Gesellschaft
für Marine Aquakultur

Gesundheitsmonitoring und Untersuchung möglicher Ursachen für Verpilzungen von Meerforellen in der Trave

2021

Endbericht[1]

Zum Vorhaben:

Gesundheitsmonitoring und Untersuchung möglicher Ursachen für Verpilzungen von Meerforellen in der Trave

Antrag vom 27.02.2017; Zuwendungsbescheid vom 26.07.2017, 302 – 1/2017
Gesamt-Laufzeit des Vorhabens: 01.08.2017 – 31.10.2021

Bewilligungsempfänger:
Gesellschaft für Marine Aquakultur mbH, Hafentörn 3, 25761 Büsum

Verfasser:
Dr. Henrike Seibel[2]
Ekaterina Schlachter
Nadine Lau
Prof. Dr. Carsten Schulz

Büsum, 11.01.2022

Titelbild: Henrike Seibel

[1] Es erfolgt hier eine Gesamtbetrachtung der Ergebnisse über den gesamten Projektzeitraum, Ergebnisse aus der Pilotstudie vom 21.09.2016 bis 28.02.2017 wurden bereits ausführlich im „ersten Zwischenbericht“ zum Vorhaben vom April 2018 dargestellt.
[2] Kontaktdaten: Telefon: 04834-96539915; Fax: 04834-96539999; seibel@gma-buesum.de

Kurze Zusammenfassung

Da von jährlich zunehmenden Verpilzungen von Meerforellen in der Trave berichtet wurde, sollten in dieser Studie mögliche Ursachen für die Beeinträchtigung des Gesundheitszustands untersucht werden. Dazu wurden Smolts und adulte Meerforellen (*Salmo trutta trutta*) aus der Trave und der Lippingau als Referenzfluss auf mögliche patho-genetische Zusammenhänge für vermehrtes Auftreten von Verpilzungen untersucht. Neben pathologisch-anatomischen, pathologisch-histologischen, mikrobiologischen (bakteriologisch und mykologisch) Untersuchungen wurden immunologische Untersuchungen einzelner adulter Meerforellen und toxikologische Untersuchungen durchgeführt und die Ergebnisse wurden mit Umweltgegebenheiten wie Wasserstand, Temperatur und Sauerstoffgehalt in Beziehung gesetzt.

Insgesamt fanden sich weniger verpilzte Meerforellen in der Trave als erwartet. Der Konditionsfaktor war bei allen untersuchten Meerforellen im Mittel in einem adäquaten Bereich. Erreger der Furunkulose und anderer Hautinfektionen wurden nachgewiesen. In der Trave nahm die Größe / das Alter der Tiere einen signifikanten Einfluss auf die Bakterienanzahl, die im Bauchraum nachweisbar war. Am stärksten betroffen waren 36 - 45,5 cm große Meerforellen. An der Högersdorfer Brücke fand sich auffällig oft *Pseudomonas fluorescens* (Erreger der Flossenfäule) auf Kiemen/Haut Abstrichen und *Aeromonas sobria* wurde auffällig häufig in der Bauchhöhle von Elritzen (*Phoxinus phoxinus)* nachgewiesen. Es konnte der Einfluss des Wasserstandes gezeigt werden. Mehrere Toxine (Quecksilber, Cadmium, Arsen, PAKs, PCBs, Dioxine) waren in den Fischen erhöht. Quecksilber wurde auch in Muskelproben von Smolts nachgewiesen. Dies ist alarmierend, denn im Allgemeinen reichert sich Quecksilber erst mit steigendem Lebensalter in den Geweben an. Die mittlere Wassertemperatur in der Trave stieg von 2010 bis 2018 um 1,5 °C. Weiterhin wurden der Vitamin B Gehalt einzelner adulter Meerforellen und Entzündungsmarker im Blut bestimmt. Hierbei fiel auf, dass die Meerforellen aus der Lippingau eine signifikant erhöhte IL-1β mRNA Expression aufwiesen und eine Hochregulierung von MX1 mRNA zeigten. In der Trave war MAP3K erhöht, was Hinweise auf Umweltstress geben kann.

Zur genaueren Untersuchung einzelner Einflussfaktoren wäre es sinnvoll gezielte weiterführende Untersuchungen über einen längeren Beobachtungszeitraum durchzuführen.

Abstract

Since there have been reports of annually increasing fungal infections of sea trout (*Salmo trutta trutta*) in the Trave, the aim of this study was to investigate possible causes for the impaired health status. Smolts and adult sea trout from the Trave and the Lippingau, as reference river, were investigated for patho-genetic correlations for the increased occurrence of fungal infections. Pathological-anatomical, pathological-histological, microbiological (bacteriological and mycological) examinations, immunological examinations of individual adult sea trout and toxicological examinations were carried out and the results were related to environmental conditions such as water level, temperature and oxygen content.

Overall, there were fewer fungal infected sea trout in the Trave than expected. The condition factor was on average within an adequate range for all sea trout examined. Pathogens of furunculosis and other skin infections were detected. In the Trave, the size/age of the animals had a significant influence on the number of bacteria detectable in the abdominal cavity. Sea trout 36 - 45.5 cm in size were most affected. At Högersdorfer Brücke, *Pseudomonas fluorescens* (causative agent of fin rot) was found conspicuously often on gill/skin swabs and *Aeromonas sobria* was detected conspicuously often in the abdominal cavity of minnows (*Phoxinus phoxinus)*. The influence of the water level could be shown. Several toxins (mercury, cadmium, arsenic, PAHs, PCBs, dioxins) were elevated. Mercury was also detected in muscle samples from smolts. This is alarming because, in general, mercury accumulates in tissues with increasing age. The mean water temperature in the Trave increased by 1.5 °C from 2010 to 2018. Furthermore, the vitamin B content of individual adult sea trout was determined and inflammation markers were measured in the blood. It was noticed that the sea trout from the Lippingau showed a significantly increased IL-1β mRNA expression and an upregulation of MX1. In the Trave, MAP3K was elevated, which may indicate environmental stress.

For a more detailed investigation of individual influencing factors, it would make sense to carry out targeted further investigations over a longer observation period.

Inhalt

I. Hintergrund des Projektes 5
1. Kurzbeschreibung des Vorhabens 5
2. Die Trave 5
3. Die Lippingau 7
II. Umsetzung des Projektes 8
1. Arbeitsschwerpunkte des Projektes 8
2. Durchführung Beprobungen, Mikrobiologie und Toxikologie 8
3. virologische Diagnostik 9
4. molekulare Stress- und Immunmarker 9
5. Asservierung von Proben 9
6. Messsonden 10
7. Statistik 10
III. Ergebnisse und Diskussion 11
1. Probenmaterial und Konditionsfaktor 11
2. Makroskopie und Histologie 12
3. Bakteriologie und Mykologie 17
4. Immunsystem, Molekularbiologie, Virologie 19
5. Immunsystem und Vitamin B1 22
6. Intoxikationen 24
a. Quecksilber 25
b. Arsen 26
c. Cadmium 27
d. Kupfer, Zink, Selen 27
e. Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe 28
f. Polychlorierte Biphenyle und Dioxine 31
7. Wasserstände und Temperatur 32
IV. Zusammenfassende Schlussfolgerung 37
V. Danksagung 40
VI. Anhang 40
1. Bibliographie 40
2. Liste der untersuchten Schadstoffe und Tierarzneimittel 46
3. Liste der nachgewiesenen Mikroorganismen in der Trave aus Bauchhöhe und Haut/Kiemen 51
4. Liste der nachgewiesenen Mikroorganismen in der Lippingau aus Bauchhöhe und Haut/Kiemen 54
5. Vorkommen und Darstellung potentieller Pathogene, Rohdaten 56
6. Tierdatenblatt Beispiel 57

I. Hintergrund des Projektes

1. Kurzbeschreibung des Vorhabens

Seit dem Laichfischfang 2011 wurden von den örtlichen Angelvereinen und anliegenden Bruthäusern auf adulten Meerforellen (*Salmo trutta trutta*) in der Trave jährlich zunehmend Verpilzungen beschrieben, die zum Tod der Tiere noch vor dem Ablaichen führten. Da sowohl Rogner als auch Milcher betroffen waren, sollten mögliche Ursachen für den schlechten Gesundheitszustand in einer ersten Studie eingegrenzt werden. Verpilzungen und erhöhte Mortalitäten wurden auch in schwedischen Flüssen beobachtet [1] und Kollegen aus Polen und Mecklenburg-Vorpommern berichteten vergleichbares.

Im Rahmen dieser Studie wurden Smolts und adulte Meerforellen aus der Trave und der Lippingau als Referenzfluss beprobt. Beide Flüsse liegen in Schleswig-Holstein und münden in die Ostsee.

Ziel des Projektes war es, mögliche Ursachen und patho-genetische Zusammenhänge für ein vermehrtes Auftreten von Verpilzungen bei Meerforellen in Flüssen Schleswig-Holsteins zu untersuchen. Dazu wurden neben pathologisch-anatomischen, pathologisch-histologischen, mikrobiologischen (bakteriologisch und mykologisch) Untersuchungen, immunologische Untersuchungen einzelner adulter Meerforellen und toxikologische Untersuchungen durchgeführt. Begleitend wurde eine Datenerhebung zum aktuellen Zustand der Trave und Veränderungen seit 2011 durchgeführt, in die z.B. Wasserparametern (Temperatur und Sauerstoff) einbezogen wurden.

Neben den Untersuchungen in der Trave war es geplant Referenzflüsse in die Untersuchung mit einzubeziehen. Dazu konnten nur von der Lippingau Daten in ausreichender Menge erhoben werden. Die Beprobung der Steinau gelang – auf Grund bürokratischer Hürden – nur einmal und Flüsse mit Nordseeeinzug, wie die ursprünglich geplante Stör, wurden gar nicht beprobt, da hier keine Krankheitssymptomatik, wie anfangs beschrieben, gemeldet wurde.

2. Die Trave

Die Trave ist ein bei Travemünde in die Ostsee mündender Fluss in Schleswig-Holstein, welcher in Gießelrade bei Ahrensbök quellt und etwa 124 km lang ist. Dabei durchläuft die Trave Städte wie Bad Segeberg und Bad Oldesloe sowie die Großstadt Lübeck (Abbildung 1). Das Einzugsgebiet der Trave erstreckt sich über etwa 1861 km^2 [2] und besteht zu 60 % aus Ackerfläche, jeweils 11 % aus Grünland und Waldflächen und jeweils 5 % aus Stadtflächen und Feuchtwiesen (Umweltbundesamt). Der Abschnitt von Travemünde bis zu der Einmündung des Elbe-Lübeck-Kanals ist eine Bundeswasserstraße und wird durch regelmäßigen Schifffahrtsverkehr geprägt [3]. In Abbildung 2 ist die Flächennutzung entlang der Trave im Raum Bad Oldesloe im Umkreis von 1 km exemplarisch dargestellt.

Die große landwirtschaftliche Aktivität in und um das Einzugsgebiet Schlei/Trave sorgt für diffuse Einträge von Stickstoff und für eine signifikante diffuse Belastung des Gewässers [2]. Vom Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (LLUR) wird die Trave überwiegend der Gewässergüteklasse II, also einer mäßigen Belastung zugeteilt. Einige kleine Fließgewässer, bei denen es sich meist um Bäche zwischen

Ackerflächen handelt, die in die Trave münden, wurden jedoch als kritisch belastet bewertet und befinden sich deshalb in Gewässerklasse II – III [2].

Für das Gewässersystem Trave sind 14 angrenzende Klärwerke für die Aufarbeitung von Abwassers und die darin enthaltenen Stoffe relevant [2]. Dabei ist das Zentralkraftwerk Lübeck mit einer Abwassermenge von 19,6 Millionen m^3 (im Jahr 2016), das mit Abstand größte [4]. Weitere relativ große Klärwerke liegen in Bad Segeberg, Bad Oldesloe und Rheinfeld. Alle an der Trave grenzenden Klärwerke fügen das Abwasser nach einer mechanischen und biologischen Reinigung der Trave zu [4] und verwenden vermutlich alle noch eine dritte Reinigungsstufe [4] mit Flockungsfiltern, die dafür sorgen, dass noch mehr Stoffe wie zum Beispiel Phosphorverbindungen dem Abwasser entzogen werden [5]. Über eine vierte Reinigungsstufe, welche Stoffe wie Pestizide und Arzneimittel deutlich besser eliminieren würde [6,7], verfügt keines der an die Trave angrenzenden Kläranlagen.

Abbildung 1 Darstellung der Verortung der im Projekt geplanten Beprobungsorte (Karte: M. Vallentin)

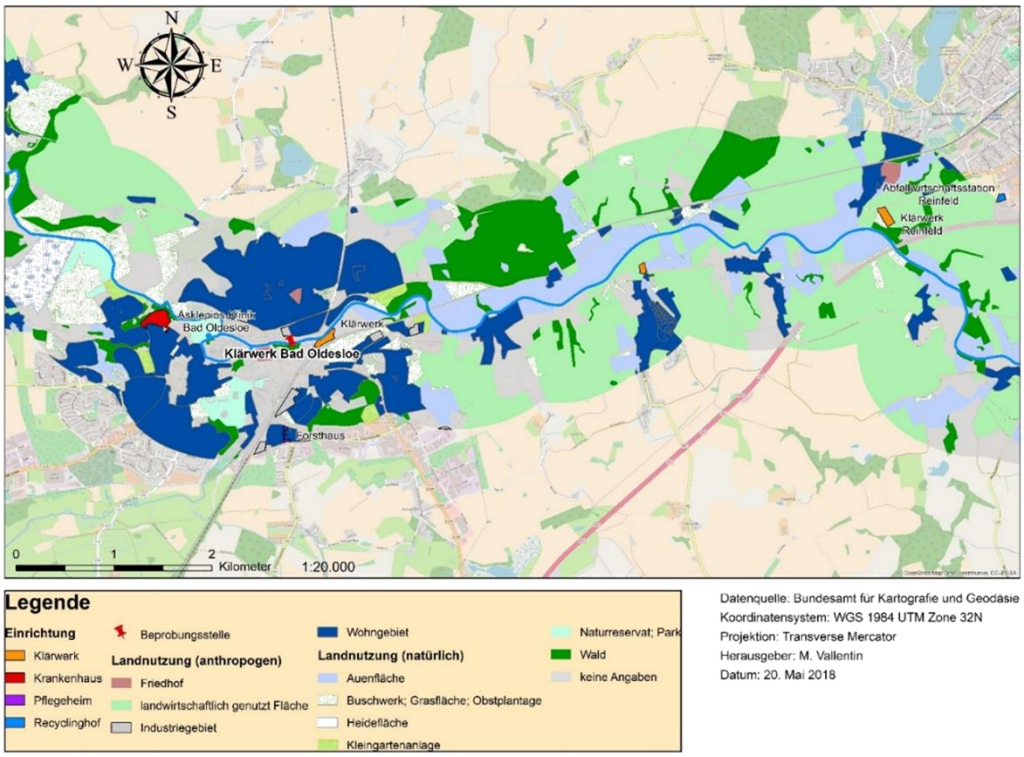


Abbildung 2 Flächennutzung im Umkreis von 1 km um die Trave im Raum Bad Oldesloe (Karte: M. Vallentin)

3. Die Lippingau

Die Lippingau quellt in Schleswig-Holstein und mündet genau wie die Trave in der Nähe von Gelting (Kreis Schleswig-Flensburg) in die Ostsee. In dieser Arbeit stellt sie einen Referenzfluss dar, aus dem ebenfalls Meerforellen in allen bisherigen Untersuchungszeiträumen entnommen wurden. Die Au ist der Hauptstrom des Flusssystems, welches sich über eine Fläche von 49,7 km^2 erstreckt. Die Flächennutzung in 1 km um die Lippingau ist in Abbildung 3 dargestellt.

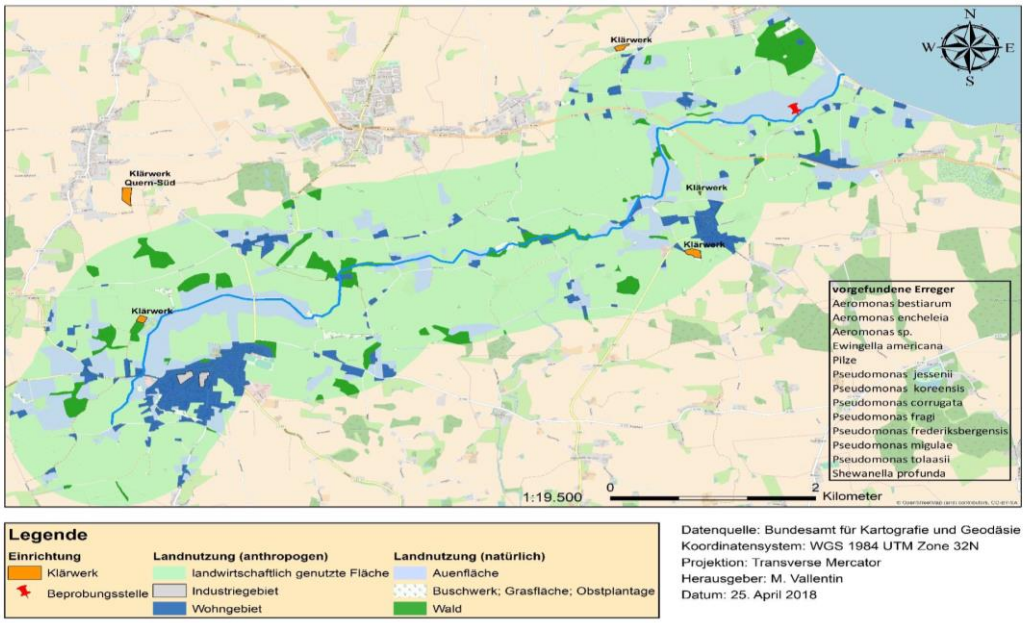


Abbildung 3 Flächennutzung im Umkreis von 1 km um die Lippingau (Karte: M. Vallentin)

II. Umsetzung des Projektes

1. Arbeitsschwerpunkte des Projektes

(1) Begleitende Datenerhebung zum aktuellen Zustand der Trave und Veränderungen seit 2011
(2) Erhebung von Wasserparametern (Temperatur und Sauerstoff) mittels Datenloggern, die fest an eine geeignete Stelle installiert wurden
(3) Erhebung von epidemiologischen Parametern in Bezug auf krankhaften Veränderungen
    a. Zeitliches Auftreten im Jahresverlauf
    b. Mögliche Korrelationen zu Wetterereignissen (Wassertemperatur, Sauerstoffsättigung, Pegelstände, Niederschläge)
    c. Beprobung von Fischen unterschiedlichen Alters und unterschiedlicher Lokalisation im Fluss
        i. Alters- und Geschlechtsverteilung (Länge, Gewicht)
        ii. Allgemeine pathologisch-anatomische Diagnostik
        iii. Allgemeine pathologisch-histologische Diagnostik (Leber, Niere, Kiemen, Haut, Muskulatur, u. a.)
        iv. Mikrobiologische Untersuchung (Bakteriologie und Mykologie von Haut/Kiemen und Bauchhöhle, sowie ggf. Hautwunden)
        v. weiterführende toxikologische Untersuchungen (Muskulatur und/oder Leber, Poolproben) auf ein ausgewähltes Spektrum an Schadstoffen
    d. virologische Diagnostik auf Herpesviren (*geplant, konnte aber nicht durchgeführt werden, siehe unten*)
    e. Untersuchungen unterschiedlicher chronischer Stressparameter und Immunmarker mittels quantitativer real time PCR
    f. Fotodokumentation und Befundauswertung mit Beurteilung
    g. Modellierung der epidemiologischen Zusammenhänge

2. Durchführung Beprobungen, Mikrobiologie und Toxikologie

Jeweils in den Wintermonaten zwischen Oktober und März wurden die Meerforellen dem Gewässer mittels Elektrofischerei entnommen. Die Anzahl der beprobten Meerforellen war nicht zu jedem Beprobungszeitpunkt gleich, da es deutliche Unterschiede im Aufstiegsverhalten und der Wasserführung der Trave gab.

Die Fische wurden tierschutzgerecht mit einem stumpfen Schlag auf den Kopf betäubt, gewogen, vermessen, fotografiert und ggf. Blut entnommen. Von jedem Fisch wurden standartmäßig die Haut und Kiemen, sowie eventuelle Hautwunden und die Bauchhöhle mit einem sterilen Tupferbesteck (Amies-Mediumtupfer mit Kohle von Sarstedt, Nümbrecht) beprobt. Die **bakteriologische und mykologische Untersuchung** der gekühlten Tupfer wurde zunächst vom Landeslabor Schleswig-Holstein, Geschäftsbereich 2, Veterinärwesen in Neumünster durchgeführt. Da die Untersuchung ab Januar 2019 dort auf Grund von Personalengpässen nicht mehr möglich war, wurden die Tupfer anschließend gekühlt an LABOKLIN (Bad Kissing) versandt.

Nach Entnahme der Tupfer, wurden die betäubten Tiere mittels eines Kiemenrundschnittes getötet, weitere Proben entnommen und eine vollständige Sektion jedes Tieres mit äußerer und innerer Besichtigung durchgeführt. Der Grad der parasitären Belastung wurde bestimmt, auch in Abstrichen von Haut und Kiemen, eine Bestimmung von Parasiten auf Artniveau war jedoch nicht Bestandteil dieser Untersuchung.

Für die **histologische Untersuchung** wurden Organproben in 4 %-igem, gepufferten Formalin (Rotifix, Firma Roth) fixiert, später getrimmt und in Paraffin eingebettet. Es wurden 4 µm dicke Schnitte angefertigt (Tierärztliche Gemeinschaftspraxis für Histopathologie, Dres. M. Bleyer und E. Gruber-Dujardin, in Göttingen), die nach einem Standardprotokoll mit Hämatoxylin und Eosin gefärbt und lichtmikroskopisch (Zeiss, Primo Star) untersucht wurden. Je nach Fragestellung wurden zusätzliche Spezialfärbungen angefertigt und ausgewertet.

Für die **toxikologische Untersuchung**, die in der Saison 2017/2018 von der LUFA in Kiel und ab 2018/2019 durch Limbach Analytics GmbH in Lübeck durchgeführt wurden, wurden Muskel- und Leberproben entnommen. Diese wurden zur Untersuchung gepoolt, um auf ausreichend große Probenmengen zu kommen.

3. virologische Diagnostik

Zur Untersuchung auf Herpesviren sollten verdächtige Hautproben durch das Landeslabor Schleswig-Holstein, Geschäftsbereich 2, Veterinärwesen in Neumünster untersucht werden. Da die Untersuchung letztendlich aus Personalengpässen in Neumünster nicht stattfinden konnte, wurde nur eine reine histologische Untersuchung auf Herpesvirus-typische Einschlußkörperchen durchgeführt.

4. molekulare Stress- und Immunmarker

Aus den in RNAlater konservierten Blutproben wurde mit einer Kombination der Kits QIAGEN RNeasy Plus Minikit (QIAGEN, Deutschland) und RiboPure™-Blood Kit (Thermo Fisher Scientific Inc., USA) die RNA isoliert. Die isolierte RNA Konzentration wurde mittels eines Photometers bestimmt und auf 10 ng/ µl eingestellt und in cDNA umgeschrieben (Quanti Nova Reverse Transkription Kit; QIAGEN, Deutschland). Die quantitative real-time RT-PCR wurde mit dem QuantiNova SYBR® PCR Kit (Qiagen, Deutschland) und dem Aria Mx Real-Time-PCR-System (Agilent Technologies, USA) nach Herstellerangaben durchgeführt. Die Auswertung erfolgte nach Vandesompele und Bustin [8,9] unter Berücksichtigung der Methode mittels Standardkurve [10] und der ΔΔCt Methode [11,12], wobei die qPCR-Spezifität durch den Vergleich von Schmelzkurven und Tm-Werten zwischen den Proben erreicht wurde. Zur Beurteilung der Stabilität der Referenzgenexpression wurden gNorm und NormFinder verwendet [13]. Das geometrische Mittel von drei stabil exprimierten Referenzgenen wurde berechnet, um Genexpressionsdaten zu normalisieren. Um Abweichungen zwischen verschiedenen qPCR-Läufen zu minimieren, wurden alle Daten für ein Gen von Interesse mittels Multiplattenanalyse zusammengefasst (Mx 1.0, Agilent Technologies, USA).

5. Asservierung von Proben

Für weiterführende Untersuchungen wurden Stücke von Leber und Milz in Ethanol asserviert.

6. Messsonden

Um einen Überblick über die Wassertemperatur und den Sauerstoffgehalt an den Beprobungsorten zu erhalten, wurden an zwei verschiedenen Plätzen Datenlogger (O2-Log3055 von Driesen + Kern GmbH) für eine optische Sauerstoff-Messung platziert. Ein Datenlogger wurde in der Nähe von Bad Oldesloe auf Höhe eines Klärwerkes in die Trave eingebracht, der andere in Bad Segeberg Nähe Möbel Kraft. Die Geräte speicherten stündlich einen Datenpunkt auf einen internen Speicher, der während der Beprobungen in der Laichzeit monatlich und außerhalb dieser im Jahresverlauf regelmäßig ausgelesen wurde. Leider konnten nicht lückenlos über das gesamte Projekt Daten erfasst werden, da die Geräte immer wieder Softwarefehler aufwiesen und eingeschickt bzw. ausgetauscht werden mussten.

Der O2-Log3055 ist ein Datenlogger für Sauerstoff und Temperatur. Er misst die Konzentration des im Wasser gelösten Sauerstoffs und zeichnet die Messwerte im integrierten Speicher auf. Er berechnet ebenfalls die Konzentration in ppm und mg/L und erlaubt die bedienerfreundliche Rekalibrierung und den Austausch der O_2-Elektrode. Nicht zuletzt durch die automatische Temperaturkompensation eignet er sich für den Einsatz in Seen, Flüssen, am Kläranlagenauslauf oder auch bei Fischtransporten und wurde deshalb gewählt.

7. Statistik

Die statistische Auswertung erfolgte entweder mit dem Statistikprogramm SPSS 20.0 (IBM SPSS Statistics 20, Armonk, New York) oder mit „R“. Als Maß für die Streuung wurden das arithmetische Mittel sowie die Standardabweichung berechnet. Die Untersuchung auf Normalverteilung erfolgte mit dem Kolmogorov-Smirnov-Test. Mit dem Levene-Test wurde die Varianzhomogenität überprüft. Bei normalverteilten, homogenen Daten wurde eine einfaktorielle Varianzanalyse (ANOVA) durchgeführt und als Post-Hoc-Test der Tukey-Test angewandt. Lag keine Normalverteilung oder eine Varianzheterogenität vor, wurden die Daten mittels dem Kruskal-Wallis-Test und dem Post-Hoc-Test Dunnett-T3 ausgewertet. Zur Beurteilung einer möglichen linearen Korrelation zwischen zwei Variablen wurden der Korrelationskoeffizient nach Pearson, sowie die lineare Regressionsanalyse verwendet. Für alle statistischen Tests wurde $p \leq 0,05$ (zweiseitig) als signifikant angesehen.

Für die Modellrechnungen wurde für die Erstellung einer Datentabelle Microsoft Excel verwendet. Anschließend wurde das Datenblatt in ein CSV-Datei konvertiert. Die statistische Analyse wurde mit der RStudio Version 1.3.1073 (© 2009-2020 RStudio, PBC) durchgeführt. Für die Auswertung von Zusammenhängen zwischen den einzelnen Parametern wurde eine Pearson- Korrelation verwendet. Um Signifikanzen zwischen den Gruppen wie beispielsweise den Längenkategorien und der Bakterienanzahl festzustellen wurde ein Kruskal-Wallis Test genutzt. Die modellierten Werte wurde mit Hilfe eines generalized linear Models (glm, family=quasi.poission) ausgewertet. Die Boxplots und Grafiken wurden mit *ggplot* erstellt.

III. Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse zur begleitenden Datenerhebung zum aktuellen Zustand der Trave und Veränderungen seit 2011 wurden bereits im „ersten Zwischenbericht“ zum Vorhaben vom April 2018 ausführlich dargestellt und diskutiert. Sie fließen hier mit in die Diskussion ein.

1. Probenmaterial und Konditionsfaktor

Insgesamt wurden 66 adulte Meerforellen und 60 Smolt und Paar in der Trave beprobt, davon waren 43 adulte Weibchen und 24 adulte männliche Tiere. Außerdem wurden 17 Elritzen[3] als ortsständige Fischart in der Trave als Referenzfisch beprobt. In der Lippingau wurden 17 adulte Meerforellen, 5 männliche und 12 weibliche und 13 Smolt und Paar beprobt. Beprobt wurde an der Högersdorfer Brücke, Nähe Möbel Kraft in Bad Segeberg und in Bad Oldesloe im Bereich des Kurparks und Klärwerk, sowie zu Beginn des Projektes in Gothmund. Zu jedem Tier wurde ein Datenblatt angelegt (siehe Anhang).

In Tabelle 1 sind die Konditionsfaktoren der beprobten Meerforellen dargestellt. Der Konditionsfaktor lässt Rückschlüsse auf den Zustand der Fische zu. Je höher er ist, desto besser genährt sind die Tiere gewesen. Damit kann indirekt ein Rückschluss auf das Nahrungsangebot im Lebensraum gezogen werden. Hier fällt auf, dass die meisten Meerforellen aus Lippingau und Trave einen Konditionsfaktor zwischen 0,80 ± 0,14 und 0,97 ± 0,07 aufwiesen. Ein gesunder K-Faktor für Meerforellen liegt zwischen 0,9 und 1,2, so dass hier keine Auffälligkeiten aufgetreten sind, auch wenn die weiblichen Tiere aus der Lippinau leichte Abweichung nach unten zeigen, ist dies eher nicht bedenklich. Der erhöhte K-Faktor von 1,13 ± 0,21 an der Högersdorfer Brücke kommt sehr wahrscheinlich durch die höhere Anzahl an Smolt, welche in die Rechnung mit eingegangen sind, an diesem Fangort zustande.

Abbildung 4 unterstreicht die Streuung des Konditionsfaktors um den Wert 1. Auch hier wird ersichtlich, dass die beprobten Meerforellen in der Lippingau im Vergleich zu Tieren aus der Trave einen schlechteren Konditionsfaktor aufwiesen.

Tabelle 1 Mittelwerte ± Standardabweichungen des Konditionsfaktor der untersuchten Meerforellen aus der Trave (n = 90) und der Lippingaus (n = 30) unterteilt nach Geschlechtern und Beprobungsorten

			K-Faktor		
	Fangort	**Fischart**	alle MW	m MW	w MW
Lippingau	Lippingau	MF	0,80 (±0,14)	0,94	0,78 (±0,11)
	Smoltfalle	MF	0,97 (±0,07)	1,05	
	Wolsroi	MF	0,92 (±0,06)	1,02	
Trave					
	Högersdorfer Brücke	MF	1,13 (±0,21)	0,98 (±0,12)	
	Bad Oldesloe	MF	0,95 (±0,13)	0,94 (±0,08)	0,95 (±0,14)
	Bad Segeberg	MF	0,95 (±0,11)	1,01 (±0,12)	0,91 (±0,08)

[3] Ausnahmegenehmigung vom Verbot des Fanges geschützter Fisch nach § 13 Abs. 3 der Binnenfischereiverordnung des Landes Schleswig-Holstein (BiFVO) in der aktuellen Fassung vom 29. Juni 2016 (GVOBI. Schl.-Holst. 2016, S. 557) lag vor.

MF = Meerforelle; m = männlich; w = weiblich; K-Faktor = individuelles Gewicht [g] / (individuelle Länge [cm])^3 * 100

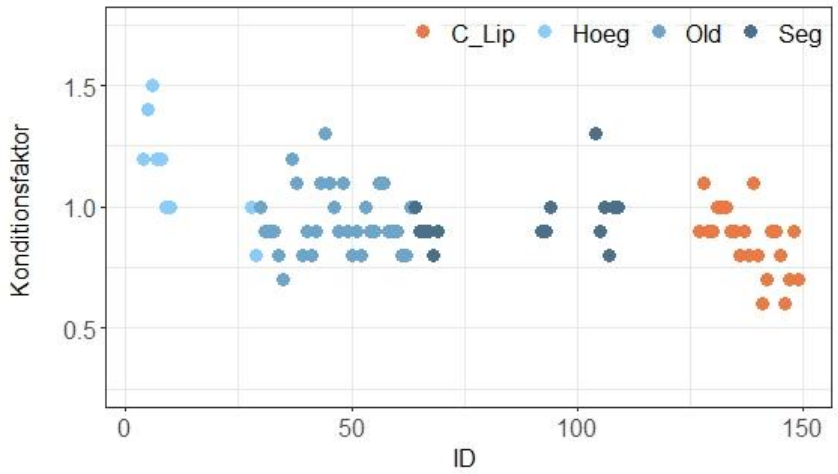


Abbildung 4 Punktdarstellung des Konditionsfaktors untersuchter Meerforellen (MF, n = 81) gruppiert nach Standorten. In die Auswertung sind eingegangen Lip: n = 12 adulte und n = 11 juvenile MF; Hoeg: n = 6 adulte und n = 4 juvenile MF; Old: n = 33 adulte und n = 1 juvenile MF; Seg: n = 15 adulte; C_Lip = Lippingau als Kontrolle in das Modell einbezogen; Hoeg = Högersdorf, Trave; Old = Bad Oldesloe, Trave; Seg = Bad Segeberg, Trave; ID = bezieht sich auf die Tiernummer

2. Makroskopie und Histologie

Insgesamt wurden auffällig wenig stark verpilzte Meerforellen im Untersuchungszeitraum gefangen. Meerforellen mit offensichtlichen Hautwunden wurden vermehrt im Dezember 2017 und 2019/2020 gefangen und beprobt. 2020/2021 wurde von zahlreichen verpilzten Meerforellen in der Trave berichtet, jedoch gelangten diese Tiere nicht zur Beprobung. Es wurde beschrieben, dass die Verpilzungen schon vor dem Beginn des Ablaichens auftreten, obwohl bis dahin nur geringe mechanische Schäden durch das Laichgeschäft als prädisponierender Faktor zu erwarten sind. Dies konnte bestätigt werden, da zahlreiche, in der Mehrzahl weibliche Meerforellen mit teils hochgradigen Hautwunden noch nicht abgelaicht hatten. In der Laichsaison 2015/2016 im November, Dezember war nahezu jeder zweite Fisch, der beim Laichfischfang gefangenen Meerforellen, bis zu 85 % der Körperoberfläche verpilzt und es fanden sich zahlreiche tote Forellen am Flussufer und in der Flussmitte (pers. com. Verband der Binnenfischer und Teichwirte in Schleswig-Holstein und Hegegemeinschaft Trave). In der Laichsaison 2016/2017 stiegen, sehr wahrscheinlich auf Grund des niedrigen Wasserstandes insgesamt nur sehr wenig Meerforellen auf. Verpilzte und verletzte Tiere wurden jedoch später im März, April 2017 vermehrt gesichtet und dokumentiert.

In Abbildung 5 und Abbildung 6 ist die Verteilung von histo-pathologischen Befunde von Meerforellen aus der Lippingau und der Trave dargestellt. Insgesamt fanden sich nur vereinzelt wirklich schwerwiegende Erkrankungen und einige Tiere wiesen Hinweise auf eine Sepsis auf (diffuse Entzündungserscheinungen in mehr als zwei Organsystemen). Bei Meerforellen aus der Trave fanden sich insgesamt mehr Veränderungen der Kiemen. So lagen hier deutlich häufiger Hyperplasien und Fusionen der Sekundärlammelle vor als in der Lippingau. Hinweise auf Zirkulationsstörungen in den Kiemen (wie basales Lifting in den Kiemen, Stauungserscheinungen) fanden in sich sowohl in der Lippingau als auch in der Trave Abbildung 7. Die Tiere wurden tierschutzgerecht mit einem stumpfen Schlag auf den Kopf getötete, daher wurden akute Stauungserscheinungen wie Teleangiektasien nicht mit einbezogen. Diese könnten manuell bedingt sein.

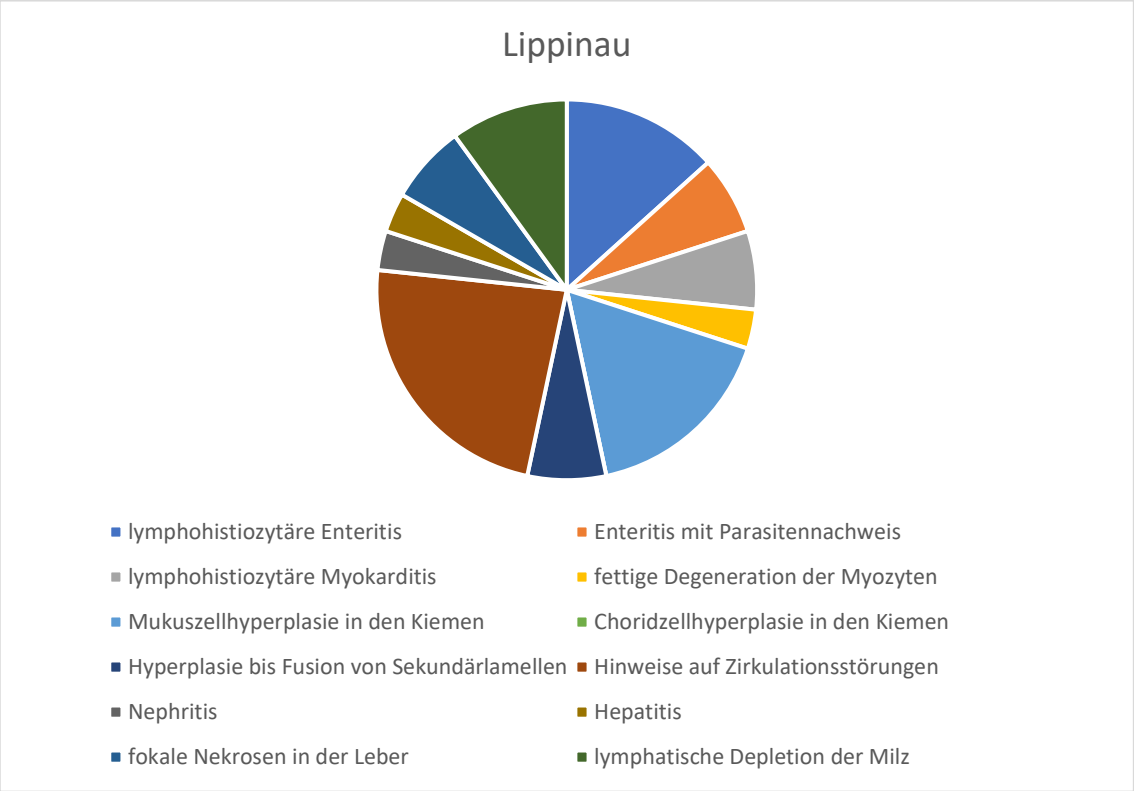


Abbildung 5 Tortendiagramm der anteiligen Verteilung verschiedener histo-pathologischer Befunde in der Lippingau.

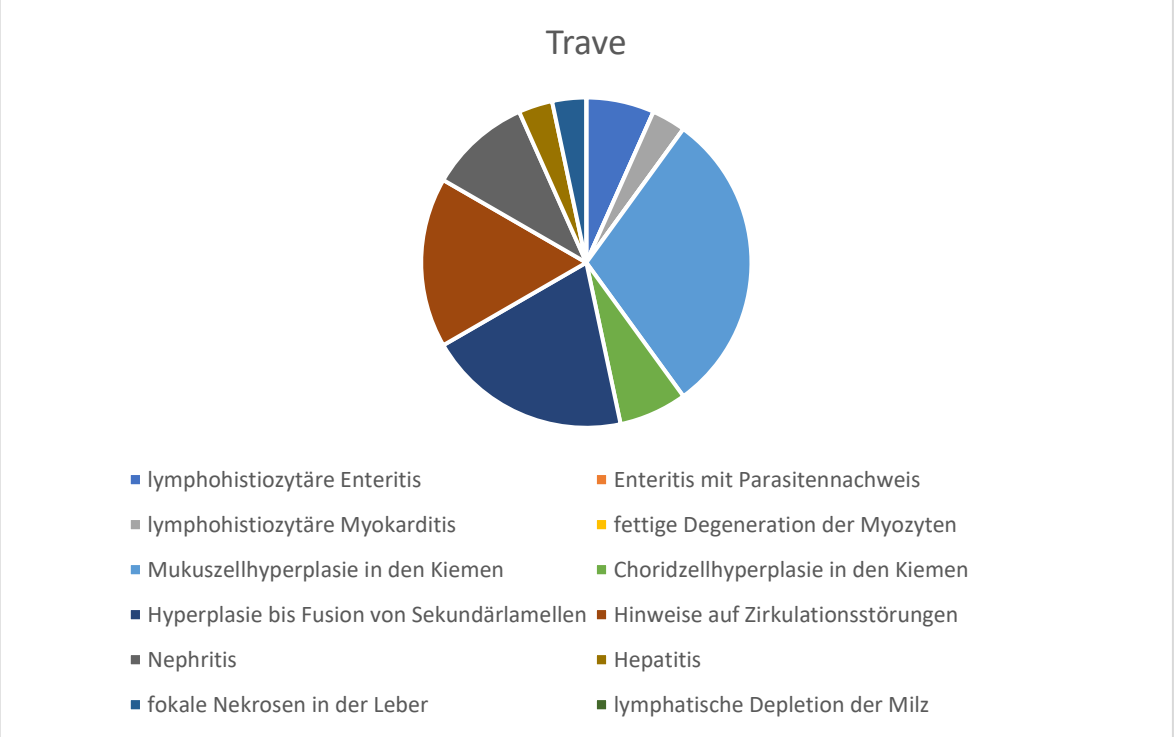


Abbildung 6 Tortendiagramm der anteiligen Verteilung verschiedener histo-pathologischer Befunde in der Trave.

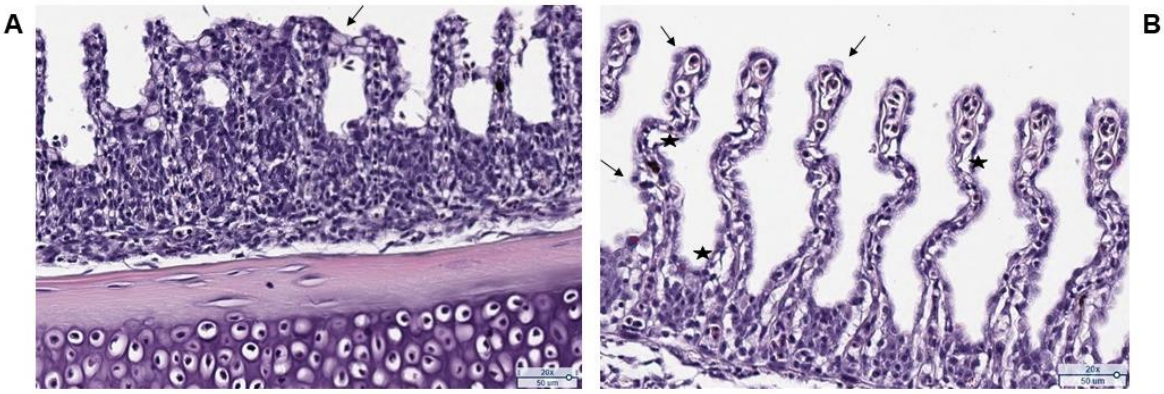


Abbildung 7 Exemplarische Darstellung von histopathologischen Kiemenbefunden. A: mittelgradige basale Hyperplasie mit Fusion der Sekundärlamelle und partieller Spitzenfusion mit Hyperplasie von Mukuszellen (Pfeil, exemplarisch); B: Lifting / interstielles Ödem (Stern, exemplarisch) in den Sekundärlamellen mit Hyperlasie von Mukuszellen (Pfeil, exemplarisch); H & E Färbung; Fotos: H. Seibel

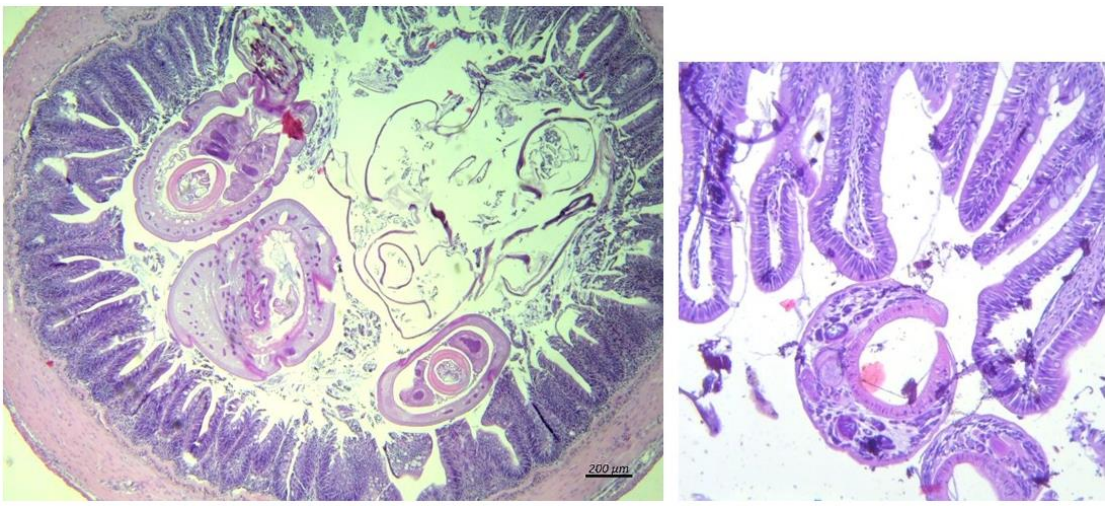


Abbildung 8 Parasitenstrukturen im Darmlumen (rechts und links); H & E Färbung; Fotos: H. Seibel

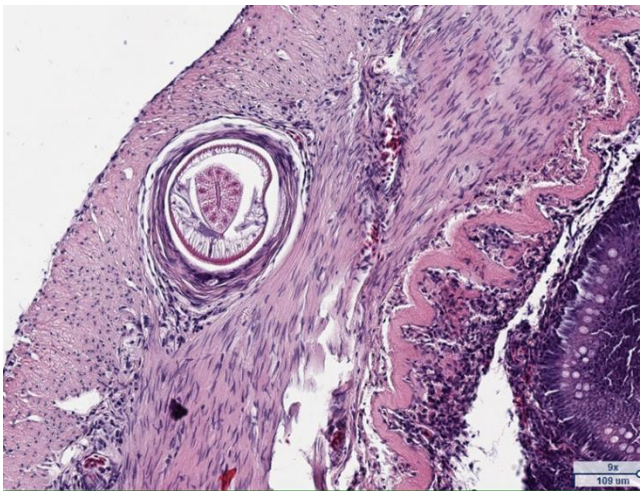


Abbildung 9 Eingekapselte Parasitenstruktur in der Darmwand; H & E Färbung; Fotos: H. Seibel

In 26 % der Fische wurden Parasiten wie Egel, *Acanthocephala*, Nematoden oder Cestoden auf der Haut oder im Verdauungstrakt gefunden. Diese verursachten in einigen Fällen auch Enteritiden (Abbildung 8 und Abbildung 9).

Selten (13 %) fanden sich Herzmuskelentzündungen (Abbildung 10), die jeweils mit einem Nachweis von *E. colis* in der Bauchhöhle einhergingen. Hier fanden sich in geringer- bis mittelgradiger Menge Ansammlungen von Lymphozyten. Vergleichbare Veränderungen fanden sich bei den untersuchten Meerforellen aus schwedischen Flüssen [1]. In der Leber lagen bei 39 % der untersuchten Organe multifokal Einzelzellnekrosen bis Klarzellfoci mit fokaler Fibrosierung vor. Sehr wahrscheinlich handelt es sich hier um Residuen von körperwandernden Parasiten.

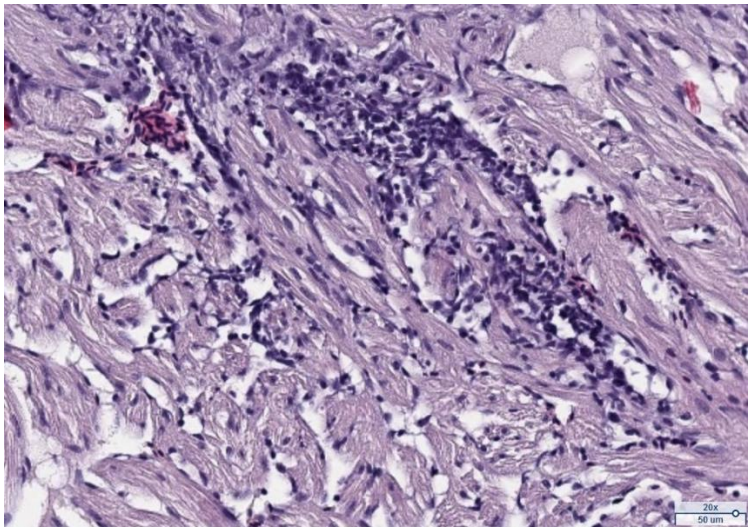


Abbildung 10 Geringgradige, fokale Myositis; H & E Färbung; Foto: H. Seibel

Oberflächlich fanden sich ulzerative Hautverletzungen, teilweise mit tiefen Erosionen bis in die Skelettmuskulatur, fokal mit hyperplastischen Wucherungen. Ursächlich für die Hautveränderungen können verschiedene Pathogenesen sein. In Schweden wurde in 34 % die ulzerative dermale Nekrose (UDN) diagnostiziert [1]. Bei den typischen Läsionen handelt es sich um fortschreitende zytolytische Nekrosen epidermaler Malpighienzellen vom Typ Pemphigoid, die auf bestimmte Stellen am Kopf beschränkt sind [14]. Derartige Veränderungen wurden in der Trave oder Lippingau in keinem Fall nachgewiesen.

Die in der Regel akuten nekrotisierenden bis hyperplastischen, teils exsudativ, erosiven Dermatitiden waren in nahezu allen Fällen eitrig. Es fanden sich darüber hinaus Lymphozytenzellinfitrationen und in einem Fall auch der Nachweis von Riesenzellen. Vereinzelt konnten Pilzhyphen histologisch nachgewiesen werden. Auf Grund des Nachweises typischer Bakterienspezies ist in der Trave eher von einer bakteriellen Hautinfektion wie der Furunkulose mit sekundärer *Saprolegnia* Infektion auszugehen. Einzelne Tiere weisen typische Symptome des Red Mark Syndroms, wie erhabene hämorrhagische Läsionen in der Haut mit Schuppenresorption, lichenoider Dermatitis und akuter Entzündung auf [15]. Standen im wissenschaftlichen Diskurs anfangs Bakterien als Agens unter Verdacht [15,16] geht man mittlerweile davon aus, dass die Erkrankung, welche hauptsächlich bei Regenbogenforellen nachgewiesen wird, durch *Rickettsia*-like Organismen verursacht wird [17].

Bei verschiedenen Einzeltieren ergaben sich Hinweise auf eine Immunsuppression oder Sepsis bei z.B. Vorliegen einer multifokalen pustulösen Dermatitis mit epidermaler Hyperplasie, mittelgradigen Stauungshyperämien in Leber und Nieren, lymphatischer

Abbildung 11 Expemplarische Darstellung von Hautveränderungen; A: sekundär entzündete Bissverletzungen, vermutlich durch einen Fischotter (hier wurde auch Saprolegnia nachgewiesen); B: kleine nekrotisierende Dermatitis (Furunkulose); C: diffus verteilte, erhabene hämorrhagische Läsionen (Verdacht auf Red Mark Syndrom); D: eitrige, ulzerative Dermatitis; E: großflächige ulzerative Dermatitis mit Verpilzung; F: hochgradige mykotische, konfluierende Dermatitis. E und F aus 2020/2021. Fotos: H. Seibel und E. Schlachter

Depletion der Milz, mittelgradiger, diffuser großtropfiger Leberzellverfettung und fokalen eitrigen Entzündungen in Kiemen und Herz (Bsp. adultes Weibchen, 52 cm, 2016 aus Bad Oldesloe oder auch bei den Tieren in Abbildung 11 E und F).

3. Bakteriologie und Mykologie

In der Trave wurden neben ubiquitären und fakultativ pathogenen Keimen wichtige Fischpathogene nachgewiesen (Anhang, Liste der nachgewiesenen Mikroorganismen in der Trave aus Bauchhöhe und Haut/Kiemen, Seite 51). Die Erreger wurden auch aus der Bauchhöhle nachgewiesen, was eine größere Bedeutung einnimmt, als wenn diese nur von der Hautoberfläche und den Kiemen nachweisbar gewesen wären. Die größte Anzahl an Bakterien wurde insgesamt auf Meerforellen nachgewiesen, die in Bad Oldesloe beprobt wurden. Die Gruppe der Pseudomonaden und Aeromonaden waren insgesamt am häufigsten vertreten. Die Verteilung der Gattungen in der Lippingau (Anhang, Liste der nachgewiesenen Mikroorganismen in der Lippingau aus Bauchhöhe und Haut/Kiemen, Seite 54) stellte sich ähnlich dar.

Bei Pseudomonaden handelt es ich um gramnegative, strikt aerobe Stäbchenbakterien; in der Natur weit verbreitet sind [18]. Die verschiedenen Spezies sind gleichermaßen als Phyto- und Fischpathogene bekannt [19,20]. Von klinischer Bedeutung sind sie für Menschen mit einem geschwächten Immunsystem, indem sie Wunden infizieren oder Entzündungen der Atem- und Harnwege oder gar eine Sepsis verursachen. Der nachgewiesene *P. anguilliseptica* kann bei Salmoniden Hautgeschwüre und -läsionen, aufgeblähter Bauch, Flossenfäule und innere Blutungen in den Organen (hämorrhagische Septikämie verursachen und auch *P. fluorescens* ist Verursacher der Flossenfäule [18].

Aeromonas species sind gramnegative, fakultativ anaerobe stäbchenförmige Bakterien, die natürlicherweise in aquatischen Systemen vorkommen und auch aus Brack-, Meer- und Süßwasser isoliert werden [19,21,22]. In Gewässern mit einem erhöhten Anteil organischer Fracht und bei hohen Temperaturen, während der Sommermonate, können sie in hoher Konzentration vorkommen. Eine wichtige Eintragsquelle dieser Gattung sind Abwässer. In dieser Studie wurde unter anderem *Aeromonas bestiarum* gefunden, welcher im Nachbarland Polen durch massive Probleme in kommerziellen Fischfarmen (Karpfen) bekannt geworden ist. *Aeromonas bestiarum* ist ein Fischpathogen und Auslöser von Maulgeschwüren bei Karpfen [19,23]. Außerdem fanden sich *Aeromonas encheleia* und *Aeromonas sobria*, Auslöser der Fleckenseuche und des Epizootischen Ulzerativen Syndroms (EUS) bei Fischen [18,19], sowie *Aeromonas veronii*, *Aeromonas hydrophila* und *Aeromonas salmonicida*, welche ebenfalls in Verbindung mit Septikämien und Hautinfektionen – wie der Furunkulose – gebracht werden können [18,19].

Mittels einer Modellrechnung wurden verschiede Einflussfaktoren auf die Anzahl der nachgewiesenen Erreger im Allgemeinen untersucht (Alter, Standort, Pegelvarianzen). Unter Berücksichtigung, dass am Travestandort „Högersdorfer Brücke“ proportional mehr juvenile Meerforellen beprobt wurden als an den anderen Standorten, fiel dennoch auf, dass das Alter der Meerforellen in an der Högersdorfer Brücke einen signifikanten ($p = 0{,}044$) Einfluss auf die Anzahl der nachgewiesenen Bakterienspezies im Bauchraum nimmt (Abbildung 12). Unter Einzug der Länge bestätigte sich dies und es wurden an der Högersdorfer Brücke signifikant ($p = 0{,}043$) weniger Bakterien mit steigender Länge gefunden, während in Bad Oldesloe die Anzahl der Bakterien mit der Größe der Tiere anstieg. Dabei ist zu beachten, dass an der Högersdorfer Brücke in erster Linie Smolts beprobt wurden.

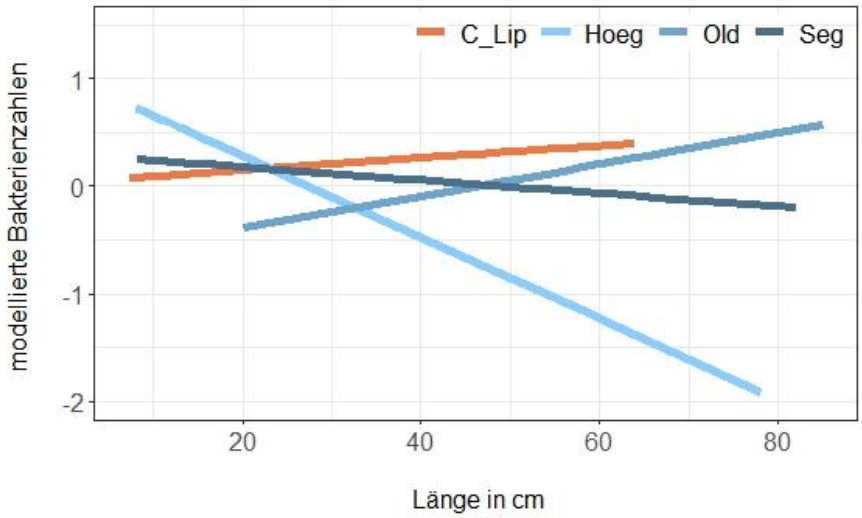


Abbildung 12 Modellrechnung des Einflusses von Alter und Anzahl der nachgewiesenen Bakterien im Bauchraum bei Meerforellen aus Trave und Lippingau. Da es sich um eine Modellrechnung handelt ergeben sich negative Zahlen. C_Lip = Lippingau (Referenz), Hoeg = Högersdorfer Brücke, Old = Bad Oldensloe; Seg = Bad Segeberg

Statistisch fanden sich Tendenzen, dass die meisten Bakterien bei mittelgroßen Meerforellen (20,1 bis 50 cm, Abbildung 13) und genauer eingegrenzt bei 36 bis 45,5 cm großen Meerforellen gefunden wurden.

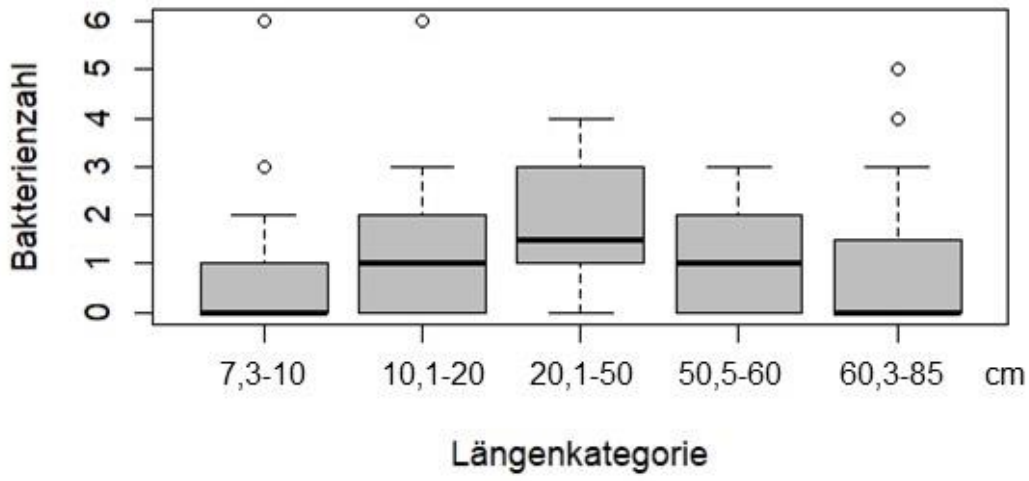


Abbildung 13 Boxplotdarstellung der Anzahl an Bakterien bei Meerforellen aus der Trave aufgeteilt nach Längenkategorien. Dargestellt ist das untere und das obere Quartil (Box) mit dem Median in der Mitte (dicke Linie), sowie „whisker" mit den minimalen und maximalen Daten; kleiner Kreis mit Zahl stellt einen Ausreißer dar.

Potentiell krankmachende Bakterien wurden in allen Größenklassen gefunden in nahezu gleichen Mengen. Allein der Beprobungsort Högersdorfer Brücke fiel aus dem Rahmen. Hier wurden im Verhältnis zu den anderen Standorten mehr *Pseudomonas fluorescens* und Pilze im Kiemen/Haut Abstrich nachgewiesen. *Aeromonas sobria* wurde am häufigsten in der Bauchhöhle von Elritzen (*Phoxinus phoxinus)* nachgewiesen (7 von 8). Bei den acht beprobten Elritzen fanden sich auch *Aeromonas bestiarum* (4 von 8) und *Aeromonas salmonicida* (1 von 8; Anhang, Vorkommen und Darstellung potentieller Pathogene, Rohdaten, Seite 56). Korrespondierende makroskopische oder histologische Befunde traten nicht auf, so dass zu diskutieren bleibt, ob Elritzen als eine Art Keimreservoir fungieren könnten.

Die Varianz der Pegelstände an den Untersuchungsorten nimmt im Modell ebenfalls einen signifikanten Einfluss auf die modellierte Bakterienzahlen im Bauch in Segeberg (p = 0,050) und Bad Oldesloe (p = 0,026) und auf der Haut/Kiemen in Bad Oldesloe (p = 0,044; Abbildung 14). Das bedeutet je größer die Schwankungen zwischen höchstem und niedrigstem Wasserstand sind, desto weniger Bakterien sind nachweisbar. Dies ist nicht verwunderlich, da mehr Wasser in der Trave durch eine erhöhte Strömung möglicherweise dazu führen wird, Bakterien abzuschwemmen. Wir sehen diesen Effekt nicht in der Lippingau, die von ihrer Topographie anders geartet ist. Durch die anliegenden Stadtflächen mit vielen Versiegelungsbereichen ist in Bad Oldesloe und Bad Segeberg davon auszugehen, dass bei Niederschlag proportional mehr Wasser in die Trave eingetragen wird, als in die Lippingau, welche überwiegend von landwirtschaftlichen Nutzflächen umgeben ist.

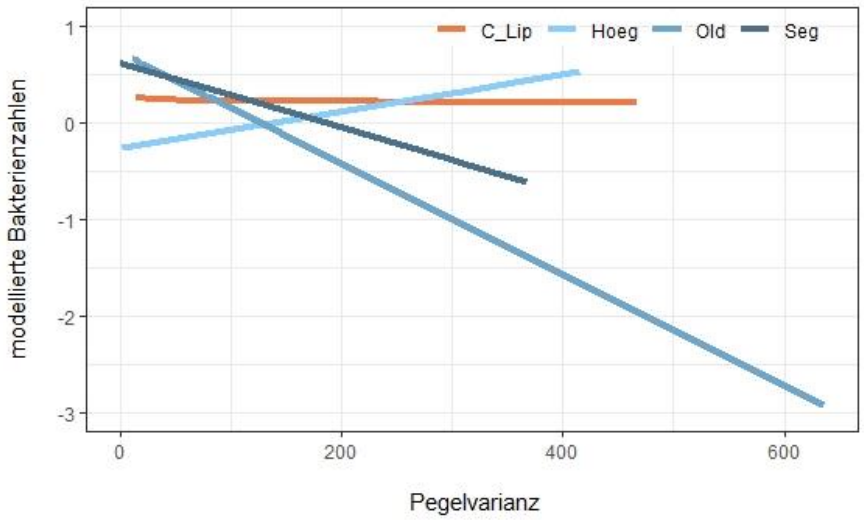


Abbildung 14 Modell der Interaktion der Pegelvarianz mit modellierten Bakterienzahlen (aller Altersklassen und aller Bakterien und Pilze) bezogen auf die Trave und Lippinau. C_Lip = Lippingau (Referenz), Hoeg = Högersdorfer Brücke, Old = Bad Oldensloe; Seg = Bad Segeberg.

4. Immunsystem, Molekularbiologie, Virologie

Zur Untersuchung des Gesundheits-/Immunsystemstatus wurden einzelne geeignete Gene im Blut der Meerforellen untersucht. Die Ergebnisse wurden über die beiden internen Kontrollgene *Elogationsfaktor 1a* (EF1a) und *beta Actin* (β Actin) korrigiert. Darüber hinaus wurden der *tumor necrose factor alpha* (TNFα) und *Interleukin 1 beta* (IL1β) als klassische Immunmarker untersucht, die sekretorische Form von *Immunglobulin D* (IgD_S) als Marker der adaptiven Immunantwort, die *mitogen-activated protein 3 kinase* (MAP3K) und das *myxovirus resistence* Gen (MX1) als Marker für eine angeborene antivirale Immunantwort.

Ein signifikanter Unterschied zwischen Trave und Lippingau ergab sich in der ***IL1β-*** Expression (p = 0,003; Abbildung 15, Tabelle 2). IL1β wird von Makrophagen und B-Lymphozyten gebildet und stellt ein entzündungsförderndes Zytokin dar, welches an der Aktivierung anderer Zyktokine, B- und T-Lymphozyten sowie natürlicher Killerzellen, der Freisetzung von Prostaglandinen, der Aktivierung der Gerinnungskaskade, u. a. beteiligt ist [24–26]. Die Ausschüttung von IL1β wird auch durch TNFα stimuliert [27,28], welches hier jedoch praktisch nicht exprimiert wurde, so dass diese Beeinflussung weitestgehend ausgeschlossen werden kann. Mit all seinen Funktionen ist IL1β an der Immunabwehr beteiligt und kann als klassischer Immunmarker angesehen werden. Wenn auch nicht

signifikant, so ergaben sich in der Lippingau ebenfalls Tendenzen zu einer erhöhten Expression von IgD (Tabelle 2) und MX1 (Tabelle 2, Abbildung 15, B). **IgD** fördert die Immunabwehr durch Regulation und Aktivierung der B-Zell Homöstase [29], wirkt immunmodulatorisch und führt zur Hochregulation von entzündungsfördernden Zytokinen [30]. Das **Myxovirus 1 Gen** ist eine Interferon-induzierte Dynamin-like GTPase mit antiviraler Aktivität gegen zahlreiche RNA- und manche DNA-Viren. Über die antivirale Aktivität von Mx-Proteinen gegen eine Vielzahl von Viren wurde bei mehreren Fischarten ausführlich beschrieben [31–36]. Um welches Virus es sich hier gehandelt haben könnte, kann an Hand der MX1 Expression nicht bestimmt werden. Möglicherweise haben die beprobten Meerforellen aus der Lippingau sich kurz vorher mit einer Virusinfektion auseinandergesetzt. MX1 ist mit durchschnittlich 1600 Kopien / µg mRNA deutlich exprimiert und man weiß, dass die Menge an MX1 nach einer Virusinfektion schneller wieder abfällt als IL1β, welches als Reaktion darauf ausgeschüttet wird [37–39]. Auch die IgD mRNA Konzentration ist in der Lippingau höher als in der Trave (Tabelle 2), was diese Hypothese untermauert. Bei den Untersuchungen von Meerforellen in schwedischen Flüssen konnten in den meisten Proben keine Viren nachgewiesen werden. Bei der Gesamtgenomsequenzierung von DNA und RNA Proben der Haut und inneren Organe konnten bei einige Fischen das cyprinide Herpesvirus 1 und/oder 3 nachgewiesen werden [1].

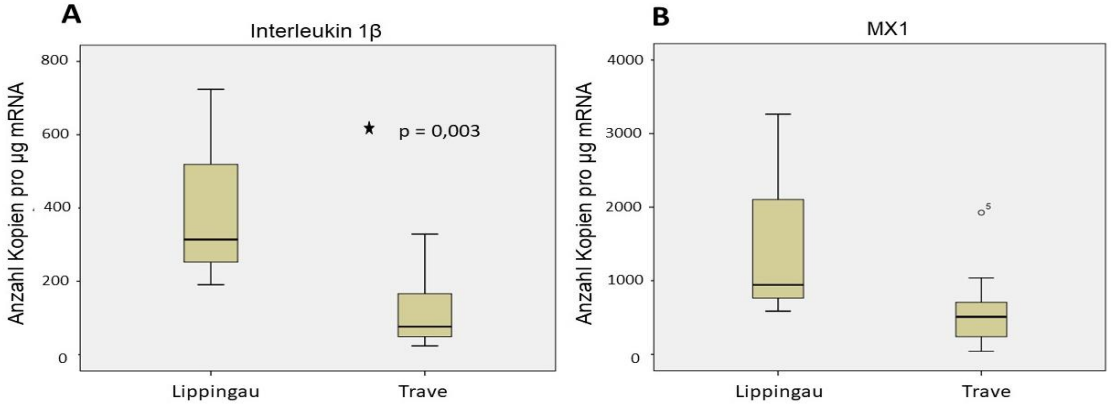


Abbildung 15 Boxplot Darstellung der Interleukin 1β (IL1β) mRNA Expression (A), sowie der MX1 Expression (B) im Vergleich zwischen Lippingau (n = 3) und Trave (gesamt, n = 15). Dargestellt ist das untere und das obere Quartil (Box) mit dem Median in der Mitte (dicke Linie), sowie „whisker" mit den minimalen und maximalen Daten; signifikante Veränderungen (p ≤ 0,05) sind mit einem Stern gekennzeichnet; Kleiner Kreis mit Zahl stellt einen Ausreißer dar.

Tabelle 2 Darstellung der Mittelwerte ± Standartabweichungen der mRNA Expression verschiedener Gene für die Standorte Trave und Lippingau

	TNFα	*IL1β*	*MX1*	*MAP3K*	*IgD*
TRA_SEG (n = 2)	5,91 ± 2,96	47,73 ± 9,92	471,23 ± 113,70	750,86 ± 113,70	8660,06 ± 3013,93
TRA_OLD (n = 11)	0,90 ± 0,50	128,38 ± 37,71	750,86 ± 172,75	1071,02 ± 113,26	13777,43 ± 2766,83
TRA_ges (n = 15)	1,94 ± 1,16	119,07 ± 39,48[a]	1485,88 ± 835,68	1010,26 ± 835,68	15175,15 ± 3623,63
Lippingau (n = 3)	2,30 ± 1,53	409,72 ± 104,80[b]	1598,27 ± 555,18	860,34 ± 85,95	19543,90 ± 173,67

TRA = Trave; OLD = Bad Oldensloe; SEG = Bad Segeberg; ges = gesamt (hier gingen auch Daten aus Högersdorf und Gotmunt mit ein); TNFα = *tumor necrose factor alpha;* IL1β = *Interleukin 1 beta*; MX1 = *myxovirus resistence* Gen; MAP3K = *mitogen-activated protein 3 kinase;* IgD = sekretorische Form von *immunglobulin D.*

Die bei Säugetieren durch Stress aktivierte Familie der **Mitogen-aktivierten Proteinkinasen (MAPKs**) wird durch pro-inflammatorische Zytokine und Umweltstress aktiviert [40] und es wurde gezeigt, dass IL-1β in Lachsmakrophagen den für die Bildung von MAP3K zu Grunde liegenden p38-Signalweg aktiviert [41]. Durch Hitzestress beispielsweise werden Gene der angeborenen Immunfunktion der Regenbogenforelle signifikant im Signalweg angereichert, der durch MAPK vermittelt wird [42].

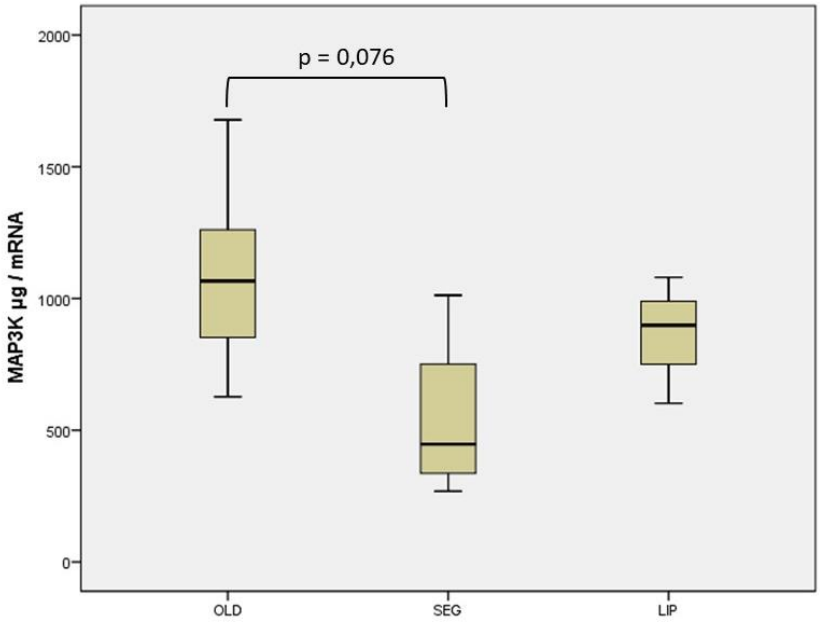


Abbildung 16 Boxplot Darstellung der MAP3K mRNA Expression im Vergleich zwischen Lippingau (n = 3), Bad Oldesloe (Trave, n = 12) und Bad Segeberg (Trave, n = 4). Dargestellt ist das untere und das obere Quartil (Box) mit dem Median in der Mitte (dicke Linie), sowie „whisker" mit den minimalen und maximalen Daten; signifikante Veränderungen (p ≤ 0,05) sind mit einem Stern gekennzeichnet; auf Grund ungleicher Varianzen und unterschiedlicher Fallzahlen wurde Games-Howell als Post Hoc Test gewählt.

Abbildung 16 zeigt einen deutlichen tendenziellen Unterschied in der mRNA Expression von MAP3K zwischen Bad Oldesloe und Bad Segeberg in der Trave (p = 0,076). Die Aufzeichnungen der Datenlogger (Abbildung 17) zeigen geringe Unterschiede der mittleren Temperaturen zwischen Bad Oldesloe (Logger Nahe eines Einlaufes der Kläranlage positioniert) und Bad Segeberg. Bestimmt man den Mittelwert aus den Datenerfassungen beider Logger von März/Juni bis Oktober zeigt sich ein Unterschied von 1 °C zwischen beiden Standorten (Tabelle 3). Ob dies den Unterschied in der MAP3K Expression erklären kann, bleibt fraglich, denn die Durchschnittstemperatur von 14,4 ± 3,39 °C bzw. 15,3 ± 3,78°C liegt im optimalen Lebensbereich für Salmoniden [43,44]. Zwar können maximal aufgetretene Werte von 23,8°C in Bad Segeberg und 23,6 °C in Bad Oldesloe Hitzestress auslösen [45,46], jedoch befanden sich die beprobten adulten Tiere zu diesem Zeitpunkt sehr wahrscheinlich nicht in der Trave, da es sich bei den Untersuchungstieren, um adulte Individuen handelt, welche erst in der Wintersaison in die Trave aufsteigen.

Was zusätzlich in Abbildung 17 auffällt sind die sehr deutlichen Sauerstoffabfälle in Bad Segeberg zwischen April und Juni 2019. Hier handelt es sich um ein Artefakt, das durch eine Verschlammung der Sonde entstanden ist.

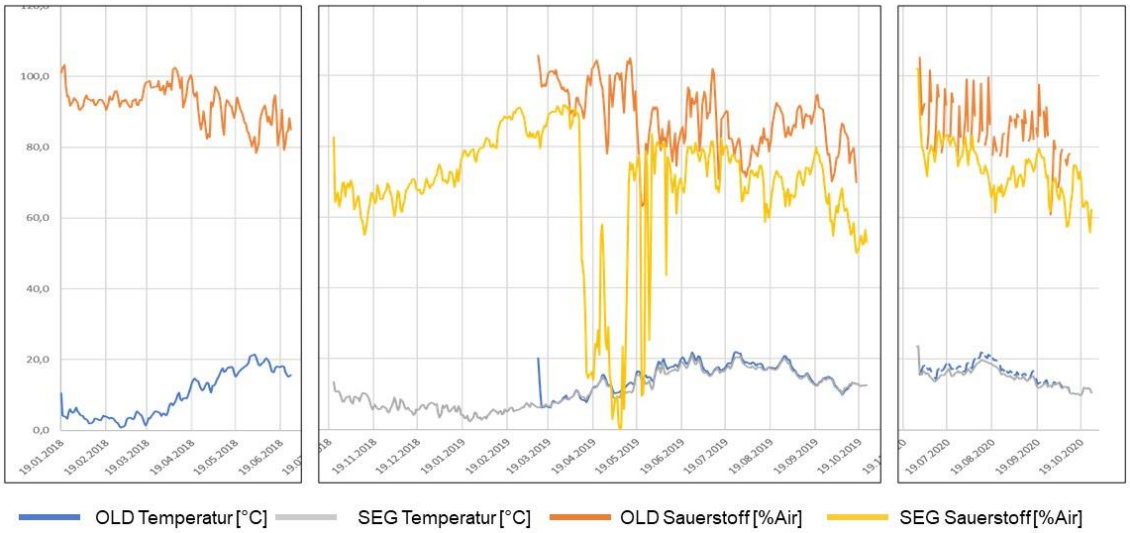


Abbildung 17 Aufzeichnungen der Loggerdaten. Dargestellt sind jeweils die Mittelwerte der Temperatur [°C] und Sauerstoffsättigung [%Air] im Tagesverlauf der Standorte Bad Oldesloe (OLD) und Bad Segeberg (SEG) in der Trave.

Tabelle 3 Mittelwerte ± Standardabweichung der Temperatur [°C] der Sommermonate der Standorte Bad Oldesloe (n = 307) und Bad Segeberg (n = 346) in der Trave. Für die Auswertung wurden die Zeiträume März bis Oktober 2019 und Juni bis Oktober 2020 einbezogen.

	MITTLERE SOMMERTEMPERATUR
BAD OLDESLOE	15,3 ± 3,78 °C
BAD SEGEBERG	14,4 ± 3,39 °C

Auf die Temperaturen in der Trave wird auch im Abschnitt weiter unten auf Seite 34 noch einmal eingegangen.

5. Immunsystem und Vitamin B1

In den letzten Jahrzehnten wurde ein Vitamin B1 Mangel, auch Thiaminmangel, bei Fischen und Wildtieren in den großen Seen Alaskas, Schwedens und mehreren anderen Gebieten in Nordamerika und Europa festgestellt. Das Thiaminmangel zu einem Krankheitsbild bei Zuchtfischen führt weiß man schon sehr lange [47] und das dies in ausreichender Menge mit dem Futter substituiert werden muss auch [48]. Neu ist, dass scheinbar immer öfter ein Thiamin Mangel auch in der Wildbahn auftritt.

Thiamin ist ein essentielles Vitamin, das für die Zellfunktion benötigt wird und für den Kohlenhydratstoffwechsel, die Nervenleitung und die Energieerzeugung sehr wichtig ist. Thiaminmangel wird mit neurologischen Störungen, Immunsuppression und geringerer Fortpflanzungsfähigkeit in Verbindung gebracht. Thiamin ist ein wasserlösliches Vitamin, das von allen lebenden Zellen benötigt wird. Die phosphorylierte Form, Thiamin-Diphosphat, ist ein Cofaktor, der für mindestens fünf lebenswichtige Enzyme des Zellstoffwechsels unerlässlich ist. Die meisten Tiere nehmen Thiamin über die Nahrung auf, so dass es zu einem Thiaminmangel kommen kann, wenn die Nahrung zu wenig Thiamin enthält. Außerdem produzieren einige Beutetierarten große Mengen an Thiaminase, die das Thiamin in den Raubtieren, die sie fressen, abbaut. Auch dies führt zu einem Thiaminmangel bei Raubtieren [47,49,50].

Alle Fische nehmen Thiamin durch intestinale Absorption mit Bakterien und Algen aus der aquatischen Umwelt auf und können es auch von symbiotischen Darmmikroben

erhalten oder aus der Umwelt aufnehmen [51]. Jedoch wurde bisher nicht untersucht in welcher Menge die Absorption stattfindet, noch wie stabil freies Thiamin in der Umwelt tatsächlich ist [49,52]. Ein Mangel an Thiamin führt zu einem Mangel an Antioxidantien im Gewebe und damit zu oxidativem Stress [49].

In einem Versuch verstarben von 103 weiblichen Lachsen aus der Ostsee, die ein abnormales Schwimmverhalten zeigten, 27 vor dem Ablaichen, wobei die Sterblichkeit auf den „thiamine deficiency complex“ (TDC) zurückgeführt wurde [53]. Ein schwerer Thiaminmangel kann zwar direkt zur Sterblichkeit der erwachsenen Tiere führen [53–55], aber auch subletale Auswirkungen des Mangels können die Fitness der betroffenen Populationen beeinträchtigen.

Bei den untersuchten Meerforellen fand sich ein Thiamingehalt im Blut von zwischen 292,03 ± 67,06 µg/L bei weiblichen, adulten Tieren aus der Trave und 359,10 ± 122,11 µg/L bei weiblichen, adulten Tieren in der Lippingau (Tabelle 4). Die Bestimmung musste aus technischen Gründen aus dem Blut erfolgen, so wie es auch bei anderen Tieren und dem Menschen üblich ist. Referenzwerte von Fischen beziehen sich jedoch ausschließlich auf den Nachweis aus Muskulatur oder Fischeiern. Obwohl die Methoden zur Bestimmung der Eischwellenwerte in den verschiedenen Studien unterschiedlich sind, liegen die Konzentrationen an freiem (unphosphoryliertem) Thiamin im Ei, die erforderlich sind, um eine Mortalität durch TDC während der Entwicklung zu vermeiden, zwischen 0,3 nmol/g bei Stahlkopfforellen im Michigansee [56] und 0,8-1,0 nmol/g bei Seeforellen im Michigansee [57]. In der Muskulatur traten keine TDC Symptome bei atlantischen Heringen bis zu einer minimalen Konzentration von 3,5 nmol/g auf (U.S. Department of Agriculture).

Für die Aufzucht von Kaltwasserfischen wie Salmoniden werden 0,15-0,20 mg/kg Körpergewicht pro Tag, bzw. 10 mg/kg Trockenmasse im Futter empfohlen [48].

Tabelle 4 Mittelwerte ± Standartabweichung, Vitamin B1 Konzentration in µg/L der Untersuchung von Blutproben von Meerforellen aus der Trave (weiblich adult, n = 7; männlich adult, n = 3) und Lippingau (weiblich adult, n = 4).

Vit B1	*Mittelwerte*
weibl_adult_TRA	292,03 ± 67,06
männl_adult_TRA	302,10 ± 18,94
weibl_adult_LIP	359,10 ± 122,11

TRA = Trave; LIP = Lippingau (Referenzfluss); weibl = weiblich; männl = männlich; Vit = Vitamin

Der Gehalt an Vitamin B1 im Blut der untersuchten Tiere korrelierte weder mit dem Gewicht (r = -0,104; p = 0,734; siehe exemplarisch Abbildung 18) noch mit der Länge (r = -0,218, p = 0,475) und es ergaben sich keine signifikanten Unterschiede zwischen den beprobten Orten oder Geschlechtern. Um die Daten besser einordnen zu können wurden Anfragen an verschiedene Fachleute, wie Professor Lennart Balk (Stockholm University, Schweden) gestellt, ohne Erfolg.

Neben der direkten Bestimmung von Thiamin im Blutserum, gibt es die Möglichkeit indirekt die Thiaminase Aktivität, also die Aktivität des Enzyms, welches im Körper das Vit B1 abbaut, zu bestimmen (https://www.usgs.gov/centers/cerc/science/thiamine-vitamin-b1-deficiency-fish-and-wildlife?qt-science_center_objects=0#qt-science_center_objects).

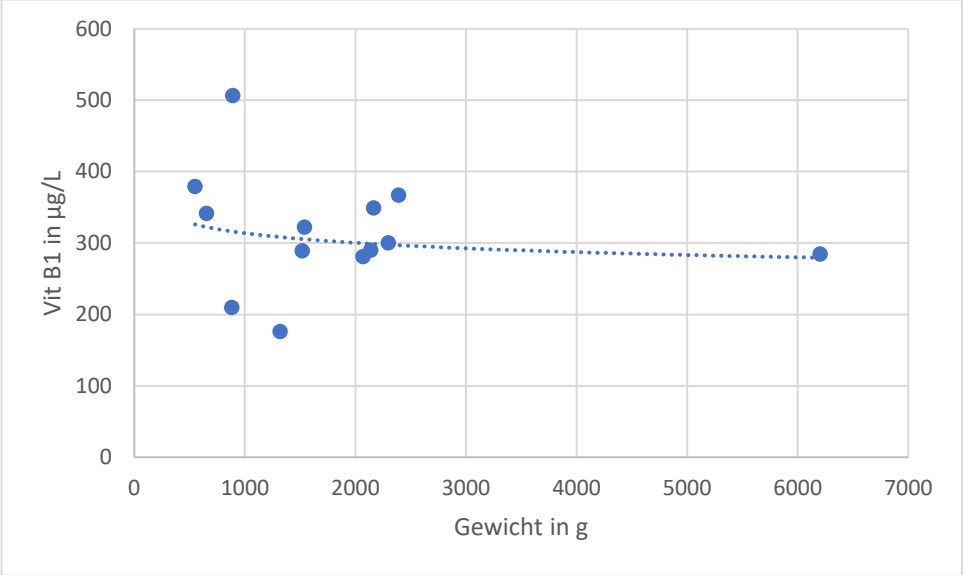


Abbildung 18 Korrelation zwischen dem Gehalt an Vitamin B1 im Blut in µg/L und dem Gewicht der untersuchten Meerforellen in Gramm [g]; r = -0,104; p = 0,734.

6. Intoxikationen

Es wurde auf verschiedene Schadstoffe (z.B. Pflanzenschutzmittel), Toxine, Dioxine und Tierarzneimittel (Sulfonamide, Diaminopyrimidine, Antibiotika, Kokzidiostatika, Benzimidazole, Nitrofurane, Pyrethroide, Avermectine und Wachstumsförderer) untersucht (siehe Anhang, Seite 46). Es werden nur die Stoffe besprochen, die in Muskel und/oder Leberproben von Meerforellen nachgewiesen wurden. Die Darstellung der Ergebnisse erfolgt aufgeteilt nach Laichsaison.

Nachgewiesen wurden die Schwermetalle Quecksilber und Cadmium sowie das Halbmetall Arsen. Es wurde überwiegend das Muskelfleisch analysiert (Tabelle 5 bis Tabelle 8), sowie zum Teil in Leberpoolproben (Tabelle 9 und Tabelle 10).

Tabelle 5 Konzentrationen von Quecksilber und Cadmium im Muskelfleisch im ersten Untersuchungszeitraum 2017/2018 in mg/kg Nassgewicht

2017/2018	***TRA_OLD_M***	***TRA_SEG_M***	***TRA_HÖG_M***	***LIP_M***
Quecksilber	0,055	0,05	0,054	0,071
Cadmium	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002

TRA = Trave; OLD = Bad Oldensloe; SEG = Bad Segeberg; HÖG = Högersdorfer Brücke; LIP = Lippingau (Referenzfluss); M = Muskelproben

Tabelle 6 Konzentrationen von Quecksilber, Cadmium und Arsen im Muskelfleisch im zweiten Untersuchungszeitraum 2018/2019 in mg/kg Nassgewicht

2018/2019	***TRA_OLD_M***	***TRA_SEG_M***	***TRA_HÖG_M***	***LIP_M***
Quecksilber	0,056	0,311	0,047	0,112
Cadmium	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Arsen	< 0,5	1,8	< 0,5	0,6

TRA = Trave; OLD = Bad Oldensloe; SEG = Bad Segeberg; HÖG = Högersdorfer Brücke; LIP = Lippingau (Referenzfluss); M = Muskelproben

Tabelle 7 Konzentrationen von Quecksilber, Cadmium und Arsen im Muskelfleisch im dritten Untersuchungszeitraum 2019/2020 in mg/kg Nassgewicht

2019/2020	***TRA_OLD_M***	***TRA_SEG_M***	***LIP_M***
Quecksilber	0,069	0,046	0,114
Cadmium	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Arsen	0,5	0,8	0,9

TRA = Trave; OLD = Bad Oldensloe; SEG = Bad Segeberg; HÖG = Högersdorfer Brücke; LIP = Lippingau (Referenzfluss); M = Muskelproben

Tabelle 8 Konzentrationen von Quecksilber, Cadmium und Arsen im Muskelfleisch im vierten Untersuchungszeitraum 2020/2021 in mg/kg Nassgewicht

2020/2021	***TRA_OLD_M***	***TRA_SEG_M***	***LIP_M***
Quecksilber	0,109	0,116	0,131
Cadmium	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Arsen	< 0,5	0,6	< 0,5

TRA = Trave; OLD = Bad Oldensloe; SEG = Bad Segeberg; HÖG = Högersdorfer Brücke; LIP = Lippingau (Referenzfluss); M = Muskelproben

Tabelle 9 Konzentrationen von Quecksilber, Cadmium und Arsen im Leberfleisch im zweiten Untersuchungszeitraum 2018/2019 in mg/kg Nassgewicht

2018/2019	***TRA_OLD_L***	***TRA_SEG_L***	***LIP_L***
Quecksilber	0,08	0,105	0,239
Cadmium	0,11	0,07	< 0,05
Arsen	0,6	0,6	0,5

TRA = Trave; OLD = Bad Oldensloe; SEG = Bad Segeberg; LIP = Lippingau (Referenzfluss); L = Leberproben

Tabelle 10 Konzentrationen von Quecksilber, Cadmium und Arsen im Leberfleisch im vierten Untersuchungszeitraum 2020/2021in mg/kg Nassgewicht

2020/2021	***TRA_OLD_L***	***TRA_SEG_L***	***LIP_L***
Quecksilber	0,106	0,117	0,094
Cadmium	0,05	0,09	0,05
Arsen	<0,5	< 0,5	< 0,5

TRA = Trave; OLD = Bad Oldensloe; SEG = Bad Segeberg; LIP = Lippingau (Referenzfluss); L = Leberproben

a. Quecksilber

Allgemein konnten in nahezu allen Muskelproben aus der Lippingau höhere Mengen an Quecksilber nachgewiesen werden (Tabelle 5 bis Tabelle 8) als in den Trave-Abschnitten. In der Saison 2018/19 wurden 0,239 mg/kg Quecksilber in Leberproben aus der Lippingau gemessen, was mehr als dem 2,5-fachen der Leberproben von Meerforellen aus Trave-Abschnitten entspricht (Tabelle 9). Der Höchstwert von 0,311 mg/kg von Quecksilber wurde im Gewässerabschnitt Bad Segeberg im Muskelfleisch gefunden. Die Poolproben von in Bad Segeberg gefangenen Meerforellen weisen nach der Lippingau die höchsten Werte auf. Allgemein fällt auf, dass in den Leberproben die Quecksilberkonzentration insgesamt teilweise fast doppelt so hoch wie in Muskelproben war (Tabelle 9 und Tabelle 10). Höhere Schwermetallkonzentrationen in der Leber sind nicht ungewöhnlich, da es sich beim Muskelgewebe um ein gering lipophiles Gewebe handelt, während die Leber als Stoffwechselzentrum aus fettreichem Gewebe besteht [58]. Kontaminationen der Umwelt durch Quecksilberverbindungen stellen besonders in aquatischen Systemen ein großes Problem dar [59]. Schalentiere und

Fische nehmen die Verbindungen über die Nahrung oder über das umliegende belastete Wasser mittels der Haut auf und reichern es im fetthaltigen Gewebe an. Nach Peterson et al. (2017) [60] befinden sich bei karnivoren Fischen etwa dreimal größere Konzentrationen an Methylquecksilber als in herbivoren Fischen und die sich weiter unten in der Nahrungskette befinden. Methylquecksilber ist ein starkes Nervengift für Menschen und Umweltorganismen und wirkt stark immuntoxisch, vor allem auf Haut und Nieren [61].

Der Mittelwert an Quecksilber in Muskelfleisch-Poolproben von Smolts und adulten Meerforellen aus der Trave liegt bei 51 µg/kg. Nach der Oberflächengewässer-verordnung (OGewV), und der Richtlinie in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik Jahresdurchschnitt.-Umweltqualitätsnorm, Binnenoberflächengewässer (RL 2013/39/EU), dürfen die Konzentrationen in Biota, aber auch im Wasser, in Sedimenten und Schwebstoffen, die in dieser Arbeit nicht behandelt wurden, aus Umweltschutzgründen einen Wert von 20 µg/kg Nassgewicht nicht überschreiten. Dieser Wert wird von jedem gemessenen Wert deutlich übertroffen. Die Konzentrationen, die in den Muskel- und Leberproben nachgewiesen wurden, sind zum Teil das Hundertfache der Biota-UQN. Der „Standart-Höchstgehalt“ an Quecksilber in Fisch und Fischerzeugnissen als Lebensmittel liegt bei 1,0 mg/kg (VO EG 1881/2006, Verordnung zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln) wobei dieser Wert variabel ist und von Alter, Größe und Ernährungsweise der Fische abhängt. In der VO EG 1881/2006 ist die Meerforelle darüber hinaus nicht genannt. Deswegen werden die Höchstgehälter in vier Kategorien (0,3, 0,5, 1,0 und 2,0 mg/kg) eingeteilt. Forellen und Lachse befinden sich in der Kategorie mit dem Höchstgehalt von 0,3 mg/kg.

Die Größe und das Alter des Tieres spielen also eine entscheidende Rolle. Es stellt sich die Frage, inwiefern die vorliegenden Hg-Konzentrationen den Organismus der Meerforellen gesundheitlich beeinflussen. Während schon viel über die Auswirkungen von der Quecksilberaufnahme durch das Lebensmittel „Fisch“ beim Menschen diskutiert wurde, ist die Thematik für die Fischgesundheit selbst eher ungeklärt.

b. Arsen

Im Gegensatz zu Quecksilber wurde Arsen nicht in allen Poolproben nachgewiesen und die Konzentrationen waren in den meisten Fällen nur etwa 0 - 0,1 mg/kg höher als die Nachweisgrenze von 0,5 mg/kg. Die höchste Arsenkonzentration wurde in der Muskelpoolprobe von Meerforellen aus Bad Segeberg der Saison 2018/2019 gefunden (Tabelle 6). Mit 1,8 mg/kg war sie dreimal so groß wie die Menge an Arsen in der Lippingau im selben Zeitraum. In dieser Saison war Arsen auch in Leberproben aller untersuchten Standorte leicht erhöht (Tabelle 9).

Arsen gehört zu den Halbmetallen und entsteht, genau wie Quecksilber, unter anderem bei der Verbrennung von fossilen Brennstoffen. In die Gewässer gelangt es über Klärwerke [62], aber auch durch Auswaschung von Arsenkonzentrationen in der Atmosphäre. In der Luft konnten von 2007 bis 2015 im Mittel Mengen von 0,5 bis 1 ng/m^3 Arsen, in Industrienähe bis 2 ng/m^3 nachgewiesen werden [63]. Auch der Klärschlamm, der zum Teil als Düngemittel für die Landwirtschaft eingesetzt wird, ist mit Arsenmengen (4 - 30 mg/kg) kontaminiert [63,64]. Anders als bei Quecksilber gibt es keine konkreten Grenzwerte für Arsenkonzentrationen in Fischen und Meerestieren.

2007 wiesen Wissenschaftler des Instituts für Toxikologie der Universität Kiel Arsenkonzentrationen in Schollen aus der Ostsee um 50 mg/kg nach, die möglicherweise auf Kontakt mit Sprengstoffresten und chemischer Munition aus dem zweiten Weltkrieg zurück zu führen sind. Die Belastung der Meerforellen ist geringer und

entspricht in etwa der von Untersuchung von Filet des atlantischen Lachses (*Salmo salar*) von Fischmärkten in Catalonien, Spanien die Arsenwerte von 1,60 – 2,37 mg/kg aufwiesen [65]. Obwohl der Höchstwert der Meerforellen aus der Trave bei Bad Segeberg von 1,8 mg/kg sich stark von den anderen Werten der Messreihe abgrenzt, scheint es nach Vergleich mit anderen Untersuchungen nicht außergewöhnlich zu sein [66]. Da hier mit Poolproben gearbeitet werden musste, lässt sich nicht eruieren, ob dieser Wert ggf. auf ein einzelnes besonders belastetes Tier zurückzuführen ist.

c. Cadmium

Cadmium (Cd) wurde bis auf in drei Leberproben im zweiten Untersuchungszeitraum (Tabelle 9) in keiner weiteren Poolprobe nachgewiesen. Die Nachweißgrenze des ersten Zeitraums unterscheidet sich jedoch von den anderen Nachweißgrenzen, da es einen Laborwechsel gab und sich vermutlich die Analyseverfahren unterscheiden. Zusätzlich fällt auf, dass Cd-Konzentrationen bisher nur in der Leber der Meerforellen gefunden werden konnten. Die höchste Cadmiumbelastung wies die Leberpoolprobe TRA_OLD_L auf. Mit 0,15 mg/kg war hier im Vergleich zu den anderen Standorten mehr als doppelt so viel Cadmium pro Nassgewicht enthalten.

Cadmium und seine Verbindungen sind die häufigsten Toxine, die persistent im Körper, besonders in der Leber, akkumulieren [67,68]. Cadmium wird vielfach industriell angewendet, wie z. B. als Korrosionsschutz oder Oberflächenüberzug für Aluminiumwerkstoffe [69]. Cadmiumverbindungen haben das Potential Krebs auszulösen und wirken nephro-, cyto- und genotoxisch [70,71]. Cadmium führt bei Säugetieren und Fischen zu einer Immunsuppression [72–74], die mit einer verminderten Antikörperproduktion [75] und einer verminderten Phagocytose einhergeht [72]. Da in den überwiegend adulten Meerforellen aus der Trave vergleichbar niedrige Cd-Konzentrationen im Muskelfleisch und Leberproben nachgewiesen wurden, kann die Exposition des Schwermetalls allein vermutlich nicht der Hauptauslöser der Verpilzungen sein. In der VO EG 1881/2006 (Verordnung zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln) wird ein Grenzwert von 0,05 mg/kg Frischgewicht für Fisch, nachgewiesen im Muskelfleisch, festgelegt. Dieser ist teilweise in der Leber von Meerforellen aus der Trave überschritten. Da sich die Verordnung nur auf Muskelfleisch bezieht, hat dies aus lebensmittelrechtlicher Sicht keine Konsequenz. Zwar wird in der VO EG 1881/2006 spezifiziert, dass der Höchstgehalt für den gesamten Fisch gilt, jedoch nur wenn der gesamte Fisch zum Verzehr bestimmt ist. Dies ist bei Meerforellen nicht der Fall. Die Leber sollte nicht gegessen werden.

d. Kupfer, Zink, Selen

Kupfer, Zink und Selen, welche wichtige Spurenelemente für den Menschen sind, waren in Muskel- und Leberproben von Meerforellen in der Trave nachweisbar (Tabelle 11 und Tabelle 12) und werden hier der Vollständigkeit halber genannt.

Der normale Gehalt an Kupfer im Lebensmittel Forelle beträgt 147 mg/kg. Der tägliche Bedarf eines erwachsenen Menschen liegt bei 0,5 bis 1,5 mg/kg und 10 mg/kg sollten pro Tag nicht überschritten werden [76]. Im Wasser wirken 0,094 mg/L Kupfer toxisch für Regenbogenforellen und 12,88 mg/L Zink [77]. Der Zinkgehalt von Alaska Seelachs als Lebensmittel wird mit 0,043 mg/kg angegeben [78] und ist damit hier schon deutlich erhöht. Die Deutsche Gesellschaft für Ernährung empfiehlt dem Menschen eine tägliche Zinkzufuhr von 7 mg pro Tag (Frauen) bzw. 10 mg/Tag (Männer). Der Schätzwert für

eine angemessene tägliche Zufuhr von Selen beträgt bei Erwachsenen 0,07 mg (Männer) bzw. 0,06 mg (Frauen) [79]. Die chronische Toxizität von Selen in der Nahrung trat bei Regenbogenforellen bei 13 mg/g Trockenfutter auf [80].

Tabelle 11 Konzentrationen von Kupfer, Zink und Selen im Muskelfleisch im dritten Untersuchungszeitraum 2019/2020 in mg/kg Nassgewicht

2019/2020	***TRA_SEG_M***	***TRA_OLD_M***	***LIP_M***
Kupfer	1,29	0,61	1,55
Zink	7,58	4,79	5,54
Selen	0,34	0,24	0,33

TRA = Trave; OLD = Bad Oldensloe; SEG = Bad Segeberg; LIP = Lippingau (Referenzfluss); M = Muskelproben

Tabelle 12 Konzentrationen von Kupfer, Zink und Selen in Leber im dritten Untersuchungszeitraum 2019/2020 in mg/kg Nassgewicht

2019/2020	***LIP_L***
Kupfer	75,3
Zink	30,1
Selen	2,3

LIP = Lippingau (Referenzfluss); L = Leberproben

Tabelle 13 Konzentrationen von Kupfer, Zink und Selen im Muskelfleisch im vierten Untersuchungszeitraum 2020/2021 in mg/kg Nassgewicht

2020/2021	***TRA_OLD_M***	***TRA_SEG_M***	***LIP_M***
Kupfer	1,23	1,17	1,26
Zink	6,28	7,63	6,9
Selen	0,29	0,35	0,22

TRA = Trave; OLD = Bad Oldensloe; SEG = Bad Segeberg; LIP = Lippingau (Referenzfluss); M = Muskelproben

Tabelle 14 Konzentrationen von Kupfer, Zink und Selen in Leber im vierten Untersuchungszeitraum 2020/2021in mg/kg Nassgewicht

2020/2021	***TRA_OLD_L***	***TRA_SEG_L***	***LIP_L***
Kupfer	41,7	134	165
Zink	19,8	26,3	53,7
Selen	3,24	7,77	5,05

TRA = Trave; OLD = Bad Oldensloe; SEG = Bad Segeberg; LIP = Lippingau (Referenzfluss); L = Leberproben

e. Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe

Insgesamt wurden die Muskel- und Leberproben der Meerforellen aus der Trave auf 16 verschiedene Polycyclische aromatische Kohlenwasser-stoffe (PAK) untersucht (siehe Anhang, Seite 46). In der ersten Beprobungssaison 2017/2018 konnten keine PAK nachgewiesen werden, in 2018/2019 fand sich Naphtalin in drei der vier getesteten Poolproben und die höchste Konzentration (1,5 µg/kg) wurde in Bad Segeberg gefunden (Tabelle 15 bis Tabelle 18). Es fällt auf, dass in 2020/21 wesentlich mehr verschiedene PAKs nachweisbar waren, mit teils hohen Konzentrationen wie für Phenanthren mit 8,5 µg/kg Nassgewicht Muskelfleisch in Bad Oldesloe in der Trave. Zusammengenommen fand sich eine deutliche PAKs Belastung der Meerforellen aus Bad Oldesloe in

2020/2021. Dies ist sehr interessant, denn in dieser Saison wurde wieder davon berichtet, dass vermehrt verpilzte Meerforellen in der Trave verstorben sind.

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe sind organische Molekülverbindungen, die aus mindestens zwei Ringsystemen bestehen und sind ubiquitär in der Umwelt vorhanden. Sie entstammen heutzutage hauptsächlich anthropogenen Prozessen bei unvollständiger Verbrennung von organischen Stoffen [81], die durch atmosphärische Deposition oder über den Oberflächenabfluss landwirtschaftlich genutzter Böden in die Gewässer eingetragen werden.

PAK gelten nach der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, RL 2000/60/EG (2000), Anhang X) als „prioritäre Stoffe“. Für acht dieser PAK gelten europaweite Umweltqualitätsnormen (Umweltbundesamt, 2016). Das besonders reglementierte Benzo[a]pyren war hier jedoch nicht nachweisbar.

Bei Fischen konnten mit einer Belastung mit unterschiedlichen PAK geringere Wachstumsraten und Entwicklungsstörungen (Naphtalin), oxidativer Stress (Phenanthren) und Erhöhung des Plasma-Cortisolspiegels bis Verhaltensstörungen (Fluoren) in Verbindung gebracht werden [82–84]. Vor allem Fischembryos reagieren signifikant empfindlicher auf eine PAK-Belastung [85].

Für den Menschen zählen einige PAK zu den „CMR“-Substanzen (C – cancerogen, M – mutagen, R – reproduktionstoxisch), welche über die Luft oder oral über belastete Lebensmittel aufgenommen werden und daher als bedenklich eingeschätzt werden (Umweltbundesamt, 2016). Auch Fische nehmen diese Substanzen z.B. oral auf. So konnten deutliche Rückstände von dem PAK in Organen von Regenbogenforellen, die drei Wochen lang mit 5,1 µg/kg Phenanthren kontaminierten Fischöl gefüttert wurden nachgewiesen werden.

Viele PAK verfügen nicht über eine Regelung in der Oberflächengewässerverordnung (OGewV), vor allem jedoch gibt es kaum Normen, die Biota-Umweltqualitätsnormen (Biota-UQN) behandeln.

So gibt die OGewV für Naphthalin zwar einen Jahresdurchschnittswert (2 µg/l) und einen zulässigen Höchstwert (130 µg/l) im Wasser an, jedoch keine Biota-UQN für den Fisch selbst. Erste Schädigungen der Eizellen von dem atlantischen Umber (*Micropogonias undulatus*) traten bei Konzentrationen von 0,5 bis 1 ppm Naphthalin auf [84].

Für die Exposition von Fluoranthen in Biota gibt es in der OGewV eine Regelung. Demnach darf eine Konzentration von 30 µg/kg im Nassgewicht nicht überschritten werden und der zulässigen Jahresdurchschnittswerte JD-UQN (OGewV) für Fluoranthen in Oberflächengewässern darf sogar 0,0063 µg/l nicht überschreiten. Es ist bekannt, dass es gerade in der Nähe von Parkplatzabflüssen vereinzelt zu hohen Konzentrationen (110 µg/l) kommen kann.

Das vier-ringige PAK Pyren wird ebenfalls nicht in der Oberflächengewässerverordnung erwähnt, scheint jedoch schon in geringen Mengen relevant zu sein. Nach Untersuchungen von Zhang et al., 2012 können Molmengen von 0,05, 0,5, 5,0, und 50 nmol/L zu Herzanomalien bei den Embryos von Zebrafischen (*Danio rerio*) führen und die Entwicklung des wichtigen Organs stören. Jedoch sollte in diesem Zusammenhang erwähnt werden, dass Fischembryos signifikant empfindlicher auf PAK reagieren als juvenile oder adulte Exemplare [85].

Tabelle 15 Konzentrationen verschiedener polycyclischer aromatischer Kohlenwasserstoffe in Muskelproben im zweiten Untersuchungszeitraum 2018/2019 in µg/kg Nassgewicht

2018/2019	TRA_OLD_M	TRA_SEG_M	TRA_HÖG_M	LIP_M
Naphthalin	0,8	1,5	< 0,5	0,6
Acenaphthylen	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Fluoren	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Phenanthren	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Anthracen	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Fluoranthen	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Pyren	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5

TRA = Trave; OLD = Bad Oldensloe; SEG = Bad Segeberg; HÖG = Högerdorfer Brücke; LIP = Lippingau (Referenzfluss); M = Muskelproben

Tabelle 16 Konzentrationen verschiedener polycyclischer aromatischer Kohlenwasserstoffe in Muskelproben im dritten Untersuchungszeitraum 2019/2020 in µg/kg Nassgewicht

2019/2020	TRA_OLD_M	TRA_SEG_M	LIP_M
Naphthalin	1	0,9	0,9
Acenaphthylen	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Fluoren	< 0,5	0,7	< 0,5
Phenanthren	1,7	3,3	1,5
Anthracen	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Fluoranthen	0,9	1,1	0,8
Pyren	1,8	1,8	2

TRA = Trave; OLD = Bad Oldensloe; SEG = Bad Segeberg; LIP = Lippingau (Referenzfluss); M = Muskelproben

Tabelle 17 Konzentrationen verschiedener polycyclischer aromatischer Kohlenwasserstoffe in Muskelproben im vierten Untersuchungszeitraum 2020/2021 in µg/kg Nassgewicht

2020/2021	TRA_OLD_M	TRA_SEG_M	LIP_M
Naphthalin	2,5	5,9	< 0,5
Acenaphthylen	2,1	0,8	< 0,5
Fluoren	1,2	0,8	< 0,5
Phenanthren	8,5	4,8	1,8
Anthracen	0,9	< 0,5	< 0,5
Fluoranthen	1,7	1,5	1,2
Pyren	0,9	1	1,5

TRA = Trave; OLD = Bad Oldensloe; SEG = Bad Segeberg; LIP = Lippingau (Referenzfluss); M = Muskelproben

Tabelle 18 Konzentrationen verschiedener polycyclischer aromatischer Kohlenwasserstoffe in Leberproben im vierten Untersuchungszeitraum 2020/2021 in µg/kg Nassgewicht

2020/2021	TRA_OLD_L
Naphthalin	2,3
Acenaphthylen	< 0,5
Fluoren	0,7
Phenanthren	3,5
Anthracen	< 0,5

Fluoranthen	1,4
Pyren	1

TRA = Trave; OLD = Bad Oldensloe; L = Leberprobe

Zusammenfassend bleibt fraglich, welchen Einfluss die nachgewiesenen Mengen der PAK in Meerforellen für einen Einfluss auf die Gesundheit der Meerforellen haben, da sie in vergleichsweise niedrigen Konzentrationen vorliegen. Es ist jedoch auffällig, dass sich die Summe (Tabelle 19) über drei Jahre hinweg nahezu jährlich verdoppelt hat.

In der VO EG 1881/2006 (Verordnung zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln) ist für PAK nur der Höchstgehalt für Benzo(a)pyren mit einem Grenzwert von 5 µg/kg für geräucherten Fisch geregelt. Dieser Stoff war nicht nachweisbar, so dass sich hier keine lebensmittelrechtliche Relevanz ergibt.

Tabelle 19 Summe der nachgewiesenen PAK in µg/kg Nassgewicht in Muskelfleisch Poolproben von Meerforellen aus der Trave und der Lippingau

Σ gesamt PAKs	*2018/2019*	*2019/2020*	*2020/2021*
TRA_OLD	0,8	5,4	17,8
TRA_SEG	1,5	7,8	14,8
LIP	0,6	5,2	4,5

TRA = Trave; OLD = Bad Oldensloe; SEG = Bad Segeberg; LIP = Lippingau (Referenzfluss)

f. Polychlorierte Biphenyle und Dioxine

Muskelproben von Meerforellen aus der Trave und Lippingau wurden auf polychlorierte Biphenyle (PCBs) und Dioxine untersucht (Tabelle 20 und Tabelle 21). Die persistenten organischen Schadstoffe werden in die Umgebung freigesetzt, wenn chlorhaltige Verbindungen bei niedrigen Temperaturen verbrennen [86]. Außerdem waren sie bis in den 1980er Jahren in manchen Weichmachern, Hydraulikflüssigkeiten, Isoliermitteln und Kunstoffen enthalten [81,86]. Auch bei natürlichen Prozessen wie bei Vulkanausbrüchen und Waldbränden können Dioxine entstehen und dann durch verschiedenste atmosphärische Dynamiken transportiert und schließlich ausgewaschen werden [87]. Maßgeblich wird der Dioxingehalt in der Umwelt jedoch durch die Industrie bestimmt [81]. Mittlerweile gibt es strenge Auflagen zur Emissionsverminderung dieser Stoffe in die Umwelt. Seit 2005 wird die jährliche Dioxin- und Furan-Emission daher relativ konstant gehalten und hauptsächlich durch Industrieprozesse sowie Haushalte und Kleinverbraucher geprägt.

Dioxine haben eine Halbwertszeit von zehn bis fünfzehn Jahren und lagern sich in Pflanzen und tierischem Fettgewebe an, reichern sich also in der Nahrungskette an [88]. So zeigen Heringe und Lachse in der Ostsee, die einen besonders hohen Fettgehalt aufweisen, eine zum Teil extreme Belastung mit Dioxinen auf [88].

Die VO EG 1881/2006 (Verordnung zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln) setzt für PCBs im Muskelfleisch von wildgefangenen Frischwasserfischen, wobei diadrome Fischarten und damit die Meerforelle ausgeschlossen werden, einen Grenzwert von 125 ng/g, für Dioxine von 3,5 pg/g fest. Diese werden hier nicht erreicht. Die Dioxinexpositionen vieler Fische hat im Laufe der letzten Jahrzehnte abgenommen (Assefa et al., 2019). Während im Fettgewebe von Heringen 42 ± 9,0 ng TEQ/kg vor dem Jahr 2000 nachgewiesen wurden, waren nach 2000 nur noch 15 ± 2,4 ng TEQ/kg Lipidgewicht enthalten.

Tabelle 20 Summe der nachgewiesenen PCBs und Dioxine in µg/kg bzw, pg/g Nassgewicht in Muskelfleisch Poolproben von Meerforellen aus der Trave und der Lippingau im zweiten Untersuchungszeitraum 2018/2019

2018/2019	Einheit	TRA_OLD	TRA_SEG	TRA_HÖG	LIP
∑ PCB	µg/kg	35,95	39,7	16,2	35,2
∑ Dioxine	pg/g	0,938	0,505		
∑ Dioxine & PCB	pg/g	3,52	1,53		

TRA = Trave; OLD = Bad Oldensloe; SEG = Bad Segeberg; LIP = Lippingau (Referenzfluss); PCB = Polychlorierte Biphenyle

Tabelle 21 Summe der nachgewiesenen PCBs und Dioxine in µg/kg bzw, pg/g Nassgewicht in Muskelfleisch Poolproben von Meerforellen aus der Trave und der Lippingau im vierten Untersuchungszeitraum 2020/2021

2020/2021	Einheit	TRA_OLD	TRA_SEG	LIP
∑ PCB	µg/kg	116	0	10,1
∑ Dioxine	pg/g	1,33	0,253	0,218
∑ Dioxine & PCB	pg/g	4,07	1,01	1,15

TRA = Trave; OLD = Bad Oldensloe; SEG = Bad Segeberg; LIP = Lippingau (Referenzfluss); PCB = Polychlorierte Biphenyle

Es konnte eine deutliche Tendenz einer positiven Korrelation (p = 0,071) zwischen der Schadstoffbelastung und der mittleren Länge in cm der Tiere, welche in die Poolprobe zur Untersuchung eingegangen sind, festgestellt werden. Dies ist nicht verwunderlich, da viele der untersuchten Schadstoffe und Medikamentenrückstände im Muskel oder Fettgewebe akkumulieren und somit in der Regel größere und ältere Tiere höhere Konzentrationen aufweisen.

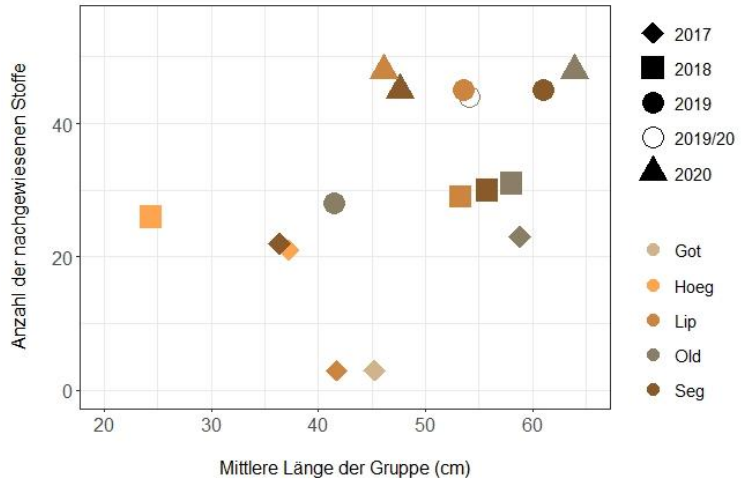


Abbildung 19 Pearson's Korrelation für Toxikologie im Muskelfleisch von Meerforellen. Darstellt ist die mittlere Länge der Tiere in cm, welche in die Poolprobe mit eingegangen sind für die unterschiedlichen Beprobungsstandorte (Farben) und nach Beprobungszeiträumen (Figuren) aufgeteilt. Got = Gotmund, Trave; Hoeg = Högersdorfer Brücke, Trave; Lip = Lippingau (Referenzfluss); Old = Bad Oldesloe, Trave; Seg = Bad Segeberg, Trave. t = 1,9507, df = 14, p-value = 0,07141, Cor: 0,4622843

7. Wasserstände und Temperatur

Da die Trave aus einer Grundwasserquelle entspringt nehmen Niederschlagsmengen und Dürreperioden einen primären Einfluss auf den Wasserstand der Trave (Abbildung 20 und Abbildung 21). Zusätzlich spielen die Temperatur und Sonneneinstrahlung eine wichtige Rolle, weshalb sich der Pegelstand über das Jahr verändert. Zwischen den einzelnen Gewässerabschnitten der Trave konnten keine signifikanten Unterschiede bei den Pegelschwankungen festgestellt werden. Der Wasserstand in Bad Oldesloe wirkt

also repräsentativ für die Trave. Allgemein konnte im Dezember 2014 und im Januar 2015, als von Verpilzungen berichtet wurde, ein hoher Wasserstand gemessen werden. Im Sommer 2018 wiederum konnten nur sehr niedrige Wasserspiegel erreicht werden (Abbildung 21) und die Lippingau führte nur noch sehr wenig Wasser. 2018 hatten wir einen besonders heißen Sommer mit einer ausgedehnten Dürreperiode (Dürremonitor, UFZ Helmholz).

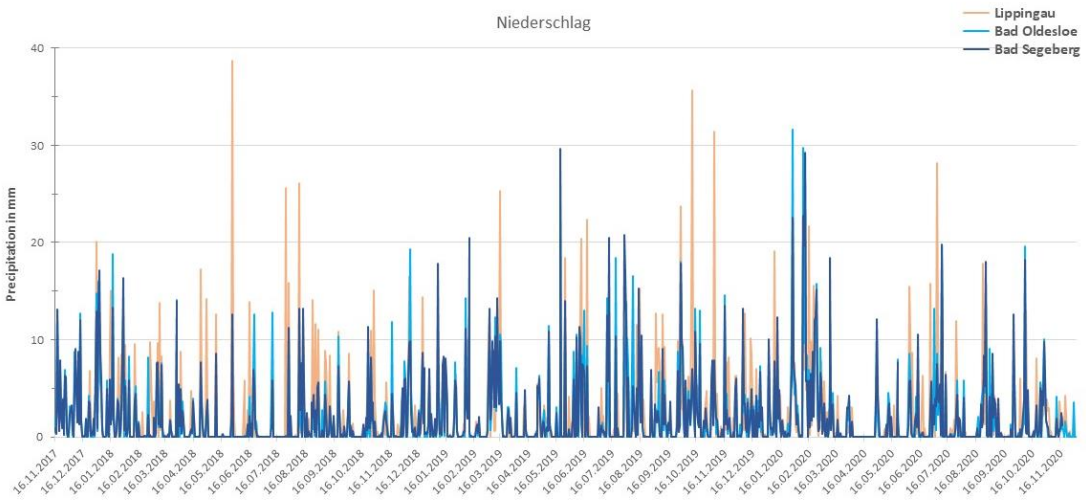


Abbildung 20 Niederschlagsmengen [mm] über den Untersuchungszeitraum für die Trave Standorte Bad Oldesloe und Bad Segeberg und die Lippingau

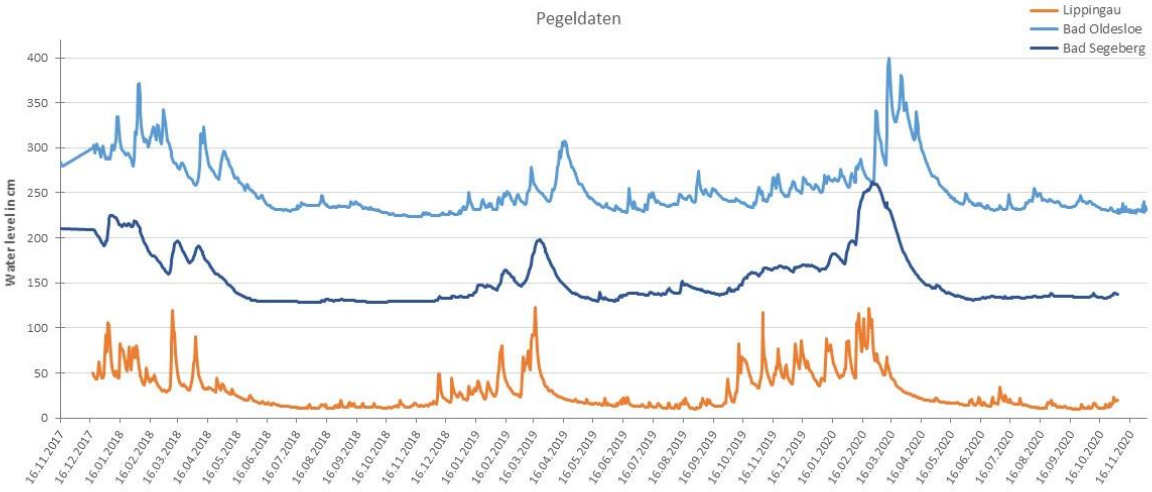


Abbildung 21 Pegeldaten, Wasserhöhe in cm, über den Untersuchungszeitraum für die Trave Standorte Bad Oldesloe und Bad Segeberg und die Lippingau

Für die laichwandernden Meerforellen spielt der Wasserstand in Flüssen und Bächen eine essentielle Rolle [89]. Der Pegel muss hoch genug sein, sodass sie ihre Laichgruben erreichen können und wieder zurück ins Meer finden. Hinzu kommt, dass Meerforellen keinen Flussaufstieg wagen, wenn der Gegenstrom zu gering ist [89]. Starkregenereignisse wie im Winter 2014/15 können neben dem sich verändernden Pegelstand aber auch eine weitere Folge für die Trave haben. Regenwasserabflüsse könnten giftige Verunreinigungen von den an der Trave angrenzenden Straßen und

Feldern in das Gewässer transportieren. Hier sind vor allem die PAK zu nennen, die in Reifenabrieb und Benzinrückständen enthalten sind. Auch Pflanzenmitteleinträge, Nitrate und Phosphate könnten durch die Starkregenereignisse mittels Abschwemmung von landwirtschaftlichem Boden in die unmittelbar angrenzenden Gewässersysteme gelangen [90].

Die Wasserpegelschwankungen, verbunden mit Starkregenereignissen und Dürreperioden, haben grundlegend einen großen Einfluss auf das Gewässersystem Trave. Grundsätzlich wirken diese Parameter allgemein auf die Gewässer, weshalb dies nicht allein der Grund für die Verpilzungen und Hautkrankheiten sein kann. In dem Einzugsgebiet der Trave liegt eine hohe landwirtschaftliche Aktivität vor, weshalb der Eintrag an Pestiziden und Tierarzneimitteln vermutlich höher ist als in Flüssen, die durch Gebiete fließen, die nicht landwirtschaftlich genutzt werden. Dies kann, wie in den vorangegangenen Kapiteln erläutert, einen Einfluss auf den Gesundheitszustand der Forellen haben. Auch wenn toxikologische keine Arzneimittelrückständer oder Pestizide im Muskelfleisch oder der Leber nachgewiesen werden konnten, so ist eine Belastung nicht auszuschließen, da diese auch akut, lokal eine schädigende Wirkung entfalten kann.

Zu den über Sonden in der Trave erhobenen Temperaturdatenreihen (seit Januar 2018, Abbildung 17) wurden zur Untersuchung der Frage, ob die Änderung der Wassertemperatur einen Einfluss auf den Gesundheitszustand der Meerforellen der Trave hat, weitere Daten des Landesamts für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (LLUR) herangezogen. Von der Problematik der Verpilzungen wurde seit 2011 vermehrt berichtet. Die Temperaturdatenreihen des LLUR werden für einen groben Überblick über die Variation der Wassertemperatur der vergangenen Jahre genutzt.

Die Korrelation der beiden Datenreihen (Abbildung 22) ist sehr stark. Die geringen Unterschiede sind vermutlich auf unterschiedliche Wassertiefe, Bewuchs oder abweichende Sonneneinstrahlungen zurückzuführen.

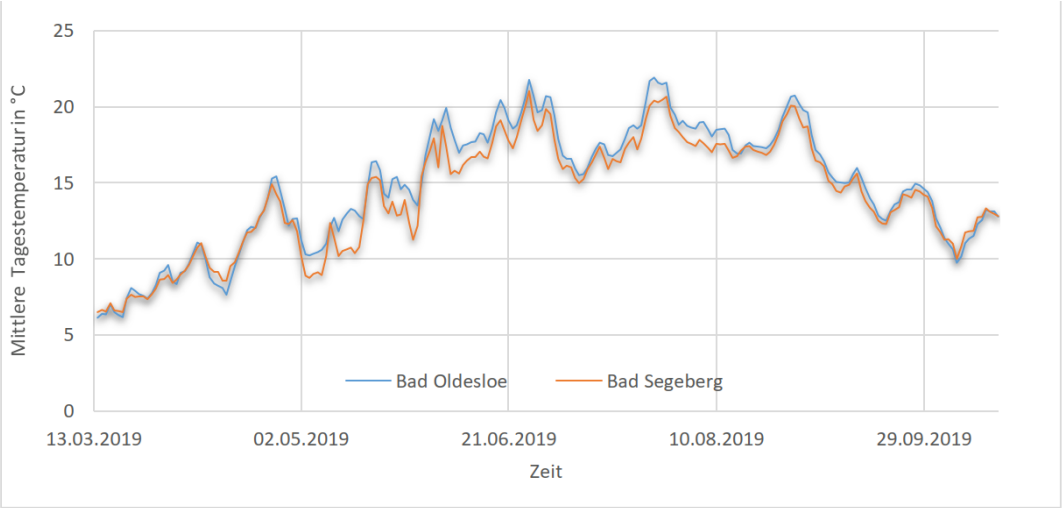


Abbildung 22 Vergleich Wassertemperaturen aus Bad Oldesloe und Bad Segeberg in °C exemplarisch für Sommer 2019

Die Entwicklung der Wassertemperatur in der Trave bei Lübeck-Moisling lässt sich aus der (Abbildung 23) entnehmen.

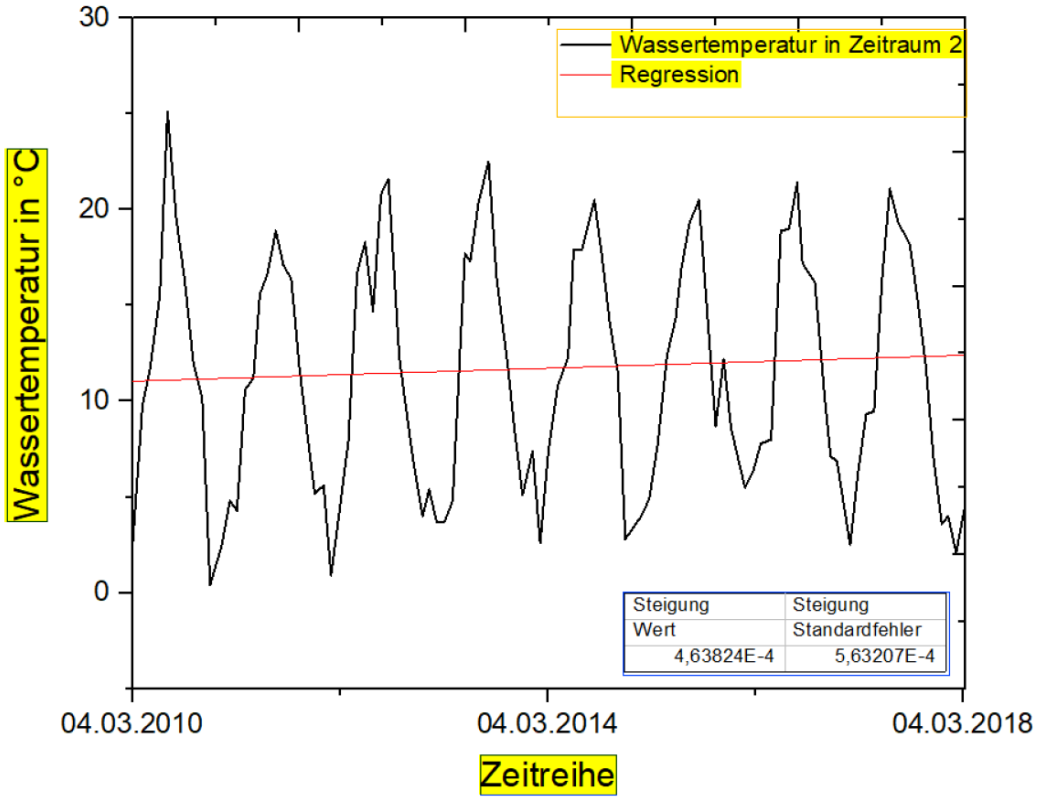


Abbildung 23 Veränderung der Wassertemperatur in °C in der Trave nahe Lübeck-Moising von dem 04.03.2010 bis zum 04.03.2018

Es wird deutlich, dass die mittlere Wassertemperatur zwischen dem Frühjahr 2010 bis zum Frühjahr 2018 um etwa 1,5 °C gestiegen ist. Neben dem steigenden Trend fallen zusätzlich die über die Jahre relativ gleichbleibenden Werte der Maxima und Minima auf. Ein Temperaturanstieg von 1,5 °C in diesem Zeitraum ist kritisch anzusehen. Im Rhein stieg die Wassertemperatur von 1978 bis 2011 um 2 °C für die Sommerperiode und in der Donau kann seit 1900 ein Temperaturanstieg von 0,3 °C pro Jahrzehnt beobachtet werden [91]. Solch rasante Temperaturanstiege haben direkte Auswirkungen auf die aquatischen Lebewesen und können auch Einfluss auf die bakterielle Zusammensetzung eines Ökosystems nehmen und ein Grund für eine Immunsuppression mit anschließender Verpilzungen sein.

Der Klimawandel und die resultierende Erwärmung der Luft beeinflussen auch erheblich die Wassertemperaturen von Gewässerkörpern [92].

Die Lufttemperatur in Deutschland ist seit 1881 im Durchschnitt um 1,6 °C gestiegen, was sie deutlich von dem globalen Anstieg (1 °C) abgrenzt (Deutscher Wetterdienst). Gerade in jüngsten Zeiträumen (1986 – 2015) konnten besonders starke Temperaturanstiege (0,7 °C) beobachtet werden (Umweltbundesamt, Hg 2015, Monitoringbericht). Der immer steiler werdende Lufttemperaturanstieg zeigt sich in ebenfalls steigenden Wassertemperaturen. Um eine solche Veränderung im Anstieg der Wassertemperatur der Trave festzustellen, bedarf es einer deutlich längeren Messreihe als der von 2010 bis 2018. Außerdem stellt sich die Frage, in welchen Jahreszeiten die größten Temperaturanstiege vorliegen. Würden nur die Sommer immer heißer werden, würde dies die adulten Meerforellen der Trave nur indirekt beeinflussen, da die Laichwanderung überwiegend von November bis Mai dauert. Allerdings liegt die stärkste Erwärmung seit dem Ende des 19. Jahrhunderts im Frühling, und auch der Winter ist in den letzten Jahrzehnten wärmer als zuvor (Umweltbundesamt, Hg 2015,

Monitoringbericht). Die stärkste Erwärmung der Lufttemperatur in Deutschland trifft also genau die Monate, in der die Meerforellen aus der Ostsee zum Laichen in die Flüsse ziehen. Trotzdem werden die Wassertemperaturen in der Trave in den Laichmonaten vermutlich keine für die adulten Meerforellen kritischen Temperaturen erreichen und in ihrem Toleranzbereich bleiben. Bei jungen Exemplaren allerdings, welche auch den Sommer in der Trave verbringen, kann von einem signifikanten Einfluss ausgegangen werden. Steigende Wassertemperaturen könnten bei den jungen Meerforellen einen Verlust ihres thermischen Lebensraums bedeuten, wodurch es regional zu einem Rückgang von *S. trutta trutta* kommen könnte. Außerdem werden die Tiere anfälliger für Krankheiten (siehe auch Seite 19, Immunsystem und Molekularbiologie). Ähnliches konnte auch schon in vielen österreichischen Flusssystemen beobachtet werden, in denen sich Bachforellen aus immer mehr Gebieten aufgrund des Temperaturanstiegs des Wassers zurückziehen [93]. Gerade im Frühjahr sind dann die frisch geschlüpften Meerforellen von der wärmer werdenden Umgebung betroffen. Die Temperatur wirkt sich stark auf die Entwicklungsrate auf, was zu einer schnelleren Entwicklung und damit zu einem niedrigeren Eigelbgewichtsprozentsatz bei höheren Temperaturen führt [94]. Untersuchungen von Ojanguren et al. (1999) haben ergeben, dass 16 °C das thermische Limit für junge Larven des atlantischen Lachses darstellt und bei 19 °C nur noch etwa 5 % der Larven innerhalb der achttägigen Untersuchungsdauer überlebten. Die Trave erreichte 2018 in Bad Oldesloe am 08.05.2018 mit 16,1°C und 2019 in Bad Oldesloe am 19.05.2019 mit 16,3 °C und in Bad Segeberg am 01.06.2019 mit 16,3 °C (gemessen über die Sonden) die 16 °C Grenze. Larven von Meerforellen aus der Trave, welche sich erst im späten Frühling entwickeln, könnten den Folgen von zu hohen Wassertemperaturen unterliegen.

Zusammengefasst lässt sich sagen, dass die untersuchten adulten Meerforellen während des Laichaufstiegs nicht direkt in der Trave von dem Temperaturanstieg betroffen sind. Jedoch könnte die Entwicklung der Jungfische beeinflusst werden. Außerdem hat ein Temperaturanstieg auch Folgen für die Entwicklung und das Wachstum vieler Umweltkeimen und Bakterien.

Von der Wassertemperatur wird auch der Sauerstoffgehalt im Wasser mitbeeinflusst. Abbildung 24 (siehe auch Abbildung 17) zeigt deutlich, dass sich der Sauerstoffgehalt gerade im Frühjahr oft nahe der Sauerstoffsättigung befindet. Am 23.05.2019 sank der Sauerstoffgehalt allerdings auf 63 %Air. Dies könnte mit einem Starkregenereignis zusammenhängen, worauf die besonders großen Niederschlagsmengen (134,7 mm) im Mai 2019 hindeuten (Wetterkontor, 2020). Hierbei wird oftmals viel organisches Material in die Flüsse geschwemmt, welches sauerstoffzehrend wirkt. Bei der an diesem Tag aufgezeichneten Temperatur von 14 °C, entspricht dies einem Sauerstoffgehalt (bei angenommenen normalen Druckverhältnissen von 1013hPa) von 6,50 mg/L, was hart an der Grenze für Salmoniden liegt [43] oder sogar bereits deutliche Symptome wie die Einschränkung der Schwimmgeschwindigkeit auftreten lässt. Insgesamt ist die Sauerstoffkonzentration im Sommer niedriger und pendelt um die 80 %Air. Was bei einer Wassertemperatur am 08.06.2019 von 17,8 °C 7,60 mg/L entspricht. Gerade dann im Juli (14.07.2019) oder August (02.08.2019) sinkt die Sauerstoffsättigung aber auch manches Mal bis auf 71 %Air. Bei Temperaturen von 17,5 °C (Juli) und 19,1 °C (August) entspricht dies dann nur noch 6,76 mg/L bzw. 6,55 mg/L, so dass die überlebenswichtige Sauerstoffsättigung sich schon wieder dem Grenzwert nähert.

Ein niedriger Sauerstoffgehalt kann gerade bei den sensiblen Salmoniden zu Wachstums- und Entwicklungsstörungen sowie zur Einschränkung der Schwimm- und Fortpflanzungsfähigkeit führen und unter extremen Bedingungen sogar tödlich enden [95].

Die Migration zu den Laichplätzen der Salmoniden ist sehr kräftezehrend, weshalb ein geringer Sauerstoffgehalt zusätzlich die Schwimmleistung verschlechtert und sogar zu Vermeidungsreaktionen führen kann [96]. Man kann jedoch, von zwei Messsonden ausgehend, nicht auf die gesamte Trave schließen. Gerade an Stellen mit hoher Strömungsgeschwindigkeit und auftretenden Verwirbelungen gelangt Sauerstoff ins Gewässer [97]. Trotzdem kann es sich bei der niedrigen O_2-Sättigung besonders über längere Zeiträume um einen signifikanten Einfluss auf die Gesundheit der Forellen handeln.

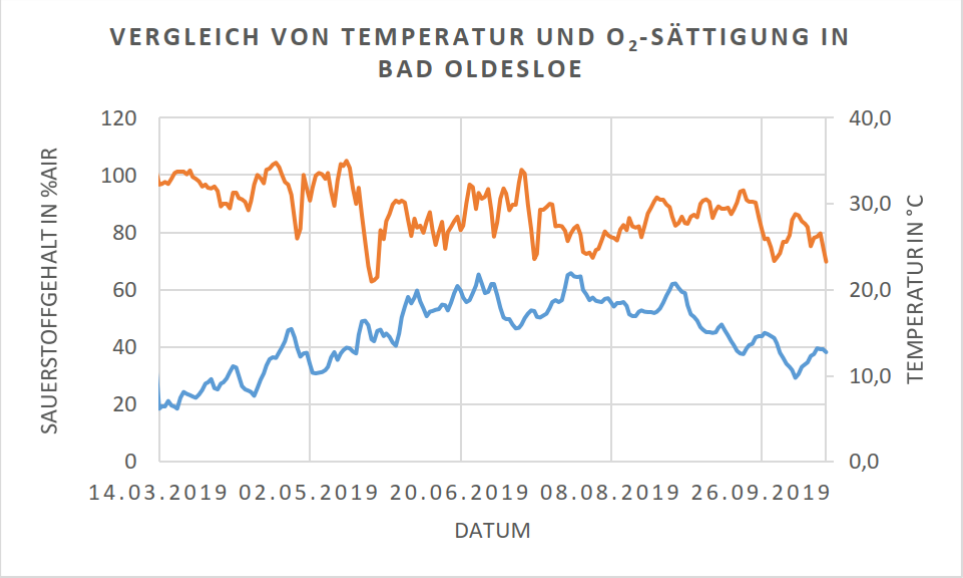


Abbildung 24 Vergleich der beiden Parameter Temperatur (in blau) und Sauerstoffsättigung (in orange) in Bad Oldesloe, exemplarisch für März 2019 bis September 2019

IV. Zusammenfassende Schlussfolgerung

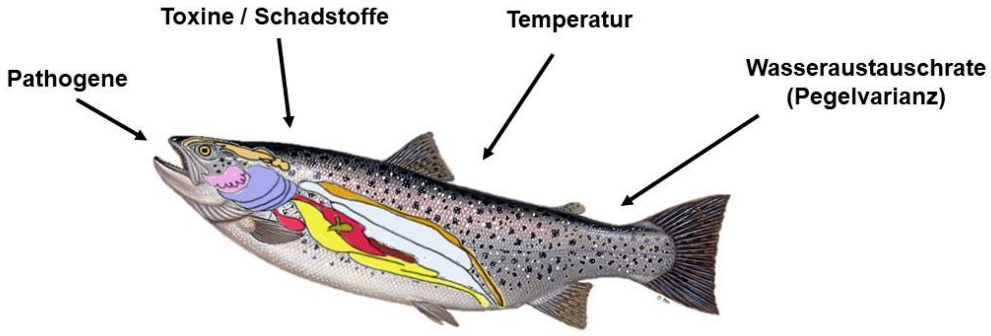


Abbildung 25 Einflussfaktoren auf die Gesundheit von Meerforellen in der Trave.

Abbildung 25 fasst die Einflussfaktoren in Kürze zusammen.

Insgesamt fanden sich weniger verpilzte Meerforellen in der Trave als erwartet. Die als Referenz untersuchten Smolts zeigten makroskopisch in der Regel ein gesundes

Erscheinungsbild mit einem guten Konditionsfaktor. Bei den adulten Meerforellen wurden insgesamt mehr weibliche Tiere beprobt und es fanden sich auch mehr weibliche verpilzte Meerforellen als Männchen. Diese hatten oftmals noch nicht abgelaicht. Die weiblichen Tiere wiesen teils tiefe Hautwunden auf, die eher auf eine bakterielle Infektion zurückzuführen waren, während die Milcher in der eher Hautläsionen, wie „Kratzer“ zeigten, die sehr wahrscheinlich auf das Schlagen der Laichbetten zurückzuführen sind. Der Konditionsfaktor war bei allen untersuchten Meerforellen im Mittel in einem adequaten Bereich, bei Smolts besser als bei adulten Meerforellen, bei Meerforellen aus der Lippingaus jedoch schlechter, als bei Tieren aus der Trave. Es fanden sich nur vereinzelt stark abgemagerte Tiere, so dass davon auszugehen ist, dass sich genug Nahrung im Lebensraum befindet. Makroskopisch und histologisch fanden sich vereinzelt schwere Hautläsionen, einzelne Tiere wiesen Hinweise auf ein septikämisches Infektionsgeschehen auf. Erreger der Furunkulose und anderer Hautinfektionen wurden nachgewiesen. Diese Fischpathogene fanden sich auch in der Bauchhöhle und korrespondierten teilweise mit makroskopischen und histologischen Befunden, teils – besonders bei den Smolts und Elritzen – auch nicht. Bei Meerforellen aus der Trave fanden sich häufiger Veränderungen der Kiemen, als bei den Tieren aus der Lippingau. Auffälligkeiten in den Kiemen waren auch insgesamt die häufigsten histologischen Veränderungen neben Enteritiden, die in der Mehrzahl auf eine Parasiteninfektion zurückzuführen waren und den Hautentzündungen, vereinzelte Herzmuskel-, Nieren- und Leberentzündungen. Auch wenn keine virologische Labordiagnostik durchgeführt werden konnte, fanden sich keine Herpestypischen Einschlusskörperchen in den Organen, jedoch war der molekulare Virusmarker MX1 im Blut von Meerforellen aus der Lippingau erhöht.

In der Trave nahm die Größe / das Alter der Tiere einen signifikanten Einfluss auf die Bakterienanzahl, die im Bauchraum nachweisbar war. Es fanden sich weniger Bakterien mit steigender Länge, so dass die adulten Meerforellen insgesamt weniger Bakterien aufwiesen, wenn dann aber in der Regel fakultative oder obligate Pathogene. Am stärksten betroffen waren 36 - 45,5 cm große Meerforellen. Am Standort Bad Oldesloe wurden besonders viele Bakterien insgesamt in der Trave gefunden. Darunter waren viele *Pseudomonaden* spp. und *Aeromonaden* spp., die als opportunistische Krankheitserreger bei bereits geschwächten Pflanzen und Tieren auftreten, klinisch sehr wichtig sind, weil sie oftmals Resistenzen gegen Antibiotika aufweisen und auch zu den sogenannten Hospitalismuskeimen gezählt werden. Beide kommen in kontaminierten Oberflächengewässern vor. An der Högersdorfer Brücke fand sich auffällig oft *Pseudomonas fluorescens* (Erreger der Flossenfäule) auf Kiemen/Haut Abstrichen und *Aeromonas sobria* wurde auffällig häufig in der Bauchhöhle von Elritzen nachgewiesen, die makroskopisch und histologisch keine Symptome von Hautläsionen oder Flossenfäule aufwiesen.

Bei Betrachtung der Zusammenhänge mit Pegelständen und Niederschlägen konnte statistisch gezeigt werden, dass mehr Bakterien vorhanden sind, wenn weniger Wasser vorliegt. Das ist nicht verwunderlich, jedoch unterstützt es die Hypothese, dass hier ein deutlicher Einflussfaktor zu finden ist. In der Saison 2019/2020 und 2020/2021 fanden sich wieder mehr verpilzte adulte Meerforellen als in den Jahren davor. 2018 und 2019 hatten wir sehr warme Sommer mit geringen Pegelvarianzen, so dass möglicherweise der bakterielle Druck insbesondere auf die Jungfischentwicklung einen Einfluss nimmt.

Hinzu kommt der Druck auf das Immunsystem durch den Einfluss von Toxinen. Quecksilber überschreitet in Meerforellen aus der Trave und Lippingau die Grenzwerte und ist von 2017 bis 2020/2021 ansteigend. Quecksilber wurde auch in Muskelproben von Smolts vom Standort Högersdorfer Brücke nachgewiesen (der Quecksilbergehalt

hat sehr wahrscheinlich nichts spezifisch mit dem Standort „Högersdorfer Brücke“ zu tun, an den anderen Standorten wurden jedoch weitestgehend nur adulte Meerforellen beprobt. Högersdorfer Brücke steht hier also exemplarisch für den Toxingehalt in Smolts). Dies ist alarmierend, denn im Allgemeinen reichert sich Quecksilber erst mit steigendem Lebensalter in den Geweben an. Die Grenzwerte für Quecksilber überschreiten nicht die Grenzwerte für das Lebensmittel Fisch. Cadmium war in der Leber nachweisbar und ein Einfluss auf das Immunsystem der Fische ist nicht auszuschließen. Für den Verzehr von Meerforellenmuskelfleisch ergibt sich hier jedoch keine Gefahr für den Menschen. Bei den PAKs sehen wir eine deutliche Zunahme von 2018/2019 bis 2020/2021, die ebenfalls mit geringen Pegelvarianzen zusammenhängen kann. PAKs befinden sich viel in Klärschlamm. Beim Ausbringen auf die Felder akkumulieren diese Stoffe und werden bei Regenereignissen ausgewaschen. Insbesondere in Bad Oldesloe fanden sich diese Stoffe vermehrt. Genau wie PCBs und Dioxine. Obwohl es mittlerweile strenge Auflagen zur Emissionsverminderung dieser Stoffe in der Umwelt gibt sehen wir auch hier einen Anstieg von 2018/19 auf 2020/21 in Bad Oldesloe. Die Wasserstände der Trave nehmen also vermutlich einen sehr viel entscheidenderen Einfluss auf den Gesundheitszustand der Meerforellen als bisher vermutet. Hinzu kommen steigenden Wassertemperaturen. So stieg die mittlere Wassertemperatur in der Trave von 2010 bis 2018 um 1,5 °C, was besorgniserregend ist und auch zwischen den Standorten Bad Oldesloe (Sonde nahe dem Auslass des dortigen Klärwerks) und Bad Segeberg fand sich ein Temperaturunterschied von ca. 1°C. Die Temperatur nimmt wiederum Einfluss auf den Sauerstoffgehalt, der im Sommer Grenzwerte erreicht. Auf ausreichend viele Areale mit Verwirbelungen sollte geachtet werden. Sauerstoffmangel beeinflusst die Entwicklungen von Jungfischen entscheidend.

In dieser Studie wurde auch auf zahlreiche verschiedene Medikamentenrückstände untersucht, wie sie in anderen Studien als oftmals überschritten angegeben werden. Als Beispiele wären hier z.B. Diclofenac und Diflufenican zu nennen. In einem Zeitungsartikel (Zustand der Lübecker Gewässer: So belastet ist die Trave, Lübecker Nachrichten 2020) wurde davon berichtet, dass Diclofenac in 10-fach höheren, als empfohlenen Werten vorkam. In Muskelproben von Meerforellen war das Nichtopioide-Analgetikum 2019 nicht nachweisbar. Es konnte jedoch gezeigt werden, dass Diclofenac nur mit großen Schwankungen in der Kläranlage Lübeck abgebaut wird und sich Rückstände im Klärschlamm nachweisen lassen [98]. Da es in Schleswig-Holstein keinen Mindestabstand zwischen Gewässer und landwirtschaftlich genutzte Flächen gibt, wie in einigen anderen Bundesländern, wurde eine Belastung durch das Herbizid Diflufenican vermutet. Während in den Proben von 2017/2018 Diflufenican nachgewiesen werden konnte (0,04 mg/kg in Muskelfleischproben von Meerforellen aus Bad Oldesloe; 0,03 mg/kg in Muskelfleischproben von Meerforellen aus Bad Segeberg), lag es 2019/2020 sowohl im Muskel als auch in der Leber unterhalb der Nachweisgrenze. Damit wird die saisonale Abhängigkeit des Stoffeintrages, der offenkundig mit dem Einsatz in der Landwirtschaft in Verbindung steht [98] unterstrichen. Dies ist sehr wahrscheinlich auch auf andere Stoffgruppen übertragbar, so dass eine Gesundheitsgefährung der in der Trave lebenden Meerforellen nicht ausgeschlossen werden kann.

Weiterhin wurde der Vitamin B Gehalt einzelner adulter Meerforellen bestimmt. Dieser lag zwischen 292,03 und 359,10 µg/L und es wurden Immun- und Entzündungsmarker im Blut bestimmt. Hierbei fiel auf, dass die Meerforellen aus der Lippingau eine signifikant erhöhte IL-1β mRNA Expression aufwiesen, sich also immunologisch mit einer Infektion auseinandersetzten. In der Trave war MAP3K erhöht, was Hinweise auf Umweltstress geben kann.

Die Lippingau wurde in die Auswertungen als Referenzfluss einbezogen. Nach Auswertung der Daten ist jedoch fraglich, ob die Lippingau tatsächlich als Referenz angesehen werden darf. Es zeigt sich hier nahezu dasselbe Schema von Einfluss nehmenden Faktoren auf die Gesundheit der Meerforellen und auch in der Lippingau fanden sich verpilzte Individuen.

Zur genaueren Betrachtung einzelner Einflussfaktoren wäre es sinnvoll gezielte weiterführende Untersuchungen über einen längeren Beobachtungszeitraum durchzuführen. Es sollten sechs adulte Meerforellen pro Wintersaison auf ausgewählte Parameter untersucht werden. Hier erscheinen eine Makroskopie und Histologie (nur bei Auffälligkeiten), die toxikologische Untersuchung und Bestimmung des Vitamin B Gehaltes aus der Muskulatur – nicht im Blut – als sinnvoll. Stichprobenartig sollte die toxikologische Belastung von Smolts weiter untersucht werden. Durch eine geeignete Markierungsmethode von Jungfischen könnten die mehrjährig schwankenden Einflüsse von Niederschlägen und Temperatur besser nachvollzogen und ggf. mit dem Aufstieg der sich entwickelten adulten Meerforellen korreliert werden.

Weiterhin erscheint es sinnvoll in Brutbereichen die Klärschlammausbringung auf umliegenden Felder einzudämmen und eine vierte Klärstufe in Kläranlagen einzuführen, um Schadstoffe besser zu eliminieren, und ggf. wie in anderen Bundesländern Randstreifen zwischen Agrarflächen und Trave einzuführen, da beobachtet wurde, dass Substanzen beim Wenden der Fahrzeuge statt auf das Feld direkt in die Trave eingebracht wurden. Eine ausreichende Belüftung ist wichtig.

V. Danksagung

Zahlreiche Personen haben mitgewirkt, damit dieses Projekt durchgeführt werden konnte, bei den Beprobungen geholfen oder diese erst ermöglicht und bei der Auswertung der Daten und Einordnung der Ergebnisse geholfen.

Zu allererst gilt unser besonderer, großer Dank dem Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (LLUR) für die Finanzierung des Projektes (304 -1/2017).

Weiterer Dank – in alphabetischer Reihenfolge – geht an Sebastian Albrecht, Matthias Brunke, Stephan Brecht, Albrecht Hahn, Volker Hahn, Joschua Hübner, Hans-Joachim Klindt, Bernd Kühn, Kilian Lauff, Milan Müller, Michael Neumann, Christoph Petereit, Dieter Struck, Martina Vallentin, sowie an alle Praktikant:Innen, Student:Innen, Doktorand:Innen, u.a. die uns bei den Beprobungen unterstützt haben sowie an die Hegegemeinschaft Trave und den Verband der Binnenfischer und Teichwirte in Schleswig-Holstein e.V. im Allgemeinen.

VI. Anhang

1. Bibliographie

1. Brockmark, S. Sjuklighet och dödlighet i svenska laxälvar under 2014-2016. **1**, (2017).
2. MELUND. *Bewirtschaftungsplan (gem. Art. 13 EG-WRRL bzw. § 83 WHG) FGE Schlei/Trave*. (2015).
3. Eckoldt, M. *et al. Flüsse und Kanäle: die Geschichte der deutschen*

Wasserstraßen. (DSV-Verlag Busse-Seewald, 1998).

4. Entsorgungsbetriebe-Lübeck. Die Kläranlagen der Hansestadt Lübeck. (2021). Available at: https://www.entsorgung.luebeck.de/ueber_uns/unsere_anlagen/klaeranlagen/index.html.
5. Ma, M., Li, J. & Wang, Z. Assessing the detoxication efficiencies of wastewater treatment processes using a battery of bioassays/biomarkers. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **49**, 480–487 (2005).
6. Altmann, J., Ruhl, A. S., Zietzschmann, F. & Jekel, M. Direct comparison of ozonation and adsorption onto powdered activated carbon for micropollutant removal in advanced wastewater treatment. *Water Res.* **55**, 185–193 (2014).
7. Coors, A., Jones, P. D., Giesy, J. P. & Ratte, H. T. Assessing the elimination of estrogenic activity in advanced wastewater treatment with a reporter gene-based bioassay. *Water Sci. Technol.* **50**, 181–188 (2004).
8. Bustin, S., Vandesompele, J. & Pfaffl, M. Standardization of qPCR and RT-qPCR. *Omics* **0**, 3–6 (2009).
9. Vandesompele, J. *et al.* Accurate normalization of real-time quantitative RT-PCR data by geometric averaging of multiple internal control genes. *Genome Biol.* **3**, 1–12 (2002).
10. Larionov, A., Krause, A. & Miller, W. A standard curve based method for relative real time PCR data processing. *BMC Bioinformatics* **6**, 62 (2005).
11. Vandesompele, J., Kubista, M. & Pfaffl, M. M. W. Reference Gene Validation Software for Improved Normalization. *Real-time PCR Curr. Technol. Apllications* **4**, 47–64 (2009).
12. Yuan, J. S., Reed, A., Chen, F. & Stewart, C. N. Statistical analysis of real-time PCR data. *BMC Bioinformatics* **7**, 1–12 (2006).
13. Andersen, C. L., Jensen, J. L. & Ørntoft, T. F. Normalization of Real-Time Quantitative Reverse Transcription-PCR Data: A Model-Based Variance Estimation Approach to Identify Genes Suited for Normalization, Applied to Bladder and Colon Cancer Data Sets. *Cancer Res.* **64**, 5245 LP – 5250 (2004).
14. Roberts, R. J. Ulcerative dermal necrosis (UDN) in wild salmonids. *Fish. Res.* **17**, 3–14 (1993).
15. von Gersdorff Jørgensen, L. *et al.* Skin immune response of rainbow trout (Oncorhynchus mykiss) experimentally exposed to the disease Red Mark Syndrome. *Vet. Immunol. Immunopathol.* **211**, 25–34 (2019).
16. Ferguson, H. W. *et al.* Strawberry disease in rainbow trout in Scotland: pathology and association with Flavobacterium psychrophilum. *Vet. Rec.* **158**, 630–632 (2006).
17. Metselaar, M. *et al.* Association of red-mark syndrome with a Rickettsia-like organism and its connection with strawberry disease in the USA. *J. Fish Dis.* **33**, 849–858 (2010).
18. Roberts, R. J. The Bacteriology of Teleosts. in *Fish Pathology* (ed. Roberts, R. J.) (Wiley-Blackwell, 2012).
19. Austin, B. & Austin, D. A. *Bacterial fish pathogens - Disease of farmed and wild fish*. (Springer, Berlin, 2016).
20. Haapalainen, M. *et al.* Hcp2, a secreted protein of the phytopathogen Pseudomonas syringae pv. tomato DC3000, is required for fitness for competition against bacteria and yeasts. *J. Bacteriol.* **194**, 4810–4822 (2012).
21. Pund, R. P. & Theegarten, D. Die bedeutung der beweglichen aeromonaden als krankheitserreger für den menschen. *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforsch. - Gesundheitsschutz* **51**, 569–576 (2008).

22. Organization, W. H. Aeromonas. in *Guidelines for drinking-water quality* 1–17 (World Health Organization, 2008).
23. Kozinska, A. & Guz, L. The effect of various Aeromonas bestiarum vaccines on non-specific immune parameters and protection of carp (Cyprinus carpio L.). *Fish Shellfish Immunol.* **16**, 437–445 (2004).
24. Kono, T. *et al.* The immune responses of common carp, *Cyprinus carpio* L., injected with carp interleukin-1beta gene. *J. Interferon Cytokine Res.* **22**, 413–419 (2002).
25. Uribe, C., Folch, H., Enriquez, R. & Moran, G. Innate and adaptive immunity in teleost fish: a review. *Vet. Med. (Praha).* **56**, 486–503 (2011).
26. Secombes, C. J. *et al.* Cytokines and innate immunity of fish. *Dev. Comp. Immunol.* **25**, 713–723 (2001).
27. Laing, K. J., Pilström, L., Cunningham, C. & Secombes, C. J. TGF-β3 exists in bony fish. *Vet. Immunol. Immunopathol.* **72**, 45–53 (1999).
28. Zou, J. & Secombes, C. The function of fish cytokines. *Biology (Basel).* **5**, 23 (2016).
29. Nitschke, L., Kosco, M. H., Kohler, G. & Lamers, M. C. Immunoglobulin D-deficient mice can mount normal immune responses to thymus-independent and -dependent antigens. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* **90**, 1887–1891 (1993).
30. Chen, K. *et al.* Immunoglobulin D enhances immune surveillance by activating antimicrobial, proinflammatory and B cell-stimulating programs in basophils. *Nat. Immunol.* **10**, 889–898 (2009).
31. Ding, Y., Guan, Y., Huang, X., Ao, J. & Chen, X. Characterization and function of a group II type I interferon in the perciform fish, large yellow croaker (Larimichthys crocea). *Fish Shellfish Immunol.* (2018). doi:10.1016/J.FSI.2018.11.036
32. Xiao, J. *et al.* Mx1 of black carp functions importantly in the antiviral innate immune response. *Fish Shellfish Immunol.* **58**, 584–592 (2016).
33. Hoffman, D. J. Role of selenium toxicity and oxidative stress in aquatic birds. *Aquat. Toxicol.* **57**, 11–26 (2002).
34. Chen, Y.-M., Wang, T.-Y. & Chen, T.-Y. Immunity to betanodavirus infections of marine fish. *Dev. Comp. Immunol.* **43**, 174–183 (2014).
35. Chen, Y.-M. *et al.* Grouper Mx confers resistance to nodavirus and interacts with coat protein. *Dev. Comp. Immunol.* **32**, 825–836 (2008).
36. Larsen, R., Røkenes, T. P. & Robertsen, B. Inhibition of Infectious Pancreatic Necrosis Virus Replication by Atlantic Salmon Mx1 Protein. *J. Virol.* **78**, 7938–7944 (2004).
37. Garver, K. A. *et al.* Piscine reovirus, but not Jaundice Syndrome, was transmissible to Chinook Salmon, Oncorhynchus tshawytscha (Walbaum), Sockeye Salmon, Oncorhynchus nerka (Walbaum), and Atlantic Salmon, Salmo salar L. *J. Fish Dis.* **39**, 117–128 (2016).
38. Purcell, M. K., Kurath, G., Garver, K. A., Herwig, R. P. & Winton, J. R. Quantitative expression profiling of immune response genes in rainbow trout following infectious haematopoietic necrosis virus (IHNV) infection or DNA vaccination. *Fish Shellfish Immunol.* **17**, 447–462 (2004).
39. Ooi, E. L. *et al.* Innate immunomodulation with recombinant interferon-α enhances resistance of rainbow trout (Oncorhynchus mykiss) to infectious hematopoietic necrosis virus. *Dev. Comp. Immunol.* **32**, 1211–1220 (2008).
40. Kyriakis, J. M. & Avruch, J. Mammalian MAPK signal transduction pathways activated by stress and inflammation: A 10-year update. *Physiol. Rev.* **92**, 689–737 (2012).
41. Hansen, T. E., Puntervoll, P., Seternes, O. M. & Jørgensen, J. B. Atlantic salmon

possess three mitogen activated protein kinase kinase 6 paralogs responding differently to stress. *FEBS J.* **275**, 4887–4902 (2008).

42. Zhou, C.-Q., Ka, W., Yuan, W.-K. & Wang, J.-L. The effect of acute heat stress on the innate immune function of rainbow trout based on the transcriptome. *J. Therm. Biol.* **96**, 102834 (2021).
43. Kleingeld, D. W., Moritz, J., Reiser, S., Steinhagen, D. & Wedekind, H. *Leitfaden „Tierschutzindikatoren", Eine Empfehlung für die Durchführung betrieblicher Eigenkontrollen gemäß § 11 Absatz 8 des Tierschutzgesetzes in Aquakulturbetrieben*.
44. Ausschuss Aquakultur, D., Seibel, H., Weirup, L. & Schmidt-Puckhaber, B. Tierschutzaspekte in der Forellenhaltung. *DLG Merkblatt* **441**, 16 (2018).
45. Huang, J., Li, Y., Liu, Z., Kang, Y. & Wang, J. Transcriptomic responses to heat stress in rainbow trout Oncorhynchus mykiss head kidney. *Fish Shellfish Immunol.* **82**, 32–40 (2018).
46. Li, Y. *et al.* Transcriptome analysis provides insights into hepatic responses to moderate heat stress in the rainbow trout (Oncorhynchus mykiss). *Gene* **619**, 1–9 (2017).
47. Woodbury, L. A. Vitamin B 1 Deficiency in Hatchery Reared Rainbow Trout. *Trans. Am. Fish. Soc.* **72**, 30–34 (1943).
48. Halver, J. E. The vitamins required for cultivated salmonids. *Comp. Biochem. Physiol. -- Part B Biochem.* **73**, 43–50 (1982).
49. Harder, A. M. *et al.* Thiamine deficiency in fishes: causes, consequences, and potential solutions. *Rev. Fish Biol. Fish.* **28**, 865–886 (2018).
50. Lee, B. J., Jaroszewska, M., Dabrowski, K., Czesny, S. & Rinchard, J. Effects of vitamin B1 (Thiamine) deficiency in lake trout alevins and preventive treatments. *J. Aquat. Anim. Health* **21**, 290–301 (2009).
51. Ji, Y. Q. *et al.* Thiamine nutrition, synthesis, and retention in relation to lake trout reproduction in the Great Lakes. in (1998).
52. Monteverde, D. R. *et al.* Vitamin B1 in marine sediments: Pore water concentration gradient drives benthic flux with potential biological implications. *Front. Microbiol.* **6**, (2015).
53. Amcoff, P., Börjeson, H., Lindeberg, J. & Norrgren, L. Thiamine concentrations in feral Baltic salmon exhibiting the M74 syndrome. in *Early life stage mortality syndrome in fishes of the Great Lakes and Baltic Sea* (eds. McDonald, D. G., Fitzsimons, J. D. & Honeyfield, D. C.) 82–89 (American Fisheries Society, 1998). doi:https://doi.org/10.47886/9781888569087
54. Brown, S. B. *et al.* Thiamine status in adult salmonines in the Great Lakes. *J. Aquat. Anim. Health* **17**, 59–64 (2005).
55. Fitzsimons, J. D. *et al.* The effect of thiamine injection on upstream migration, survival, and thiamine status of putative thiamine-deficient coho salmon. *J. Aquat. Anim. Health* **17**, 48–58 (2005).
56. Hornung, M. W., Miller, L., Peterson, R. E. & Et., A. Efficacy of thiamine, astaxanthin, b-carotene, and thyroxine treat- ments in reducing early mortality syndrome in Lake Michigan salmonid embryos. in *Early life stage mortality syndrome in fishes of the Great Lakes and Baltic Sea* (eds. McDonald, G., Fitzsimons, J. D. & Honeyfield, D. C.) 124–134 (American Fisheries Society, 1998).
57. Czesny, S., Dettmers, J. M., Rinchard, J. & Dabrowski, K. Linking egg thiamine and fatty acid concentrations of Lake Michigan lake trout with early life stage mortality. *J. Aquat. Anim. Health* **21**, 262–271 (2009).
58. Petukhova, T. V. Content of heavy metals in the muscle tissue of cattle. *E3S Web Conf.* **1**, 2–4 (2013).

59. Jordan, D. Mercury Contamination: Another Threat to the Florida Panther. *Endanger. Species Tech. Bull.* **XV**, 1(6) (1990).
60. Peterson, S. A., Sickle, J. B. Van, Herlihy, A. T. & Hughes, R. M. Mercury concentration in fish from streams and rivers throughout the western United States. *Environ. Sci. \& Technol.* **41 1**, 58–65 (2007).
61. Maqbool, F., Niaz, K., Hassan, F. I., Khan, F. & Abdollahi, M. Immunotoxicity of mercury: Pathological and toxicological effects. *J. Environ. Sci. Heal. Part C, Environ. Carcinog. Ecotoxicol. Rev.* **35**, 29–46 (2017).
62. Fuchs, S. *et al.* Schwermetalleinträge in die Oberflächengewässer Deutschlands. *Texte* **54**, 180 (2002).
63. Wiedemann, H. U. Arsen in Abfällen. *Umelt Bundesamt* (2017).
64. Macy, J. M., Santini, J. M., Pauling, B. V, O'Neill, A. H. & Sly, L. I. Two new arsenate/sulfate-reducing bacteria: mechanisms of arsenate reduction. *Arch. Microbiol.* **173**, 49–57 (2000).
65. Falcó, G., Llobet, J. M., Bocio, A. & Domingo, J. L. Daily intake of arsenic, cadmium, mercury, and lead by consumption of edible marine species. *J. Agric. Food Chem.* **54**, 6106–6112 (2006).
66. Olmedo, P. *et al.* Determination of toxic elements (mercury, cadmium, lead, tin and arsenic) in fish and shellfish samples. Risk assessment for the consumers. *Environ. Int.* **59**, 63–72 (2013).
67. Kumar, P. & Singh, A. Cadmium toxicity in fish: An overview. *GERF Bull. Biosci.* **1**, 41–47 (2010).
68. De Smet, H. & Blust, R. Stress Responses and Changes in Protein Metabolism in Carp Cyprinus carpio during Cadmium Exposure. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **48**, 255–262 (2001).
69. Arroyo, V. S., Flores, K. M., Ortiz, L. B., Gómez-quiroz, L. E. & Gutiérrez-ruiz, M. C. Liver and Cadmium Toxicity. *J. Drug Metab. Toxicol.* **03**, (2013).
70. Lippmann, M. Human exposures and their health effects. in *Environmental Toxicants* 824–829 (Wiley Intersciences, 2000).
71. Risso-de Faverney, C., Orsini, N., de Sousa, G. & Rahmani, R. Cadmium-induced apoptosis through the mitochondrial pathway in rainbow trout hepatocytes: involvement of oxidative stress. *Aquat. Toxicol.* **69**, 247–258 (2004).
72. Zelikoff, J. T., Bowser, D., Squibb, K. S. & Frenkel, K. Immunotoxicity of low level cadmium exposure in fish: an alternative animal model for immunotoxicological studies. *J. Toxicol. Environ. Health* **45**, 235–248 (1995).
73. Kim, Y. O., Ahn, Y. K. & Kim, J. H. Influence of melatonin on immunotoxicity of cadmium. *Int. J. Immunopharmacol.* **22**, 275–284 (2000).
74. Giari, L., Manera, M., Simoni, E. & Dezfuli, B. S. Cellular alterations in different organs of European sea bass Dicentrarchus labrax (L.) exposed to cadmium. *Chemosphere* **67**, 1171–1181 (2007).
75. Descotes, J. Immunotoxicology of cadmium. *IARC Sci. Publ.* 385–390 (1992).
76. Kupfer in Lebensmitteln. Available at: https://www.foryouehealth.de/gesund-leben-blog/lebensmittel-mit-kupfer.html.
77. Gundogdu, A. Acute toxicity of zinc and copper for rainbow trout (Onchorhyncus mykiss). *J. Fish.* (2008). doi:10.3153/jfscom.2008039
78. Nährwerttabelle zum Zinkgehalt der Lebensmittel. Available at: https://zinkorotat-pos.de/rund-um-zink/zink-lebensmittel/zinkgehalt-lebensmittel/.
79. Selen. Available at: https://www.dge.de/wissenschaft/referenzwerte/selen/?L=0.
80. Hilton, J. W., Hodson, P. V & Slinger, S. J. The requirement and toxicity of selenium in rainbow trout (Salmo gairdneri). *J. Nutr.* **110**, 2527–2535 (1980).
81. Hillenbrand, T., Tettenborn, F., Menger-Krug, E., Marscheider-Weidemann, F. &

Al., E. *Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer*. (2014).

82. Moles, A. & Rice, S. D. Effects of Crude Oil and Naphthalene on Growth, Caloric Content, and Fat Content of Pink Salmon Juveniles in Seawater. *Trans. Am. Fish. Soc.* **112**, 205–211 (1983).
83. Yin, Y. *et al.* Bioaccumulation and ROS generation in liver of Carassius auratus, exposed to phenanthrene. *Comp. Biochem. Physiol. C. Toxicol. Pharmacol.* **145**, 288–293 (2007).
84. Thomas, P. & Budiantara, L. Reproductive life history stages sensitive to oil and naphthalene in Atlantic croaker. *Mar. Environ. Res.* **39**, 147–150 (1995).
85. Lammer, E. *et al.* Is the fish embryo toxicity test (FET) with the zebrafish (Danio rerio) a potential alternative for the fish acute toxicity test? *Comp. Biochem. Physiol. C. Toxicol. Pharmacol.* **149**, 196–209 (2009).
86. Floret, N. *et al.* Dioxin emissions from a solid waste incinerator and risk of non-Hodgkin lymphoma. *Epidemiology* **14**, 392–398 (2003).
87. Eitzer, B. D. & Hites, R. A. Atmospheric transport and deposition of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans. *Environ. Sci. Technol.* **23**, 1396–1401 (1989).
88. Malmvärn, A., Zebühr, Y., Kautsky, L., Bergman, K. & Asplund, L. Hydroxylated and methoxylated polybrominated diphenyl ethers and polybrominated dibenzo-p-dioxins in red alga and cyanobacteria living in the Baltic Sea. *Chemosphere* **72**, 910–916 (2008).
89. Zahn, S. & Thiel, U. Wiederansiedlung von Lachs und Meerforelle in Brandenburg. *Minist. für Infrastruktur und Landwirtschaft des Landes Brand.* **49**, (2017).
90. Prasuhn, V., Doppler, T., Spycher, S. & Stamm, C. Pflanzenschutzmitteleinträge durch Erosion und Abschwemmung reduzieren. *Agrar. Schweiz* **9**, 44–51 (2018).
91. Fricke, K. & Baschek, B. Temperature monitoring along the Rhine River based on airborne thermal infrared remote sensing: estimation of in situ water temperatures and inflow detection compared to artificial satellite data. *J. Appl. Re mote Sens.* **9**, 095067 (2015).
92. Jonsson, B. & Jonsson, N. A review of the likely effects of climate change on anadromous Atlantic salmon Salmo salar and brown trout Salmo trutta, with particular reference to water temperature and flow. *J. Fish Biol.* **75**, 2381–2447 (2009).
93. Borgwardt, F. *et al.* Direct and Indirect Climate Change Impacts on Brown Trout in Central Europe: How Thermal Regimes Reinforce Physiological Stress and Support the Emergence of Diseases. *Front. Environ. Sci.* **8**, 59 (2020).
94. Ojanguren, A. F., Reyes-Gavilán, F. G. & Rodrígues Munoz, R. Effects of temperature on growth and efficiency of yolk utilisation in eggs and pre-feeding larval stages of Atlantic salmon. *Aquac. Int.* **7**, 81–87 (1999).
95. Mccarthy, I. D., Carter, C. G. & Houlihan, D. F. The effect of feeding hierarchy on individual variability in daily feeding of rainbow trout, Oncorhynchus mykiss (Walbaum). *J. Fish Biol.* **41**, 257–263 (1992).
96. Bjornn, T. C. Habitat requirements of salmonids in streams. in (1991).
97. Johansson, D. *et al.* Effect of environmental factors on swimming depth preferences of Atlantic salmon (Salmo salar L.) and temporal and spatial variations in oxygen levels in sea cages at a fjord site. *Aquaculture* **v. 254**, 594-605–2006 v.254 nos.1–4 (2006).
98. Wellbrock, K., Knobloch, J., Heim, M. & Grottker, M. Spurenstoffe und Multiresistente Bakterien in den Entwässerungssystemen Schleswig-Holsteins. 1–505 (2019).

2. Liste der untersuchten Schadstoffe und Tierarzneimittel

1234678-HeptaCDD
1234678-HeptaCDF
1234789-HeptaCDF
123478-HexaCDD
123478-HexaCDF
123678-HexaCDD
123678-HexaCDF
123789-HexaCDD
123789-HexaCDF
12378-PentaCDD
12378-PentaCDF
2,4-D methylester
2,4-DB methylester
234678-HexaCDF
2378-TetraCDD
2378-TetraCDF
4,4'-
Abamectin
Acenaphthen
Acenaphthylen
Acephat
Acetamiprid
Acetochlor
Acibenzolar-S-methyl
Acifluorfen
Aclonifen
Acrinathrin
Alachlor
Albendazol
Aldicarb
Aldicarb-sulfon
Aldicarb-sulfoxid
Aldrin
Ametoctradin
Ametryn
Amidosulfuron
Aminocarb
Amitraz
Ampicillin
Ampicillin
Anilazin
Anthracen
Anthrachinon
Arsen
Atrazin
Atrazin-desethyl
Avermectin B1 a
Avermectin B1 b
Azaconazol
Azadirachtin A
Azamethiphos
Azinphos-ethyl
Azinphos-methyl
Azithromycin
Azoxystrobin
Barban
Benalaxyl
Bendiocarb
Benfluralin
Benomyl
Bentazon
Bentazon-6-hydroxy
Bentazon-8-hydroxy
Benthiovalicarb-isopropyl
Benzo(a)anthracen
Benzo(a)pyren
Benzo(b)fluoranthen
Benzo(g,h,i)perylen
Benzo(k)fluoranthen
Benzoyl-prop-ethyl
Bifenazat
Bifenox
Bifenthrin
Binapacryl
Bioresmethrin
Biphenyl
Bitertanol
Bixafen
Blei
Boscalid
Bromacil
Bromocyclen
Bromophos-ethyl
Bromophos-methyl
Bromoxynil
Brompropylat
Bromuconazol
Bupirimat
Buprofezin
Butafenacil
Butocarboxim
Butocarboxim-sulfoxid
Butoxycarboxim
Butralin
Buturon
Butylat
Cadmium
Cadusafos
Captafol
Captan
Carbadox
Carbaryl
Carbendazim
Carbetamide
Carbofuran
Carbofuran-3-hydroxy
Carbophenothion
Carboxin
Carfentrazon-ethyl
Cefuroxim
Cephalosporine
Chinolone
Chinomethionat
Chloramphenicol
Chlorantraniliprol
Chlorbensid
Chlorbenzilat
Chlorbromuron
Chlorbufam
Chlordan, cis + trans
Chlordecon
Chlordimeform
Chlorfenapyr
Chlorfenson
Chlorfenvinphos
Chloridazon
Chloridazon-desphenyl
Chlormephos
Chloroneb
Chloroxuron
Chlorpropham
Chlorpyrifos-ethyl
Chlorpyrifos-methyl
Chlortetracyclin
Chlorthal-dimethyl
Chlorthalonil
Chlorthion
Chlorthiophos
Chlortoluron
Chlozolinat
Chrysen

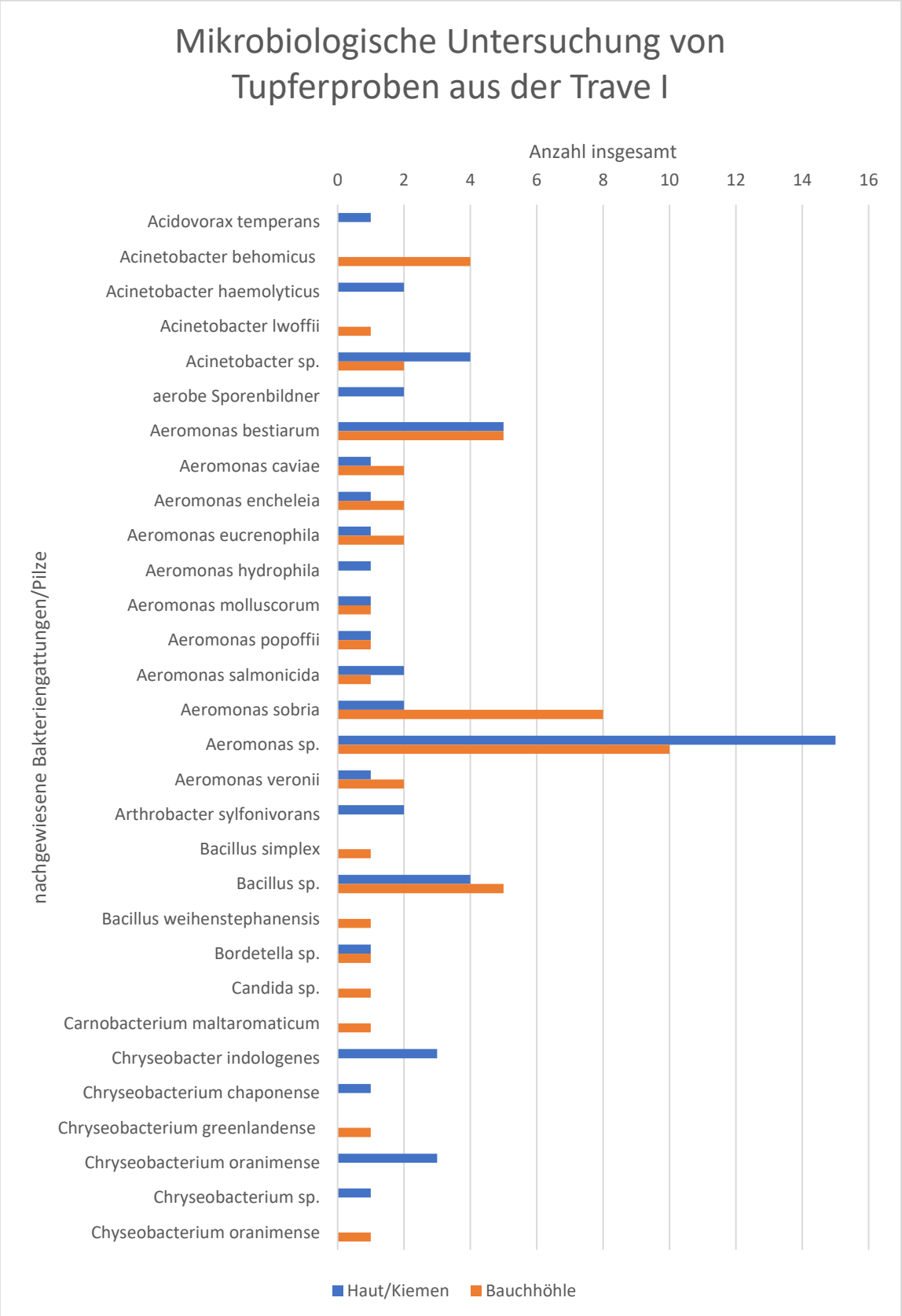
Cinidon-ethyl
Clarithromycin
Clethodim
Climbazol
Clodinafop-propargyl
Clofentezin
Clomazon
Clopyralid
Cloquintocet-mexyl
Clothianidin
Cloxacillin
Coumaphos
Crimidin
Cyanazin
Cyanofenphos
Cyanophos
Cyantraniliprol
Cyazofamid
Cycloat 0,02 mg/kg
Cycloxydim
Cyflufenamid
Cyfluthrin
Cyhalothrin (lambda)
Cymoxanil
Cypermethrin (alpha)
Cyprazine
Cyproconazole
Cyprodinil
Cyromazin
Dazomet 0,05 mg/kg
DDD, o,p'-
DDD, p,p'-
DDE, o,p'-
DDE, p,p'-
DDT, o,p'-
DDT, p,p'-
DecaBB
DecaBDE
DEET
Deltamethrin
Demeton-S-methylsulfoxid
Desmedipham
Desmetryn
Diafenthiuron
Dialifos
Diallat, cis + trans
Diaminopyrimidine
Diazinon
Dibenz(a,h)anthracen
Dichlobenil
Dichlofenthion
Dichlofluanid
Dichlorbenzamid, 2,6-
Dichlorbenzophenon,
Dichlorvos
Diclobutrazol
Diclofenac
Diclofop-methyl
Dicloran
Dicofol 0,02 mg/kg
Dicrotophos
Dieldrin
Diethofencarb
Difenacoum
Difenoconazol
Diflubenzuron
Diflufenican
Diflufenican
Dimethachlor
Dimethenamid
Dimethoat
Dimethomorph
Dimoxystrobin
Diniconazol
Dinobuton
Dinocap
Dinotefuran
Dinoterb
Dioxathion
Dioxinähniche polychlorierte Biphenyle (WHO-PCB)
Diphenamid
Diphenylamin
Dipropetryn
Disulfoton
Disulfoton-sulfon
Disulfoton-sulfoxid
Ditalimfos
Dithianon
Diuron
Dodin
Doramectin
Doxycyclin
Emamectin B1a
Emamectin B1b
Emamectinbenzoat B1a,
Endosulfan, alphaEndosulfan, betaEndosulfansulfat
Endrin
Enrofloxacin
EPN
Epoxiconazol
EPTC
Erithromycin
Esfenvalerate
Etaconazol
Ethalfluralin
Ethiofencarb-sulfon
Ethiofencarb-sulfoxid
Ethion
Ethirimol
Ethofumesat
Ethoprophos
Ethoxyquin
Etofenprox
Etoxazol
Etridiazol
Etrimfos
Famoxadon
Famphur
Fenamidon
Fenamiphos-sulfon
Fenamiphos-sulfoxid
Fenarimol
Fenazaquin
Fenbuconazol
Fenbutatinoxid
Fenchlorphos
Fenchlorphos-oxon
Fenfuram
Fenhexamid
Fenitrothion
Fenobucarb
Fenoxycarb
Fenpiclonil
Fenpropathrin
Fenpropidin
Fenpropimorph
Fenpyroximat
Fenson
Fensulfothion
Fenthion-sulfon
Fenthion-sulfoxid
Fentin
Fenvalerat
Fipronil-sulfon
Flonicamid
Fluazifop-methyl
Fluazifop-p-butyl
Fluazinam
Flubendazol
Flubendiamid
Flubenzimin
Fluchloralin
Flucloxacillin
Flucythrinat
Fludioxonil
Flufenacet
Flufenoxuron

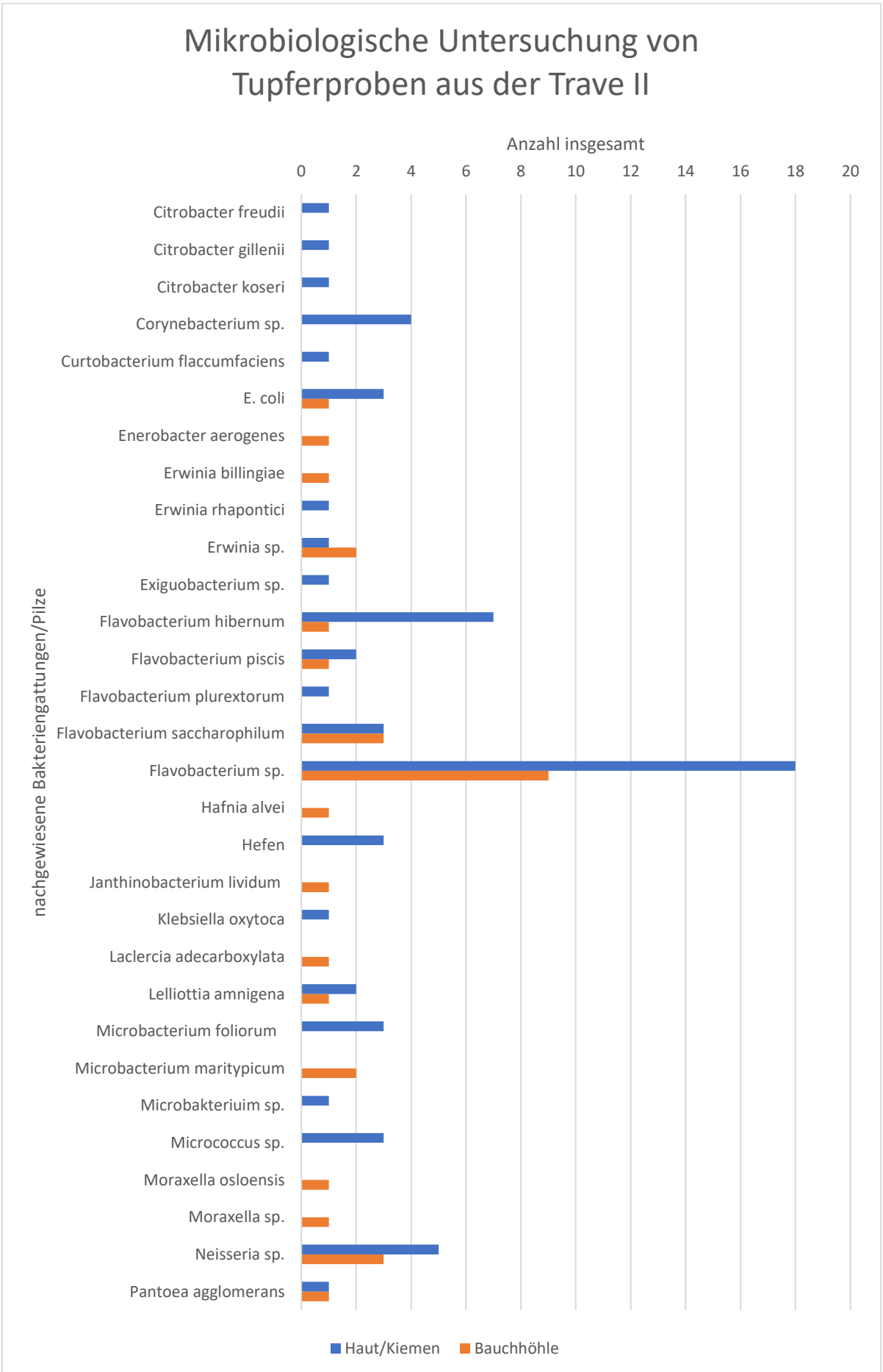
Flumioxazin
Fluopicolid
Fluopyram
Fluoranthen
Fluoren
Fluotrimazol
Fluquinconazol
Flurochloridon
Fluroxypyr
Fluroxypyr-meptyl
Flurprimidol
Flurtamon
Flusilazol
Fluthiacet-methyl I+II
Flutolanil
Flutriafol
Folpet
Fonofos
Foramsulfuron
Forchlorfenuron
Formetanat
Formothion
Fosthiazate
Fuberidazol
Furalaxyl
Furaltadon
Furathiocarb
Furazolidon
Gentamycin
Halfenprox
Haloxyfop-etotyl
Haloxyfop-methyl
HBCD
HCH, alphaHCH, betaHCH, deltaHCH, gamma- (Lindan)
HeptaBDE
Heptachlor-epoxid, cis +
Heptenophos
HexaBDE
Hexachlorbenzol
Hexaconazol
Hexaflumuron
Hexazinon
Hexythiazox
Imazalil
Imazaquin
Imazethapyr
Imibenconazol
Imidacloprid
Indeno(1,2,3-c,d)pyren
Indoxacarb
Iodofenphos
Ioxynil-methyl
Ioxynil-octanoat
Iprobenfos
Iprodion
Iprovalicarb
Isazophos
Isobenzan (Telodrin)
Isocarbophos
Isodrin
Isofenphos-methyl
Isofenphos-oxon
Isoprocarb
Isopropalin
Isoprothiolan
Isoproturon
Isopyrazam
Isoxaben
Isoxadifen-ethyl
Isoxaflutol
Isoxathion
Ivermectin B1a
Kanamycin
Kobalt
Kresoxim-methyl
Kupfer
Lambda-Cyhalothrin
Lasalocid
Lasalocid
Lenacil
Leptophos
Linuron
Lufenuron
Malaoxon
Malathion
Mandipropamid
Mecaprop
Mecarbam 0,02 mg/kg
Mefenpyr-diethyl
Mepanipyrim
Mepronil
Metaflumizon
Metalaxyl
Metamitron
Metazachlor
Metconazol
Methabenzthiazuron
Methacrifos
Methamidophos
Methidathion
Methiocarb
Methiocarb-sulfon
Methiocarb-sulfoxid
Methomyl
Methoprotryn
Methoxychlor
Methoxyfenozid
methylheptylester
Metobromuron
Metolachlor
Metolcarb
Metosulam
Metoxuron
Metrafenon
Metribuzin
Metsulfuron-methyl
Mevinphos, trans-
Milbemectin
Mirex
Molinat
Monensin
Monocrotophos
Monolinuron
Myclobutanil
N-(2,4-Dimethylphenyl)-
N-(2,4-Dimethylphenyl)formamid
Naphthalin
Naphtoxyessigsäure
Naphtylessigsäureamid
Napropamid
Neomycin
Neomycin
Nicosulfuron
Nicotin
Nitenpyram
Nitralin
Nitrapyrin
Nitrofen
Nitrofurantoin
Nitrofurantoin
Nitrofurazon
Nitrothal-isopropyl
N'-methylformamidin
NonaBDE
Norflurazon
Novaluron
Nuarimol
OctaBDE
OctaCDD
OctaCDF
Ofurac
Olaquindox
Olaquindox
Omethoat
Oxadiazon
Oxadixyl
Oxamyl
Oxyfluorfen

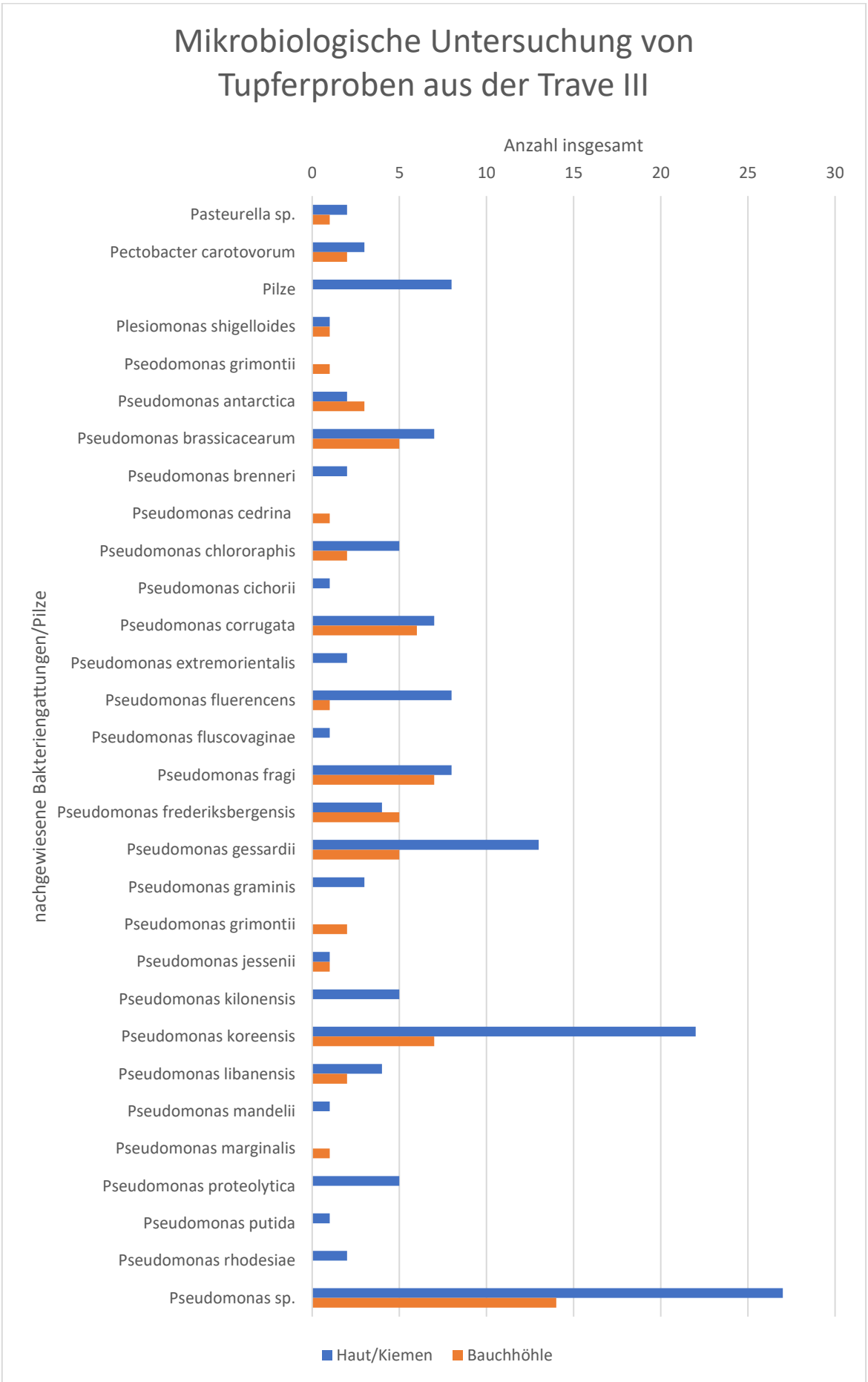
Oxytetracyclin
Paclobutrazol
Paraoxon-ethyl
Paraoxon-methyl
Parathion
Parathion-methyl
PBDE100
PBDE153
PBDE154
PBDE28
PBDE47
PBDE99
PCB 101
PCB 105
PCB 114
PCB 118
PCB 123
PCB 126
PCB 138
PCB 153
PCB 156
PCB 157
PCB 167
PCB 169
PCB 180
PCB 189
PCB 28
PCB 52
PCB 77
PCB 81
Pebulat
Penconazol
Pencycuron
Pendimethalin
Penicillin G
PentaBDE
Pentachloranilin
Pentachloranisol
Pentachlorphenol
Perfluoroktansäure
Perfluoroktansäure
Permethrin
Phenanthren
Phenkapton
Phenmedipham
Phenothrin, cis + trans
Phenthoat
Phenylphenol, orthoPhorat
Phosalon
Phosmet
Phosmet-oxon
Phosphamidon
Phoxim
Phthalimid
Picolinafen
Picoxystrobin
Piperonyl butoxid
Pirimicarb
Pirimicarb-desmethyl
Pirimicarb-desmethylformamido
Pirimiphos-ethyl
Pirimiphos-methyl
Prochloraz
Procymidon
Profenofos
Profluralin
Profoxydim
Prohexadion-Calcium
Promecarb
Prometryn
Propachlor
Propamocarb
Propanil
Propaquizafop
Propargit
Propazin
Propetamphos
Propham
Propiconazol
Propoxur
Propoxycarbazon
Propyzamid
Proquinazid
Prosulfocarb
Prothioconazol
Prothioconazol-desthio
Prothiophos
Pymetrozin
Pyraclostrobin
Pyraflufen-ethyl
Pyrazophos
Pyren
Pyrethrine 0,5 mg/kg
Pyrethroide
Pyridaben
Pyridalyl
Pyridaphenthion
Pyridat
Pyrifenox
Pyrimethanil
Pyriproxyfen
Quecksilber
Quinalphos
Quinoxyfen
Quintozen
Quizalofop
Resmethrin
Rimsulfuron
Rotenon
Roxithromycin
Roxithromycin
S421
Selen
Sethoxydim
Silafluofen
Silthiofam
Simazin
Spinosad
Spinosyn A
Spinosyn D
Spirodiclofen
Spiromesifen
Spirotetramat
Spirotetramat-cis-enol
Spirotetramat-enolglucosid
Spirotetramat-ketohydroxy
Spirotetramat-monohydroxy
Spiroxamin
Streptomycin
Sulfabenzamid
Sulfacetamid
Sulfadiazin
Sulfadimethoxin
Sulfadimidin
Sulfadoxin
Sulfaguanidin
Sulfamerazin
Sulfamethizol
Sulfamethoxazol
Sulfamethoxypyridazin
Sulfamoxol
Sulfanilamid
Sulfanitran
Sulfaphenazol
Sulfapyridin
Sulfentrazon
Sulfisomidin
Sulfisoxazol
Sulfotep
Sulfoxaflor
Sulprofos
tau-Fluvalinat
Tebuconazol
Tebufenozid
Tebufenpyrad
Tebupirimifos
Tebutam
Tecnazen
Teflubenzuron

Tefluthrin
Tembotrion
Tepraloxydim
Terbacil
Terbufos
Terbufos-sulfon
Terbumeton
Terbuthylazin
Terbuthylazin-desethyl
Terbutryn
TetraBDE
Tetrachlorvinphos
Tetraconazol
Tetracyclin
Tetracyclin
Tetradifon
Tetramethrin
Tetramethrin
Tetramethrin
Tetrasul
TFNA
TFNG
Thiabendazol
Thiacloprid
Thiametoxam
Thiobencarb
Thiodicarb
Thiofanox
Thiofanox-sulfoxid
Thiometon
Thionazin
Thiophanat-methyl
THPI
Tolclofos-methyl
Tolfenpyrad
Tolylfluanid
Tralkoxydim
trans
Transfluthrin
Triadimefon
Triadimenol
Triallat
Triazophos
Trichlorfon
Trichloronat
Triclabendazol
Triclabendazol
Tricyclazol
Trifloxystrobin
Triflumizol
Triflumizol FM-6-1
Triflumuron
Trifluralin
Triforin
Trimethoprim
Trimethoprim
Triticonazol
Uniconazol
Vamidothion
Vinclozolin
Zink
Zoxamid
Σ gesamt PAKs
Σ PAKs - B(a)P, B(a)A, B(b)F, CHR

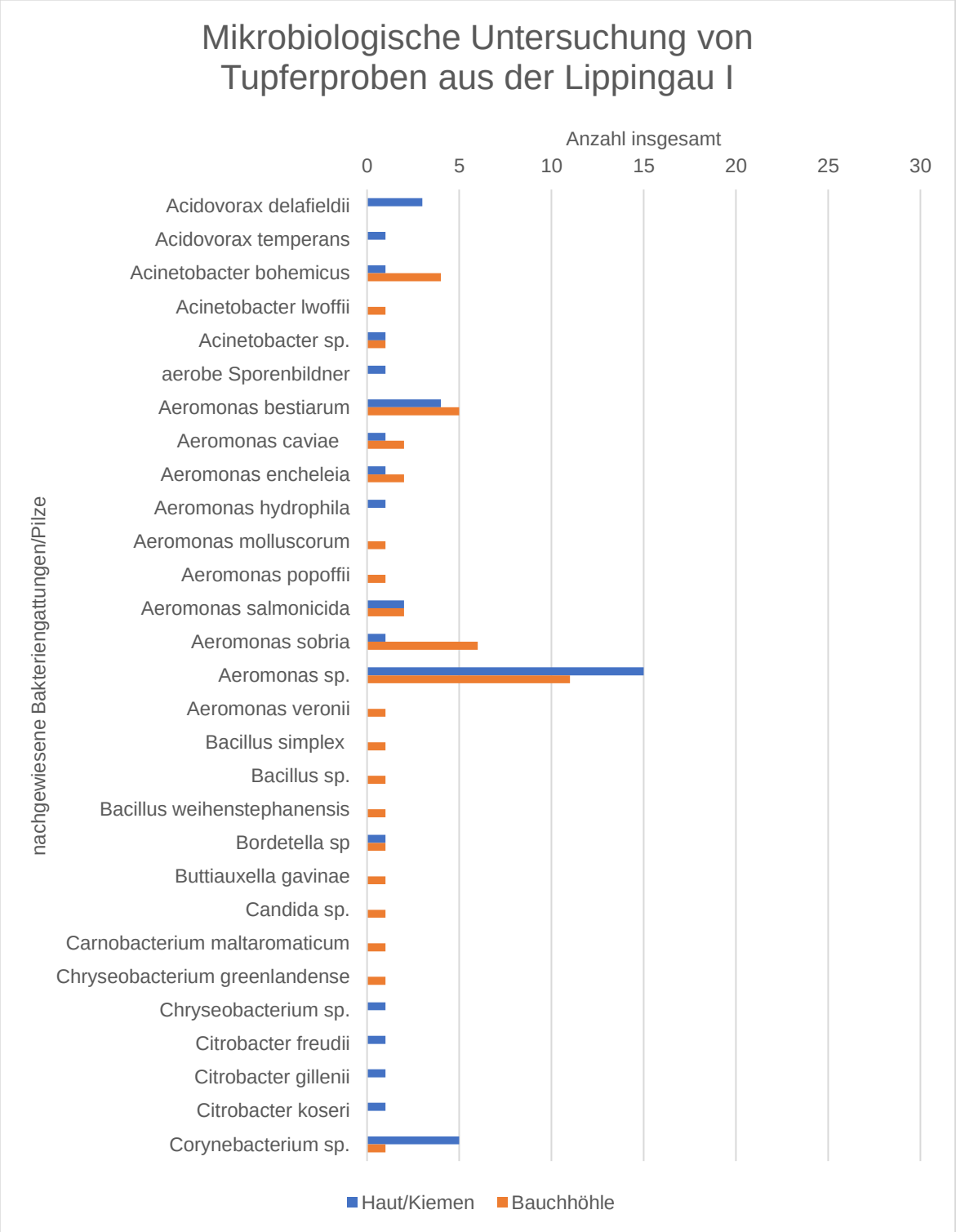
3. Liste der nachgewiesenen Mikroorganismen in der Trave aus Bauchhöhe und Haut/Kiemen

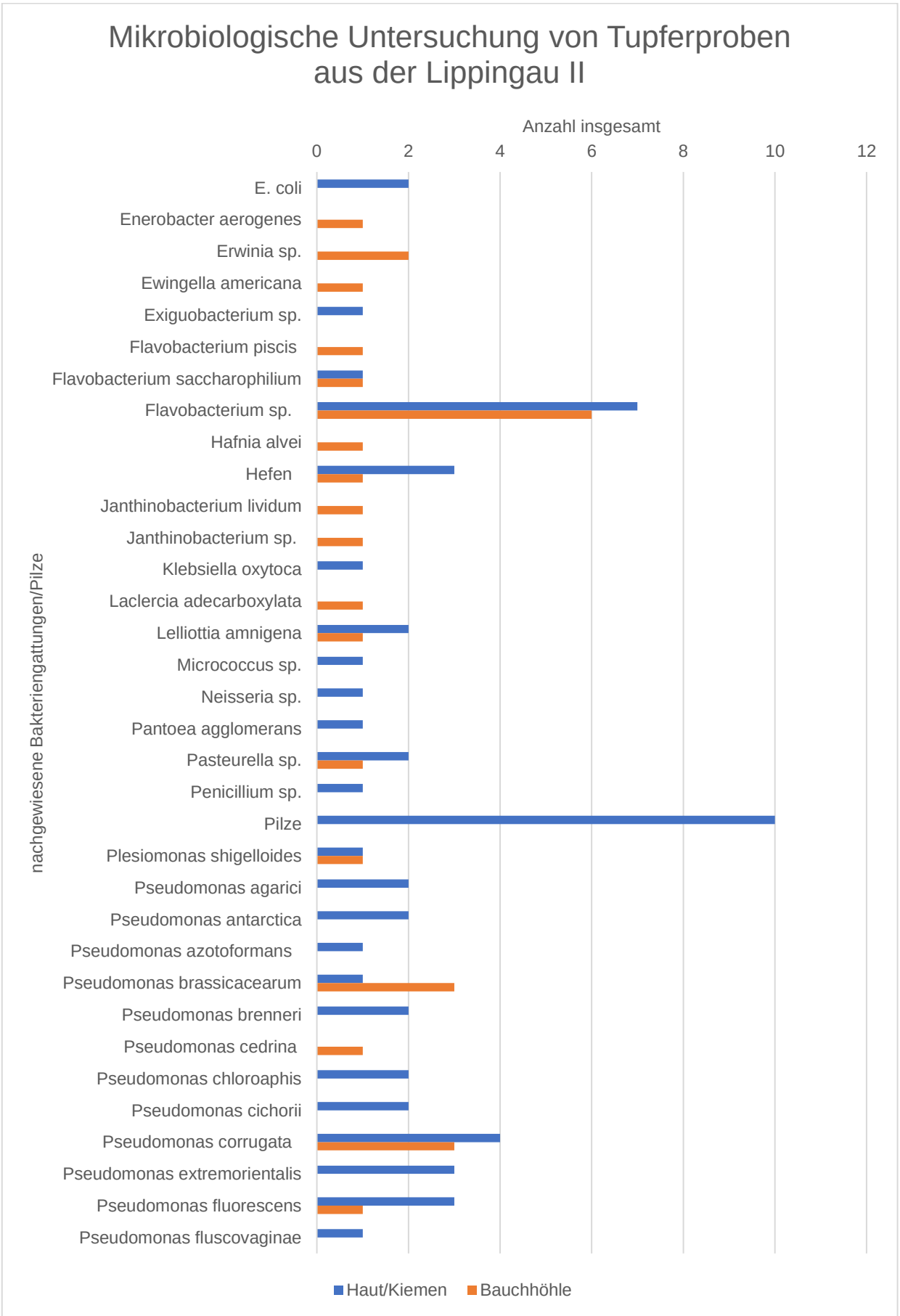



Mikrobiologische Untersuchung von Tupferproben aus der Trave II
Anzahl insgesamt
0
2
4
6
8
10
12
14
16
18
20
nachgewiesene Bakteriengattungen/Pilze
Citrobacter freudii
Citrobacter gillenii
Citrobacter koseri
Corynebacterium sp.
Curtobacterium flaccumfaciens
E. coli
Enerobacter aerogenes
Erwinia billingiae
Erwinia rhapontici
Erwinia sp.
Exiguobacterium sp.
Flavobacterium hibernum
Flavobacterium piscis
Flavobacterium plurextorum
Flavobacterium saccharophilum
Flavobacterium sp.
Hafnia alvei
Hefen
Janthinobacterium lividum
Klebsiella oxytoca
Laclercia adecarboxylata
Lelliottia amnigena
Microbacterium foliorum
Microbacterium maritypicum
Microbakteriuim sp.
Micrococcus sp.
Moraxella osloensis
Moraxella sp.
Neisseria sp.
Pantoea agglomerans
Haut/Kiemen
Bauchhöhle


Mikrobiologische Untersuchung von Tupferproben aus der Trave III
Anzahl insgesamt
0
5
10
15
20
25
30
nachgewiesene Bakteriengattungen/Pilze
Pasteurella sp.
Pectobacter carotovorum
Pilze
Plesiomonas shigelloides
Pseodomonas grimontii
Pseudomonas antarctica
Pseudomonas brassicacearum
Pseudomonas brenneri
Pseudomonas cedrina
Pseudomonas chlororaphis
Pseudomonas cichorii
Pseudomonas corrugata
Pseudomonas extremorientalis
Pseudomonas fluerencens
Pseudomonas fluscovaginae
Pseudomonas fragi
Pseudomonas frederiksbergensis
Pseudomonas gessardii
Pseudomonas graminis
Pseudomonas grimontii
Pseudomonas jessenii
Pseudomonas kilonensis
Pseudomonas koreensis
Pseudomonas libanensis
Pseudomonas mandelii
Pseudomonas marginalis
Pseudomonas proteolytica
Pseudomonas putida
Pseudomonas rhodesiae
Pseudomonas sp.
Haut/Kiemen
Bauchhöhle

4. Liste der nachgewiesenen Mikroorganismen in der Lippingau aus Bauchhöhe und Haut/Kiemen




Mikrobiologische Untersuchung von Tupferproben aus der Lippingau II
Anzahl insgesamt
0
2
4
6
8
10
12
nachgewiesene Bakteriengattungen/Pilze
E. coli
Enerobacter aerogenes
Erwinia sp.
Ewingella americana
Exiguobacterium sp.
Flavobacterium piscis
Flavobacterium saccharophilium
Flavobacterium sp.
Hafnia alvei
Hefen
Janthinobacterium lividum
Janthinobacterium sp.
Klebsiella oxytoca
Laclercia adecarboxylata
Lelliottia amnigena
Micrococcus sp.
Neisseria sp.
Pantoea agglomerans
Pasteurella sp.
Penicillium sp.
Pilze
Plesiomonas shigelloides
Pseudomonas agarici
Pseudomonas antarctica
Pseudomonas azotoformans
Pseudomonas brassicacearum
Pseudomonas brenneri
Pseudomonas cedrina
Pseudomonas chloroaphis
Pseudomonas cichorii
Pseudomonas corrugata
Pseudomonas extremorientalis
Pseudomonas fluorescens
Pseudomonas fluscovaginae
Haut/Kiemen
Bauchhöhle

5. Vorkommen und Darstellung potentieller Pathogene, Rohdaten

ID	PROBEN NACH STANDOR	GEWAESSE	STANDORT	NR.	DATUM	ORT	FISCHART	ENTWICKLUNGSSTADIUM	GESCHLECHT	LAENGE.CM	GEWICHT.G	Kiemen, Haut							Bauch							
												Aeromonas.bestiarum	Aeromonas.hydrophila	Aeromonas.salmonicida	Aeromonas.sobria	Aeromonas.veroii	Pilze	Pseudomonas.fluorescens	Aeromonas.bestiarum	Aeromonas.salmonicida	Aeromonas.sobria	Aeromonas.veronii	Candida.sp.	Lactococcus.garvieae	Pseudomonas.anguiliseptica	Pseudomonas.fluorescens
6	Tra_Hög_10	Tra	Hoeg	10	16.11.2017	Trave Höge	Meerforelle	Smolt		11	20	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
18	Tra_Hög_39	Tra	Hoeg	39	26.06.2018	Trave Höge	Salmo trutta	Smoltifizierung		18,5		0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
19	Tra_Hög_54	Tra	Hoeg	54	22.10.2018	Trave Höge	Meerforelle	Smolt	männlich	24,5		0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
20	Tra_Hög_55	Tra	Hoeg	55	22.10.2018	Trave Höge	Meerforelle	Smolt		24,2		0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
21	Tra_Hög_56	Tra	Hoeg	56	22.10.2018	Trave Höge	Meerforelle	Smolt		11,7		0	0	2	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0
22	Tra_Hög_57	Tra	Hoeg	57	22.10.2018	Trave Höge	Meerforelle	Smolt		13,1		0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0
23	Tra_Hög_81	Tra	Hoeg	81	24.10.2019	Högersdorf	Elritze	Adult	weiblich	9,5		0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
31	Tra_Old_4	Tra	Old	4	16.11.2017	Trave Bad O	Meerforelle	Adult	weiblich	74	3770	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
37	Tra_Old_52	Tra	Old	52	22.10.2018	Trave Bad O	Meerforelle	Adult	weiblich	53	1810	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
38	Tra_Old_53	Tra	Old	53	22.10.2018	Trave Bad O	Meerforelle	Adult	weiblich	53	1640	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
43	Tra_Old_77	Tra	Old	77	24.10.2019	Bad Oldesl	Meerforelle	Adult	männlich	56	1890	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0
47	Tra_Old_87	Tra	Old	87	20.11.2019	Bad Oldesl	Meerforelle	Adult	männlich	60,3	2043	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
48	Tra_Old_88	Tra	Old	88	20.11.2019	Bad Oldesl	Meerforelle	Adult	weiblich	73,9	4395	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
58	Tra_Old_98	Tra	Old	98	13.10.2020	Bad Oldesl	Meerforelle	Adult	weiblich	61	2140	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
62	Tra_Old_109	Tra	Old	109	02.12.2020	Bad Oldesl	Meerforelle	Adult	weiblich	64	2166,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
77	Tra_Seg_40	Tra	Seg	40	22.10.2018	Trave Bad S	Elritze			9,8		0	0	0	0	0	1	0	2	2	2	0	0	0	0	0
79	Tra_Seg_42	Tra	Seg	42	22.10.2018	Trave Bad S	Elritze			9,6		0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
80	Tra_Seg_43	Tra	Seg	43	22.10.2018	Trave Bad S	Elritze			9		1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
82	Tra_Seg_45	Tra	Seg	45	22.10.2018	Trave Bad S	Elritze			7,8		0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
83	Tra_Seg_46	Tra	Seg	46	22.10.2018	Trave Bad S	Elritze			7,6		0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
84	Tra_Seg_47	Tra	Seg	47	22.10.2018	Trave Bad S	Elritze			8,8		0	0	0	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0
85	Tra_Seg_48	Tra	Seg	48	22.10.2018	Trave Bad S	Elritze			8,5		0	0	0	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0
88	Tra_Seg_51	Tra	Seg	51	22.10.2018	Trave Bad S	Elritze			6,4		0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
89	Tra_Seg_58	Tra	Seg	58	22.10.2018	Trave Bad S	Meerforelle	Smolt		14		0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
90	Tra_Seg_59	Tra	Seg	59	22.10.2018	Trave Bad S	Meerforelle	Smolt		10		0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
91	Tra_Seg_60	Tra	Seg	60	20.11.2018	Trave Bad S	Meerforelle	Adult	männlich	55		1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
95	Tra_Seg_68	Tra	Seg	68	13.03.2019	Trave Bad S	Meerforelle	Smolt		16		0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
96	Tra_Seg_69	Tra	Seg	69	13.03.2019	Trave Bad S	Meerforelle	Smolt		15		0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
98	Tra_Seg_71	Tra	Seg	71	16.07.2019	Trave Bad S	Meerforelle	Smolt		21,8		0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
100	Tra_Seg_73	Tra	Seg	73	16.07.2019	Trave Bad S	Meerforelle	Smolt		8,5		0	2	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
102	Tra_Seg_75	Tra	Seg	75	16.07.2019	Trave Bad S	Meerforelle	Smolt		8,3		0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
103	Tra_Seg_76	Tra	Seg	76	16.07.2019	Trave Bad S	Meerforelle	Smolt		8,5		0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
108	Tra_Seg_106	Tra	Seg	106	18.11.2020	Bad Segebe	Meerforelle	Adult	weiblich	38	538,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
120	Lip_1	Lip		1	19.12.2017	Lippingau	Meerforelle	Adult	männlich	46		3	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
121	Lip_2	Lip		2	19.12.2017	Lippingau	Meerforelle	Adult	männlich	59		0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
128	Lip_9	Lip		9	17.10.2018	Lippingau S	Meerforelle	Smolt		11,5	16,1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
130	Lip_11	Lip		11	17.10.2018	Lippingau S	Meerforelle	Smolt		12,3	16,7	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
131	Lip_12	Lip		12	17.10.2018	Lippingau S	Meerforelle	Smolt	männlich	20,2	86,2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
132	Lip_13	Lip		13	17.10.2018	Lippingau V	Meerforelle	Smolt	männlich	12,8	21,4	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
142	Lip_23	Lip		23	28.11.2019	Lippingau	Meerforelle	Adult	männlich	50,5	947	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0

6. Tierdatenblatt Beispiel

Datenblatt
Fisch Nr. 210

Fischname	Tra_Old_87
Art	Meerforelle
Datum	20.11.2019
Beprobungsort	Bad Oldesloe
Entwicklungsstadium	Adult
Geschlecht	Männlich
Länge	60,3 cm
Gewicht	2041 g
Besonderheiten	große, tiefe Hautwunde s.h. Foto;

Mikrobiologischer Untersuchungsbefund

BU Haut/Kiemen	Mykologische Untersuchung negativ; Aeromonas bestiarum ++; Pseudomonas rhodesiae ++;
BU Bauch	Mykologische Untersuchung negativ; kein bakterielles Wachstum;

Toxikologischer Untersuchungsbefund

Probe III_TRA_OLD_L

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe	Einheit	III_TRA_OLD_L
Diflufenican	mg/kg	< 0,01
PCB (Summe)	µg/kg	
dl-PCB (WHO-TEQ inkl. BG)	pg/g	
Dioxine (WHO-PCDD/F-TEQ)	pg/g	
Summe Dioxine und dl-PCB (WHO-PCDD/F-PCB-TEQ)	pg/g	
Perfluoroktansäure	µg/kg	< 0,50
Perfluoroktansulfonsäure	µg/kg	
Diclofenac	mg/kg	< 0,01
Mecanrop	mg/kg	< 0,01
DEHP	mg/kg	

Probe III_TRA_OLD_M

Parameter	Einheit	III_TRA_OLD_M
Tierarzneimittelscreening		
Arsen	mg/kg	0,5
Blei	mg/kg	< 0,5
Cadmium	mg/kg	< 0,05
Quecksilber	mg/kg	0,069
Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe		
Naphthalin	µg/kg	1
Acenaphthylen	µg/kg	< 0,5
Acenaphthen	µg/kg	< 0,5
Fluoren	µg/kg	< 0,5
Phenanthren	µg/kg	1,7
Anthracen	µg/kg	< 0,5
Fluoranthen	µg/kg	0,9
Pyren	µg/kg	1,8
Benzo(a)anthracen	µg/kg	< 0,5
Chrysen	µg/kg	< 0,5
Benzo(b)fluoranthen	µg/kg	< 0,5
Benzo(k)fluoranthen	µg/kg	< 0,5
Benzo(a)pyren	µg/kg	< 0,5
Dibenz(a,h)anthracen	µg/kg	< 0,5
Benzo(g,h,i)perylen	µg/kg	< 0,5
Indeno[1,2,3-c,d]pyren	µg/kg	< 0,5
Σ PAKs - B(a)P, B(a)A, B(b)F, CHR	µg/kg	< 0,5
Σ gesamt PAKs	µg/kg	5,4
o,p-DDD	mg/kg	
o,p-DDE	mg/kg	
o,p-DDT	mg/kg	
p,p-DDT	mg/kg	
DDT (Summe)	mg/kg	
Diflufenican	mg/kg	< 0,01
Pendimethalin	mg/kg	
weitere PSM	mg/kg	
PCB 28	µg/kg	
PCB 52	µg/kg	
PCB 101	µg/kg	
PCB 138	µg/kg	
PCB 153	µg/kg	
PCB 180	µg/kg	
PCB (Summe)	µg/kg	
dl-PCB (WHO-TEQ inkl. BG)	pg/g	
Dioxine (WHO-PCDD/F-TEQ)	pg/g	
Summe Dioxine und dl-PCB (WHO-PCDD/F-PCB-TEQ)	pg/g	
Perfluoroktansäure	µg/kg	< 0,05
Perfluoroktansulfonsäure	µg/kg	
Diclofenac	mg/kg	< 0,01
Mecanrop	mg/kg	< 0,01
DEHP	mg/kg	< 0,5

Histo-pathologischer Untersuchungsbefund

Darm, Kiemen: mgr. Muskuszellhyperplasie; Niere: mgr Ödem, ggr Bakterienansammlungen, ggr Hyperplasie von Melanomakrophagen und mgr Tubulusausgüsse; Leber: mgr Fibrosierung mit mgr. diffuser, akuter Stauungshyperämie, mgr. Melanomakrophagenhyperplasie; Milz: hgr. diffuse, aktute Stauunghyperämie; Haut: hgr nekrotisierende Pyodermatitis mit mgr Hyperplasie der Mukuszellen, sowie nekrotisierender Myositis; Pankreas, Herz, Kopfniere: ohne besonderer Befund.

Fotos