que continúan la estimulación, lo que eventualmente lleva a la muerte del parásito. Así, una empresa basada en el Reino Unido, *Benchmark*, se encuentra trabajando en el lanzamiento de su producto imidacloprid, llamado BMK08, que está basado en uno de estos compuestos y que sería efectivo para el tratamiento de piojos de mar (Aaen and Horsberg 2016). Sin embargo, basándose en un análisis de 214 pruebas de toxicidad en 48 especies, a tiempos de exposición a largo y a corto plazo a niveles de neonicotinoides se ve que puede tener un impacto negativo en la supervivencia, el crecimiento, y la movilidad de insectos acuáticos y crustáceos (Morrissey *et al.* 2015). También se ha registrado que el imidacloprid tiene impactos subletales en la especie de camarón *Penaeus monodon*, lo que ilustra que podría tener impactos en crustáceos no-objetivo (Butcherine *et al.* 2020).

Otros posibles compuestos pesticidas incluyen el hidrocloreuro de carpat, que bloquea el nAChR, y el spinetoram, que modula el nAChR, y que son altamente eficientes contra los piojos de mar. Sin embargo, el spinetoram no se disuelve fácilmente en agua de mar, lo que es crucial para los pesticidas utilizados en la acuicultura (Aaen and Horsberg 2016). Similarmente, muchas otras moléculas no son capaces de disolverse completamente en agua de mar, lo que limita los posibles pesticidas disponibles (Aaen and Horsberg 2016).

También se ha evaluado como posible pesticida el *pyriprole*, que es un antagonista de los canales de cloruro activados por GABA en las células nerviosas de los piojos de mar. Este compuesto se disuelve con éxito en agua de mar e induce la mortalidad de los piojos de mar incluso a concentraciones relativamente bajas (Aaen and Horsberg 2016). Sin embargo, el *pyriprole* es un tipo de fenilpirazoles, que son dañinos para los ecosistemas terrestres y, por lo tanto, podría tener impactos negativos en los organismos que se encuentran en las cercanías a los centros de cultivo (Konwick *et al.* 2006).

Esta revisión de algunos posibles pesticidas nuevos ilustra la dificultad de encontrar nuevos antiparasitarios que cumplan con los requerimientos para su uso en acuicultura y para que su venta sea segura.

Como se ha visto en Noruega y Escocia, otros métodos para controlar los piojos de mar incluyen tratamientos mecánicos, termales y con agua dulce. Otro tratamiento no químico es la prevención basada en profundidad, el que implica aumentar la profundidad de las jaulas donde se cultivan los peces, para separar así a los salmones de los copépodos infectivos que se concentran en las aguas superficiales (Coates *et al.* 2020). Sin embargo, ya que la profundidad de nado puede ser un rasgo heredable, se podrían seleccionar aquellos piojos de mar con la capacidad de nadar a mayo-

res profundidades, adaptándose así los piojos de mar a este tratamiento de la misma forma en que se adaptan a los tratamientos químicos (Coates *et al.* 2020). Lo anterior también aplicaría para otros tratamientos no químicos que dependan de un componente genético que pueda permitir que los piojos de mar sobrevivan.

Por lo tanto, es necesario que se realicen más investigaciones científicas específicas para Chile, de modo que se pueda determinar el mejor momento del año para aplicar los tratamientos y que estos sean efectivos, así como óptimos de coordinación y distribución geográfica de los centros de cultivo.

Existe un número limitado de compuestos pesticidas que son viables como tratamiento de piojos de mar, lo que significa que, si los piojos de mar desarrollan resistencia a todos los compuestos actualmente disponibles, no hay alternativas que puedan ser fácilmente aplicadas. El desarrollo de nuevos pesticidas para combatir a los piojos de mar es limitado ya sea por problemas con su capacidad de disolverse en agua de mar o por su seguridad para el medio marino y los organismos que viven en él.

Lo anterior significa que las empresas necesitan ser cuidadosas con el uso que les dan a los pesticidas, ya que un aumento en la frecuencia en que se utilizan y en las cantidades utilizadas puede llevar a la generación de resistencia. Para poder apoyar a las empresas, los investigadores necesitan tener acceso a la información sobre la cantidad y el momento en que los pesticidas fueron aplicados para poder estudiar los patrones de resistencia a nivel regional y nacional. En Chile esto es de suma importancia ya que, debido a la cercanía de los centros de cultivo entre sí y al flujo de agua limitado en los fiordos, los piojos de mar pueden viajar fácilmente entre centros de cultivo, y dispersar ampliamente la resistencia.



A modo general, la transparencia beneficiaría a Chile por múltiples razones. Una industria salmonera más transparente proveería la oportunidad para que Chile se convierta en un líder en estrategias de manejo de piojos de mar. Por otro lado, sin transparencia Chile corre el riesgo de perder mercados de destino clave, en los cuales los consumidores están cada vez más preocupados por la sustentabilidad de los productos que consumen.

La actual tasa de crecimiento poblacional y la demanda que existe por salmón implican que existe la posibilidad de que, con la transparencia adecuada, Chile se posicione como un líder en la industria salmonicultora y que supere a Noruega en producción, en el manejo de piojos de mar y en sustentabilidad económica y ambiental. Si bien esto no ha sido posible en el pasado, debido a reveses en la industria en temas de control de enfermedades, el acceso a la información de producción por empresa podría mitigarlos a futuro (Poblete *et al.* 2019).

En el pasado, la falta de acceso a la información no ha permitido que el gobierno pueda regular apropiadamente a la industria de acuerdo al desarrollo de la misma, y que las investigaciones científicas se hayan podido mantener al día con su crecimiento (Poblete *et al.* 2019). Lo anterior fue responsable, en parte, del brote de anemia infecciosa del salmón (ISA) de 2007 que provocó reveses generalizados en la industria (Poblete *et al.* 2019).

Adicionalmente, otras naciones productoras de salmón también están lidiando con las infestaciones de piojos de mar, ya que incluso los tratamientos no químicos en Noruega y Escocia tienen inconvenientes. Esto significa que, como uno de los principales países productores de salmón, Chile tiene una oportunidad de tomar el liderazgo en el control de piojos de mar y sustentabilidad.

En particular, con respecto a los piojos de mar, se requieren de investigaciones científicas específicas a la salmonicultura en Chile para el combate de este tipo de infestaciones, ya que las soluciones más efectivas varían según la localidad (Barzman *et al.* 2015). Por lo tanto, incluso si otros países son exitosos en su búsqueda de soluciones, estas pueden no corresponder a las mejores estrategias para las condiciones particulares y la geografía de Chile. Es necesario también entender cómo funcionan los ecosistemas chilenos de la Patagonia y la ecología de las especies que los habitan, para así poder hacer un diagnóstico de la situación en Chile, entendiendo los verdaderos impactos de la industria y las mejores estrategias.

En términos del acceso a la información, un estudio de Overton *et al.* en Noruega, encontró que las bases de datos nacionales son extremadamente importantes ya que permiten un análisis en profundidad de los procesos al nivel industria (Overton *et al.* 2019). También notan que las bases de datos en Escocia sobre las mortalidades de los salmones, que recientemente se volvieron disponibles al público, permitieron un análisis mayor que ayudó a las empresas del salmón y a los investigadores a entender los problemas detrás de las muertes de salmones (Overton *et al.* 2019).

Por otro lado, en los últimos años, la transparencia se ha vuelto una de las principales preocupaciones para los consumidores al momento de decidir qué producto comprar. Esto significa que es probable que los consumidores de Estados Unidos, Japón y la Unión Europea estén menos dispuestos a comprar salmón que provenga de Chile, ya que desconocen las prácticas asociadas a su cultivo. A medida que crece la preocupación de los consumidores por estos temas, también crece la necesidad de que las empresas que operan en Chile publiquen su información.

Muchos de los pesticidas utilizados en la actualidad en Chile tienen un impacto negativo en el medio ambiente. Sin embargo, debido a los bajos niveles de transparencia en el país, el público chileno no tiene acceso a conocer los riesgos que implica su uso, contribuyendo a la desconfianza que existe en la actualidad hacia la industria salmonera. Actualmente el público no es capaz de exigir que se responsabilice a las empresas por sus prácticas de cultivo, lo que añade más desconfianza hacia la industria y hacia las agencias reguladoras de esta.

Mientras la salmonicultura siga existiendo, el problema de los piojos de mar también lo hará (Scottish Salmon Producers Organization 2015). Por lo tanto, es fundamental que en Chile se aumente el flujo de información entre todos los interesados para poder trabajar colaborativamente en estrategias efectivas de control del piojo de mar.

Como se vio en este informe, los tratamientos utilizados para el control de los piojos de mar en la salmonicultura que opera en Chile están perdiendo efectividad, a lo que se suma una baja disponibilidad de tratamientos alternativos a los actuales. Si bien Noruega y Escocia han optado por opciones de tratamientos no-químicos, estos presentan obstáculos relacionados al bienestar de los peces. Así, Chile, como el segundo principal país productor de salmón, tiene una oportunidad para liderar las investigaciones científicas que lleven al desarrollo de mejores estrategias de control de los piojos de mar.



- Aaen, S. M., and T. E. Horsberg. 2016. "A Screening of Multiple Classes of Pharmaceutical Compounds for Effect on Preadult Salmon Lice *Lepeophtheirus Salmonis*." *Journal of Fish Diseases* 39 (10): 1213–23. <https://doi.org/10.1111/jfd.12463>.
- Abgrall, P, R. W Rangeley, L. E Burrige, and P Lawton. 2000. "Sublethal Effects of Azamethiphos on Shelter Use by Juvenile Lobsters (*Homarus Americanus*)." *Aquaculture* 181 (1): 1–10. [https://doi.org/10.1016/S0044-8486\(99\)00224-0](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(99)00224-0).
- Abolofia, Jay, Frank Asche, and James E. Wilen. 2017. "The Cost of Lice: Quantifying the Impacts of Parasitic Sea Lice on Farmed Salmon." *Marine Resource Economics* 32 (3): 329–49. <https://doi.org/10.1086/691981>.
- Adam, Olivier, François Degiorgi, Grégorio Crini, and Pierre-Marie Badot. 2010. "High Sensitivity of *Gammarus* Sp. Juveniles to Deltamethrin: Outcomes for Risk Assessment." *Ecotoxicology and Environmental Safety* 73 (6): 1402–7. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2010.02.011>.
- Agusti, Celia, Sandra Bravo, Gustavo Contreras, Marit J. Bakke, Kari O. Helgesen, Cristina Winkler, Ma. Teresa Silva, Julio Mendoza, and Tor E. Horsberg. 2016. "Sensitivity Assessment of *Caligus Rogercesseyi* to Anti-Louse Chemicals in Relation to Treatment Efficacy in Chilean Salmonid Farms." *Aquaculture* 458 (May): 195–205. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2016.03.006>.
- Agusti-Ridaura, Celia, Marit Jørgensen Bakke, Kari Olli Helgesen, Arvind Y. M. Sundaram, Sigrid Jørgensen Bakke, Kiranpreet Kaur, and Tor Einar Horsberg. 2020. "Candidate Genes for Monitoring Hydrogen Peroxide Resistance in the Salmon Louse, *Lepeophtheirus Salmonis*." *Parasites & Vectors* 13 (1): 344. <https://doi.org/10.1186/s13071-020-04211-1>.
- Agusti-Ridaura, Celia, Michael Dondrup, Tor E. Horsberg, Jong S. Leong, Ben F. Koop, Sandra Bravo, Julio Mendoza, and Kiranpreet Kaur. 2018. "Caligus Rogercesseyi Acetylcholinesterase Types and Variants: A Potential Marker for Organophosphate Resistance." *Parasites & Vectors* 11 (1): 570. <https://doi.org/10.1186/s13071-018-3151-7>.
- Arriagada, Gabriel, Jorge Figueroa, Sandra L. Marín, Ana María Arriagada, Marcela Lara, and Cristian Gallardo Escárate. 2020. "First Report of the Reduction in Treatment Efficacy of the Organophosphate Azamethiphos against the Sea Lice *Caligus Rogercesseyi* (Boxshall & Bravo, 2000)." *Aquaculture Research* 51 (1): 436–39. <https://doi.org/10.1111/are.14334>.
- BarentsWatch. 2018. "Tiltak mot lakselus." BarentsWatch. April 19, 2018. <https://www.barentswatch.no/en/download/>.
- Barzman, Marco, Paolo Bàrberi, A. Nicholas E. Birch, Piet Boonekamp, Silke Dachbrodt-Saaydeh, Benno Graf, Bernd Hommel, et al. 2015. "Eight Principles of Integrated Pest Management." *Agronomy for Sustainable Development* 35 (4): 1199–1215. <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0327-9>.
- Bechmann, Renée Katrin, Emily Lyng, Mark Berry, Alfhild Kringstad, and Stig Westerlund. 2017. "Exposing Northern Shrimp (*Pandalus Borealis*) to Fish Feed Containing the Antiparasitic Drug Diflubenzuron Caused High Mortality during Molting." *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A* 80 (16–18): 941–53. <https://doi.org/10.1080/15287394.2017.1352213>.
- Bloodworth, J.W., M.C. Baptie, K.F. Preedy, and J. Best. 2019. "Negative Effects of the Sea Lice Therapeutant Emamectin Benzoate at Low Concentrations on Benthic Communities around Scottish Fish Farms." *Science of The Total Environment* 669 (June): 91–102. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.430>.
- Boltana, Sebastian, Jaqueline Chavez-Mardones, Valentina Valenzuela-Munoz, and Cristian Gallardo-Escarate. 2016. "Evidence for the Induction of Key Components of the NOTCH Signaling Pathway via Deltamethrin and Azamethiphos Treatment in the Sea Louse *Caligus Rogercesseyi*." *International Journal of Molecular Sciences* 17 (5): 304. <https://doi.org/10.3390/ijms17050304>.
- Boxshall, G., and S. Bravo. 2000. "On the Identity of the Common Caligus (Copepoda: Siphonostomatoida: Caligidae) from Salmonid Netpen Systems in Southern Chile." <https://doi.org/10.1163/18759866-0690102015>.
- Bravo, S., M. Nuñez, and M. T. Silva. 2013. "Efficacy of the Treatments Used for the Control of *Caligus Rogercesseyi* Infecting Atlantic Salmon, *Salmo Salar* L., in a

- New Fish-Farming Location in Region XI, Chile." *Journal of Fish Diseases* 36 (3): 221–28. <https://doi.org/10.1111/jfd.12023>.
- Bravo, Sandra. 2003. "Sea Lice in Chilean Salmon Farms." *Bulletin of the European Association of Fish Pathologists* 23 (4): 197–200.
- . 2010. "The Reproductive Output of Sea Lice *Caligus Rogerresseyi* under Controlled Conditions." *Experimental Parasitology* 125 (1): 51–54. <https://doi.org/10.1016/j.exppara.2009.12.001>.
- Bravo, Sandra, Marco Sepulveda, Maria T. Silva, and Mark John Costello. 2014. "Efficacy of Deltamethrin in the Control of *Caligus Rogerresseyi* (Boxshall and Bravo) Using Bath Treatment." *Aquaculture* 432 (August): 175–80. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2014.05.018>.
- Bravo, Sandra, S Sevatdal, and T E Horsberg. 2010. "Sensitivity Assessment in the Progeny of *Caligus Rogerresseyi* to Emamectin Benzoate," 7.
- Bravo, Sandra, Sigmund Sevatdal, and Tor E. Horsberg. 2008. "Sensitivity Assessment of *Caligus Rogerresseyi* to Emamectin Benzoate in Chile." *Aquaculture* 282(1–4): 7–12. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2008.06.011>.
- Bravo, Sandra, María T. Silva, Celia Agusti, Karla Sambra, and Tor E. Horsberg. 2015. "The Effect of Chemotherapeutic Drugs Used to Control Sea Lice on the Hatching Viability of Egg Strings from *Caligus Rogerresseyi*." *Aquaculture* 443 (June): 77–83. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2015.03.011>.
- Bravo S., G.A. Boxshall & G. Conroy (2011) New cultures host and a significant expansion in the known geographical range of the sea louse *Caligus rogerresseyi*. *Bull. Eur. Ass. Fish Pathol* 31(4):160.
- Bravo, Sandra, María T. Silva, and Gustavo Monti. 2012. "Efficacy of Emamectin Benzoate in the Control of *Caligus Rogerresseyi* on Farmed Atlantic Salmon (*Salmo Salar* L.) in Chile from 2006 to 2007." *Aquaculture* 364–365 (October): 61–66. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2012.07.036>.
- Bravo, Sandra, J. Treasurer, M. Sepulveda, and C. Lagos. 2010. "Effectiveness of Hydrogen Peroxide in the Control of *Caligus Rogerresseyi* in Chile and Implications for Sea Louse Management." *Aquaculture* 303 (1–4): 22–27. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2010.03.007>.
- Bricknell, Ir, Sj Dalesman, Shea OS, Cc Pert, and Aj Mordue Luntz. 2006. "Effect of Environmental Salinity on Sea Lice *Lepeophtheirus Salmonis* Settlement Success." *Diseases of Aquatic Organisms* 71: 201–12. <https://doi.org/10.3354/dao071201>.
- Bruno, D. W., and R. S. Raynard. 1994. "Studies on the Use of Hydrogen Peroxide as a Method for the Control of Sea Lice on Atlantic Salmon." *Aquaculture International* 2 (1): 10–18. <https://doi.org/10.1007/BF00118529>.
- Burrige, L. E., M. C. Lyons, D. K. H. Wong, K. MacKeigan, and J. L. VanGeest. 2014. "The Acute Lethality of Three Anti-Sea Lice Formulations: AlphaMax®, Salmosan®, and Interlox®Paramove™50 to Lobster and Shrimp." *Aquaculture* 420–421 (January): 180–86. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2013.10.041>.
- Butcherine, Peter, Brendan P. Kelaher, Matthew D. Taylor, Bronwyn J. Barkla, and Kirsten Benkendorff. 2020. "Impact of Imidacloprid on the Nutritional Quality of Adult Black Tiger Shrimp (*Penaeus Monodon*)." *Ecotoxicology and Environmental Safety* 198 (July): 110682. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110682>.
- Canty, M. N., J. A. Hagger, R. T. B. Moore, L. Cooper, and T. S. Galloway. 2007. "Sublethal Impact of Short Term Exposure to the Organophosphate Pesticide Azamethiphos in the Marine Mollusc *Mytilus Edulis*." *Marine Pollution Bulletin* 54 (4): 396–402. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.11.013>.
- Chávez-Mardones, Jacqueline, Gladys Asencio, Susana Latuz, and Cristian Gallardo-Escárate. 2017. "Hydrogen Peroxide Modulates Antioxidant System Transcription, Evidencing Sex-Dependent Responses in *Caligus Rogerresseyi*." *Aquaculture Research* 48 (3): 969–78. <https://doi.org/10.1111/are.12939>.
- Coates, Andrew, Ben L. Phillips, Frode Oppedal, Samantha Bui, Kathy Overton, and Tim Dempster. 2020. "Parasites under Pressure: Salmon Lice Have the Capacity to Adapt to Depth-Based Preventions in Aquaculture." *International Journal for Parasitology*, Special issue on 'Fish Parasitology'.

- tology', 50 (10): 865–72. <https://doi.org/10.1016/j.ijpara.2020.05.009>.
- Costello, Mark J. 2009. "The Global Economic Cost of Sea Lice to the Salmonid Farming Industry." *Journal of Fish Diseases* 32 (1): 115–18. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2761.2008.01011.x>.
- Couillard, C. M., and L. E. Burridge. 2015. "Sublethal Exposure to Azamethiphos Causes Neurotoxicity, Altered Energy Allocation and High Mortality during Simulated Live Transport in American Lobster." *Ecotoxicology and Environmental Safety* 115 (May): 291–99. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.11.016>.
- Daoud, Dounia, Anne McCarthy, Cory Dubetz, and Duane E. Barker. 2018. "The Effects of Emamectin Benzoate or Ivermectin Spiked Sediment on Juvenile American Lobsters (*Homarus Americanus*)." *Ecotoxicology and Environmental Safety* 163 (November): 636–45. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.06.075>.
- Dounia, Daoud, Battison Andrea, Natalie Lefort, and Jordana Lynne Van Geest. 2016. "Repeated Sublethal Exposures to the Sea Lice Pesticide Salmosan® (Azamethiphos) on Adult Male Lobsters (*Homarus Americanus*) Causes Neuromuscular Dysfunction, Hypoxia, Metabolic Disturbances and Mortality." *Ecotoxicology and Environmental Safety* 134 (December): 106–15. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.08.019>.
- Ernst, W., K. Doe, A. Cook, L. Burridge, B. Lalonde, P. Jackman, J. G. Aubé, and F. Page. 2014. "Dispersion and Toxicity to Non-Target Crustaceans of Azamethiphos and Deltamethrin after Sea Lice Treatments on Farmed Salmon, *Salmo Salar*." *Aquaculture* 424–425 (March): 104–12. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2013.12.017>.
- FAO. Chile: visión general del sector acuícola nacional. Disponible en: http://www.fao.org/fishery/countrysector/naso_chile/es
- FAO. 2020a. *The State of World Fisheries and Aquaculture 2020*. FAO. <https://doi.org/10.4060/ca9229en>.
- FAO. (2020). *Global aquaculture production 1950-2018* (FishstatJ). Fishery and Aquaculture Statistics. <http://www.fao.org/fishery/statistics/software/fishstatj/en>
- Fisheries and Oceans Canada. 2020. "National Aquaculture Public Reporting Data - Open Government Portal." Government. February 7, 2020. <https://open.canada.ca/data/en/dataset/288b6dc4-16dc-43cc-80a4-2a45b1f93383>.
- Fisheries, NOAA. 2020. "U.S. Aquaculture | NOAA Fisheries." NOAA. National. June 19, 2020. <https://www.fisheries.noaa.gov/national/aquaculture/us-aquaculture>.
- Garcés, Diana V., Marcelo E. Fuentes, and Renato A. Quiñones. 2020. "Effect of Azamethiphos on Enzymatic Activity and Metabolic Fingerprints of Marine Microbial Communities from the Water Column." *Aquaculture* 529 (December): 735650. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2020.735650>.
- Gebauer, Paulina, Kurt Paschke, Claudia Vera, Jorge E. Toro, Miguel Pardo, and Mauricio Urbina. 2017. "Lethal and Sub-Lethal Effects of Commonly Used Anti-Sea Lice Formulations on Non-Target Crab *Metacarcinus Edwardsii* Larvae." *Chemosphere* 185 (October): 1019–29. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.07.108>.
- Government of Canada, Fisheries and Oceans Canada. 2020. "Use of Therapeutants | DFO Public Reporting on Aquaculture | Pacific Region | Fisheries and Oceans Canada." January 31, 2020. <http://www.pac.dfo-mpo.gc.ca/aquaculture/reporting-rapports/therapeut/index-eng.html#slice>.
- Greaker, Mads, Irja Vormedal, and Kristin Rosendal. 2020. "Environmental Policy and Innovation in Norwegian Fish Farming: Resolving the Sea Lice Problem?" *Marine Policy* 117 (July): 103942. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2020.103942>.
- Hannisdal, Rita, Ole Jakob Nøstbakken, Helge Hove, Lise Madsen, Tor Einar Horsberg, and Bjørn Tore Lunestad. 2020. "Anti-Sea Lice Agents in Norwegian Aquaculture; Surveillance, Treatment Trends and Possible Implications for Food Safety." *Aquaculture* 521 (May): 735044. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2020.735044>.
- Harðardóttir, Hulda María, Rune Male, Frank Nilsen, and Sussie Dalvin. 2019. "Effects of Chitin Synthesis Inhibitor Treatment on *Lepeophtheirus Salmonis* (Copepoda, Caligidae) Larvae." *PLoS ONE* 14 (9). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0222520>.
- Helgesen, K. O., S. Bravo, S. Sevatdal, J. Mendoza, and

- T. E. Horsberg. 2014a. "Deltamethrin Resistance in the Sea Louse *Caligus Rogerresseyi* (Boxhall and Bravo) in Chile: Bioassay Results and Usage Data for Antiparasitic Agents with References to Norwegian Conditions." *Journal of Fish Diseases* 37 (10): 877–90. <https://doi.org/10.1111/jfd.12223>.
- . 2014b. "Deltamethrin Resistance in the Sea Louse *Caligus Rogerresseyi* (Boxhall and Bravo) in Chile: Bioassay Results and Usage Data for Antiparasitic Agents with References to Norwegian Conditions." *Journal of Fish Diseases* 37 (10): 877–90. <https://doi.org/10.1111/jfd.12223>.
- Helgesen, Kari Olli, Kristoffer Røyset, Vidar Aspehaug, and Peder A. Jansen. 2019. "The Protective Effect of the Phe362Tyr Mutation in Salmon Lice' (*Lepeophtheirus salmonis*) AChE When Exposed to Full-Scale Azamethiphos Bath Treatments." *Aquaculture* 505 (April): 517–22. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2019.03.016>.
- Hemmingsen W., K. MacKenzie, K. Sagerup, M. Remen, K. Bloch-Hansen & A. K. Dagbjartarson Imsland (2020) *Caligus elongatus* and other sea lice of the genus *Caligus* as parasites of farmed salmonids: A review. *Aquaculture* 522: 735160, ISSN 0044-8486, <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2020.735160>
- Hjeltnes, B, Bang-Jensen, B, and Haukaas A. 2019. "The Health Situation in Norwegian Aquaculture 2018." *Norwegian Veterinary Institute* 2019.
- IRAC International MoA Working Group. 2020. "IRAC Mode of Action Classification Scheme." <https://irac-online.org/modes-of-action/>.
- Iversen, Audun, Frank Asche, Øystein Hermansen, and Ragnar Nystøyl. 2020. "Production Cost and Competitiveness in Major Salmon Farming Countries 2003–2018." *Aquaculture* 522 (May): 735089. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2020.735089>.
- Konwick, Brad J., Arthur W. Garrison, Marsha C. Black, Jimmy K. Avants, and Aaron T. Fisk. 2006. "Bioaccumulation, Biotransformation, and Metabolite Formation of Fipronil and Chiral Legacy Pesticides in Rainbow Trout." *Environmental Science & Technology* 40 (9): 2930–36. <https://doi.org/10.1021/es0600678>.
- Lam, Chun Ting, Sarah M. Rosanowski, Martin Walker, and Sophie St-Hilaire. 2020. "Sea Lice Exposure to Non-Lethal Levels of Emamectin Benzoate after Treatments: A Potential Risk Factor for Drug Resistance." *Scientific Reports* 10 (1): 1–8. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-57594-7>.
- Love, David C., Jillian P. Fry, Felipe Cabello, Christopher M. Good, and Bjørn T. Lunestad. 2020. "Veterinary Drug Use in United States Net Pen Salmon Aquaculture: Implications for Drug Use Policy." *Aquaculture* 518 (March): 734820. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2019.734820>.
- Lytton, Peterson, Robinson, Wilcox, Taylor, Stambaugh, Sawyer, Chapman, Pollet, and Stanford. 2018. Certification of Enrollment Engrossed House Bill 2957.
- Macken, Ailbhe, Adam Lillicrap, and Katherine Langford. 2015. "Benzoylurea Pesticides Used as Veterinary Medicines in Aquaculture: Risks and Developmental Effects on Nontarget Crustaceans." *Environmental Toxicology and Chemistry* 34 (7): 1533–42. <https://doi.org/10.1002/etc.2920>.
- Maitland, Peter S. 1966. "Notes on the Biology of *Gammarus Pulex* in the River Endrick." *Hydrobiologia* 28 (1): 142–52. <https://doi.org/10.1007/BF00144945>.
- Mardones, F. O., Martinez-Lopez, B., Valdes-Donoso, P., Carpenter, T. E., & Perez, A. M. (2014). The role of fish movements and the spread of infectious salmon anemia virus (ISAV) in Chile, 2007–2009. Preventive veterinary medicine, 114(1), 37-46.
- Marín, S. L., M. P. González, S. T. Madariaga, M. Mancilla, and J. Mancilla. 2018. "Response of *Caligus Rogerresseyi* (Boxshall & Bravo, 2000) to Treatment with Hydrogen Peroxide: Recovery of Parasites, Fish Infestation and Egg Viability under Experimental Conditions." *Journal of Fish Diseases* 41 (6): 861–73. <https://doi.org/10.1111/jfd.12691>.
- Marine Scotland. 2019. "The Regulation of Sea Lice in Scotland."
- Moe, S. Jannicke, Dag Ø. Hjermann, Elisa Ravagnan, and Renée K. Bechmann. 2019. "Effects of an Aquaculture Pesticide (Diflubenzurón) on Non-Target Shrimp Populations: Extrapolation from Laboratory Experiments to the Risk of Population Decline." *Ecological Modelling* 413 (December): 108833. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmo>

del.2019.108833.

Molinet, C., Cáceres, M., Gonzalez, M. T., Carvajal, J., Asencio, G., Díaz, M., ... & Codjambassis, J. (2011). Population dynamic of early stages of *Caligus rogercresseyi* in an embayment used for intensive salmon farms in Chilean inland seas. *Aquaculture*, 312(1-4), 62-71.

Morrissey, Christy A., Pierre Mineau, James H. Devries, Francisco Sanchez-Bayo, Matthias Liess, Michael C. Cavallaro, and Karsten Liber. 2015. "Neonicotinoid Contamination of Global Surface Waters and Associated Risk to Aquatic Invertebrates: A Review." *Environment International* 74 (January): 291-303. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.024>.

MSD Animal Health. 2012. "SLICE® Usage Guidelines." Intervet International B.V.

Munro, L. A. (2019). *Scottish Fish Farm Production Survey 2018*. The Scottish Government.

Munro, L. A. (2020). *Scottish Fish Farm Production Survey 2019*. The Scottish Government.

Murray, A. G., Smith, R. J., & Stagg, R. M. (2002). Shipping and the spread of infectious salmon anemia in Scottish aquaculture. *Emerging infectious diseases*, 8(1), 1.

Norambuena-Subiabre, Luis, Margarita P. González, and Sergio Contreras-Lynch. 2016. "Uptake and Depletion Curve of Diflubenzurón in Marine Mussels (*Mytilus Chilensis*) under Controlled Conditions." *Aquaculture* 460 (July): 69-74. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2016.04.005>.

Nunez-Acuna, Gustavo, Sebastian Boltana, and Cristian Gallardo-Escarate. 2016. "Pesticides Drive Stochastic Changes in the Chemoreception and Neurotransmission System of Marine Ectoparasites." *International Journal of Molecular Sciences* 17 (6): 700. <https://doi.org/10.3390/ijms17060700>.

Olaussen, Jon Olaf. 2018. "Environmental Problems and Regulation in the Aquaculture Industry. Insights from Norway." *Marine Policy* 98 (December): 158-63. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.08.005>.

Overton, Kathy, Tim Dempster, Frode Oppedal, Tore

S. Kristiansen, Kristine Gismervik, and Lars H. Stien. 2019. "Salmon Lice Treatments and Salmon Mortality in Norwegian Aquaculture: A Review." *Reviews in Aquaculture* 11 (4): 1398-1417. <https://doi.org/10.1111/raq.12299>.

Parsons, Aoife & Escobar Lux, Rosa Helena & Sævik, Pål & Samuelsen, Ole & Agnalt, Ann-Lisbeth. (2020). The impact of anti-sea lice pesticides, azamethiphos and deltamethrin, on European lobster (*Homarus gammarus*) larvae in the Norwegian marine environment. *Environmental Pollution*. 264. 114725. [10.1016/j.envpol.2020.114725](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114725).

Petasne, Robert G., and Rod G. Zika. 1997. "Hydrogen Peroxide Lifetimes in South Florida Coastal and Offshore Waters." *Marine Chemistry* 56 (3-4): 215-25. [https://doi.org/10.1016/S0304-4203\(96\)00072-2](https://doi.org/10.1016/S0304-4203(96)00072-2).

Placencia, Juan A., Fernán Saavedra, Javier Fernández, and Carolina Aguirre. 2018. "Occurrence and Distribution of Deltamethrin and Diflubenzurón in Surface Sediments from the Reloncaví Fjord and the Chiloé Inner-Sea (~39.5oS-43oS), Chilean Patagonia." *Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology* 100 (3): 384-88. <https://doi.org/10.1007/s00128-017-2251-y>.

Poblete, Exequiel Gonzalez, Benjamin M. Drakeford, Felipe Hurtado Ferreira, Makarena Garrido Barraza, and Pierre Failler. 2019. "The Impact of Trade and Markets on Chilean Atlantic Salmon Farming." *Aquaculture International* 27 (5): 1465-83. <https://doi.org/10.1007/s10499-019-00400-7>.

Poley, Jordan D., Laura M. Braden, Amber M. Messmer, Okechukwu O. Igboeli, Shona K. Whyte, Alicia Macdonald, Jose Rodriguez, et al. 2018. "High Level Efficacy of Lufenurón against Sea Lice (*Lepeophtheirus Salmonis*) Linked to Rapid Impact on Moulting Processes." *International Journal for Parasitology: Drugs and Drug Resistance* 8 (2): 174-88. <https://doi.org/10.1016/j.ijpdr.2018.02.007>.

Rafaela Leão Soares, Priscila, André Lucas Corrêa de Andrade, Thamiris Pinheiro Santos, Stephannie Caroline Barros Lucas da Silva, Jadson Freitas da Silva, Amanda Rodrigues dos Santos, Elton Hugo Lima da Silva Souza, et al. 2016. "Acute and Chronic Toxicity of the Benzoylurea Pesticide, Lufenurón, in the Fish, *Colossoma Macropo-*

- mum." *Chemosphere* 161 (October): 412–21. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.07.033>.
- Rain-Franco, Angel, Claudia Rojas, and Camila Fernandez. 2018. "Potential Effect of Pesticides Currently Used in Salmon Farming on Photo and Chemoautotrophic Carbon Uptake in Central – Southern Chile." *Aquaculture* 486 (February): 271–84. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2017.12.048>.
- Rath, Susanne, Holly Erdely, and Reuss Rainer. 2017. "Residue Monograph Prepared by the Meeting of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA), 85th Meeting 2017 Lufenurón." FAO.
- "Registration Decision Hydrogen Peroxide." 2016. Health Canada Pest Management Regulatory Agency.
- Reyes P. & Hüne B.M. 2012. *Peces del Sur de Chile*. Ocho Libros Editores. Santiago: 499 pp.
- Salama, N. K. G., C. M. Collins, J. G. Fraser, J. Dunn, C. C. Pert, A. G. Murray, and B. Rabe. 2013. "Development and Assessment of a Biophysical Dispersal Model for Sea Lice." *Journal of Fish Diseases* 36 (3): 323–37. <https://doi.org/10.1111/jfd.12065>.
- SalmonChile. Evolución de exportaciones. Disponible en: <https://www.salmonchile.cl/assets/uploads/2019/03/evolucion.pdf>
- San Martín, Betty, Alicia Gallardo Lagno, Marcela Lara Fica, and Patricio Medina Herrera. 2015. "Manuel de Buenas Prácticas En El Uso de Antimicrobianos y Antiparasitarios En Salmonicultura Chilena." Government of Chile.
- Sepúlveda M., F. Farias & E. Soto (2009) *Escapes de salmones en Chile. Eventos, impactos, mitigación y preservación*. Valdivia, Chile: WWF.
- Sepúlveda M, I Arismendi, D Soto, et al. (2013) *Escaped farmed salmon and trout in Chile: incidence, impacts, and the need for an ecosystem view*. *Aquaculture Environment Interactions* 4:273-283.
- Sernapesca (2020) *Escape de peces en la salmonicultura*. Disponible en: http://www.sernapesca.cl/sites/default/files/escape_de_peces_de_salmonicultura_2010_al_2020_20200818.pdf
- Schmidt, Larry J, Mark P Gaikowski, and William H Gingerich. 2006. "Environmental Assessment for the Use of Hydrogen Peroxide in Aquaculture for Treating External Fungal and Bacterial Diseases of Cultured Fish and Fish Eggs." *U.S. Geological Survey, Biological Resources Division*.
- Scottish Environment Protection Agency. 2020. "Scotland's Aquaculture | Fish Farms Monthly Biomass & Treatment." August 31, 2020. http://aquaculture.scotland.gov.uk/data/fish_farms_monthly_biomass_and_treatment_reports.aspx.
- Scottish Salmon Producers Organization. 2014. "Scottish Salmon Farming Code of Good Practices."
- Scottish Salmon Producers Organization. 2015. "Code of Good Practice Annexes."
- Selvik, Agnethe, Pia Kupka Hansen, Arne Ervik, and Ole Bent Samuelsen. 2002. "The Stability and Persistence of Diflubenzurón in Marine Sediments Studied under Laboratory Conditions and the Dispersion to the Sediment under a Fish Farm Following Medication." *Science of The Total Environment* 285 (1–3): 237–45. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(01\)00936-6](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(01)00936-6).
- Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura. 2015. "Establece Programa Sanitario Específico de Vigilancia y Control de Caligidosis (Psevc-Caligidosis). Deja sin Efecto Resolución que Indica."
- Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura. 2019. *Nómina de Especies*.
- Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura. 2020a. "Tratamientos AP 2011 a. 2019." Acquired via the Transparency Act Portal by Oceana.
- Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura. 2020b. "Informe Sanitario de Salmonicultura en Centros Marinos Año 2019."
- Sommerset, Ingunn, Cecilie S. Walde, Britt Bang Jensen, Geir Bornø, Asle Haukaas, and Edgar Brun, eds. 2020. "The Health Situation in Norwegian Aquaculture 2019." Norwegian Veterinary Institute 2020.
- Subdirección de Acuicultura Departamento de Salud Animal. (2020). *Informe Sobre Uso de Antimicrobianos en la Salmonicultura Nacional Año 2019*.

- Subpesca. Resoluciones santiarias. Disponible en: <https://www.subpesca.cl/portal/615/w3-propertyvalue-50862.html>
- Sutherland, David A., Parker MacCready, Neil S. Banas, and Lucy F. Smedstad. 2011. "A Model Study of the Salish Sea Estuarine Circulation**." *Journal of Physical Oceanography* 41 (6): 1125–43. <https://doi.org/10.1175/2011JPO4540.1>.
- Tucca, Felipe, Mauricio Diaz-Jaramillo, Gabriel Cruz, Jeannette Silva, Enrique Bay-Schmith, Gustavo Chiang, and Ricardo Barra. 2014. "Toxic Effects of Antiparasitic Pesticides Used by the Salmon Industry in the Marine Amphipod *Monocorophium Insidiosum*." *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 67 (2): 139–48. <https://doi.org/10.1007/s00244-014-0008-8>.
- Valenzuela-Muñoz, Valentina, Jacqueline Chavez-Mardones, and Cristian Gallardo-Escárate. 2015. "RNA-Seq Analysis Evidences Multiple Gene Responses in *Caligus Rogerresseyi* Exposed to the Anti-Salmon Lice Drug Azamethiphos." *Aquaculture* 446 (September): 156–66. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2015.05.011>.
- Valenzuela-Muñoz, Valentina, Alvaro Gallardo-Escárate, Constanza Sáez-Vera, Felipe Garcés, José Bonfatti, and Cristian Gallardo-Escárate. 2020. "More than Bubbles: In Vivo Assessment and Transcriptome Modulation of *Caligus Rogerresseyi* and Atlantic Salmon Exposed to Hydrogen Peroxide (PARAMOVE®)." *Aquaculture* 522 (May): 735170. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2020.735170>.
- Van Geest, Jordana L., Les E. Burridge, Frederick J. Fife, and Karen A. Kidd. 2014. "Feeding Response in Marine Copepods as a Measure of Acute Toxicity of Four Anti-Sea Lice Pesticides." *Marine Environmental Research* 101 (October): 145–52. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2014.09.011>.
- Venmathi Maran, Balu Alagar, Seong Yong Moon, Susumu Ohtsuka, Sung-Yong Oh, Ho Young Soh, Jung-Goo Myoung, Anna Iglukowska, and Geoffrey Allan Boxshall. 2013. "The Caligid Life Cycle: New Evidence from *Lepeophtheirus Elegans* Reconciles the Cycles of *Caligus* and *Lepeophtheirus* (Copepoda: Caligidae)." *Parasite* 20. <https://doi.org/10.1051/parasite/2013015>.
- Welton, J. S. 1979. "Life-History and Production of the Amphipod *Gammarus Pulex* in a Dorset Chalk Stream." *Freshwater Biology* 9 (3): 263–75. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1979.tb01508.x>.



METODOLOGÍA

Para comparar los índices de uso de pesticidas de los principales países productores de salmón, se utilizó principalmente la información publicada por fuentes gubernamentales.

Cabe mencionar que se hicieron dos comparaciones: una que incluye el uso de peróxido de hidrógeno y otra sin el uso de peróxido de hidrógeno, ya que en algunos países este compuesto no se utiliza exclusivamente para el tratamiento contra piojos de mar.

Por ejemplo, en Noruega se utilizan también para tratar la enfermedad amebiana de las branquias, la que ha impactado de gran manera los centros de cultivo de salmón en este país en los años recientes, al mismo tiempo que los tratamientos quimioterapéuticos para los piojos de mar han disminuido. Así, el aumento en la cantidad de aplicación de peróxido de hidrógeno tiene que ver con la enfermedad amebiana de las branquias (Hjeltnes *et al.* 2019). Por su parte, en Canadá se utiliza también como un tratamiento antihongos. Esto se transforma en un problema para los análisis centrados en los piojos de mar ya que no especifican las cantidades utilizadas para cada propósito.

Además, el peróxido de hidrógeno se usa también en tratamientos de baños, lo que significa que se mide en cantidades mucho mayores y no es fácilmente comparable entre distintas locaciones (Hannisdal *et al.* 2020). La diferencia es tan drástica que mientras que 1 kilogramo de peróxido de hidrógeno como tratamiento de baño puede tratar a 33 kilogramos de peces, la misma cantidad de deltametrina, que también es un tratamiento de baño, pueden tratar hasta 17 toneladas de peces (Hannisdal *et al.* 2020). Esto significa que incluir los datos de peróxido de hidrógeno distorsionará nuestra comprensión de cuánto pesticida se está usando.



Noruega

La información sobre la producción y la cantidad de pesticidas utilizada en Noruega se extrajo del informe “*The Health Situation in Norwegian Aquaculture 2019*” publicado por el Instituto Veterinario de Noruega³ (Sommerset *et al.* 2020). Específicamente, la Tabla 2.1 de este informe contiene la biomasa y las toneladas cosechadas de todas las especies marinas que se cultivan en Noruega (“Salmón”, “Trucha arcoíris” y “Especies marinas”). Por su parte, la Tabla 2.5 contiene los valores de los medicamentos “anti-piojos de mar” prescritos, en kilogramos de principio activo. Cabe mencionar que para este análisis se excluyeron los datos de uso de praziquantel, ya que es un pesticida que se utiliza para tratamientos del parásito tenia (*Taenia*) y no de piojos de mar.

Así, se consideró la información de los compuestos: azametifos, cipermetrina, deltametrina, diflubenzurón, teflubenzurón, benzoato de emamectina y peróxido de hidrógenos, transformando las cantidades utilizadas a gramos. Los datos de peróxido de hidrógeno solo se encontraron como el valor total tanto de tratamientos para piojos de mar como para el tratamiento de la enfermedad amebiana de las branquias (AGD, por sus siglas en inglés). Esto significa que las cantidades de peróxido de hidrógeno utilizadas no reflejan exclusivamente los tratamientos de piojos de mar.

Chile

Las cantidades de pesticidas utilizadas en Chile fueron obtenidas a través de una solicitud de información realizada al Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (SERNAPESCA), y luego fueron transformadas a gramos. Adicionalmente, la biomasa cultivada fue obtenida de un informe publicado anualmente por SERNAPESCA (Subdirección de Acuicultura Departamento de Salud Animal 2020).

Escocia

La información de uso de pesticidas utilizados en Escocia fue descargada de la página web del Departamento de Acuicultura de Escocia (“*Fish Farms Monthly Biomass and Treatment Reports*”, Scottish Environment Protection Agency 2020). Las cantidades de deltametrina, cipermetrina, azametifos, teflubenzurón y benzoato de emamectina utilizadas fueron sumadas en gramos para todos los sitios de Escocia y para cada año.

La producción de peces fue obtenida del informe “*Scottish Fish Farm Production Survey 2019*” elaborado por Marine Scotland Science que incluye a la trucha arcoíris, el salmón del atlántico, la trucha común y a otras especies marinas (*lumpsucker*, *wrasse species* y *halibut*) (Munro 2019, 2020).

Canadá

Las cantidades de pesticidas utilizadas se obtuvieron de la base de datos de “*Marine Finfish*”, la que está disponible para 2016, 2017 y 2018 (Fisheries and Oceans Canada 2020). Estas bases de datos contienen información para todos los sitios en Canadá, los valores de benzoato de emamectina, ivermectina, azametifos y peróxido de hidrógeno se sumaron para obtener la cantidad total de pesticidas utilizados cada año en Canadá. Nuevamente, los valores de praziquantel no se incluyeron ya que es un pesticida que no se utiliza exclusivamente para tratar piojos de mar.

La información sobre biomasa cultivada en Canadá se obtuvo de la Organización de la Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO 2020b). La biomasa cultivada se entrega para cada especie, por lo que se incluyó la información de todas las especies de peces marinos (“*Atlantic bluefin tuna*”, “*Atlantic cod*”, “*Atlantic salmon*”, “*Atlantic salmon*”, “*Chinook(=Spring=King) salmon*”, “*Coho(=Silver) salmon*”, “*Marine fishes nei*”, “*Rainbow trout*”, “*Salmonids nei*”), ya que la información de pesticidas publicada corresponde a la del cultivo total de peces marinos.

3. Instituto estatal: Norwegian Veterinary Institute

