

Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover
Institut für Terrestrische und Aquatische Wildtierforschung

Praxistest ottersicherer Reusen unter Strömungsexposition

Abschlussbericht an den Verband der Binnenfischer und Teichwirte
Schleswig-Holsteins und das Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und
ländliche Räume (LLUR) des Landes Schleswig-Holstein – Abteilung
Fischerei



von

Tierärztin Anja Reckendorf
Tierarzt Simon Rohner
Prof. Prof. h. c. Dr. Ursula Siebert



November 2020

Inhalt

1. Einleitung	3
1.1. Schutzstatus & Populationsentwicklung des Fischotters	3
1.2. Entwicklung der schleswig-holsteinischen Fischereibetriebe	4
1.3. Studienhintergrund	6
2. Material und Methoden.....	8
2.1. Reusen und -ausstiege.....	8
2.2. Versuchsgewässer	10
2.2.1 Schlei.....	10
2.2.2 Trave.....	11
2.3. Versuchsaufbau	12
2.3.1. Fängigkeit.....	12
3. Ergebnisse.....	14
3.1. Fängigkeit.....	14
3.1.1. Auswertung Schlei.....	14
3.1.2. Auswertung Trave.....	15
3.1.3. Gesamtauswertung der Fänge	16
3.2. Handling und Zeitaufwand.....	20
3.3. Beeinträchtigungen & Störfaktoren.....	23
3.3.1. Sars-CoV-2 Pandemie	23
3.3.2. Eigentliche Tätigkeit der Fischereibetriebe.....	23
3.3.3. Beifang und invasive Arten.....	23
3.3.4. Fraßschäden	26
3.4. Besatz Test.....	26
4. Diskussion, Fazit.....	27
5. Anhang.....	30
Protokoll zu Fängigkeitsversuchen	30
Text aus BiVo SH vom 29.06.2016, §7 Art und Anwendung von Fischereigeräten.....	31
Danksagung	31
Literatur	32

1. Einleitung

1.1. Schutzstatus & Populationsentwicklung des Fischotters

Der Eurasische Fischotter (*Lutra lutra*) (Linnaeus 1758) ist die einzige in Deutschland heimische Otterart (Duplaix und Savage, 2018). Aktuell unterliegt die Spezies verschiedenen Schutzabkommen. National ist dies zum einen das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG, § 7 Abs. 2 Nr. 13, 14) (Bundestag, 2016), zum anderen die Rote Liste gefährdeter Tier- und Pflanzenarten Deutschlands, bzw. der jeweiligen Bundesländer (Borkenhagen, 2014; Meinig et al., 2020). Internationalen Schutz erhält der Otter durch die International Union for the Conservation of Nature (IUCN) (Roos et al., 2015), so wie die europäische Flora-Fauna-Habitat Richtlinie (Anhang A der EG-Artenschutzverordnung = VO Nr. 338/97 und Anhang IV der FFH-Richtlinie = Nr. 92/43/EWG) (European Council, 2010).

Hierzulande breitet sich die Fischotterpopulation, nach drastischen Bestandseinbrüchen im frühen vorigen Jahrhundert seit den 90er Jahren gebietsweise wieder aus (Grünwald-Schwark et al., 2012; Neubert und Wachlin, 2010; NLWKN, 2011; Reuther, 2001). Speziell in Schleswig-Holstein belegen offizielle Kartierungsdaten (Kern, 2016), sowie die Erfassung von Totfunden durch das Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und Ländliche Räume (LLUR) einen kontinuierlichen Anstieg der Fischotterzahlen (Abb. 1). Es ist davon auszugehen, dass die Art aktuell im Begriff dazu ist, sich wieder vollständig in Schleswig-Holstein zu etablieren.

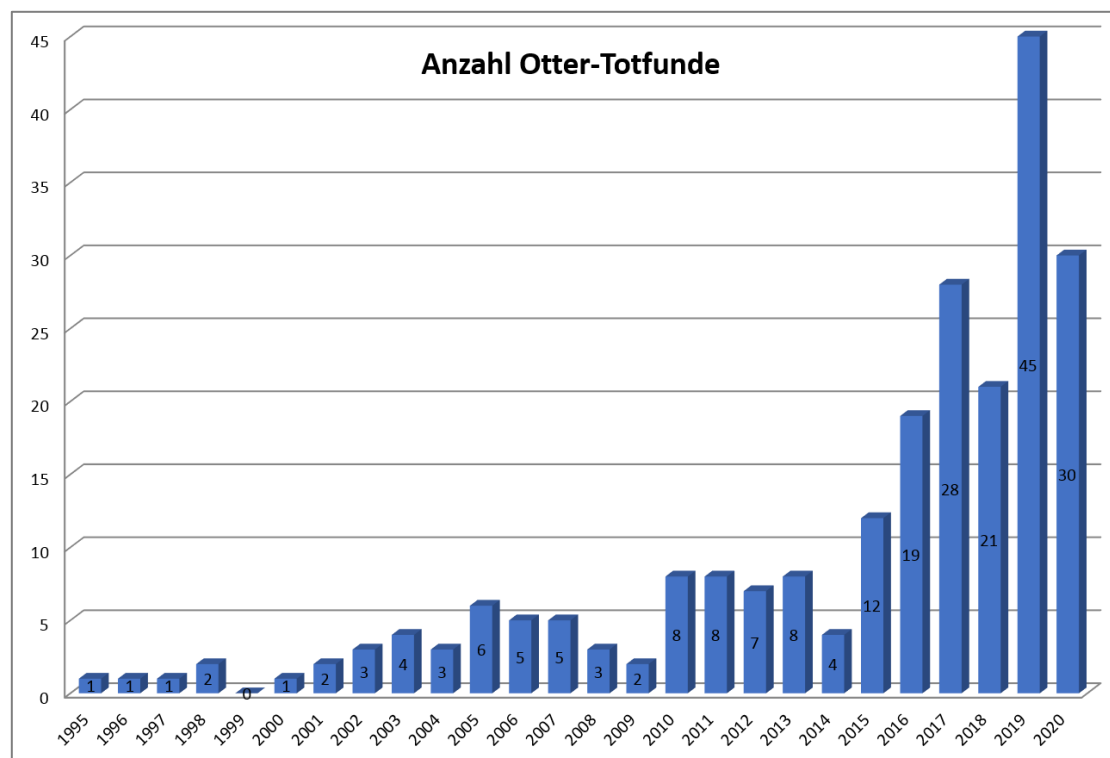


Abbildung 1: Fischottertotfunde in Schleswig-Holstein in den Jahren 1995-2020, soweit ans LLUR gemeldet. Stand 07. Dezember 2020.

Dies belegen nicht zuletzt genetische Untersuchungen, die eine Vermischung von deutschen und dänischen Ottern aufzeigen (Honnen et al., 2010). Weltweit wird die Fischotterpopulation dagegen als abnehmend eingestuft (Roos et al., 2015). In diesem Zusammenhang ist zu konstatieren, dass *Lutra lutra* zwar keine saisonale Reproduktionsaktivität aufweist, aber in der Regel nur einmal im Jahr wenige Junge gebiert. Die Reproduktionsrate ist damit als eher niedrig anzusehen (Hauer et al., 2002; Kruuk, 2006).

1.2. Entwicklung der schleswig-holsteinischen Fischereibetriebe

Die Anzahl der Binnenfischereibetriebe werden jährlich seitens des LLUR, Abteilung Fischerei, erfasst und im Jahresbericht der Fischerei und Fischereiverwaltung Schleswig-Holsteins veröffentlicht. Zudem werden alle Betriebe an das Statistische Landesamt Schleswig-Holstein gemeldet. Aufgrund der unterschiedlichen Methodik der Erhebung und der sich über die Jahre teilw. geänderten Registrierung sind die Zahlen nicht uneingeschränkt miteinander vergleichbar. Allerdings zeichnet sich durch eine stichprobenartige Überprüfung der Betriebszahlen ab 1962 ein klarer negativer Effekt ab (Tab 1).

Tabelle 1: Gemeldete Anzahl an Binnenfischereibetrieben in Schleswig-Holstein anhand ausgewählter Jahre.

Erhebungsjahr	Anzahl Betriebe	Quelle
1962	92	Statistisches Landesamt
1972	82	Statistisches Landesamt
1982	75	Statistisches Landesamt
1994	38	Statistisches Landesamt
2004	32	Statistisches Landesamt
2019	31	LLUR

Waren es 1962 noch 92 gemeldete Binnenfischerei-betriebe, so waren es zwanzig Jahre später schon 17 weniger und im Jahre 2004 bereits 50 Betriebe weniger (Schleswig-Holstein, 1965, 1973, 1985, 1995; Statistisches Amt für Hamburg und Schleswig-Holstein, 2005). Die aktuellen Zahlen der letzten Erhebung von 2019 befinden sich auf einem ähnlich niedrigen Niveau (Landesamt für Landwirtschaft Umwelt und ländliche Räume, 2019).

Der kontinuierlich negativen Bestandsentwicklung der Fischereibetriebe steht eine kontinuierlich steigende Anzahl an Fischottern gegenüber. Die Konzentration der gemeldeten Binnenfischereibetriebe im Raum Ostholstein (Abb. 2) stimmt in etwa mit der Hauptverbreitung des Fischotters überein, sofern man die letzte veröffentlichte Kartierung als Grundlage nimmt (Kern, 2016; Abb. 3). Demzufolge kann davon ausgegangen werden, dass sich der Lebensraum der Otterpopulation in einem wesentlichen Teil mit dem Interessensgebiet der Fischerei überlappt. Eine negative Auswirkung der Binnenfischerei auf die Otterpopulation ist auch anhand der langfristigen, gegenläufigen Trends nicht erkennbar.



Abbildung 2: Standorte der gemeldeten Binnenfischereibetriebe in Schleswig-Holstein. Diese Grafik bildet einzelne Betriebe, die im Bereich der Küstenfischerei gemeldet sind, aber auch Binnenfischerei betreiben, nicht ab. © Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein, aufgerufen 17.11.2020

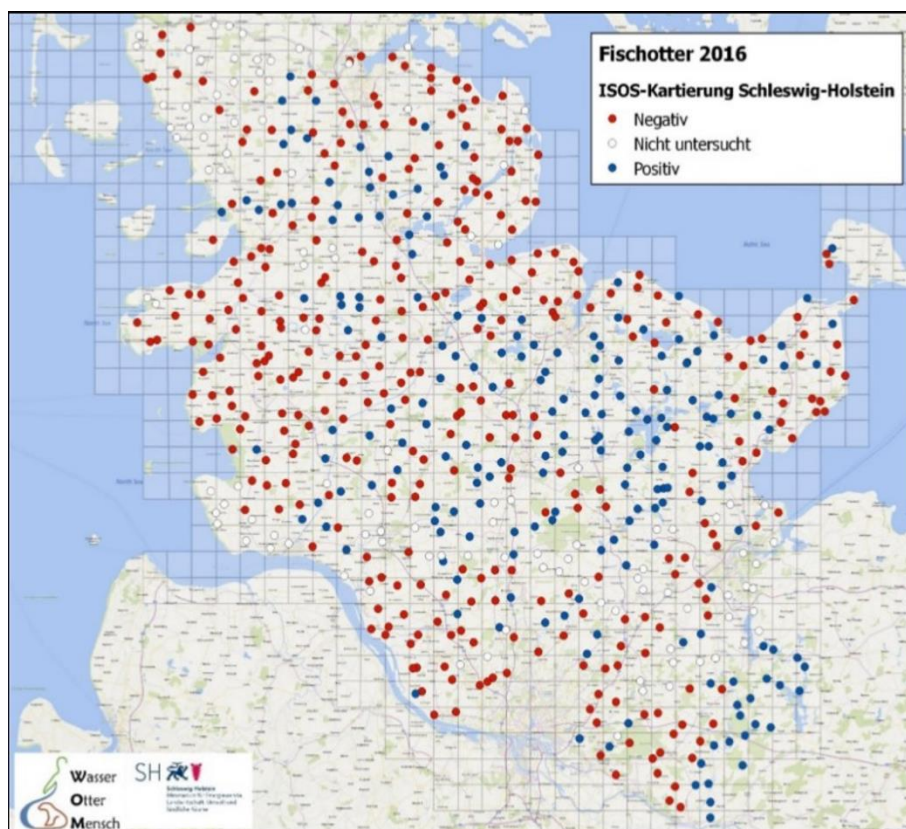


Abbildung 3: Verbreitungsdaten der ISOS-Kartierung des Frühjahres 2016 © M. Kern

1.3. Studienhintergrund

Immer wieder wird die Reusenfischerei als eine der häufigsten Todesursachen von Fischottern genannt (Meinig et al., 2020) und dementsprechende Abhilfe gefordert. Viele der herangezogenen Quellen enthalten jedoch keine belastbaren wissenschaftlichen Daten. Es existieren nur wenige konkrete Zahlen zum „Reusentod“, welche teils bis zu 40 Jahre alt sind und zudem aus anderen Ländern mit entsprechend unterschiedlichen geographischen Gegebenheiten stammen. Eine aktuelle Datenlage und daraus resultierende Einschätzung hinsichtlich der Gefahr für Fischotter ausgehend von Reusen ist daher nicht gegeben, aber dringend erforderlich.

So starben in Finnland zwischen 1967 und 1991 41% der untersuchten Fischotter in Fischreusen (Skarén 1992), während in Dänemark 32,5% zwischen 1979 und 1993 ertranken (Madsen et al., 1999). Laut Hauer et al. (2002) starben 42,7% dänische Otter in Reusen, dies bezieht sich jedoch auch auf Madsen (1991). Beide Autor:innen geben somit den Reusentod mit recht hohen Zahlen als zweithäufigste Todesursache nach dem Straßenverkehr an. Hierbei bleibt zu berücksichtigen, dass die vorhandenen Wasserflächen, bzw. die noch aktiv betriebene Fischerei, in den skandinavischen Ländern nicht mit deutschen Verhältnissen zu vergleichen sind. Daher ist das Heranziehen dieser gerne zitierten Studien für einen Vergleich mit der Situation in Deutschland mit Vorsicht zu betrachten.

Ähnliche Tendenzen geben Zahlen aus den Niederlanden zwischen 1965-1987 vor, hier verendeten 26% der Otter in Reusen (Moll, 1990). Nach einer Quelle aus Schweden ertranken Otter vermutlich hauptsächlich in Senkreusen (Chanin und Jefferies, 1978). Auch eine weitere Quelle spricht von einer unbenannten Anzahl an Ottern, die vornehmlich im Sommer in Reusen ertrinken würden, gibt hierfür aber keine Quelle oder Daten an (Loso und Roos, 2019). Im Vergleich dazu wird der Reusenfischerei in Großbritannien eine untergeordnete Rolle bei den Todesursachen für Otter zugeschrieben. Grundlage hierfür lieferte ein intensives, mehrjähriges Monitoring (Chadwick, 2007). In Ungarn wurden 127 Otter zwischen 1999-2006 untersucht, ein Tier war nachweislich in einer Reuse ertrunken (Lanszki et al., 2008). Ebenfalls werden Reusen als mögliche anthropogene Todesursachen für Fischotter in Österreich genannt (Michalek, 2015), jedoch ohne eine Gefährdungseinschätzung und entsprechende Daten.

In Deutschland existieren ebenfalls nur recht alte Zahlen aus einigen Bundesländern. So waren zwischen 1957 und 1998 in Ostdeutschland (Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen-Anhalt, Brandenburg) Fischreusen nur bei 6% der Fischotter (n=1.067) die nachgewiesene Todesursache (Hauer und Heidecke, 2002) und in Sachsen wurde die Gefährdung durch Reusen als nicht sehr groß angesehen (Ansorge et al., 1996). Berichte bzw. Quellen aus den

letzten Jahren gewichten die Gefährdung von Ottern durch Fischereigerät unterschiedlich stark, geben hierfür allerdings keine Daten bzw. stichhaltige Quellen an. So stuft das Maßnahmenkonzept für ausgewählte Arten und Lebensraumtypen der FFH-Richtlinie (Bundesamt für Naturschutz) bei seiner letzten Erhebung 2016 die Fischerei und besonders Netze und Reusen mit hohem Gefährdungspotential für Otter ein (Ackermann und Streitberger, 2016). Diesem Beispiel folgt auch die aktualisierte Rote Liste und Gesamtartenliste der Säugetiere (Mammalia) Deutschlands und nennt Reusen als zweite Haupttodesursache für Fischotter nach dem Straßenverkehr (Meinig et al., 2020). Auch die IUCN SSC Otter Specialist Group gibt in ihrer Global Otter Conservation Strategy von 2018 sowie auf der Website der IUCN an, dass Ertrinkungstod in Fischereigerät nach dem Straßenverkehr die Haupttodesursache für *Lutra lutra* ist (Duplaix und Savage, 2018; Roos et al., 2015). Hier muss jedoch berücksichtigt werden, dass es sich um die Einstufung der weltweiten Gesamtpopulation handelt und die Situation in den einzelnen Ländern sehr individuell aussieht. Teils wird aber auch nur von einer allgemeinen Bedrohung der Otter durch die Fischerei bzw. Netze gesprochen, so z.B. im Oberspreewald (Roskoden, 2001), in Mecklenburg-Vorpommern (Neubert und Wachlin, 2010) oder in Niedersachsen (NLWKN, 2011).

Da die Thematik rund um Fischotter und Fischerei seit Jahrzehnten besteht, ist die Situation schwierig und über die Zeit haben sich die Fronten und Konflikte verhärtet. Auch juristisch wurde diese Fragestellung umfassend untersucht. So war ein versuchter Vorstoß in Niedersachsen, die Reusenfischerei im Steinhuder Meer komplett verbieten zu lassen. Dies wurde jedoch gerichtlich nicht entschieden, sondern als für beide Seiten akzeptable Lösung sollen nun „otterfreundliche“ Reusen in der Fischerei eingesetzt werden.

Bereits im Jahr 2014 beantragte der Verband der Binnenfischer und Teichwirte ein Projekt zur Entwicklung von praxistauglichen Fischreusen mit Otterausstieg, demzufolge ein dreijähriges Projekt bewilligt wurde, bei dem das Institut für Terrestrische und Aquatische Wildtierforschung (ITAW) als neutrale, wissenschaftliche Institution mit der Bearbeitung beauftragt wurde. Im Rahmen des Projektes „Untersuchung verschiedener Ausstiegsmöglichkeiten für Fischotter (*Lutra lutra*) aus Fischreusen“, wurden zunächst zwei Ausstiegsvarianten unter kontrollierten Versuchsbedingungen im Beverstedter Tierpark CUX-ART und im OTTER-ZENTRUM Hankensbüttel e.V. erfolgreich getestet (Reckendorf und Siebert, 2017). Beide Ausstiegsvarianten orientieren sich kräftemäßig an den Vorversuchen von Krüger et al., 2013, welche eine relative hohe Fischdichtigkeit aufwiesen, weshalb bereits eine Einschätzung über den Erhalt der Fängigkeit der Reusen unter experimentellen Bedingungen bestand. Anschließend wurden die modifizierten Reusen durch das Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow (IfB) auf Fischdichtigkeit geprüft (Fladung und Oberlercher, 2018). Die so

entwickelten und getesteten Ausstiegsvarianten sollten nun unter Feldbedingungen auf ihre Tauglichkeit für die fischereiliche Praxis und einen potentiell entstehenden zeitlichen Mehraufwand oder resultierenden Minderertrag getestet werden. Insbesondere der Einfluss starker Strömungsbedingungen und anderer Witterungseinflüsse in Küstengewässern wurde in den Fokus der Studie gerückt, da sich die Technologien in Binnengewässern bereits im Routineeinsatz bewährt haben.

2. Material und Methoden

In dem hier beschriebenen Folgeprojekt wurden die beiden Ausstiegsmöglichkeiten „Typ I = Gummireißnaht“ und „Typ II = Metallbügel mit Feder“ durch Berufsfischer in altbewährten, dreikehligen Reusen unter natürlichen Bedingungen getestet.

Im Vorfeld der Versuche wurde ein spezielles Protokoll entwickelt, um die gewünschten Daten vergleichbar aufzunehmen (s. Anhang). Die Reusenketten wurden jeweils am Versuchsvortag gestellt. Somit wurde gewährleistet, dass die Reusen mindestens eine Nacht im jeweiligen Gewässer standen. Zu Beginn eines jeden Versuchstags erfolgte eine genaue Protokollierung der Wetterverhältnisse, des Stellplatzes samt Wassertiefe sowie ausgewählter Wasserparameter (Oberflächentemperatur, Sauerstoffgehalt und pH-Wert).

2.1. Reusen und -ausstiege

Die für die Versuche genutzte Reuse ist ein in der Binnenfischerei gängiges Modell mit drei Häusern (Abb. 4). Die hier beschriebenen Abmessungen der Reuse orientieren sich am Modell der Firma Engelnetze (Art. Nr. 185 20540): der Durchmesser des ersten Rings beim Einstieg beträgt etwa 60 cm, am zweiten Haus etwa 40 cm bzw. 35 cm im dritten Haus. Die erste Kehle (40 cm lang) ist am ersten Ring, die zweite (33 cm) und dritte Kehle (47 cm) jeweils ca. 4 cm hinter dem Ring angeschlagen.

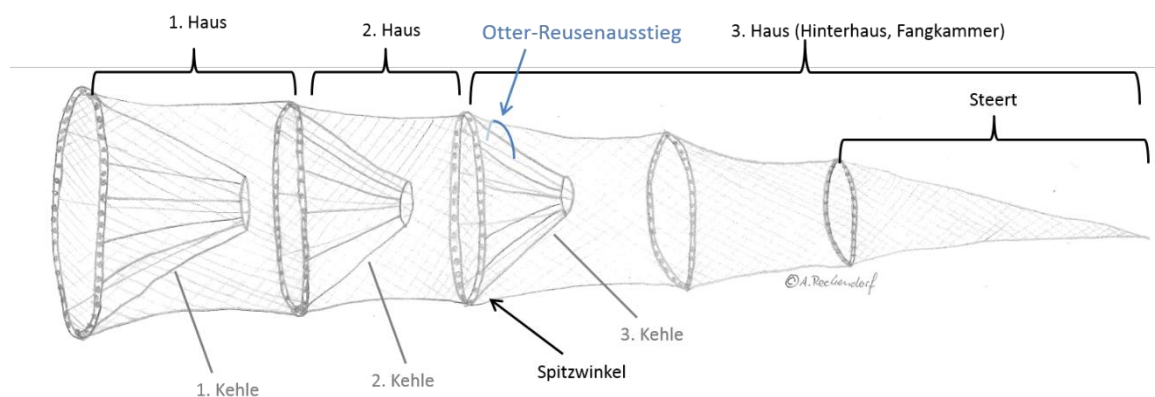


Abbildung 4: Schematischer Aufbau einer typischen, in der Fischerei angewandten, dreikehligen Reuse

Reusenausstiegstyp I: Gummireißnaht

Der Reusenausstiegstyp „Reißnaht“ sind zwei flexible Drahtseile von mindestens 26 cm Länge, ca. 3 cm vom Spitzwinkel zwischen Kehl- und Außennetz im dritten Haus eingearbeitet, die mit einem Gummiband (Browning Hybrid Latex 1,40mm) durch jede vierte Masche umwickelt wurden. Die Ausstiegsöffnung hat bei dieser Variante eine Länge von 24 cm, die nicht unterschritten werden darf.

Reusenausstiegstyp II: Bügel mit Feder

Bei der „Bügel“-Variante sind zwei feste, gebogene Metallbügel ca. 4 cm vom Spitzwinkel zwischen Kehl- und Außennetz im dritten Haus angebracht und an beiden Enden mit einer Feder (Firma HEK Federtechnik) mit einheitlicher Federkraft auf Spannung gebracht. Die Feder kann leicht aus- und eingehakt werden, so dass das Einarbeiten in die Reuse einfach zu handhaben ist. Die Ausstiegsöffnung hat eine Länge von 40 cm, was durch die Erstreckung der Bügel mit 48,8 cm vorgegeben ist.

Die Reusenausstiegsmöglichkeiten (Abb. 5) wurden, entsprechend der Empfehlung des Vorgängerprojektes, jeweils im Hinterhaus der Reuse, ca. 3-4 cm (3. bzw. 4. Masche hinter dem Kehlanatz) vom Spitzwinkel zwischen 3. Kehle und dem Außennetz angebracht. Damit sich der Reusenausstieg nicht bereits durch die beim Stellen der Reuse entstehende Spannung öffnet, wurde an den angrenzenden Ringen des dritten Hauses jeweils zwei unelastische „Entlastungsbänder“ gespannt.



Abbildung 5: A.) Reusenausstiegstyp I – lockere Gummireißnaht (die unbelastete Öffnung sollte bei korrekter Wicklung für Fischdichtigkeit nicht mehr als 5mm betragen) mit unelastischen Entlastungsbändern (weiß) rechts und links des Ausstiegs. B.) Reusenausstiegstyp II – Bügel mit Feder in gespannter Reuse mit seitlich angebrachten Entlastungsbändern (grün), die das automatische Öffnen durch Stellen der Reuse verhindern.

Dabei wurden je zwei unterschiedlich aufgebaute Reusenketten zum Einsatz gebracht. An der Schlei bestand die Kette aus 16 Reusen, je zwei Reusenpaare mit Ausstieg Typ I und II und vier nicht modifizierte Reusenpaare (OO, BR, OO, RR, OO, BB, OO, BR [R = Reißnaht; B = Bügel; O = ohne]), so dass die Anzahl von Reusen mit und ohne Ausstieg gleich ist. An der

Trave beinhaltete die Reusenkette 12 Reusen, zu je zwei Reusenpaaren aller drei Varianten (BB, OO, RR, BB, OO, RR). An beiden Versuchsorten wurde dieser Aufbau über den gesamten Versuchszeitraum einheitlich genutzt.

2.2. Versuchsgewässer

Die Auswahl der Versuchsgewässer Schlei und Trave ist darin begründet, dass sie die stärksten Wasserströmungsbedingungen schleswig-holsteinischer Gewässer erwarten lassen. Die Windverhältnisse in den großen Binnenseen (Plöner See, Wittensee, Ratzeburger See) lassen keine vergleichbaren und vor allem länger anhaltenden Strömungsverhältnisse erwarten.

2.2.1 Schlei

Die Schlei erstreckt sich mit einer Länge von 42 km und einer Wasserfläche von 54,6 km² von der Schleimündung bei Olpenitz bis zur Stadt Schleswig. Die als Förde eingeordnete Schlei besteht demnach größtenteils aus Brackwasser, dessen Salzgehalt von Schleimünde (~1,8 %) bis Schleswig (~0,8–0,4 %) stetig abnimmt. Wasserströmungen entstehen in der Schlei demnach hauptsächlich durch die Ostsee, die Wasser in die Schlei hineindrückt, wie auch aus ihr herauszieht. Dazu kommt die Windexposition und das in den letzten Jahren starke Aufkommen von Rippenquallen. Vor allem Hering (*Clupea harengus*), Aal (*Anguilla anguilla*), Barsch (*Perca fluviatilis*), Rotaugen („Plötz“, *Rutilus rutilus*), Brassens (*Abramis brama*) und andere Weißfische werden hier gefangen.

Der Großteil der Versuche fand an der Schlei bei dem Fischereibetrieb Jörn Ross in Schleswig statt. Die Reusen wurden in einem Umkreis von max. 1,5km, größtenteils vor der historischen Fischersiedlung Holm, östlich des Schleswiger Stadthafens (Abb. 6) oder entlang des gegenüberliegenden Ufers zwischen Wikingerturm und dem Strandrestaurant Marienbad gestellt. Die Stellorte unterschieden sich, entsprechend der fischereilichen Erfahrung, auf Grund unterschiedlicher Bodenbeschaffenheiten und je nach Monat und Witterung. Die Wassertiefe variierte mit Stellplatz, Tide und Windrichtung zwischen ca. 1,0 – 3,2 m. Der Bodengrund war größtenteils torfig und weich, andernorts fester bis steinig.



Abbildung 6: Fischer J. Ross beim Stellen der Versuchsreusen vor der historischen Fischersiedlung Holm, östlich des Schleswiger Stadthafens.

2.2.2 Trave

Die Trave ist das einzige schleswig-holsteinische Fließgewässer mit einem großen Wassereinzugsgebiet und aktiver beruflicher Fischerei. Der Wasserabfluss wird zum einen durch Niederschläge und zum andern durch auf- bzw. ablandigen Wind an der Ostseeküste bedingt, speziell um Travemünde. Seit einigen Jahren wird von den Fischereibetrieben zudem von einem erneut starken Aufkommen an Wollhandkrabben berichtet, das vor allem im Herbst die Reusenfischerei massiv beeinträchtigt.

Die Versuche fanden in Gothmund an der Trave bei dem Fischereibetrieb Bernd Kühn statt. Die Reusen wurden in Flussabschnitten ca. bis 3km westlich und bis ca. 1km östlich des Gothmunder Fischereihafens gesetzt. Die Stellorte unterschieden sich je nach Monat und Witterung, da sich die Zielfischart Aal der Erfahrung nach an bestimmten Stellen aufhält. Hauptsächlich wurden die Reusen während der Versuchszeiten in einem Radius von wenigen hundert Metern bis 1km um den Hafen Gothmund gestellt. Die Wassertiefe variierte mit auf- bzw. ablandigen Winden und Stellplatz von ca. 1,5 – 5m, betrug im Wesentlichen jedoch ~2 – 2,5m. Der Bodengrund war stellenweise torfig und weich, andernorts steinig. Es ist anzumerken, dass sich das Versuchsgebiet in einem modifizierten Bereich der Trave befindet (Begradigungen, Vertiefungen etc.) und hier reger Schiffsverkehr auch durch die Industrie herrscht. So lag bspw. ein Stellplatz entlang einer alten Kaimauer (Abb. 7), die lt. Fischer B. Kühn von Aalen gerne als Leitlinie bei der Wanderung benutzt wird. Andere Stellplätze

befanden sich an bewachsenen, „natürlichen“ Uferbereichen. Je nach Wind- und Strömungsverhältnissen drückt salziges Wasser von der Ostsee in die Trave, was sich auch in der Fangzusammensetzung widerspiegeln kann.



Abbildung 7: Fischer B. Kühn beim Setzen der Versuchsreusen entlang einer alten Kaimauer, unweit des Gothmunder Fischereihafens an der Trave.

2.3. Versuchsaufbau

Bei den Versuchen wurden drei verschiedene Fragestellungen angegangen:

2.3.1. Fängigkeit

Für die Versuche zur Fängigkeit wurden alle drei Reusenvarianten nach einem randomisierten Muster zu einer großen Kette zusammengefügt. Da im Normalbetrieb lange Reusenketten gestellt werden und um für alle Varianten möglichst gleiche/nicht beeinflussbare Fangbedingungen zu ermöglichen, wurde durch die Kombination beider Ausstiegsvarianten eine typische Praxissituation erzielt. Üblicherweise werden Reusenketten mit bis zu 10 Doppelkörben im Verbund eingesetzt. Auch um den persönlichen Einfluss der Fischer durch gezieltes Setzen der einzelnen Varianten auf bestimmten Stellen zu minimieren, werden sie als kombinierte Kette gesetzt und nicht als je drei Einzelketten nebeneinander. Diese kombinierte Reusenkette wird bei unterschiedlichen Wassertemperaturen gestellt (1-3 Tage) und wieder gehoben, um die Fängigkeit der einzelnen Varianten zu vergleichen. Da beide Varianten für den Einsatz zur Verfügung stehen und die Entscheidung über Variante dem

Fischer überlassen werden sollen, ist in erster Linie eine grundsätzliche Abschätzung eines Mehraufwandes für otterschützende Maßnahmen relevant, unabhängig von der Variante.

Die Fänge der einzelnen Reusen wurden separat gesammelt, die Fangzusammensetzung entsprechend notiert und die Aale (fischereilich wichtigster Fang, da ertragreichster Fisch) unter Beruhigung durch Nelkenöl zusätzlich vermessen und gewogen, um Unterschiede in Anzahl, Größe und Gewicht der gefangenen Tiere nachzuweisen. Probleme beim Setzen oder Heben der einzelnen Reusenkörper, sowie Schäden am Netz und notwendige Reparaturarbeiten (Zusatzaufwand) wurden ebenfalls dokumentiert.

Es wurde auf die Durchführung der Versuche bei unterschiedlichen Wassertemperaturen geachtet, da die poikilothermen Fische entsprechend ihrer Umgebungstemperatur auch unterschiedlich aktiv sind. Daher war eine Verteilung der Versuche über mehrere Monate, um ein entsprechendes Temperaturspektrum abzudecken, sinnvoll.

2.3.2. Handling und Zeitaufwand

Zum Testen von zeitlichen Unterschieden beim Einsatz wurden Reusenkörper derselben Art und Anzahl hintereinander gebunden, um jeweils eine Reusenkette zu bilden. Bei den Versuchen an der Schlei sind die Reusenketten ähnlich wie bei den Fängigkeitsversuchen nach „normalen“ und Reusen mit Ausstieg aufgeteilt, so dass abwechselnd eine Kette mit 4 normalen Doppelkörben und eine Kette mit je zwei Doppelkörben der beiden Ausstiegsvarianten gesetzt wurden. Da die Versuche an der Trave später begonnen und zu dem Zeitpunkt bereits erste Erkenntnisse von der Schlei vorlagen, wurden hier jeweils drei kürzere Ketten, je eine mit vier Bügel-, vier Reißnahtausstiegen und vier normalen Reusen getestet, um ggf. auch Unterschiede zwischen den Ausstiegsvarianten nachweisen zu können. Die einzelnen Reusenketten wurden unter Zeitnahme mehrfach gesetzt und wieder gehoben, um einen möglichen Mehraufwand durch die Ausstiege dokumentieren und zeitlich einordnen zu können. Zudem wurden auftretende Probleme, wie Haker im Netz, Verhedderungen, die Notwendigkeit von Abstoppen oder Rückwärtsfahren zum Entwirren der Haker dokumentiert. Hierbei wurde darauf geachtet, dass die unterschiedlichen Ketten abwechselnd gehoben wurden, um einer Verzerrung der Ergebnisse durch entstehende Müdigkeit beim Fischer entgegenzuwirken. Um Unterschiede in der Zeitnahme zu vermeiden, wurde die gemessene Spanne für beide Aktionen entsprechend festgesetzt. Beim Stellen der Kette zählte die Zeit ab Eintritt des Senkgewichtes am Ende der Reusenkette ins Wasser, bis zum Eintritt des Schwimmgewichtes am Kettenanfang ins Wasser. Umgekehrt war es beim Heben der Eintritt des Schwimmgewichtes ins Boot, bis das Senkgewicht am Ende der Reusenkette aus dem Wasser gehoben wurde.

2.3.3. Besatztests

Um auch eine „Dichtigkeitsprüfung“ der Ausstiege unter kontrollierten Strömungsbedingungen durchzuführen, wurden im November 2019 (Wassertemperatur 5,2 - 6,7°C) und im Mai 2020 (Wassertemperatur 15,8 - 18,5°C) Besatztests jeweils an fünf Tagen durchgeführt. Hierfür wurden Reusen beider Ausstiegsvarianten im November mit jeweils 4,5 - 5,5 kg Aal (ertragreichste und flüchtigste Fische) und im Mai mit je 15 Aalen aller Gewichtsklassen bestückt und in der Fischbrutanstalt Alt-Mühlendorf in ein überwachtetes Rundbecken, in dem eine Kreisströmung erzeugt wurde, gestellt. Um ein Entkommen durch den Einlass der Reusen zu verhindern, wurde das zweite Haus vor der letzten Kehle mittels drei Schlägen und einem Kreuzknoten zusammengeknotet. So waren die besetzten Aale im Hinterhaus gefangen und konnten nur über die Ausstiege entfliehen. Durch die Stellung im Rundbecken konnte ebenfalls kein geflohener Aal entweichen und so kontrolliert werden, ob die Fängigkeit trotz Ausstiegen erhalten blieb.

3. Ergebnisse

Im Versuchszeitraum konnten an der Schlei 12x die Fängigkeit und 4x das Handling, so wie an der Trave 8x die Fängigkeit und 3x das Handling überprüft werden. Anhand des Shapiro-Wilk Tests konnte ermittelt werden, dass die vorliegenden Daten nicht normalverteilt sind, weshalb nichtparametrische Tests zur Analyse eingesetzt wurden. Für alle Berechnungen und grafische Darstellungen wurde R (Version 4.0.3) genutzt.

3.1. Fängigkeit

3.1.1. Auswertung Schlei

Bei den Fangversuchen an der Schlei wurden insgesamt 95 Aale in 35 Reusen mit Ausstiegen und 174 Aale ($M=3.053$; $Med=2.0$; $SD=3.125$) in 57 nichtmodifizierten Reusen gefangen (Abb. 8). Die Aufschlüsselung nach Varianten ergab 34 Aale in 18 Bügel-Reusen ($M=1.889$; $Med=1.5$; $SD=1.132$) und 61 Aale in 17 Reißnaht-Reusen ($M=3.588$; $Med=2.0$; $SD=4.836$). Hierbei bleibt zu berücksichtigen, dass vier normale Reusen mehr zur Verfügung standen als Reusen mit den einzelnen Ausstiegsvarianten. Eine statistische Auswertung aller drei Varianten mit Kruskal-Wallis-Test zeigt, dass es beim Vergleich der einzelnen Fangergebnisse aller Reusenvarianten in der Schlei keinen statistisch signifikanten Unterschied gibt ($Chi^2=1.691$, $P=0.429$).

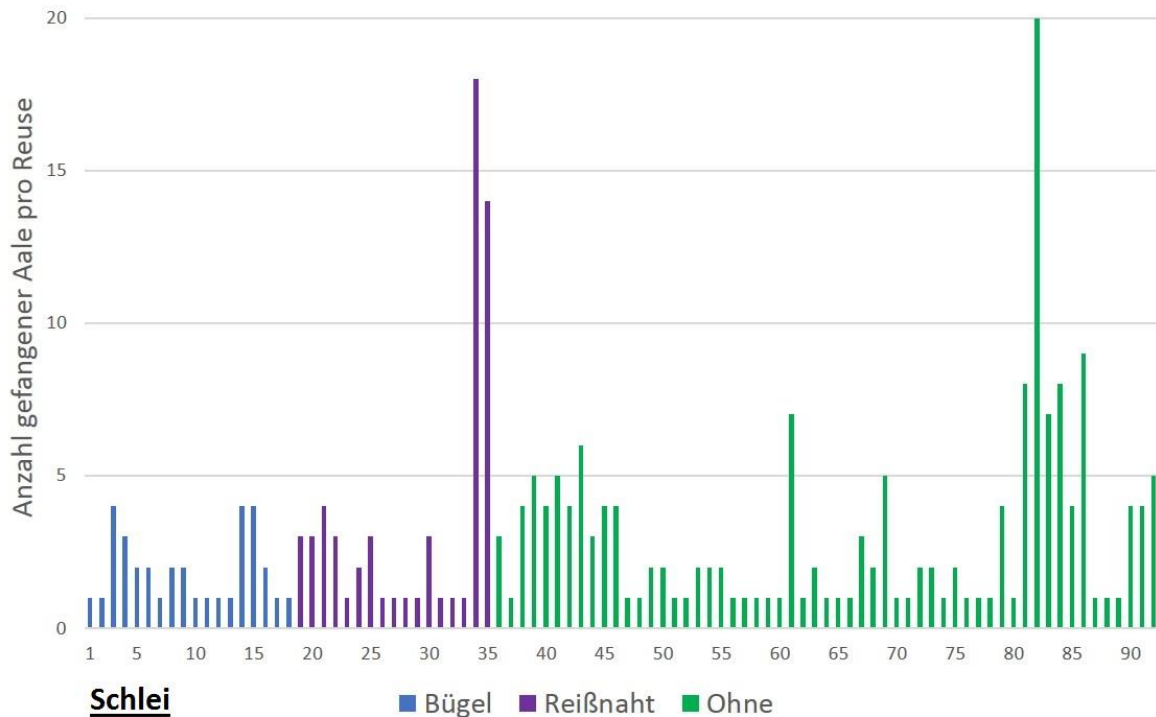


Abbildung 8: Übersicht über die gesamten Aalfänge in der Schlei.

Berücksichtigt man nur Fänge $\geq 45\text{cm}$, das Mindestmaß für Aale, so zeigt sich ein Verhältnis von 55 Aalen in Reusen mit Ausstieg (24 Bügel, 31 Reißnaht) und 98 Aalen in nichtmodifizierten Reusen, was etwas über die Hälfte (56,1%) weniger Fang in modifizierten Reusen ist. Der Wilcoxon-Mann-Whitney-Test bestätigt, dass zwischen den Fangerträgen von Reusen mit Ausstieg zu nichtmodifizierten Reusen ein signifikanter Unterschied herrscht ($W=325.5$, $P=0.004$).

Zudem zeigten sich regelmäßig Einschränkungen im Handling. So gab es beim Heben der Reusenketten sechs Mal größere Verhedderungen der Bügelvariante, die teilweise auch Löcher in die Reuse rissen, die dann geflickt werden mussten, einen Haker im Entlastungsseil und einen Verlust der Feder. Bei der Reißnaht verhedderte sich die überstehende Öse nur zweimal stärker. Dementsprechend mussten Reusen mit Ausstiegen öfter nachgebessert und repariert werden.

3.1.2. Auswertung Trave

Bei den Fangversuchen an der Trave wurden 13 Aale in sieben Bügel-Reusen ($M=1.857$; $Med=2$; $SD=1.069$), 10 Aale in neun Reißnaht-Reusen ($M=1.111$, $Med=1$; $SD=0.333$) und 13 Aale ($M=1.200$; $Med=1$; $SD=0.422$) in 11 nichtmodifizierten Reusen gefangen (Abb. 9). Davon waren neun Exemplare bereits angefressen und in schlechtem Zustand, so dass diese Tiere großteils nicht weiter in die Auswertungen einfließen konnten. Der Kruskal-Wallis-Test zeigte,

dass es zwischen den einzelnen Fangergebnissen zwischen den Varianten keinen signifikanten Unterschied gab ($\chi^2=5.157$, $P=0.076$).

Berücksichtigt man nur Fänge von dem Mindestmaß $\geq 45\text{cm}$, so wurden 16 Aale in Reusen mit Ausstieg (8 Bügel, 8 Reißnaht) und 7 Aale in nichtmodifizierten Reusen gefangen. Davon konnten vier Tiere für die spätere Gewichtsanalyse nicht berücksichtigt werden.

Da das Netzmaterial unter den mechanischen Reibungspunkten mit Öse und Feder litt, mussten auch hier diverse Reusen mit Ausstiegen repariert, die Ausstiege gewartet und nachgebessert werden.

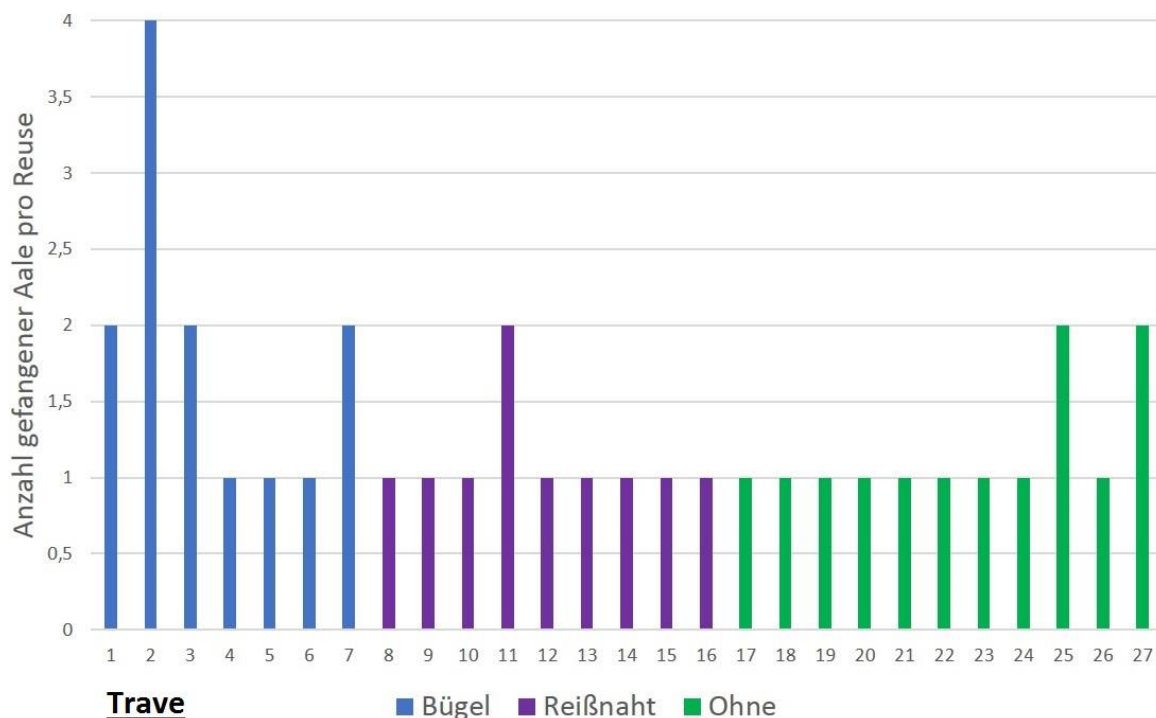


Abbildung 9: Übersicht über die gesamten Aalfänge in der Trave.

3.1.3. Gesamtauswertung der Fänge

Die Gesamtauflistung aller Fänge setzt sich wie folgt zusammen:

Fähigkeitsvergleich	Normal	Ausstiege	Differenz
Anzahl Reusen mit Fang	68	51 25 Bügel 26 Reißnaht	17
Anzahl Aale gesamt	186	118 47 Bügel 71 Reißnaht	69
Anzahl Aale $\geq 45\text{cm}$	105	71 32 Bügel 39 Reißnaht	34

Neben Aalen wurden auch die zusätzlichen Fänge notiert. So wurden an der Schlei in den 18 Bügelreusen in denen auch Aale gefangen wurden 11 Barsche, acht Rotaugen, drei Butt (*Platichthys flesus*, einer davon fangreif), ein fangreicher Hecht (*Esox lucius*) und eine Scholle (*Pleuronectes platessa*), sowie in 10 Reusen ohne Aalfang insgesamt 13 Barsche, acht Rotaugen, fünf Butt, eine Brasse, ein Hecht und ein Edelkrebs (*Astacus astacus*) gefangen. In den 17 Reißnahtreusen, in denen auch Aale gefangen wurden, waren zudem 13 Barsche, 11 Rotaugen und eine Scholle, während in 12 Reusen ohne Aale 15 Barsche, 10 Rotaugen, sieben Butt (1x fangreif), vier Brassens, ein Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*) sowie ein Hecht gefangen wurden. In den 57 aalfängigen Normalreusen wurden zusätzlich 44 Barsche, 15 Rotaugen, 19 Butt (2x fangreif), 3 Hechte und ein Zander (*Sander lucioperca*), sowie in 14 Reusen ohne Aale insgesamt 29 Barsche, 16 Rotaugen, 2 Butt, je ein Zander, Schwarzmund-Grundel (*Neogobius melanostomus*) und Hering gefangen.

An der Trave wurden nur die Fänge aus Reusen mit Aalen notiert. Hier wurden in den sieben aalfängigen Bügelreusen 45 Schwarzmund-Grundeln, vier Butt, zwei Zander, zwei Wollhandkrabben, ein Barsch und ein Dorsch (*Gadus morhua*) gefangen; in den neun Reißnahtreusen wurden 78 Schwarzmund-Grundeln, fünf Wollhandkrabben, zwei Strandkrabben (*Carcinus maenas*), ein Barsch und ein Dorsch, sowie in den normalen Reusen 28 Schwarzmund-Grundeln, 11 Wollhandkrabben, drei Butt, ein Dorsch und ein Rotauge gefangen.

Ein statistischer Vergleich der gesamten Aalanzahl zwischen Reusen mit Ausstieg (n=118; M=2.314; Med=1; SD=2.997) und normalen Reusen (n=186; M=2.776; Med=2; SD=2.958) zeigte auch hier keinen signifikanten Unterschied (W=1490.5, P=0.202). Vergleicht man nur die Fangmenge zwischen Reißnaht (n=71; M=2.731, Med=1, SD=4.055) und Bügelvariante (n=47; M=1.880; Med=2; SD=1.092), war der Unterschied auch hier nicht signifikant (W=346.5, P=0.656).

Von insgesamt 304 gefangenen Aalen, waren neun Tiere bereits verendet und angefressen, weshalb bei diesen das Gewicht und/oder die Länge nicht bestimmt werden konnten. Somit waren von 302 Aalen die Länge (Abb. 10) und von 295 auch das Gewicht (Abb. 11) zum Vergleich vorhanden.

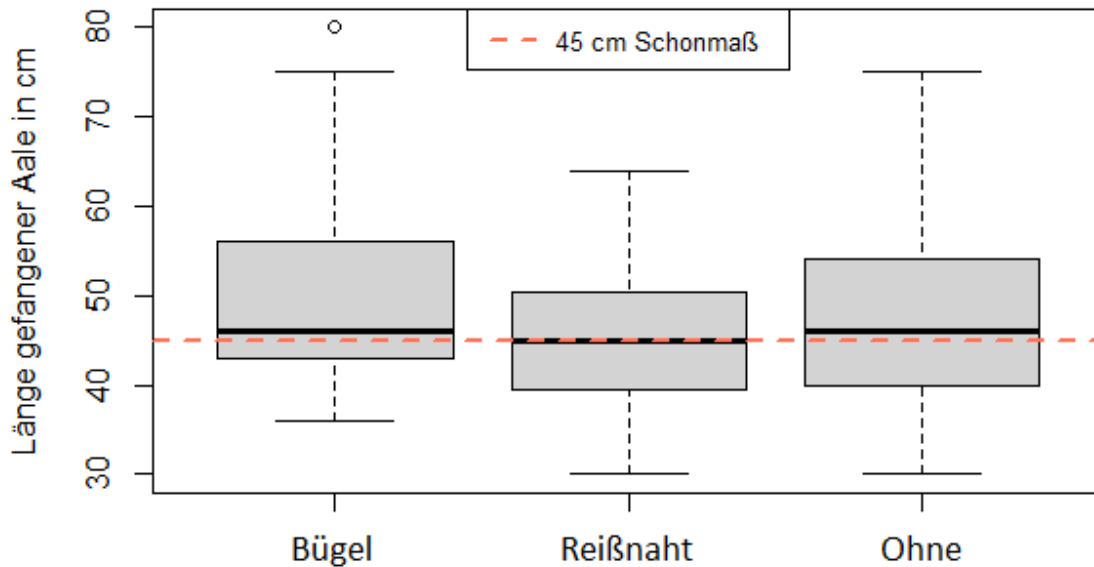


Abbildung 10: Boxplot Übersicht über die Längenverteilung der gefangenen Aale.

Die Länge der gefangenen Aale variierte zwischen den einzelnen Reusenvarianten (Bügel: $n=46$; $M=49.5$, $Med=46$, $SD=9.131$ / Reißnaht: $n=71$; $M=45.817$, $Med=45$, $SD=8.047$ / Normal: $n=185$; $M=47.692$, $Med=46$, $SD=9.647$) nicht deutlich. Da die logtransformierten Daten normalverteilt waren (Shapiro-Wilk Test), konnte in diesem Fall eine Varianzanalyse durchgeführt werden. Durch den Fligner-Killeen-Test wurde die Homogenität der Varianzen bestätigt ($F\text{-}K: medX^2=2.452$, $P=0.294$), die Varianzanalyse zeigte jedoch wie erwartet keinen signifikanten Längenunterschied der gefangenen Aale zwischen den einzelnen Reusentypen (ANOVA, $F(2,299) = 2.368$, $P=0.096$).

Von den 302 Aalen waren 176 Aale $\geq 45\text{cm}$ lang. Auch hier variierte die Länge zwischen den einzelnen Reusenvarianten (Bügel: $n=32$; $M=307.774$, $Med=270$, $SD=171.263$ / Reißnaht: $n=38$; $M=265.711$, $Med=225$, $SD=129.61$ / Normal: $n=106$; $M=343.777$, $Med=270$, $SD=192.336$) nicht signifikant ($\chi^2=4.502$, $P=0.105$).

Auch das Gesamtgewicht der 295 gewogenen Aale variierte zwischen den einzelnen Reusenvarianten (Bügel: $n=44$; $M=254.48$, $Med=205$, $SD=166.03$ / Reißnaht: $n=70$; $M=193.78$, $Med=170$, $SD=126.37$ / Normal: $n=181$; $M=243.64$, $Med=180$, $SD=185.91$) nicht signifikant ($\chi^2=4.8939$, $P=0.087$).

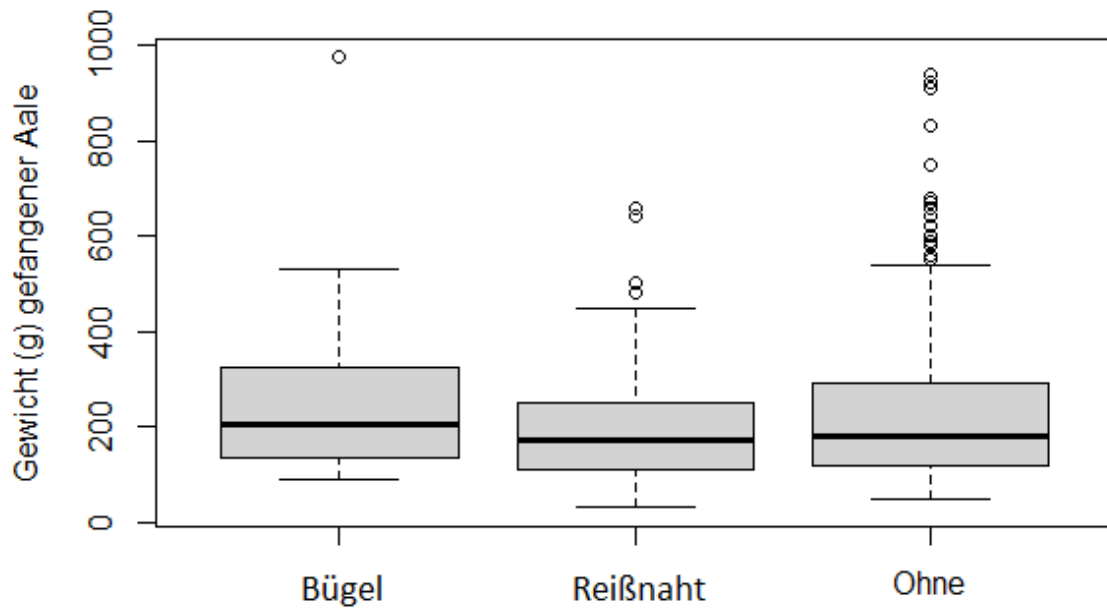


Abbildung 11: Boxplot Übersicht über die Gewichtsverteilung der gefangenen Aale.

Von insgesamt 176 Aalen $\geq 45\text{cm}$ lag von 172 auch ein Gewicht (g) vor. Jedoch zeigte auch der Vergleich der Gewichte zwischen den Reusenvarianten (Bügel: $n=31$; $M=307.77$, $\text{Med}=270$, $\text{SD}=171.26$ / Reißnaht: $n=38$; $M=265.71$, $\text{Med}=225$, $\text{SD}=129.61$ / Normal: $n=103$; $M=343.78$, $\text{Med}=270$, $\text{SD}=192.34$) keinen großen Unterschied. Der Kruskal-Wallis-Test bestätigte, dass es insgesamt keine signifikanten Gewichtsunterschiede ($\text{Chi}^2=4.502$, $P=0.105$) zwischen Aalen $\geq 45\text{cm}$ aus den einzelnen Reusenvarianten gab. Aufgrund der unterschiedlichen Fangergebnisse in den Versuchsgewässern sollten diese Zahlen jedoch auch nach Herkunft getrennt betrachtet werden. So wurden an der Schlei 153 Aale $\geq 45\text{cm}$ gefangen, davon 24 in der Bügel-, 31 in der Reißnahtvariante und 98 in den normalen Reusen, an der Trave hingegen nur 19 Aale $\geq 45\text{cm}$, jeweils sieben in den Reusen mit Ausstiegen und nur fünf in den normalen Reusen.

Für die Gewichtseinzelbetrachtung von Schlei-Aalen $\geq 45\text{cm}$ (Bügel: $n=24$; $M=278.33$, $\text{Med}=260$, $\text{SD}=112.35$ / Reißnaht: $n=31$; $M=265.81$, $\text{Med}=220$, $\text{SD}=128.73$ / Normal: $n=98$; $M=348.98$, $\text{Med}=280$, $\text{SD}=194.08$) bestätigte ein Kruskal-Wallis-Test, dass es keine statistisch signifikanten Gewichtsunterschiede ($\text{Chi}^2=5.1402$, $P=0.077$) bei den Fängen der einzelnen Varianten gab. Schaute man sich allerdings die Mediane an, so lagen zwischen durchschnittlich 220g ($\sim x$ Reißnaht), 260g ($\sim x$ Bügel) und 280g ($\sim x$ Normal) Ertrag für den Fischer definitiv relevante Gewichtsunterschiede, die sich auf einen typischen Gesamtfang hochgerechnet auch wirtschaftlich auswirken würden.

Auch für die Gewichtseinzelbetrachtung von Trave Aalen $\geq 45\text{cm}$ (Bügel: $n=7$; $M=408.71$, $\text{Med}=328$, $\text{SD}=287.94$ / Reißnaht: $n=7$; $M=265.29$, $\text{Med}=271$, $\text{SD}=143.99$ / Normal: $n=5$;

M=241.80, Med=189, SD=127.45) zeigte eine Varianzanalyse keine statistisch signifikanten Gewichtsunterschiede (ANOVA, $F(2,16) = 1.228$, $P=0.319$) bei den Fängen der einzelnen Varianten. In diesem Fall wiesen die Mediane der Fangergebnisse, 328g (\bar{x} Bügel), 271g (\bar{x} Reißnaht) und 189g (\bar{x} Normal), sogar darauf hin, dass die Reusen mit Ausstiegsvarianten einen besseren Ertrag erzielen würden als die regulären Reusen. So gab es auch an der Schlei vereinzelt den größten Fangertag in Reißnahtreusen (Abb. 8). Auf Grund der geringen Datenlage von der Trave liegt hier aber vermutlich eine Ergebnisverzerrung vor. Dementsprechend ist keine gesicherte Aussage möglich und die Ergebnisse sind zu vernachlässigen.

Das Verheddern der Ausstiege (Abb. 12) führte an beiden Standorten regelmäßig dazu, dass die Fahrt gestoppt und der Rückwärtsgang eingelegt werden musste, um die gerade gesetzte Reuse erneut einzuholen und die Verhedderung zu lösen. Zusätzlich führten starke Verhedderungen auch zu Rissen und Löchern in den Netzen, die dann erst wieder geflickt werden mussten.



Abbildung 12: Ausstiegsvariante Bügel, das Netz der Reuse hat sich oft an der Feder verheddert, teilweise auch Löcher ins Reusennetz gerissen und musste entsprechend manuell gelöst und geflickt werden, was beim Handling der Reusenketten zu (teilweise großen) Beeinträchtigungen führte.

3.2. Handling und Zeitaufwand

Bereits beim Einbau der Otterausstiege in die vorhandenen Reusen zeigte sich bei beiden Fischereibetrieben ein erheblicher zeitlicher Unterschied zum Einbau in eine fabrikneue Reuse, der mit ca. 30 min pro Ausstieg bemessen wurde. Vermutlich begründet durch

nutzungsbedingte Materialveränderung, betrug die benötigte Zeit rund 60 min, bis der Einbau in eine gebrauchte Reuse, mit Anbringung der Entlastungsbänder, abgeschlossen und die Reuse unter Spannung neu eingestellt war. Auch ein erheblicher zusätzlicher Zeitaufwand für Reparatur und Instandhaltung der Reusen mit Otterausstieg muss, aufgrund der durch eine Vielzahl an Hakern entstehenden Risse im Netz und Wartung der Ausstiege, mit einkalkuliert werden. Ebenfalls wurde das Reinigen der Reusen im Praxiseinsatz als wesentlich aufwändiger und zeitintensiver beschrieben als 2017 vom IfB befunden.

Bei den Feldversuchen zum Handling konnte ebenfalls eine große Einschränkung des fließenden Arbeitsablaufes durch die Otterausstiege festgestellt werden. Das Verheddern der Ausstiege führte regelmäßig dazu, dass die Fahrt gestoppt und der Rückwärtsgang eingelegt werden musste, um die gerade gesetzte Reuse erneut einzuholen und die Verhedderung zu lösen. So verhedderte sich bei den Tests an der Schlei die Reißnaht insgesamt vier Mal, zweimal davon die überstehende Öse unter einem der Entlastungsbänder, während sich die Bügelvariante insgesamt 27-mal durch die herausstehende Feder verhedderte. Jeweils einmal davon kam dies auch am Entlastungsband, am Verbindungsband zweier Reusenkörper, vor, so dass gleich zwei Reusen verheddert waren, sowie in dem Netz zweier Häuser zugleich vor. Auch an der Trave zeigte sich, dass die Bügelvariante mit insgesamt 37 Hakern eine deutlich größere Belastung darstellt als die Reißnaht mit 27 Hakern. Zusätzlich sprang die Feder der Bügelvariante fünfmal ab, so dass sie erst wieder zusammengebaut werden musste, während sich drei Haker der Reißnaht von selbst wieder lösten.

Tabelle 2: Ergebnisse der Handlingversuche - die Reusen mit Otterausstiegen zeigen deutliche Einschränkungen beim Setzen und Heben.

Schlei					
Ausstiege	Anzahl Tests	Tests mit Hakern	Bügel hakt	Reißnaht hakt	Rückwärtsfahren nötig
Heben	n=21	n=5	5x	1	-
Setzen	n=22	n=13	22x	3x	9x
Normal	n=21	n=0	-	-	-

Trave					
<u>Bügel</u>					
Heben	n=18	n=12	13x	-	6x
Setzen	n=19	n=17	24x	-	25x
<u>Reißnaht</u>					
Heben	n=19	n=12	-	13x	2x
Setzen	n=20	n=16	-	14x	12x
<u>Normal</u>					
Heben	n=20	n=0	-	-	3x
Setzen	n=20	n=0	-	-	-

Beim Vergleich aller Zeitdaten zum Handling zeigte ein Wilcoxon-Mann-Whitney-Test, dass es bei der benötigten Hebezeit der Gesamtdaten (in Sekunden) keinen statistisch signifikanten Unterschied ($W=1183.5$, $P=0.247$) zwischen Reusen mit Ausstiegen ($M=122.95$, $Med=97.5$, $SD=59.76$) im Vergleich zu normalen Reusen ($M=117.65$, $Med=125$, $SD=67.10$) gibt. Betrachtet man nur die an der Trave gemessenen Zeiten, die in alle drei Varianten unterteilt sind, so zeigt sich hier auch beim Heben ein entscheidender Zeitverlust durch die Reusenausstiege. Der Kruskal-Wallis-Test demonstriert zwischen einer normalen Reusenkette ($M=65.22$, $Med=65.5$, $SD=11.97$) und Reusenkette mit Ausstieg (Bügel: $M=96.67$, $Med=94$, $SD=14.89$ / Reißnaht: $M=81.47$, $Med=82$, $SD=11.91$) einen signifikanten Unterschied ($\chi^2=29.701$, $P<0.001$) bei der benötigten Hebezeit. Ein zusätzlicher paarweiser Gruppenvergleich durch den Wilcoxon-Rangsummentest mit Bonferroni(-Holm)-Korrektur bestätigt einen signifikanten Unterschied zwischen allen drei Gruppen ($P<0.001$). Betrachtet man in diesem Zusammenhang die Mediane, bedeutet dies, dass sich die benötigte Hebezeit der Reusenkette sowohl zwischen Bügel- ($Med=94s$) und Reißnahtvarianten ($Med=82s$), sowie zwischen beiden Ausstiegen und normalen Reusen ($Med=65.5s$) signifikant unterscheidet. Mit anderen Worten, für den Einsatz der Bügelvariante wird deutlich mehr Zeit ($\sim 12s$) benötigt als für den Einsatz der Reißnaht, während beide Ausstiegsvarianten (Bügel: $\sim 28,5s$ / Reißnaht: $\sim 16,5s$) deutlich mehr Zeit in Anspruch nehmen als das Heben von nicht adaptierten Reusenkette.

Beim Setzen der Reusen zeigte sich bereits im Allgemeinvergleich durch regelmäßiges Verhaken und Verheddern der Ausstiege im Reusennetz ein deutliches Bild. So war die allgemein benötigte Setzzeit bei Reusenkette mit Ausstiegen ($M=106.05$, $Med=97$, $SD=51.80$) signifikant länger ($W=2126.5$, $P<0.001$) als bei normalen Reusen ($M=49.05$, $Med=46$, $SD=11.38$). Beim Vergleich der einzelnen Varianten untereinander (Bügel: $M=144.89$, $Med=129$, $SD=52.45$ / Reißnaht: $M=82.8$, $Med=82$, $SD=29.99$ / Normal: $M=42.86$, $Med=42$, $SD=7.46$) zeigte der Wilcoxon-Rangsummentest mit Bonferroni(-Holm)-Korrektur erneut einen signifikanten Unterschied zwischen allen drei Gruppen ($P<0.001$). So kann auch hier festgestellt werden, dass für den Einsatz der Bügelvariante ($Med=129s$) beim Setzen der Reusenkette deutlich mehr Zeit ($\sim 47s$) benötigt wird, als für den Einsatz der Reißnaht ($Med=82s$), während das Setzen von Reusenkette beider Ausstiegsvarianten (Bügel: $\sim 87s$ / Reißnaht: $\sim 40s$) deutlich mehr Zeit in Anspruch nimmt als das von normalen Reusen ($Med=42s$).

Somit konnte ein signifikanter zeitlicher Mehraufwand beim Einsatz von ottersicheren Reusenausstiegen nachgewiesen werden, was bedeutet, dass der Einbau von beiden Ausstiegsvarianten sowohl beim Heben, als auch beim Stellen der Reusenkette erhebliche Behinderungen des Arbeitsablaufes und damit verbundene Zeiteinbußen zur Folge hat. Dies

muss bei weiteren Überlegungen zum (Pflicht)Einsatz von Ausstiegshilfen berücksichtigt werden und sollte auch in Relation zu dem entstehenden Kosten-Nutzen-Verhältnis für Fischerei und Otterschutz gesetzt werden.

3.3. Beeinträchtigungen & Störfaktoren

3.3.1. Sars-CoV-2 Pandemie

Die COVID19-Pandemie führte stellenweise zu erheblichen Einschränkungen und erschwerte somit die geplante Durchführung der Reusenversuche. So fanden diese zwar draußen im Freien statt und die vorgeschriebenen Hygieneregeln konnten auch auf den Booten eingehalten werden, jedoch war eine langfristige Planung der Versuchstage auf Grund der ständig wechselnden Gegebenheiten nicht möglich. Dies führte teilweise dazu, dass in Monaten in denen die Aaldichte erfahrungsgemäß hoch war, die Versuche vor allem an der Trave spontan nicht entsprechend durchgeführt werden konnten. Hinzu kamen längere Liegezeiten, die aufgrund der COVID-19 Regularien einzuhalten waren, während derer auch keine Versuchsdurchführungen erlaubt waren.

3.3.2. Eigentliche Tätigkeit der Fischereibetriebe

Die an den Versuchen beteiligten Fischereibetriebe hatten sich zur Teilnahme am Projekt freiwillig bereit erklärt. Die Versuchstage wurden in den regulären Betriebsablauf eingebaut und bedeuteten, trotz finanzieller Kompensierung durch den Auftraggebenden, mitunter arbeitsintensive Zeitspannen und ungeplante zusätzliche Arbeit für die Fischer. Saisonal kam es z.B. aufgrund hoher Fischdichten und guter Fangbedingungen in den Fanggründen der Fischereibetriebe zu Zeitspannen von einigen Wochen, in denen vor allem an der Trave keine Zeit blieb, zusätzliche Versuche durchzuführen. Speziell diese Zeiträume kollidierten auch mit hohen Aaldichten.

3.3.3. Beifang und invasive Arten

Gesetzte Reusen fangen nicht immer nur die gewünschten Zielarten, daher musste mit Beifang unterschiedlichster Art gerechnet werden. So kam es saisonal zu höheren Aufkommen von Rippenquallen (*Ctenophora*), eine invasive Art, die bei Massenaufreten die Reusen nahezu verstopfen können und eine erhebliche Gewichtsbelastung beim Heben sowohl für die Reuse als auch für den Fischer bedeuten (Abb. 13).

Zudem kam an der Schlei, je nach Bodenbeschaffenheit, teilweise viel Schlack in den Reusen dazu, so dass diese mehrfach ausgeschlagen werden mussten.



Abbildung 13: Fischer J. Ross hebt eine Reuse mit mittelgradigem Rippenquallenbefall. Ca. 50% des Fangkorbes ist durch die Quallen gefüllt, was den Fang von Fischen dementsprechend beeinträchtigt und die Arbeit durch das entstehende Gewicht zusätzlich erschwert.

An der Trave kam es über den kompletten Versuchszeitraum und speziell im Herbst/Winter zu hohen Aufkommen der chinesischen Wollhandkrabbe (*Eriocheir sinensis*, Abb. 14), was die jährlichen Wanderungen zur Reproduktion widerspiegelt (Anger, 1990). Diese hoch invasive Krabbenart besiedelt deutsche Gewässer schon seit dem vorigen Jahrhundert und ist mit saisonalen Schwankungen auch in Schleswig-Holstein etabliert (Hartmann und Spratte, 2006; Otto und Brandis, 2011). Es ist hinlänglich bekannt, dass die Krabben Netze und Reusen zerstören können, so dass größere Löcher im Maschenwerk entstehen (Abb. 15). Auch können sie andere Tiere in einer Reuse anfressen und somit den Fang negativ beeinflussen (Anger, 1990).



Abbildung 14: Ende Oktober waren die Reusen an der Trave voller Wollhandkrabben (*Eriocheir sinensis*).

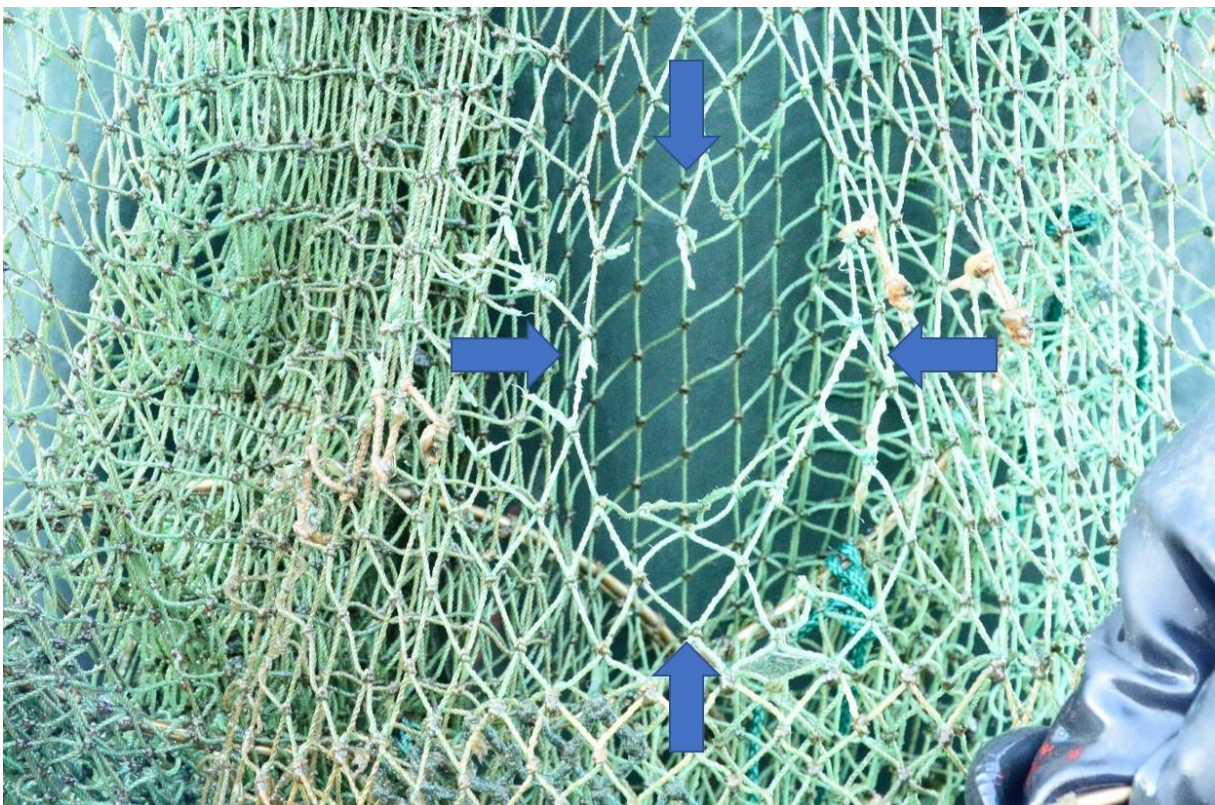


Abbildung 15: Ca. 10 cm großes Loch (blaue Pfeile), welches die Wollhandkrabben einer Reuse an der Trave zugefügt hatten.

3.3.4. Fraßschäden

Mitunter kam es vor, dass einzelne Fische in den Reusen größere Hautwunden aufwiesen oder verendet waren, was auf Fraß/Prädation durch andere Tiere hindeutete (Abb. 16). Sofern dies die Zielfischart Aal betraf, wurden stärker verletzte Individuen nicht mehr vermessen und/oder gewogen, da dies keiner korrekten Datenerhebung entsprochen hätte.



Abbildung 16: Ein Europäischer Aal (*Anguilla anguilla*) mit einer tiefen Hautwunde an der rechten Körperseite. Häufiger Beifang war auch die Schwarzmund-Grundel (*Neogobius melanostomus*), ein Neozoe.

Grundsätzlich kann es vorkommen, dass Prädatoren, wie bestimmte Vögel, auch von außen den Fang in einer Reuse beschädigen oder bereits verletzte Fische in die Reuse schwimmen. Speziell an der Trave lag in den meisten Fällen die Vermutung nahe, dass ebenfalls in den Reusen vorhandene Wollhandkrabben die Ursache waren. An der Schlei waren die Verletzungsmuster überlebten Angriffen durch Kormorane (*Phalacrocorax carbo*) zuzuordnen. Diese Art von Verlusten sind in der Fischerei bekannt und gehören zum Berufsalltag.

3.4. Besatz Test

Bei den Versuchen im November 2019 war an allen fünf Tagen kein Aal entwichen, wobei auch eine geringere Aktivität der Aale entsprechend der niedrigen Wassertemperaturen zu berücksichtigen ist. Bei einem der Versuche im Mai ist ein 320g Aal über die Bügelvariante entkommen. Bei der anschließenden Netzkontrolle konnte kein Schaden festgestellt werden, so dass der Aal durch den Bügel entkommen sein muss. Bei den restlichen vier Versuchen ist trotz der höheren Wassertemperaturen kein weiterer Aal entwichen, was auf gute

Funktionalität der Ausstiege auch unter Strömungsbedingungen hindeutet. Damit haben sowohl die ersten „Dichtigkeitstests“ beim IfB in Potsdam 2017, als auch die Versuche 2020 eine annähernd 100%ige Rückhaltung der eingesetzten Aale ergeben.

4. Diskussion, Fazit

Eine gewisse Willkür der Fangergebnisse entlang einer Aallaufstrecke durch Stellung und Versatz der Reusenketten durch Strömung darf ebenfalls nicht ausgeschlossen werden. So ist es, trotz größtmöglicher Planung im Versuchsaufbau, unmöglich, für alle Reusen einer Kette die gleichen Bedingungen zu schaffen. Zusätzlich war es durch die COVID-19 bedingten Einschränkungen und Vorgaben an der Trave schwieriger, Versuche durchzuführen. Zudem war der Fang hier auch wesentlich geringer als an der Schlei.

Bei der Betrachtung der Projektergebnisse ist festzustellen, dass das Längenspektrum der gefangenen Aale in allen Reusenarten sehr homogen war. Aufgrund des hohen Fanganteils untermaßiger Fische war der Großteil der Fänge jedoch nicht für den Fischer verwertbar und wurde wieder freigelassen.

Trotzdem konnte eine zusätzliche Belastung der Fischerei durch den Einsatz von Otterausstiegen nachgewiesen werden. So zeigten die Fangversuche an der Schlei, dass es beim Einsatz der Ausstiegsvarianten mit 56,1% weniger Tieren deutliche Einbußen im Ertrag der wirtschaftlich relevanten Aale $\geq 45\text{cm}$ gab. Dieser Minderertrag ist für den Fischereibetrieb von höchster wirtschaftlicher Bedeutung und muss beim Einsatz von Reusen mit Otterausstieg berücksichtigt werden. Betrachtet man allein die Gewichtsunterschiede, so zeigte sich ein Unterschied von $\sim x$ je 20g, der, wenn dieser auf den Tagesertrag mehrerer Ketten und alle Fangtage im Jahr hochgerechnet wird, ebenfalls von großer wirtschaftlicher Relevanz sein kann. Daher ist die Empfehlung dieser Studie, über eine entsprechende Entschädigung beim verpflichtenden Einsatz von otterschützenden Maßnahmen nachzudenken.

Auch beim Handling der Reusen mit Ausstieg konnte ein erheblicher zeitlicher Mehraufwand, der vom Einbau der Otterausstiege, über zusätzliche Reparatur und Instandhaltung, bis hin zu erheblichen Unterbrechungen des fließenden Arbeitsablaufes führten, nachgewiesen werden. Numerisch belegt werden konnte dies mit einem durchschnittlichen zeitlichen Mehraufwand von $\sim x 28,5\text{s}$ beim Heben einer Bügelreusen- und $\sim x 16,5\text{s}$ beim Heben einer Reißnahtkette aus zwei Doppelkörben. Beim Stellen der Reusenketten wird die zeitliche Diskrepanz, mit $\sim x 87\text{s}$ länger bei der Bügelvariante und $x 40\text{s}$ länger bei der Reißnaht, noch deutlicher. Auch dieser zusätzliche Zeitaufwand muss auf die an einem Fangtag eingesetzte Anzahl an Doppelkörben pro gesetzter Reusenkette hochgerechnet und auf alle Fangtage pro Jahr angewendet betrachtet werden. So ergibt sich hier eine erhebliche Zeiteinbuße, die ebenfalls von großer

wirtschaftlicher Bedeutung ist und bei einem verpflichtenden Einsatz von otterschützenden Maßnahmen entsprechend kompensiert werden sollte.

Eine mögliche Erklärung für die annähernd 100%ige Rückhaltung bei allen durchgeführten Dichtigkeitstests im Vergleich zu den doch schlechteren Fangzahlen wäre, dass die zum Test eingesetzten Aale gefangen wurden und dann nach kurzer Hälterung und Transport erst in den Versuch gegangen sind. Dies könnte zu einer Erschöpfung geführt haben, durch die die Aale nicht mehr die gleiche Aktivität entwickelten wie Tieren in ihrer natürlichen Umgebung. Diese Annahme ist jedoch rein spekulativ zu betrachten, da Fische regelmäßig gehältert werden und bei korrekter Durchführung keine Einschränkungen entstehen. Daher ist anzunehmen, dass die ottersicheren Reusenausstiege auch tatsächlich eine recht hohe Dichtigkeit aufweisen und ein Minderfang auch durch einen gewissen Grad an Willkür im Versuchsaufbau zustande gekommen sein könnte.

Grundsätzlich bleibt festzuhalten, dass der Tod eines Fischotters durch fischereiliche Tätigkeiten, wie auch im Straßenverkehr, nicht gänzlich auszuschließen ist. Trotzdem deutet das kontinuierliche Wachstum und Ausbreitung der Otterpopulation speziell in Norddeutschland, trotz jahrhundertelangen Bestands der Fischerei, darauf hin, dass die hiesige Binnenfischerei keinen großen negativen Einfluss auf die Wiederansiedlung des Otters in Schleswig-Holstein zu haben scheint. Ebenso sind die rückläufigen Zahlen von Fischereibetrieben und das Fehlen wissenschaftlich fundierter und belastbarer Daten zum Reusentod in Deutschland zu berücksichtigen. Vor diesem Hintergrund und der Tatsache, dass die Binnenfischerei in Deutschland durch wenige, kleine Familienbetriebe aufrechterhalten wird, stellt sich die Frage des Kosten-Nutzen-Faktors für den Einsatz von otterschützenden Maßnahmen. Eine Kompensation der hier nachgewiesenen, nicht unerheblichen Mehrarbeit und Minderertrag sollte geleistet werden und ihre Höhe vor einem verpflichtenden Einbau von otterschützenden Maßnahmen geregelt sein. Trotzdem bleibt die Frage, ob der Aufwand für den einzelnen Fischer, die beteiligten Behörden und nicht zuletzt die Staatskasse, die für eine Kompensation aufkommen muss, im Verhältnis zu dem nicht bezifferten Einfluss des Reusentods im Otterschutz in Schleswig-Holstein überhaupt gerechtfertigt wäre.

Nichtsdestotrotz sollte die Entwicklung von „ottersicheren“ Fischreusen als positiv gewertet werden, da hier grundsätzlich eine Befriedung aller beteiligten Interessensgruppen, Wirtschaftszweig Fischerei und Artenschutz, angestrebt wird. Auch können die hier erzielten Ergebnisse sehr hilfreich für andere Länder sein, in denen die Otterpopulation nicht wie hierzulande kontinuierlich wächst und in denen die Reusenfischerei in größerem Ausmaß betrieben wird. Vor einem routinemäßigen Einsatz sollte in jedem Fall über weitere technische Modifizierungen nachgedacht werden, um z.B. Verhedderungen der Ausstiege im Netz zu

reduzieren und einen reibungsloseren Ablauf im Arbeitsalltag der Fischereibetriebe zu ermöglichen. So ist z.B. ein Vorschlag der Fischer, die überstehenden Ösen-Enden der Reißnahtvariante komplett mit einem Ring zu umspannen, in dessen Enden die Ösen eingesteckt werden. So könnten die zu Verhedderung führenden, konstruktionsbedingten Vorsprünge eliminiert werden. Eine dahingehende Modifizierung müsste jedoch ebenfalls erstmal auf ihre Umsetzbarkeit und Praxistauglichkeit geprüft werden.

5. Anhang

Protokoll zu Fängigkeitsversuchen

Exemplarische Seite des Protokolls von der Schlei. Das Protokoll für die Trave enthält dem Reusenverbund entsprechend eine andere Auflistung der Reusentypen (BB, OO, RR, BB, OO, RR).

Protokoll Ottersichere Reusen – Feldtests (Fängigkeitsvergleich)



Fisch Index	
Bersch	B
Kaulbarsch	KB
Wolfsbarsch	WB
Brasse	Br
Butt	Bu
Flunder	FL
Grundel	Gr
Hecht	H
Rotaugen (Plötz)	RA
Zander	Z

Datum: Ort: Schleswig Fischer: Jörn Ross

Wetter/Umweltbedingungen (Hochwasser, Strömung, etc):

Uhrzeit Versuchsbeginn: Uhrzeit Versuchsende:

Wassertemp.: O₂: PH: Wassertiefe:

Stellplatz:

Zusatzbelastung Rippenquallen Algen Laich _____
hgr mgr ggr

Reusentyp	Anzahl Aale	Fangzusammensetzung (Anzahl/Art Fische)	Aale Gewicht (kg)	Aale Länge (cm)	Kommentare
Ohne					
Ohne					
Bügel					
Reißnaht					
Ohne					
Ohne					
Reißnaht					
Reißnaht					

Text aus BiVo SH vom 29.06.2016, §7 Art und Anwendung von Fischereigeräten

(2) Stellnetze und Reusen sind so einzusetzen, dass ein Beifang von anderen Tieren, insbesondere von Wasservögeln und Fischottern, möglichst vermieden wird.

(3) Handangeln sind von der fischereiausübungsberechtigten Person ständig zu beaufsichtigen. Ausgelegte Stellnetze und Langleinen sind täglich zu kontrollieren. Alle übrigen Fanggeräte und ständige Fischereivorrichtungen sind regelmäßig, mindestens in einem Zeitabstand, der unter Berücksichtigung der tatsächlichen Verhältnisse vor Ort in der Regel ein Verenden von Fischen ausschließt, zu kontrollieren. Der Fang ist bei der Kontrolle zu entnehmen.

Danksagung

Wir danken dem Schleswiger Fischereibetrieb Jörn F. Ross, dem Gothmunder Fischwirtschaftsmeister Bernd Kühn und Fischwirtschaftsmeister Kilian Lauff, Leiter der Fischbrutanstalt Altmühlendorf, für die erfolgreiche Zusammenarbeit, ihren Einsatz und das Teilen ihres Fachwissens, so wie dem Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein und dem Verband der Binnenfischer und Teichwirte Schleswig-Holsteins für die Finanzierung der Studie über die Fischereiabgabe. Auch möchten wir Albrecht Hahn, ehem. Leiter der Fischbrutanstalt Alt-Mühlendorf, für seine stetige Unterstützung und Begleitung des Projekts im Hintergrund ganz herzlich danken.

Literatur

- Ackermann, W., und Streitberger, M. (2016). *Maßnahmenkonzepte für ausgewählte Arten und Lebensraumtypen der FFH-Richtlinie*. Retrieved from <https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/service/Dokumente/skripten/Skript449.pdf>
- Anger, K. (1990). Der Lebenszyklus der Chinesischen Wollhandkrabbe (*Eriocheir sinensis*) in Norddeutschland: Gegenwärtiger Stand des Wissens und neue Untersuchungen. *Seevögel, Zeitschrift Verein Jordsand* (Vol. 11). Hamburg. Retrieved from https://www.zobodat.at/pdf/Seevoegel_11_2_1990_0032-0036.pdf
- Ansorge, H., Fiedler, F., Förster, F., Geidezis, L., Grohman, O., Hempel, G., ... Zöphel, U. (1996). Artenschutzprogramm Fischotter in Sachsen.
- Borkenhagen, P. (2014). Die Säugetiere Schleswig - Holsteins, Rote Liste. Flintbek. Retrieved from https://www.schleswig-holstein.de/DE/Fachinhalte/A/artenschutz/Downloads/rl_saeuger_pdf.pdf?__blob=publicationFile&v=1
- Bundestag. (2016). Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz - BNatSchG), 1–56.
- Chadwick, E. (2007). Post mortem study of otters in England and Wales 1992-2003. *Environment Agency*. Bristol. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2007.12.029>
- Chanin, P. R. F., und Jefferies, D. J. (1978). The decline of the otter *Lutra lutra* L. in Britain: an analysis of hunting records and discussion of causes. *Biological Journal of the Linnean Society*, 10(3), 305–328. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.1978.tb00018.x>
- Duplax, N., und Savage, M. (2018). The Global Otter Conservation Strategy. *IUCN SSC OSG*.
- European Council. (2010). Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora (OJ L 206 22.07.1992 p. 7). In *Documents in European Community Environmental Law* (pp. 568–583). Council Directive 92/43/ECC. <https://doi.org/10.1017/cbo9780511610851.039>
- Fladung, E., und Oberlercher, T. (2018). Untersuchungen zur Funktionalität von zwei verschiedenen Ausstiegsmöglichkeiten für Otter (*Lutra lutra*) in Reusen. Potsdam.
- Grünwald-Schwark, V., Zachos, F. E., Honnen, A.-C., Borkenhagen, P., Krüger, F., Wagner, J., ... Sommer, R. S. (2012). The European otter (*Lutra lutra*) in Schleswig-Holstein - Signature of a returning, threatened vertebrate species and its conservation implications | Der Fischotter (*Lutra lutra*) in Schleswig-Holstein - Signatur einer rückwandernden, bedrohten Art. *Wirb. Natur und Landschaft* (Vol. 87).
- Hartmann, U., und Spratte, S. (2006). Süßwasserfische, zehnfüßige Krebse und Großmuscheln in Schleswig-Holstein. Kiel. Retrieved from <https://lsfv-sh.de/wp-content/uploads/2019/01/FAKS.pdf>
- Hauer, S., Ansorge, H., und Zinke, O. (2002). Mortality patterns of otters (*Lutra lutra*) from eastern Germany. *Journal of Zoology*, 256 (3), 361–368. <https://doi.org/10.1017/S0952836902000390>
- Hoffmann, D. und Schmüser, H. (2009): Kartierung zur Verbreitung des Fischotters (*Lutra lutra*) in Schleswig-Holstein nach der Stichprobenmethode des IUCN Abschlussbericht 2008/2009, Kiel
- Honnen, A. C., Petersen, B., Kaßler, L., Elmeros, M., Roos, A., Sommer, R. S., und Zachos,

- F. E. (2010). Genetic structure of Eurasian otter (*Lutra lutra*, Carnivora: Mustelidae) populations from the western Baltic sea region and its implications for the recolonization of north-western Germany. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*, 49(2), 169–175. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0469.2010.00582.x>
- Kern, M. (2016). Kartierung zur Verbreitung des Fischotters (*Lutra lutra*) in Schleswig-Holstein nach der Stichprobenmethode des IUCN.
- Kruuk, H. (2006). *Otters: ecology, behaviour and conservation*. Oxford University Press.
- Krüger, H.-H., Ehlers, M. und Müller, J. (2013): Untersuchung zur Eignung von Reißnähten in Reusen als Ausstiegsmöglichkeiten für Fischotter (*Lutra lutra*), Ein Bericht im Auftrag des Niedersächsischen Landesbetriebs für Wasserwirtschaft, Küsten und Naturschutz
- Landesamt für Landwirtschaft Umwelt und ländliche Räume. (2019). Die Fischerei und Fischereiverwaltung Schleswig-Holsteins im Jahr 2019. Jahresbericht des Landesamts für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (LLUR) – Abteilung Fischerei. https://www.schleswig-holstein.de/DE/Landesregierung/LLUR/Organisation/abteilungen/pdf/Jahresbericht_2019.pdf;jsessionid=CA79E2EF80E56DCE524D4ADBA862AB61.delivery1-replication?_blob=publicationFile&v=2
- Lanszki, J., Sugár, L., Orosz, E., und Nagy, D. (2008). Biological data from post mortem analysis of otters in Hungary. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 54(2), 201–212.
- Loso, K., und Roos, A. (2019). Citizen science in Eurasian Otter (*Lutra lutra*) research sighting reports and findings of dead otters. *IUCN/SCC Otter Specialist Group Bulletin*, 36(1), 7–16.
- Madsen, A.B., Dietz, H.H., Henriksen, P. und Clausen, B. (1999): Survey of Danish Free Living Otters *Lutra lutra* - a Consecutive Collection and Necroscopy of Dead Bodies. *IUCN Otter Spec. Group Bull.* 16(2), 65 – 76
- Madsen, A.B. und Søgaard, B. (1994): Stop-Grids for Fish Traps in Denmark. *IUCN Otter Spec. Group Bull.* 9: 13 – 14
- Madsen, A.B. (1991): Otter (*Lutra lutra*) mortalities in fish traps and experiences with using stop-grids in Denmark in: Reuter und Röchert (Hrsg.) *Proceedings of the Vth International Otter Colloquium*, Habitat 6, Hankensbüttel, 237 - 241
- Meinig, H., Boye, P., Dähne, M., Hutterer, R., und Lang, J. (2020). Rote Liste und Gesamtartenliste der Säugetiere (Mammalia) Deutschlands. *Naturschutz Und Biologische Vielfalt*, 170(2), 73. <https://doi.org/10.19213/972172/>
- Michalek, K. (2015). *Fischotter im Burgenland*. Eisenstadt.
- Moll, G. C. M. Van. (1990). European Otters and Preventive Measures in Fish-Fykes (on the Matter of the Proper Mesh-Width for Stop-Grids). *IUCN Otter Specialist Group Bulletin*, 5, 35–40.
- Neubert, F., und Wachlin, V. (2010). Fischotter *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) (Vol. 15). Retrieved from https://www.lung.mv-regierung.de/dateien/ffh_asb_lutra_lutra.pdf
- NLWKN. (2011). Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz Vollzugshinweise zum Schutz von Säugetierarten in Niedersachsen: Fischotter (*Lutra lutra*). Hannover, Deutschland.
- Otterpost 2013: Ausgabe Juni 2013, Aktion Fischotterschutz e. V.; OTTER-ZENTRUM; 29386

Hankensbüttel, 9-10

- Otto, T., und Brandis, D. (2011). First evidence of *Eriocheir sinensis* reproduction from schleswig-holstein, northern Germany, Western Baltic Sea. *Aquatic Invasions*, 6 (SUPPL.1), 65–69. <https://doi.org/10.3391/ai.2011.6.S1.015>
- R Core Team, 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Reckendorf, A., und Siebert, U. (2017). Untersuchung verschiedener Ausstiegsmöglichkeiten für Fischotter (*Lutra lutra*) aus Fischreusen. Abschlussbericht an das Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein – Abteilung Fischerei und den Verband der Binnenfischer und Teichwirte Schleswig-Holsteins.
- Reuther, C. (2001). Fischotterschutz in Schleswig-Holstein. *Broschüre des Ministeriums für Umwelt, Natur und Forsten des Landes Schleswig-Holstein*.
- Reuther, C. (2001): Reusenfischerei und Otterschutz. *Broschüre "Naturschutz praktisch" Nr. 1 der Aktion Fischotterschutz e. V.*, S. 14-15.
- Roos, A., Loy, A., de Silva, P., Hajkova, P., und Zemanova, B. (2015). *Lutra lutra*, Eurasian Otter. *The IUCN Red List of Threatened Species*TM. https://doi.org/10.1007/978-3-0348-7753-4_77
- Roskoden, L. (2001). Zur Situation des Fischotters (*Lutra lutra*) im Oberspreewald–Empfehlungen für den Naturschutz. Cottbus. Retrieved from http://www.akyaka.org/otter/bilgi_gr/diplomarbeitroskoden.pdf
- Schleswig-Holstein, S. L. (1965). Die Betriebsverhältnisse in der Binnenfischerei, Ergebnisse der Binnenfischereierhebung 1962. Kiel: Statistisches Landesamt Schleswig-Holstein.
- Schleswig-Holstein, S. L. (1973). Die Betriebsverhältnisse der Binnenfischerei 1972 in Schleswig-Holstein. Kiel: Schleswig-Holstein, Statistisches Landesamt.
- Schleswig-Holstein, S. L. (1985). Die Betriebsverhältnisse der Binnenfischerei 1982 in Schleswig-Holstein. Kiel: Statistisches Landesamt Schleswig-Holstein.
- Schleswig-Holstein, S. L. (1995). Die Betriebsverhältnisse der Binnenfischerei 1994 in Schleswig-Holstein. Kiel: Schleswig-Holstein, Statistisches Landesamt.
- Skarén, U. (1992): Analysis of One Hundred Otters Killed by Accidents in Central Finland. IUCN Otter Spec. Group Bull. 7: 9 - 12
- Statistisches Amt für Hamburg und Schleswig-Holstein. (2005). Die Betriebsverhältnisse der Binnenfischerei 2004 in Schleswig-Holstein. Hamburg.
- Verband der Binnenfischer und Teichwirte in S-H. (n.d.). Rendsburg, Deutschland: Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein. Retrieved from https://www.lksh.de/fileadmin/PDFs/Landwirtschaft/Tier/Verband_der_Binnenfischer_und_Teichwirte_Schleswig-Holstein.pdf
- Zinke, O., Jeschke, D. und Ansorge, H. (2013): Die Todesursachen ostsächsischer Fischotter aus dem Zeitraum 1990 bis 2010, aus: Berichte der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz, Band 21, ISSN 0941-0627; 21: 73–81