



# AQUAKULTUR UND FISCHEREIINFORMATIONEN

## AUS UNSERER FISCHEREIVERWALTUNG

### Inhalt

Vorstellung der neuen Fischereireferentin am MLR - PD Dr. Jasminca Behrmann-Godel.....	3
Bodensee Befischung 2019 – Proje Lac ging in die 2. Runde .....	5
Auf- und Untergangszeiten der Sonne in Konstanz im Jahr 2020 mit Berücksichtigung der Sommerzeit.....	8
Fischseuchenbekämpfung in Deutschland.....	9
Abschlussbericht zum Jagstprojekt .....	15
Entwicklung eines Indexmodells zur praxisnahen Bewertung des Tierwohls von Regenbogenforellen in der Aquakultur .....	17
Das Schwarzforellensyndrom – Stand des Wissens .....	22
Ernährungsökologie des Dreistachligen Stichlings ( <i>Gasterosteus aculeatus</i> ) und des Flussbarsches ( <i>Perca fluviatilis</i> ) im Freiwasser des Bodensees .....	24
Mikroplastik in heimischen Fischarten – (k)ein Problem in Baden-Württemberg? .....	28
Kurzmitteilungen.....	35
Inhaltsverzeichnis AUF AUF 2019.....	36

**Informationsschrift der Fischereiforschungsstelle, des Fischgesundheitsdienstes und der Fischereibehörden des Landes Baden-Württemberg mit Beiträgen von Gastautoren**

Rundbrief 2  
Dezember 2019

# Liebe AUF AUF-Leser,

auch in diesem Jahr konnten wegen personeller Engpässe nur zwei Ausgaben AUF AUF gedruckt werden. Wir hoffen, Ihnen wieder ein informatives Heft zusammengestellt zu haben und wünschen Ihnen Frohe Weihnachten und ein gutes Neues Jahr.

## Das Redaktionsteam

### **Redaktionelle Zusammenstellung und Versand:**

Landwirtschaftliches Zentrum Aulendorf, Ref. 41:  
Fischereiforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg  
Argenweg 50/1 - D-88085 Langenargen

Tel.: 07543/9308-0 Fax: 07543/9308-320

eMail: Poststelle-FFS@LAZBW.BWL.DE

Internet: WWW.LAZBW.DE

***Nachdruck der AUF AUF-Beiträge ist unter vollständiger Quellenangabe erlaubt.***

Zitervorschlag:

***Aquakultur- und Fischereiinformationen aus Baden-Württemberg***



## Neue Fischereireferentin am MLR - PD Dr. Jasminca Behrmann-Godel

Fische haben mich schon von Kindheit an fasziniert und begeistert. Ich war mit ca. 12 Jahren wahrscheinlich das jüngste und einzige Mädchen, das am heimatischen Gewässer mit der Angel fischen ging.

Meine Begeisterung für Tiere und Pflanzen und die Natur führte mich über Umwege auch zu meinem beruflichen Werdegang. Ich studierte Biologie an den Universitäten Kiel und Konstanz. War es mein ursprünglicher Wunsch, Meeresbiologin zu werden, so fand ich bereits an der Universität Kiel heraus, dass mich der Lebensraum Süßwasser mehr interessierte. Daher wechselte ich nach dem Grundstudium in Kiel an die Universität Konstanz, welche die Limnologie als Hauptfach anbot. Während des Studiums der Zoologie/Limnologie und meiner späteren wissenschaftlichen Tätigkeit in der Arbeitsgruppe von Prof. Reiner Eckmann erlernte ich dann mein fischereiliches Handwerkszeug und machte meine Diplomarbeit und Doktorarbeit am Limnologischen Institut der Universität Konstanz. Auch nach der Doktorarbeit blieb ich dem Limnologischen Institut treu und arbeitete als Post-Doktorandin in etlichen eigenen Projekten. Als Prof. Reiner Eckmann 2015 in den verdienten Ruhestand ging, übernahm ich für vier Jahre die Professurvertretung für den Lehrstuhl Fischökologie.

In meinen wissenschaftlichen Arbeiten habe ich mich hauptsächlich mit heimischen Fischarten beschäftigt, vorwiegend im Bodensee, vor allem mit Flussbarschen (Kretzer, Egli). In meiner Diplomarbeit habe ich das Verhalten von Flussbarschen untersucht, habe sie mit Sendern ausgestattet und vom Boot aus ihre Wanderbewegungen im See verfolgt. In der Doktorarbeit analysierte ich mit Hilfe von genetischen



Methoden die Populationsstruktur der Flussbarsche und konnte über Verhaltensexperimente zeigen, dass Flussbarsche ihre Verwandten am Geruch erkennen können und bevorzugen. Dieses Verhalten könnte erklären, warum die Fische in einem Schwarm oft nah miteinander verwandt sind. Welchen Vorteil sie davon haben, in Verwandtenschwärmen unterwegs zu sein, ist allerdings bis heute noch nicht wirklich geklärt. Während meiner Post-Doktorandenzeit beschäftigte ich mich dann mit den Parasiten der Fische im Bodensee. Mich interessierte die Interaktion von Parasiten und ihren Wirten und welche Auswirkungen die Parasiten auf die Immunabwehr ihrer Wirte haben. Es folgten weitere genetische Projekte, unter anderen auch mit Felchen aus dem Bodensee. Wir konnten beispielsweise zeigen, dass die Gangfische (ufernah lebende Felchenform) sich im Zuge der Reoligotrophierung des Sees wieder in verschiedene Formen aufspalten, verschiedene Nahrung

nutzen und beginnen, Nischen wiederzubesetzen, die durch die Eutrophierung des Sees kurzfristig verloren gegangen waren.

2017 hatte ich das große Glück, gemeinsam mit wissenschaftlichen Kollegen den von einem Höhlentaucher entdeckten ersten europäischen Höhlenfisch beschreiben zu dürfen, eine Höhlenform der Bachschmerle, die in der unterirdischen Donau (schwarze Donau) im Bereich kurz vor der Aachquelle gefunden wurde. Dieser Fisch ist faszinierend, er besitzt winzige Restaugen, ist kaum pigmentiert, erscheint also blass und hat verlängerte Barteln und größere Nasenöffnungen als sein Verwandter in Oberflächengewässern, wie der Donau oder Radolfzeller Aach. Durch genetische Untersuchungen konnten wir zeigen, dass die Höhlenform seit maximal 20.000 Jahren von den Oberflächenfischen isoliert ist. In dieser Zeit, welche aus evolutionsbiologischer Perspektive sehr kurz ist, haben sie ihre typischen Höhlenanpassungen entwickelt.

Momentan untersuchen wir, ob diese Anpassungsmerkmale eine genetische Basis haben. In Zukunft sollen die hochinteressanten „schwäbischen Höhlenfische“ an der Fischereiforschungsstelle weiter untersucht werden.

Ich freue mich sehr, dass ich nun nach 23 Jahren erfolgreicher wissenschaftlicher Tätigkeit seit Juli 2019 als Fischereireferentin des Ministeriums für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz (MLR) in Stuttgart tätig sein kann. Das MLR als oberste Fischereibehörde des Landes trägt in enger Zusammenarbeit mit den Fischereibehörden an den Regierungspräsidien und der Fischereiforschungsstelle dazu bei, unsere heimischen Fische, Krebse und Muscheln und ihren aquatischen Lebensraum zu schützen und zu fördern und eine nachhaltige Bewirtschaftung unserer Gewässer zu gewährleisten. Dabei ist es auch unsere Aufgabe, auf eine fachlich fundierte Umsetzung der rechtlichen Vorgaben im Fischereibereich zu achten und bei deren Weiterentwicklung mitzuwirken.

Bei meiner neuen Arbeit bin ich hochmotiviert, auch konfliktbeladene Themen konstruktiv anzugehen. Ich möchte gemeinsam mit allen, die sich für Fische und andere aquatische Organismen interessieren und sich für sie einsetzen wollen daran arbeiten, Verbesserungen zu erlangen, um Fische, Krebse und Muscheln im Land nachhaltig zu schützen. Außerdem ist es mir ein besonderes Anliegen, die heimische Fischerei und die regionale Fischerzeugung im Land nachhaltig zu fördern.



## Bodensee Befischung 2019 – Projet Lac ging in die 2. Runde

### B. Scholz

Zwischen Mitte September und Mitte Oktober diesen Jahres wurde der Fischbestand des Bodensee-Ober- und Untersees mittels einer groß angelegten Befischungskampagne durch Mitarbeiter der Fischereiforschungsstelle und der restlichen Fischereiverwaltung B.-W.'s sowie der Schweizer Firma *Aquabios* intensiv untersucht. Um eine repräsentative Stichprobe der Arten und Längenklassen zu bekommen, kamen Multi-Maschen-Kiemennetze am Boden sowie im Freiwasser und Elektrofischerei im Uferbereich zum Einsatz. Die Aktion, die Teil des großen Interreg-Projektes *SeeWandel* ([www.seewandel.org](http://www.seewandel.org)) ist, verfolgt verschiedene Ziele.

#### Ziel 1: Standardisiertes Fisch-monitoring, um Entwicklungen beobachten zu können

Der Bodensee ist in der heutigen Zeit verschiedenen menschlich verursachten Einflüssen ausgesetzt. Invasive Arten, Klimawandel und eine sich ändernde Nährstoffsituation sind Beispiele für Faktoren, die auf diesen Lebensraum einwirken. Umso wichtiger ist es, mithilfe eines geeigneten Monitorings beobachten zu können, was sich unter der Wasseroberfläche abspielt. Wie verändert sich der Fischbestand? Profitieren manche Fischarten, während es anderen schlechter geht? Können sich die Fische erfolgreich reproduzieren? Wie sieht das Wachstum aus? Ein standar-

disiertes Fisch-Monitoring, welches eine repräsentative Stichprobe aller Arten und Längenklassen liefert und über die Zeit hinweg vergleichbare Daten liefert, stellt die Basis dar, um Fischbestands-Dynamiken überhaupt verstehen zu können und Informationen über z.B. das Ausmaß invasiver Arten zu erlangen.

Vor fünf Jahren wurde bereits eine ähnlich angelegte Befischungskampagne durch die Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG, CH) im Rahmen des *Projet Lac* durchgeführt. Da sich beide Aktionen an einer standardisierten Methodik zur Befischung von Seen orientiert haben, können die Daten und somit der Fischbestand

nun sehr gut verglichen und Rückschlüsse auf die Entwicklung der Fischpopulation gezogen werden.

#### Ziel 2: Reduktion des aktuellen Fischereiaufwandes, um in Zukunft ein regelmäßig durchführbares Monitoring gewährleisten zu können

Abbildung 1 zeigt die Aufteilung in vier Stationen, von denen aus der jeweils angrenzende See-Abschnitt über je ein verlängertes Wochenende beprobt wurde. Dabei waren jeweils zwischen zehn und 13 Personen im Einsatz. Die Standardmethode erfordert für den Bodensee eine zwar auf die Fläche gerechnet geringe, aber absolut gesehen sehr hohe Netz-Zahl. Diese Tatsache

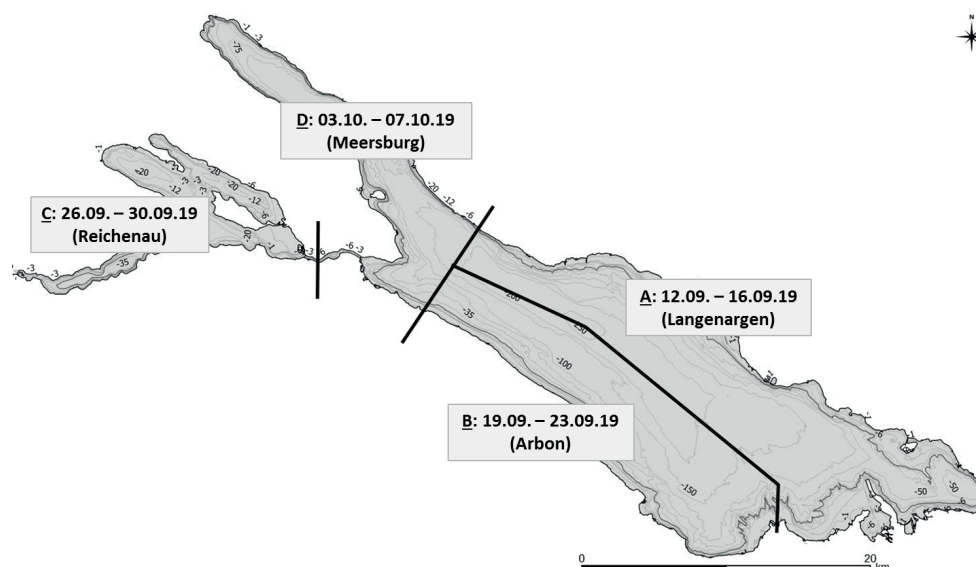


Abbildung 1: Aufteilung der Stationen und befischter See-Abschnitte.

resultiert in einem entsprechend großen logistischen, personellen und zeitlichen Aufwand, der für ein regelmäßiges Monitoring nicht praktikabel ist. Ein weiterer Fokus der diesjährigen Aktion waren also Methodenversuche, die zeigen sollen, ob durch einen modifizierten Befischungsansatz der Aufwand - sprich die Netzzahl - der Standardmethode reduziert werden kann. Drehpunkte hierbei sind die Auswahl der Netzpositionen und das Design der Multi-Maschen-Kiemennetze. So sollen Massenfänge in bestimmten Maschenweiten und somit redundante Information und hohe Fischmortalität vermieden und gleichzeitig selten gefangene Längsklassen und Arten effektiver gefischt werden.

### Weitere Ziele: Probensammlung für verschiedene Fragestellungen

Die Befischung wurde weiterhin auch zur Sammlung bestimmter Probefische oder morphometrischer Fotos genutzt. Diese werden in laufenden oder kommenden Projekten rund um Trüsche, Felchen und Tiefseesaibling bearbeitet werden.

### Angewandte Methoden: Multi-Maschen-Kiemennetze und Elektrofischerei

Für die Netzfischerei kamen sowohl Boden- als auch Schwebnetze zum Einsatz. Hierbei handelte es sich um Multi-Maschen-Kiemennetze mit Maschenweiten zwischen 5 und 55 mm. Bodennetze waren 30 bzw. 47 m lang und 1,5 m hoch, während Schwebnetze die gleiche Länge, aber eine Höhe von 6 m hatten.

Eine Netz-Zahl von ca. 300 Bodennetzen im Obersee wurde in allen Tiefenstufen – von ufernah bis auf 250 m Wassertiefe – verteilt. Auch im Untersee wurden 56 Bodennetze ausgelegt. Im Freiwasser wurde im Obersee an zwölf, im Untersee an vier Stellen die Wassersäule jeweils bis auf 75 m (im Untersee bis zur gegebenen Tiefe) mit Schwebnetzen abgedeckt. Alle Netze wurden am späten Nachmittag gesetzt und am frühen Vormittag eingeholt. Um Fahrtwege zu sparen, waren an jedem verlängerten Wochenende vier Boote im Einsatz, die sich

die zu setzenden Netze aufteilten.

Zusätzlich zu den Netzen wurden über 80 Uferabschnitte à ca. 100 m mittels Elektrofischerei beprobt. Hierbei wurde darauf geachtet, dass verschiedene Habitats, wie z.B. Schilf, Mündungsbereiche oder Steinschüttungen, abgedeckt wurden.

### Erste Ergebnisse

Die große Menge an Daten muss nun sorgfältig digitalisiert und im Nachgang umfassend ausgewertet werden. Erste Ergebnisse zeigen aber, dass dieses Jahr mit 30 Fischarten eine ähnlich hohe Anzahl wie 2014 (28 Arten) gefangen wurde (Tab. 1). Während bei der diesjäh-

rigen Aktion Bitterling, Blaubandbärbling und Karausche in die Fänge gingen, war 2014 eine Regenbogenforelle im Netz. Bei allen Arten ist jedoch bereits bekannt, dass sie im See vorkommen. Weder die Hoffnung, dass der vermutlich ausgestorbene Kilch doch noch im See schwimmt, noch die Befürchtung, dass die Schwarzmundgrundel mittlerweile in den See eingeschleppt worden ist, konnten bestätigt werden. Im Freiwasser wurde insgesamt eine sehr geringe Fischdichte festgestellt. Im Benthischen bleibt der Barsch, wie 2014, die dominanteste Art und ist in allen Längsklassen gut vertreten.

**Tabelle 1:**

*Vergleich der gefangenen Arten zwischen 2019 und 2014.*

Art	2019	2014
Aal	x	x
Barbe	x	x
Barsch	x	x
Bitterling	x	
Blaubandbärbling	x	
Brachse	x	x
Döbel	x	x
Felchen	x	x
Giebel	x	x
Groppe	x	x
Gründling	x	x
Güster	x	x
Hasel	x	x
Hecht	x	x
Karausche	x	
Karpfen	x	x
Kaulbarsch	x	x
Regenbogenforelle		x
Rotauge	x	x
Rotfeder	x	x
Seesaibling	x	x
Schleie	x	x
Schmerle	x	x
Seeforelle	x	x
Sonnenbarsch	x	x
Stichling	x	x
Tiefseesaibling	x	x
Trüsche	x	x
Ukelei	x	x
Wels	x	x
Zander	x	x
	<b>30</b>	<b>28</b>



## Impressionen

Setzen der Netze am späten Nachmittag



Tiefe Netze wurden mithilfe einer Winde an Bord gezogen



Ausmaschen der Fische aus den Netzen an Land



Heben der Netze am Morgen: Hier wurden bereits zwei Felchen im Netz gefangen



Rückkehr vom Netze heben. Insgesamt waren pro verlängertes Wochenende vier Boote im Einsatz



Ausgemaschte Fische, sortiert nach Maschenweite



Vermessen der Fische und Probenahme



# Auf- und Untergangszeiten der Sonne in Konstanz im Jahr 2020 mit Berücksichtigung der Sommerzeit

Das Heben und Setzen der Fanggeräte für die Berufsfischerei am Bodensee-Obersee ist von einer Stunde vor dem Sonnenaufgang bis eine Stunde nach Sonnenuntergang erlaubt. Vom 1. September bis 15. Oktober gilt einheitlich die Zeitangabe des Sonnenaufgangs vom 1. September.

Tag	Januar		Februar		März		April		Mai		Juni	
	Aufg.	Unterg.	Aufg.	Unterg.	Aufg.	Unterg.	Aufg.	Unterg.	Aufg.	Unterg.	Aufg.	Unterg.
1	08:12	16:41	07:51	17:23	07:03	18:08	07:01	19:54	06:05	20:36	05:29	21:14
2	08:12	16:42	07:50	17:25	07:01	18:10	06:59	19:55	06:04	20:37	05:28	21:15
3	08:12	16:43	07:48	17:26	06:59	18:11	06:57	19:56	06:02	20:39	05:28	21:15
4	08:12	16:44	07:47	17:28	06:57	18:13	06:55	19:58	06:01	20:40	05:27	21:16
5	08:11	16:45	07:45	17:29	06:56	18:14	06:53	19:59	05:59	20:41	05:27	21:17
6	08:11	16:47	07:44	17:31	06:54	18:16	06:51	20:01	05:58	20:43	05:26	21:18
7	08:11	16:48	07:43	17:33	06:52	18:17	06:49	20:02	05:56	20:44	05:26	21:19
8	08:11	16:49	07:41	17:34	06:50	18:19	06:47	20:04	05:55	20:46	05:26	21:19
9	08:10	16:50	07:40	17:36	06:48	18:20	06:45	20:05	05:53	20:47	05:25	21:20
10	08:10	16:51	07:38	17:37	06:46	18:22	06:43	20:06	05:52	20:48	05:25	21:21
11	08:10	16:53	07:37	17:39	06:44	18:23	06:41	20:08	05:50	20:50	05:25	21:21
12	08:09	16:54	07:35	17:40	06:42	18:25	06:40	20:09	05:49	20:51	05:25	21:22
13	08:09	16:55	07:33	17:42	06:40	18:26	06:38	20:11	05:48	20:52	05:25	21:22
14	08:08	16:56	07:32	17:44	06:38	18:28	06:36	20:12	05:46	20:53	05:25	21:23
15	08:07	16:58	07:30	17:45	06:36	18:29	06:34	20:13	05:45	20:55	05:24	21:23
16	08:07	16:59	07:28	17:47	06:34	18:31	06:32	20:15	05:44	20:56	05:24	21:24
17	08:06	17:01	07:27	17:48	06:32	18:32	06:30	20:16	05:43	20:57	05:25	21:24
18	08:05	17:02	07:25	17:50	06:30	18:34	06:28	20:18	05:42	20:58	05:25	21:24
19	08:05	17:03	07:23	17:51	06:28	18:35	06:26	20:19	05:40	21:00	05:25	21:25
20	08:04	17:05	07:22	17:53	06:26	18:36	06:24	20:21	05:39	21:01	05:25	21:25
21	08:03	17:06	07:20	17:55	06:24	18:38	06:23	20:22	05:38	21:02	05:25	21:25
22	08:02	17:08	07:18	17:56	06:22	18:39	06:21	20:23	05:37	21:03	05:25	21:25
23	08:01	17:09	07:16	17:58	06:19	18:41	06:19	20:25	05:36	21:04	05:26	21:25
24	08:00	17:11	07:14	17:59	06:17	18:42	06:17	20:26	05:35	21:06	05:26	21:25
25	07:59	17:12	07:13	18:01	06:15	18:44	06:16	20:28	05:34	21:07	05:26	21:25
26	07:58	17:14	07:11	18:02	06:13	18:45	06:14	20:29	05:34	21:08	05:27	21:25
27	07:57	17:15	07:09	18:04	06:11	18:46	06:12	20:30	05:33	21:09	05:27	21:25
28	07:56	17:17	07:07	18:05	06:09	18:48	06:10	20:32	05:32	21:10	05:28	21:25
29	07:55	17:18	07:05	18:07	07:07	19:49	06:09	20:33	05:31	21:11	05:28	21:25
30	07:53	17:20			07:05	19:51	06:07	20:35	05:30	21:12	05:29	21:25
31	07:52	17:22			07:03	19:52			05:30	21:13		
Tag	Juli		August		September		Oktober		November		Dezember	
	Aufg.	Unterg.	Aufg.	Unterg.	Aufg.	Unterg.	Aufg.	Unterg.	Aufg.	Unterg.	Aufg.	Unterg.
1	05:29	21:25	06:01	20:57	06:42	20:03		19:02	07:08	17:05	07:51	16:33
2	05:30	21:24	06:02	20:56		20:01		19:00	07:09	17:04	07:52	16:33
3	05:31	21:24	06:03	20:55		19:59		18:58	07:11	17:02	07:53	16:33
4	05:31	21:24	06:05	20:53		19:57		18:56	07:12	17:01	07:55	16:32
5	05:32	21:23	06:06	20:52		19:55		18:54	07:14	16:59	07:56	16:32
6	05:33	21:23	06:07	20:50		19:53		18:52	07:15	16:58	07:57	16:32
7	05:34	21:22	06:09	20:48		19:51		18:50	07:17	16:56	07:58	16:32
8	05:34	21:22	06:10	20:47		19:49		18:48	07:19	16:55	07:59	16:31
9	05:35	21:21	06:11	20:45		19:47		18:46	07:20	16:54	08:00	16:31
10	05:36	21:21	06:13	20:44		19:45		18:44	07:22	16:52	08:01	16:31
11	05:37	21:20	06:14	20:42		19:43		18:42	07:23	16:51	08:02	16:31
12	05:38	21:19	06:15	20:40		19:41		18:40	07:25	16:50	08:03	16:31
13	05:39	21:19	06:17	20:39		19:39		18:38	07:26	16:48	08:04	16:31
14	05:40	21:18	06:18	20:37		19:37		18:36	07:28	16:47	08:04	16:32
15	05:41	21:17	06:19	20:35		19:35	07:43	18:34	07:29	16:46	08:05	16:32
16	05:42	21:16	06:21	20:33		19:33	07:44	18:33	07:31	16:45	08:06	16:32
17	05:43	21:15	06:22	20:32		19:31	07:45	18:31	07:32	16:44	08:07	16:32
18	05:44	21:14	06:23	20:30		19:29	07:47	18:29	07:33	16:43	08:07	16:33
19	05:45	21:13	06:25	20:28		19:27	07:48	18:27	07:35	16:42	08:08	16:33
20	05:46	21:12	06:26	20:26		19:24	07:50	18:25	07:36	16:41	08:09	16:33
21	05:47	21:11	06:27	20:24		19:22	07:51	18:23	07:38	16:40	08:09	16:34
22	05:49	21:10	06:29	20:22		19:20	07:53	18:22	07:39	16:39	08:10	16:34
23	05:50	21:09	06:30	20:21		19:18	07:54	18:20	07:41	16:38	08:10	16:35
24	05:51	21:08	06:31	20:19		19:16	07:56	18:18	07:42	16:38	08:10	16:36
25	05:52	21:07	06:33	20:17		19:14	06:57	17:16	07:43	16:37	08:11	16:36
26	05:53	21:05	06:34	20:15		19:12	06:59	17:15	07:45	16:36	08:11	16:37
27	05:55	21:04	06:35	20:13		19:10	07:00	17:13	07:46	16:36	08:11	16:38
28	05:56	21:03	06:37	20:11		19:08	07:02	17:11	07:47	16:35	08:11	16:39
29	05:57	21:02	06:38	20:09		19:06	07:03	17:10	07:49	16:34	08:12	16:39
30	05:58	21:00	06:39	20:07		19:04	07:05	17:08	07:50	16:34	08:12	16:40
31	06:00	20:59	06:41	20:05			07:06	17:07			08:12	16:41





# Fischseuchenbekämpfung in Deutschland

**Dr. D. W. Kleingeld, Nds. Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit, Hannover**

Mit Dank für die Zuarbeit von Kolleginnen und Kollegen der Arbeitsgruppe Fischseuchen der Bund-Länder Task Force Tierseuchenbekämpfung.

## Historie

Mit der **Fischseuchen-Schutzverordnung** wurde im Jahr **1982** unter Bezugnahme auf eine Ermächtigungsgrundlage im damaligen Tierseuchengesetz erstmals in Deutschland eine Spezialvorschrift erlassen, die allgemeine Vorschriften hinsichtlich der Verhütung von Fischseuchen enthielt. In einer ebenfalls im Jahr **1982** erlassenen Richtlinie wurde die Anerkennung von Aquakulturbetrieben als IPN-, VHS- oder SVC-unverdächtig oder als IPN-, VHS- oder SVC-frei geregelt. Mit der novellierten **Fischseuchen-Verordnung** aus dem Jahr **1994** wurde eine EWG-Richtlinie (91/67/EWG) in nationales Recht umgesetzt. Die Fischseuchen-Verordnung enthielt weiterhin allgemeine Vorschriften, z.B. zur Erfassung von Fischhaltungsbetrieben, Buchführung, zum Transport von Fischen oder zur Probenahme und Untersuchung. Darüber hinaus beinhaltete die novellierte Verordnung erstmals Schutzmaßnahmen gegen die Salmonidenseuchen ISA, VHS und IHN sowie nach Bekanntmachung der Neufassung der Fischseuchen-Verordnung im Jahr 1998 auch Schutzmaßnahmen beim Auftreten einer anormalen Mortalität bei Muscheln und von bestimmten Muschelkrankheiten. Die aktuelle **Fischseuchenverordnung (2008)** trat am 29.11.2008 in Kraft und setzt die Richtlinie 2006/88/EG in nationales Recht um. Neben Vorschriften, u.a. zur Genehmigung und Registrierung, zur Eigenkontrolle, Buchführung und amtlichen Überwachung sowie zum Inverkehrbringen und Transport, enthält die Fischseuchenverordnung (2008) im Abschnitt 6 besondere Schutzmaßnahmen in Bezug auf exotische und nicht exotische Seuchen, die bei Fischen, Weichtieren und Krebstieren auftre-

ten können. Diese anzeigepflichtigen Seuchen (insgesamt 13), darunter die VHS, IHN, ISA (HPRdel) und die KHV-I, sind in der Richtlinie 2006/88/EG und in der Verordnung über anzeigepflichtige Tierseuchen entsprechend gelistet. Weiterhin haben Aquakulturbetreiber, insbesondere in Bezug auf Biosicherheit, bestimmte Vorschriften des Tiergesundheitsgesetzes zu beachten. Wichtige Vollzugshinweise enthalten auch die Ausführungshinweise zur Fischseuchenverordnung des BMEL, die zuletzt im Jahr 2018 aktualisiert wurden. Weitergehende Hinweise für die Vollzugsbehörden enthält das nicht öffentlich zugängliche Tierseuchenbekämpfungshandbuch der Bund-Länder Task Force Tierseuchenbekämpfung.

## Fischseuchenverordnung (2008) - Abschnitt 6

Abschnitt 6 der Fischseuchenverordnung enthält besondere Schutzmaßnahmen, die bei einem Ausbruch oder im Falle des amtlich festgestellten Verdachts eines Ausbruchs einer anzeigepflichtigen Fischseuche anzuwenden sind.

Im Falle des Ausbruchs oder des amtlich festgestellten Verdachts des Ausbruchs einer exotischen Fischseuche (z.B. EHN) unterliegt der betroffene Aquakulturbetrieb der Sperre. Die zuständige Behörde ordnet die Tötung und unschädliche Beseitigung der Fische an. Weitere Vorschriften betreffen z.B. Reinigung und Desinfektion der Haltungseinrichtungen, Geräte und der Transportmittel oder Genehmigungsvorbehalte in Bezug auf das Verbringen von Gegenständen oder das Betreten der Anlage. Ferner sind epidemiologische Ermittlungen durchzuführen und ein Sperr- und

Überwachungsgebiet einzurichten. Die im Sperrgebiet gelegenen Aquakulturbetriebe unterliegen der behördlichen Beobachtung und müssen auf die exotische Seuche untersucht werden. Aufgrund der Tatsache, dass die Tötung amtlich angeordnet wird, muss nach erfolgter Schätzung eine Entschädigung erfolgen. Die Höhe der Entschädigung richtet sich nach den Vorschriften des Tiergesundheitsgesetzes. Zierfische sind vom Entschädigungsanspruch ausgenommen.

Wird jedoch ein Ausbruch oder ein Verdacht des Ausbruchs einer nicht exotischen Fischseuche (z.B. VHS, IHN oder KHV-I) amtlich festgestellt, unterliegt der betroffene Aquakulturbetrieb ebenfalls der Sperre, die Tötung wird aber nicht amtlich angeordnet. Das Vermarkten lebender Fische ist nicht mehr oder nur sehr eingeschränkt (s.u.) möglich. Es müssen Vorkehrungen („Sperre“) getroffen werden, damit die Seuche nicht verschleppt wird. Nach der Fischseuchenverordnung hat der Betreiber des Aquakulturbetriebes seuchenkranke oder seuchenverdächtige Fische zu töten oder töten zu lassen und unschädlich zu beseitigen oder beseitigen zu lassen. Bei seuchenverdächtigen Fischen handelt es sich um Tiere, die klinische Anzeichen der betreffenden Fischseuche aufweisen. Im Umkehrschluss ist der Tierhalter nicht verpflichtet, Fische zu töten, die keine Anzeichen der Erkrankung aufweisen, auch wenn sie sich in der gleichen Haltungseinheit befinden, aus dem die positiv getesteten Tiere stammten. Unauffällige Tiere des betroffenen Bestandes können weiterhin unter bestimmten Voraussetzungen als Lebensmittel in den Verkehr gebracht werden. Für das Verbringen lebender Fische aus einem infizierten Bestand gilt

jedoch ein sog. Genehmigungsvorbehalt, wonach lebende Fische nur mit Genehmigung der zuständigen Veterinärbehörde und nur in einem anderen von derselben nicht exotischen Seuche betroffenen Aquakulturbetrieb oder zu diagnostischen Zwecken oder zur unmittelbaren Schlachtung verbracht werden können. Weitere Vorschriften betreffen die unschädliche Beseitigung von Schlachtabfällen und verendeten Fischen. Betretungsverbote sowie Vorschriften zur Reinigung und Desinfektion von Schuhwerk, Fahrzeugen, Behältnissen, Gerätschaften und sonstigen Gegenständen können angeordnet werden. Darüber hinaus sind epidemiologische Ermittlungen durchzuführen und ein Sperr- und Überwachungsgebiet einzurichten. Die im Sperrgebiet gelegenen Aquakulturbetriebe unterliegen der behördlichen Beobachtung und müssen auf die nicht exotische Seuche untersucht werden.

Da die Tötung von Fischen im Zuge des Ausbruchs einer nicht exotischen Seuche nicht angeordnet wird, entfällt der Entschädigungsanspruch für entsprechende Tierverluste bzw. für die klinisch auffälligen Tiere, die gemäß den Vorschriften der Fischseuchenverordnung getötet wurden.

Eine exotische oder nicht exotische Fischseuche gilt als erloschen, soweit alle Fische des Betriebes oder einzelner in sich abgeschlossener Teile des Aquakulturbetriebes verendet, getötet oder entfernt worden sind und die Desinfektion des Betriebes oder einzelner in sich abgeschlossener Teile des Aquakulturbetriebes nach näherer Anweisung der zuständigen Behörde durchgeführt worden ist. Demzufolge obliegt es der zuständigen Behörde zu prüfen, inwieweit sogenannte epidemiologische Einheiten eines Betriebes festgestellt werden können, für die die vorgenannten Voraussetzungen (Verenden, Tötung, Entfernung) für ein Erlöschen nicht erfüllt sein müssen. Demnach können bestimmte seuchenhygienisch sicher getrennte Einheiten eines Aquakulturbetriebes von einer für die Aufhebung der

Schutzmaßnahmen erforderlichen Tötung ausgenommen werden. Nachdem die Seuche erloschen ist, sind die vorgenannten Schutzmaßnahmen aufzuheben.

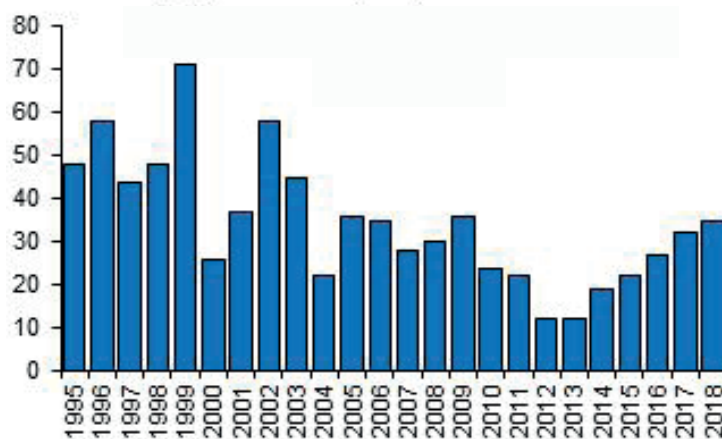
Damit ein Satzfischlieferant nach Ausbruch einer nicht exotischen Seuche seine Tätigkeit wieder aufnehmen kann, bedarf es zumeist der Tötung aller Fische des Betriebes oder des Ausmästens und Verkauf als Speisefische unter den vorgenannten Voraussetzungen. Gegebenenfalls kann eine Ausnahme bei nicht infizierten Fischen aus seuchenhygienisch sicher getrennten Einheiten vorgenommen werden (s.o.). Aus der Fischseuchenverordnung ergeben sich für nicht exotische Fischseuchen, anders als bei anderen Tierseuchen, weder eine Tilgungsverpflichtung noch eine zeitliche Vorgabe für die Betriebsanierung. Die Sanierung erfolgt häufig z.B. nach der „Oster- oder Weihnachtszeit“, wo Speisefische in größerem Umfang wirtschaftlich verwertet werden können.

## Inzidenz\* der anzeigepflichtigen Fischseuchen

(\*die Anzahl Neuausbrüche in einem bestimmten Zeitraum)

Den Ausführungen unter „Historie“ kann entnommen werden, dass seit 1982 Vorschriften zur Verhütung von Fischseuchen gelten und seit

1994 auch Schutzmaßnahmen in Kraft sind, die das Vorgehen bei Verdacht oder nach Bestätigung des Ausbruchs einer anzeigepflichtigen Fischseuche regeln. Amtlich festgestellte Ausbrüche werden in der Tierseuchendatenbank TSN (TierSeuchenNachrichten-System) erfasst. Die Inzidenz der anzeigepflichtigen Tierseuchen kann dem frei zugänglichen Internetportal **TierSeuchen-Informationen-System (TSIS)** entnommen werden. Abbildung 1 zeigt für die VHS die Entwicklung der Seucheninzidenz, d.h. die Anzahl der Neuausbrüche, seit Beginn der amtlichen Datenerhebung. Der Grafik kann entnommen werden, dass die Inzidenz der VHS bis 2013 deutlich zurückgegangen ist. Seit 2014 ist wieder eine zunehmende Tendenz zu beobachten, wobei darauf hingewiesen werden muss, dass viele Ausbrüche der VHS in den Jahren 2017 und 2018 wahrscheinlich aufgrund von Lebendfischbewegungen (Handel mit latent infizierten Fischen), Fahrzeugkontakten und geografischer Nähe (Wasser, Personenkontakte, Vögel oder andere Vektoren) im epidemiologischen Zusammenhang zueinander standen. Daraus wird im Übrigen auch der Nachteil der statistischen Darstellung der Inzidenz klar, da sie keine sicheren epidemiologischen Aussagen zulässt. Leider ist eine sichere Auswertung des TSN hinsichtlich epidemiologisch zusammenhängender Seuchenereignisse



**Abbildung 1:** Häufigkeit der Neuausbrüche der VHS 1995-2018 (Quelle: TSN).

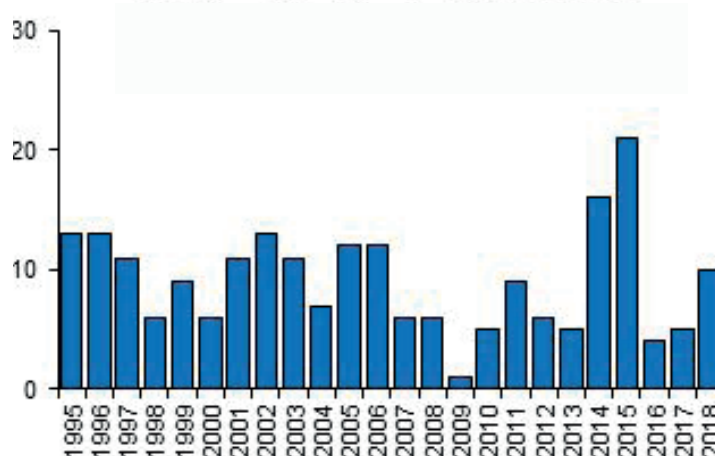


nicht möglich, da epidemiologische Daten häufig nur lückenhaft vorliegen und nicht zwangsläufig eingegeben werden müssen.

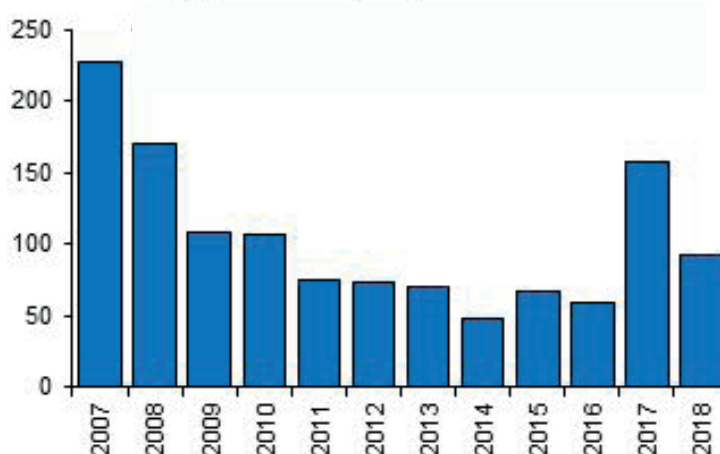
Abbildung 2 zeigt die Entwicklung der Inzidenz der IHN in Deutschland, ebenfalls seit Beginn der amtlichen Datenerhebung. Für die IHN ist festzustellen, dass diese Seuche im Vergleich zur VHS weniger häufig auftritt. Allerdings war für 2014 und 2015 ein deutlicher Anstieg der festgestellten IHN-Ausbrüche zu verzeichnen, der wiederum auf ein zusammenhängendes Seuchengeschehen zurückzuführen war. Auch hier erfolgte die Verschleppung über Lebendfischbewegungen oder aufgrund der geografischen Nähe.

Seit 2008 werden die Erreger von allen im TSN registrierten IHN- und VHS-Ausbruchsgeschehen in Deutschland genetisch charakterisiert. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen belegen eindeutig, dass genetisch identische bzw. sehr nah verwandte Viren in verschiedenen von der IHN bzw. VHS betroffenen Teichwirtschaften nachgewiesen wurden. Die genetischen Analysen erhärten die epidemiologischen Daten und Zusammenhänge und bestätigen eine Verbreitung der Erreger u.a. durch den Handel mit infizierten Fischen, nicht nur innerhalb eines Bundeslandes, sondern im ganzen Bundesgebiet. Im Übrigen legen molekular-epidemiologische Erhebungen mit Erregergenomvergleichen in Ausbruchsbereichen nahe, dass bei Lebendfischtransporten nicht immer die sich aus der Fischseuchenverordnung ergebenden Auflagen erfüllt wurden. Die mit den Schutzmaßnahmen des Abschnitts 6 der Fischseuchenverordnung verbundenen Handelsrestriktionen dienen der Vermeidung der Ausbreitung vorgenannter Fischviren nach Seuchenfeststellung.

Abbildung 3 stellt die Inzidenzentwicklung für die KHV-I seit Beginn der amtlichen Datenerhebung grafisch dar. Erfasst wurden Ausbrüche sowohl in Nutzkarpfen- als auch in Zierkarpfenbeständen. Bis 2016 konnte ein sehr deutlicher Rückgang der KHV-I-Inzidenz festgestellt werden. Die sehr hohe KHV-I-Inzidenz



**Abbildung 2:** Häufigkeit der Neuausbrüche der IHN 1995-2018 (Quelle: TSN).



**Abbildung 3:** Häufigkeit der Neuausbrüche der KHV-I 2007-2018 (Quelle: TSN).

im Jahr 2017 konnte eindeutig auf ein epidemiologisch zusammenhängendes Seuchengeschehen, ausgehend von einem Zierfischgroßhandelsbetrieb, zurückgeführt werden. Die vergleichsweise hohe Inzidenz im Jahr 2018 lässt sich witterungsbedingt durch die hohe Umgebungstemperatur erklären.

Ausbrüche der ISA (HPRdel), der WSD und der nicht exotischen Weichtierseuchen wurden in Deutschland bis dato nicht amtlich festgestellt.

Hinsichtlich der Entwicklung der Fischseucheninzidenz kann durchaus ein positives Resümee gezogen werden, das die Erfordernis fischseuchenrechtlicher Vorschriften bestätigt. In Kenntnis der Tatsache, dass mehrere Seuchenausbrüche in epidemiologischer Verbindung

standen, ist die tatsächliche Zahl der Seuchengeschehen geringer als die dargestellte Inzidenz.

Dennoch wäre es zielführend, die Datenerhebung im TSN so zu gestalten, dass sichere Aussagen hinsichtlich epidemiologisch zusammenhängender Ereignisse möglich sind, um zukünftig den Nutzen fischseuchenrechtlicher Vorschriften eindeutiger feststellen zu können. Entsprechende Anregungen, z.B. die Angabe der sogenannten Seuchenobjektnummer, wenn eine epidemiologische Verbindung zu einem Erstausbruch besteht, sind bereits erfolgt.

## Vollzug fischseuchenrechtlicher Vorschriften - aktuelle Diskussionen

Die fischseuchenrechtlichen Bestimmungen der EU und in Verbindung damit auch die Fischseuchenverordnung dienen dem Schutz der Gesundheit der Fische, auch unter Beachtung wirtschaftlicher Aspekte. Die rechtlich verankerten Maßnahmen sollen jedes Glied in der Kette vor den negativen Auswirkungen von Fischseuchen schützen. Ganz entscheidend ist es, einer weiteren Seuchenverschleppung durch geeignete Maßnahmen vorzubeugen, auch vor dem Hintergrund der Tatsache, dass anzeigepflichtige Fischseuchen nicht therapierbar sind.

Die geltenden fischseuchenrechtlichen Vorschriften und deren Vollzug stehen derzeit jedoch häufig im Fokus der Kritik von einzelnen Verbänden und Tierhaltern.

Beispielsweise wird die Verhältnismäßigkeit der angeordneten Schutzmaßnahmen im Zuge von Ausbrüchen nicht exotischer Fischseuchen in Frage gestellt. Dieses Argument mag zwar aus Sicht eines Einzelnen, bei dem nur moderate Verluste anzutreffen sind und für den die Sanierung einer Fischseuche existenzbedrohend sein kann, zutreffen. Bezogen auf die Gesamtheit der Fischbestände wäre eine Ausbreitung dieser Fischseuchen aber mit hohen wirtschaftlichen Folgeverlusten verbunden, die wiederum für andere Fischhaltungsbetriebe existenzbedrohend sein können. Im Übrigen besteht für den betroffenen Betrieb weiterhin die Möglichkeit der wirtschaftlichen Verwertung klinisch unauffälliger Fische als Lebensmittelzeugnisse, ohne zeitliche Vorgabe. Die Tötung wird amtlich nicht angeordnet. Außerdem kann sogar die Abgabe lebender Fische aus einem infizierten Bestand entweder zur unmittelbaren Schlachtung oder zur weiteren Haltung in einem anderen infizierten Bestand genehmigt werden. Betriebe, die lebende Fische zukaufen und diese im Zuge von Seuchenbekämpfungsmaßnahmen schlachten, bedürfen der Genehmigung der zuständigen

Behörde. Gewissermaßen birgt dieses Entgegenkommen gegenüber betroffenen Aquakulturbetrieben bereits ein hohes Risiko der Seuchenverschleppung und wäre im Übrigen z.B. bei der Bekämpfung der Aviären Influenza oder der klassischen Schweinepest undenkbar. Letztlich ist es in Aquakulturbetrieben sogar möglich, bestimmte Maßnahmen nur auf eine oder mehrere epidemiologischen Einheiten innerhalb eines Betriebes anzuwenden, allerdings nur, wenn eine sichere seuchenhygienische Trennung der Einheiten sichergestellt ist. In dem Zusammenhang muss auf die Biosicherheitsverpflichtungen der Tierhalter nach dem Tiergesundheitsgesetz und der Fischseuchenverordnung hingewiesen werden, wonach Tierhalter dafür Sorge zu tragen haben, dass Seuchen weder in den Bestand eingeschleppt, noch aus dem Bestand verschleppt werden. Neben dem Prädatorenschutz sind insbesondere in Bezug auf den Zuerwerb von lebenden Fischen zukaufshygienische Maßnahmen zu ergreifen, wie Zukauf aus „sicheren Beständen“, Reinigung & Desinfektion, Besatzmanagement (z.B. Quarantänehaltung zugekaufter Fische seuchenhygienisch sicher vom Altbestand getrennt) und Gerätemanagement. Weiterhin sind Tierhalter auf Grundlage des Tiergesundheitsgesetzes verpflichtet, sich in Bezug auf die anzeigepflichtigen Tierseuchen fortzubilden. Bereits in „Friedenszeiten“ müssen Tierhalter Vorbereitungen zur Umsetzung von Maßnahmen treffen, die von ihnen beim Ausbruch einer Tierseuche nach den für die Tierseuche maßgeblichen Rechtsvorschriften durchzuführen sind.

Hinsichtlich der Möglichkeit der Entschädigung auch im Falle nicht exotischer Fischseuchen über eine Tierseuchenkasse, sei darauf hingewiesen, dass Beitragszahlungen von Fischhaltern in eine jeweilige Tierseuchenkasse grundsätzlich möglich sind. In vielen Bundesländern erfolgten bis dato jedoch keine Beitragszahlungen von Fischhaltern, da sich die jeweiligen Fischereiverbände nicht auf eine entspre-

chende Zahlungsbereitschaft in der erforderlichen Beitragshöhe einigen konnten.

Ein weiteres Argument, das aus Sicht einzelner Verbände und Tierhalter gegen die Anwendung fischseuchenrechtlicher Vorschriften spreche, sei die Annahme, auch aufgrund von serologischen Untersuchungsergebnissen, dass sich Fischseuchenerreger bereits ubiquitär in der aquatischen Umwelt befänden und entsprechende Schutzmaßnahmen nicht zielführend seien. In dem Zusammenhang muss aber darauf hingewiesen werden, dass nach wissenschaftlicher Auffassung aus den durchgeführten Monitoringuntersuchungen keineswegs geschlossen werden kann, dass die Pathogene ubiquitär im Gewässersystem vorhanden sind. Vielmehr kann aus den bisher vorliegenden epidemiologischen Erkenntnissen festgestellt werden, dass Seucheneinschleppungen häufig über Lebendfischbewegungen bzw. aufgrund der geografischen Nähe zu anderen Seuchenausbrüchen erfolgen.

Wie bereits oben dargestellt, wäre eine weitere Optimierung der Erfassung epidemiologischer Daten zielführend, um künftig weitergehende Aussagen hinsichtlich der Seuchenentwicklung in Deutschland und in der EU treffen zu können.

Seit 2016 kann aufgrund eines EU-Durchführungsbeschlusses für die Diagnose der VHS oder IHN neben der klassischen Zellkultur auch die PCR-Methode verwendet werden. Dabei handelt es sich um ein direktes Genomnachweisverfahren, das im Vergleich zur Erregeranzucht sehr schnell Ergebnisse liefert. Ein weiterer Vorteil dieser Methode ist die hohe Sensitivität, d.h. dass sehr geringe Virusmengen auch bei Fischen, die keine klinischen Veränderungen zeigen, nachgewiesen werden können.

Es gab jedoch kritische Äußerungen, wonach klinisch absolut unauffällige Bestände nur aufgrund der Ergebnisse der PCR-Untersuchungen gesperrt worden seien. In dem Zusammenhang wird darauf hingewiesen, dass gemäß den Aus-



führungshinweisen zur Fischseuchenverordnung des BMEL zwecks Ausschluss von z.B. unspezifischen Reaktionen in unklaren Fällen empfohlen wird, die PCR-Befunde mittels herkömmlicher Virusisolierung oder anderer Diagnosemethoden mit nachweislich ähnlicher Wirksamkeit, auch unter Einbindung des Nationalen Referenzlaboratoriums, zu bestätigen. Daneben empfiehlt es sich in solchen Fällen immer, durch weitere Nachuntersuchungen im Betrieb die erhobenen PCR-Befunde abzuklären. Bis zur endgültigen Abklärung sind Schutzmaßnahmen für den betreffenden Betrieb weiterhin angezeigt.

Eines der erklärten Ziele der EU-Richtlinie 2006/88/EG, nämlich das Erreichen einer möglichst flächendeckenden Seuchenfreiheit, konnte für die VHS, IHN und KHV-I bis heute nicht erreicht werden. Es kann insbesondere für VHS und IHN eine Zunahme der Anzahl als seuchenfrei erklärter Zonen und Kompartimente sowohl in Deutschland als auch in anderen EU-Mitgliedstaaten verzeichnet werden. Beispielsweise hat sich die Anzahl VHS- und IHN-freier Zonen in Deutschland seit zehn Jahren mehr als verdoppelt. Dennoch gibt es mit Blick auf die Erlangung der Seuchenfreiheit noch deutlich mehr Potenzial. Als Hürden für die Erlangung der Seuchenfreiheit sind z.B. wirtschaftliche Überlegungen in Verbindung mit den Risiken (Kosten-Nutzen-Abwägung), nicht vorhandene Voraussetzungen hinsichtlich der Wasserherkunft, Unter- und/oder Oberlieger, Unmöglichkeit der individuellen Markierung von

Fischen, fehlende finanzielle Anreize oder rechtliche Rahmenbedingungen (z.B. Wasserrahmenrichtlinie, WRRL), die der Erlangung der Seuchenfreiheit entgegenstehen oder sie erschweren, oder auch eine fehlende Verfügbarkeit von bestimmten Fischarten mit dem Status „seuchenfrei“ zu nennen. Auch im Zusammenhang mit dem Geltungsbeginn des neuen EU-Tiergesundheitsrechtsakts (Animal Health Law - AHL, Verordnung (EU) 2016/429) soll der Fokus künftig noch stärker auf das Erreichen der Seuchenfreiheit gelegt werden. Mit dem AHL wird ab dem 21. April 2021 die Bekämpfung terrestrischer und aquatischer Tierseuchen in einer unmittelbar in allen Mitgliedstaaten geltenden EU-Verordnung geregelt. Die Richtlinie 2006/88/EG wird zum 21. April 2021 aufgehoben. Sekundärrechtsakte zum AHL, d.h. delegierte und Durchführungsverordnungen, wurden mit Stand vom 18.11.2019 größtenteils noch nicht erlassen. Im Anhang des AHL sind die derzeit in der Richtlinie 2006/88/EG gelisteten anzeigepflichtigen Fischseuchen weiterhin aufgeführt, da sie aus Sicht der EU die Kriterien für die Listung erfüllen. Dieser Sichtweise kann zumindest in Bezug auf die Fisch- und Krebstierseuchen zugestimmt werden. Anders als z.B. für die VHS und IHN bedarf es jedoch für die KHV-I ab April 2021 lediglich der Überwachung. Ob diese Entscheidung der EU-Kommission sinnvoll war, wird die Zukunft zeigen.

Abschließend ist darauf hinzuweisen, dass die derzeit geltenden Vorschriften auf Grundlage

des EU-Rechts erlassen wurden. Sofern es beim Vollzug der fischseuchenrechtlichen Vorschriften Ermessensspielräume gibt, können diese nach risikoorientierter Einzelfallbewertung auch genutzt werden.

Weitere Fachinformationen zu den anzeigepflichtigen Fischseuchen, z.B. unter

- TierSeuchenInformationssystem: [www.tsis.fli.de](http://www.tsis.fli.de)
- Amtliche Sammlung von Verfahren zur Probenahme und Untersuchung von Untersuchungsmaterial tierischen Ursprungs im Hinblick auf anzeigepflichtige Tierseuchen (Amtliche Methodensammlung): [www.fli.de/de/publikationen/amtliche-methodensammlung/](http://www.fli.de/de/publikationen/amtliche-methodensammlung/)
- Fischseuchenbekämpfung in Niedersachsen: [www.laves.niedersachsen.de/tiere/tiergesundheit/fischgesundheit/fischseuchenbekaempfung/fischseuchenbekaempfung-in-niedersachsen-73670.html](http://www.laves.niedersachsen.de/tiere/tiergesundheit/fischgesundheit/fischseuchenbekaempfung/fischseuchenbekaempfung-in-niedersachsen-73670.html)

#### **Quellen:**

Ausführungshinweise zur Fischseuchenverordnung, Stand: 21. November 2018 (<https://tsbh.fli.de/SpeziellerTeil/Fischseuchen/Rechtsvorschriften.aspx> - geschützter Zugang).

Fischseuchenverordnung vom 24. November 2008 (BGBl. I S. 2315), die zuletzt durch Artikel 7 der Verordnung vom 3. Mai 2016 (BGBl. I S. 1057) geändert worden ist.

Richtlinie 2006/88/EG des Rates vom 24. Oktober 2006 mit Gesundheits- und Hygienevorschriften für Tiere in Aquakultur und Aquakulturerzeugnisse und zur Verhütung und Bekämpfung bestimmter Wassertierkrankheiten; ABl. L 328 vom 24.11.2006, S. 14 - 56.

Richtlinie des Rates vom 28.01.1991 betreffend die tierseuchenrechtlichen Vorschriften für die Vermarktung von Tieren und anderen Erzeugnissen der Aquakultur (91/67/EWG); ABl. L 46 vom 19.02.1991, S. 1 - 18.

Richtlinie zur Anerkennung von Anlagen oder Einrichtungen zur Zucht oder Haltung von Süßwasserfischen als IPN-, VHS- oder SVC-unverdächtig oder als IPN-, VHS- oder SVC-frei vom 22.03.1982 (BANz Nr. 205).

Tiergesundheitsgesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 21. November 2018 (BGBl. I S. 1938).

Tierseuchenbekämpfungshandbuch - Spezieller Teil „Fischseuchen“ (<https://tsbh.fli.de/SpeziellerTeil/Fischseuchen.aspx> - geschützter Zugang).

Verordnung (EU) 2016/429 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 9. März 2016 zu Tierseuchen und zur Änderung und Aufhebung einiger Rechtsakte im Bereich der Tiergesundheit („Tiergesundheitsrecht“); ABl. L 84 vom 31.3.2016, S. 1 - 208.

Verordnung über anzeigepflichtige Tierseuchen in der Fassung der Bekanntmachung vom 19. Juli 2011 (BGBl. I S. 1404), die zuletzt durch Artikel 3 der Verordnung vom 3. Mai 2016 (BGBl. I S. 1057) geändert worden ist.

Verordnung zum Schutz gegen die ständige Gefährdung der Süßwasserfischbestände durch Fischseuchen (Fischseuchen-Schutzverordnung) vom 24.03.1982 (BGBl. I S. 382).

Verordnung zum Schutz gegen Süßwasserfisch-Seuchen und zur Schaffung seuchenfreier Fischhaltungsbetriebe und Gebiete (Fischseuchen-Verordnung) vom 21.12.1994 (BGBl. I S. 3936).

[www.tsis.fli.de](http://www.tsis.fli.de)



## Abschlussbericht zum Jagstprojekt

L. D. Ittner, J. Gaye-Siesseger, M. Schumann, J. Baer & A. Brinker

**D**er Abschlussbericht mit dem Titel „Wiederaufbau des Fischbestandes in der Jagst - Auswirkungen von Fischbesatz und Resilienzmaßnahmen“ ist nun fertiggestellt und kann von der Homepage der Fischereiforschungsstelle (FFS) heruntergeladen werden.

### Zusammenfassung

Am 23. August 2015 ereignete sich in der Jagst eines der größten Fischsterben in der jüngeren Geschichte Baden Württembergs. Ausgelöst durch den Eintrag großer Mengen als Dünger gelagertes Ammoniumnitrat infolge eines Großbrandes an der fünf km oberhalb von Kirchberg gelegenen Lobenhausener Mühle, kamen damals mindestens 20 t Fisch ums Leben.

Um die Schäden am Fischbestand zu erheben, diesen mithilfe geeigneter Maßnahmen wieder aufzubauen und seine Entwicklung zu überwachen, wurde an der FFS ein Projekt initiiert. In dessen Rahmen wurde kurz nach dem Schadfall ein umfassendes Monitoringprogramm ins Leben gerufen, bei dem der Fischbestand jeweils im Herbst und im Frühjahr mittels Elektrofischerei erhoben wurde.

Das erste Monitoring im Herbst 2015 bestätigte das verheerende Ausmaß des Fischsterbens. Der die ersten 25 km unterhalb der Schadstelle umfassende Bereich bis Bächlingen wurde am stärksten geschädigt und war nahezu fischleer (stark geschädigter Bereich, Abb. 1). Artenvielfalt und Fischdichte waren extrem niedrig und lagen deutlich unter dem Niveau vor Schadfall. Im weiteren Verlauf der Jagst nahm die Artenvielfalt zwar wieder zu, jedoch wich die Fischdichte stark von früheren Werten ab. Erst ab Dörzbach, etwa 50 km unterhalb der Schadstelle, befand sich die Fischfauna wieder in einem angemessenen Zustand. Die Fische, welche das Fischsterben überlebt hatten, wiesen mehrheitlich massive Kiemenschädigungen auf. Zudem wurde ein hoher Parasitierungsgrad mit Kiemensaugwürmern (Monogenea) sowie dem Erreger der Schwarzfle-

ckenkrankheit (*Posthodiplostomum cuticola*) beobachtet.

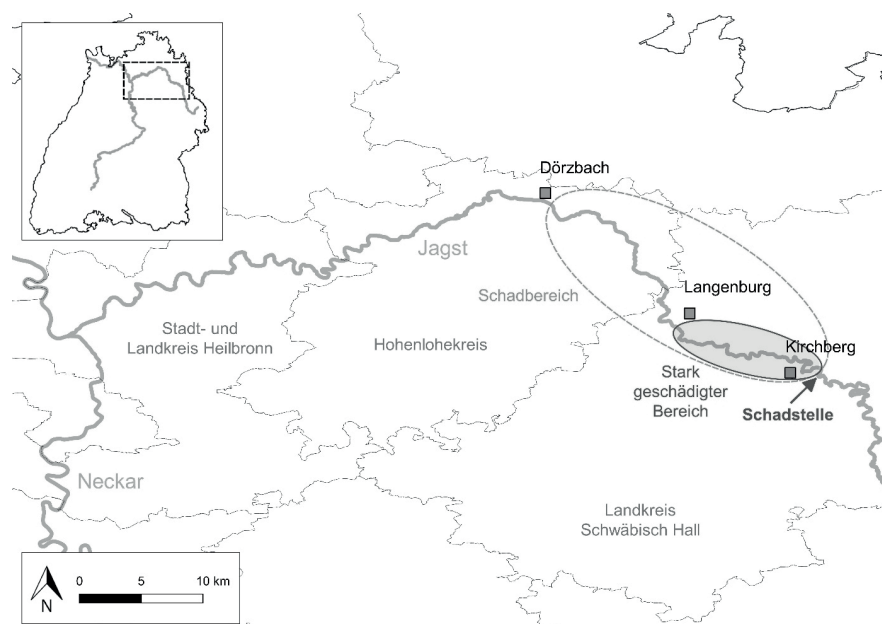
Bis zum Frühjahr 2016 wurde keine relevante Erholung der Fischfauna festgestellt. Im stark geschädigten Bereich waren Artenvielfalt und Fischdichte weiterhin sehr niedrig. Die Artzusammensetzung wies starke Defizite auf. Während ubiquitär vorkommende Arten, wie Elritze (*Phoxinus phoxinus*), Döbel (*Squalius cephalus*) und Schneider (*Alburnoides bipunctatus*) dominierten, fehlten andere bestandsprägende Arten, wie z.B. die Barbe (*Barbus barbus*) noch weiträumig. Ab Eberbach, ca. 30 km unterhalb der Schadstelle, wurden wieder angemessene Artenzahlen und höhere Fischdichten vorgefunden. Auch die Rate der Kiemenschädigungen sowie der Parasitierungsgrad blieben unverändert hoch.

Angesichts der schwer geschädigten Fischfauna wurde im Sommer 2016 damit begonnen, Fische aus nicht geschädigten Bereichen der

Jagst zu entnehmen und in den stark geschädigten Bereich umzusetzen. Die Fischhegegemeinschaft Jagst, ein großer Zusammenschluss von an der Jagst ansässigen Fischereivereinen, stellte hierfür Entnahmestrecken zu Verfügung. Im Fokus der Umsetzmaßnahmen standen elf Fischarten, die in Bezug auf die prozentuale Artzusammensetzung den Großteil der natürlichen Referenzzönose an der Jagst ausmachen.

Wie die Fischfauna im Herbst 2016 erkennen ließ, waren die durchgeführten Umsetzmaßnahmen wirkungsvoll. So nahm im stark geschädigten Bereich insbesondere die Artenvielfalt wieder deutlich zu, wohingegen die Fischdichte nur marginal anstieg. Sowohl die Kiemenschädigungen als auch der Parasitierungsgrad gingen erfreulicherweise deutlich zurück.

Vom Frühjahr 2017 bis zum Herbst 2018, als das letzte Monitoring im Zuge des Projekts stattfand, folgte die Fischbestandsentwick-



**Abbildung 1:** Lage der Schadstelle, des stark geschädigten Bereichs sowie des Schadbereichs.

lung im stark geschädigten Bereich insgesamt einem positiven Trend. Die Artenvielfalt nahm in diesem Zeitraum mit nur geringfügigen Schwankungen sukzessive zu und befand sich gemäß den letzten Monitoringergebnissen auf einem Niveau, das sich großteils mit den Verhältnissen vor Schadfällen vergleichen ließ. Des Weiteren zeigten die Ergebnisse, dass sich die meisten bestandsprägenden Arten, wie z.B. Barbe, Schmerle (*Barbatula barbatula*) und Elritze, wieder erfolgreich etabliert haben und sich nachweislich fortpflanzen. Die beiden wichtigen Referenzarten Hasel (*Leuciscus leuciscus*) und Nase (*Chondrostoma nasus*) wurden bislang nur vereinzelt bzw. noch gar nicht nachgewiesen. Die Nase, deren weiträumige Wiederansiedlung im Rahmen eines speziellen im Jahr 2015 aufgebauten Artenhilfsprogramms leider scheiterte, konnte auf natürliche Weise offensichtlich nicht in den stark geschädigten Bereich einwandern. Diese Beobachtung unterstrich ein auch andere Fischarten betreffendes, grundlegendes Problem in der Jagst: Die Verhinderung bzw. Einschränkung der natürlichen Wiederbesiedlung des stark geschädigten Bereichs aufgrund unpassierbarer Querbauwerke. Analog zur Artenvielfalt stieg auch die Fischdichte seit dem Frühjahr 2017 konstant an, lag beim letzten Monitoring jedoch immer noch etwa ein Viertel unter dem Wert, der vor Schadfällen im stark geschädigten Bereich typisch war. Schwere Defizite bestanden insbesondere noch im Hinblick auf die Artzusammensetzung: Elritze, Döbel, und Gründling (*Gobio gobio*) dominierten die bestehende Fischzönose mengenmäßig deutlich. Dementsprechend wich die prozentuale Verteilung der Arten stark von der natürlichen Referenzzönose ab. Dies verdeutlicht, dass sich die Fischzönose im stark geschädigten Bereich noch in einem starken ökologischen Ungleichgewicht befindet.

Aus Sicht der FFS hätte die Erholung der Fischfauna auf zwei Wegen entscheidend begünstigt werden können. Zum einen durch eine Fort-

# Wiederaufbau des Fischbestandes in der Jagst

Auswirkungen von Fischbesatz und Resilienzmaßnahmen



Abschlussbericht  
von Lukas Daniel Ittner, MSc

Projektlaufzeit  
September 2016 – Juni 2018



führung großer Umsetzmaßnahmen, für welche die Fischhegegemeinschaft Jagst ab Anfang 2017 dauerlicherweise keine Entnahmestrecken mehr zu Verfügung stellte. Zum anderen durch die zeitnahe Umsetzung großräumiger Maßnahmen mit hoher fischökologischer Wirksamkeit. In diesem Zuge hätte insbesondere die natürliche Wiederbesiedlung gefördert werden müssen, z.B. über die Wiederherstellung der Durchgängigkeit und/oder die Anbindung von wichtigen Nebengewässern.

Bis zu welchem Zeitpunkt sich die Fischfauna gänzlich vom Schadfällen erholt haben wird, ist schwer abzuschätzen. Klar ist jedenfalls, dass noch viel Geduld notwendig sein wird.

Der Bericht kann unter dem Link: [www.lazbw.de/pb/,Lde/Startseite/Fischereiforschungsstelle](http://www.lazbw.de/pb/,Lde/Startseite/Fischereiforschungsstelle) heruntergeladen werden.





# Entwicklung eines Indexmodells zur praxisnahen Bewertung des Tierwohls von Regenbogenforellen in der Aquakultur

C. Becke, A. Müller-Belecke<sup>1</sup>, M. Schumann und R. Rösch

<sup>1</sup>Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow, Im Königswald 2, 14469 Potsdam

Im Rahmen des durch die Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung geförderten Projekts „Erarbeitung eines semantischen Indexmodells zur Bewertung des Tierwohls von Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) und europäischem Zander (*Sander lucioperca*) in der Aquakultur (IBETA)“ wurde an der Fischereiforschungsstelle (FFS) ein Tool für die Bewertung des Tierwohls der Regenbogenforelle (Durchfluss- und Kreislaufhaltung) und am Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow für den Zander (Kreislaufhaltung) entwickelt. Ziel des Projekts war es, einfache und mit vertretbarem Aufwand zu bestimmende Tierwohllindizes zu erarbeiten, die sowohl von Fischhaltern als auch von Behörden und anderen Gremien genutzt werden können. Die Basis bildete dabei das für den atlantischen Lachs (*Salmo salar*) entwickelte „Salmon Welfare Index Model (SWIM)“ von Stien *et al.* (2013).

## Allgemeiner Hintergrund

Dem Tierwohl wird bei der Haltung und Erzeugung ein immer größerer Stellenwert zugeschrieben, da bewusste Verbraucher tiergerechte Methoden in der Nahrungserzeugung fordern. Auch die Fische in Aquakulturanlagen sind davon nicht ausgenommen (Ashley 2007, Browman *et al.* 2018). In diesem Zusammenhang wird eine angeregte öffentliche und wissenschaftliche Debatte zum Thema Tierwohl geführt, bisher fehlt jedoch für die Aquakultur eine allgemeingültige Definition des Be-

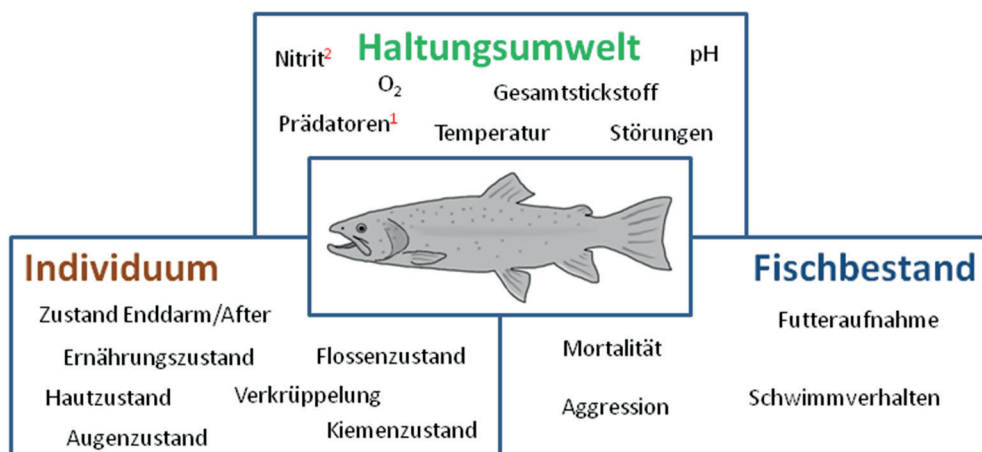
griffs „Tierwohl“. Es wurden zwar Teilbereiche des Tierwohls von Fischen durch verschiedene wissenschaftliche Arbeiten betrachtet, eine gesamtheitliche Beurteilung und insbesondere die Möglichkeit, eine einfache, nicht invasive oder nicht an Laborkapazitäten gebundene und dennoch praxisnahe Bewertung des Tierwohls vorzunehmen, ist momentan nicht verfügbar.

Vor diesem Hintergrund wurde ein 2-jähriges Projekt initiiert, mit der Zielsetzung, einen Index für die Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) zu erarbeiten, der

die verschiedenen Bereiche des Tierwohls gesamtheitlich abdeckt. Dabei wurden die Tierwohllindizes so angelegt, dass sie anhand von zukünftigen Erkenntnissen aus Praxis und Forschung angepasst und gegebenenfalls erweitert werden können.

## Erstellung der Indexmodelle

Zu Beginn des Projekts wurde eine ausführliche Literaturrecherche durchgeführt, um festzustellen, welche Parameter geeignete Tier-



<sup>1</sup>nur relevant für die Durchflusshaltung; <sup>2</sup>nur relevant für die Kreislaufhaltung.

**Abbildung 1:** Darstellung der drei Bereiche „Haltungsumwelt“, „Fischbestand“ und „Individuum“ der Tierwohllindizes der Regenbogenforelle mit dazugehörigen Tierwohllindikatoren.

wohlintikatoren für die Regenbogenforelle darstellen. Als Ausgangspunkt diente das von Stien *et al.* (2013) für den Lachs (*Salmo salar*) entwickelte „Salmon Welfare Index Model“, das entsprechend für Regenbogenforellen angepasst und um einige Indikatoren erweitert wurde. Die Anpassung des Modells für die Regenbogenforelle erfolgte primär für die Haltung in klassischen Durchflussanlagen als aktuell in Deutschland häufigster Haltungsform und zusätzlich auch für Kreislaufanlagen als mögliche zukünftige Haltungsform. Die Bewertung des Tierwohls umfasst drei Ebenen, die jeweils mehrere der ausgewählten Indikatoren beinhalten: Haltungs- umwelt, Fischbestand und Individuum (Abb. 1, S. 17).

Eine Evaluierung und Gewichtung der einzelnen Indikatoren wurde im Rahmen einer Diskussionsrunde mit Experten aus Wissenschaft, Praxis und Veterinärmedizin durchgeführt.

## Anwendung des Tierwohl-Indexmodells

Die Tierwohl-Indexmodelle für die Regenbogenforelle in Durchfluss- und Kreislaufhaltung können Werte zwischen 0,0 und 1,0 einnehmen, wobei 0,0 keine Tiergerechtigkeit und 1,0 bestmögliche Tiergerechtigkeit darstellt. Sie setzen sich jeweils aus 17 Tierwohlindikatoren der drei Teilbereiche „Haltungsumwelt“, „Fischbestand“ und „Individuum“ zusammen, die jeweils einen Teilbereichsindex bilden (siehe Beispielrechnung in Box auf Seite 20).

Bei beiden Tierwohl-Indexmodellen umfasst der Teilbereich „Haltungsumwelt“ sechs Tierwohlindikatoren, der Teilbereich „Fischbestand“ vier Tierwohlindikatoren und der Teilbereich „Individuum“ sieben Tierwohlindikatoren. Der einzige Unterschied zwischen den beiden Tierwohl-Modellen ist, dass im Teilbereich „Haltungsumwelt“ der Tierwohlindikator „Nitritkonzentration“ (Kreislaufhaltung) durch den Tierwohlindikator „Einfluss durch Prädatoren“ (Durchflusshaltung) ersetzt wird.

Die Tierwohlindikatoren wurden anschließend in Level eingeteilt und jedem Level wurde ein Indikatorwert zugewiesen. Dabei stellt ein Indikatorwert von 1 den optimalen Level und ein Indikatorwert von 0 einen ungünstigen, aber noch erträglichen Level dar. Ein erträglicher Level bedeutet, dass das Tierwohl der Regenbogenforelle sehr stark eingeschränkt ist, dieser Zustand jedoch noch nicht lebensbedrohlich ist. Der Indikatorwert der Zwischenlevel wurde – abhängig von der Anzahl an Level – abgestuft (1>0,5>0; 1>0,75>0,5>0,25>0 usw.). Bei manchen für das Tierwohl sehr aussagekräftigen Indikatoren wurde zusätzlich noch ein „Knockout Level“ (K) bestimmt, welcher eine so starke Einschränkung des Tierwohls für die Fische darstellt, dass keine Tiergerechtigkeit mehr gegeben ist. Das Erreichen von nur einem „Knockout Level“ in den Teilbereichen „Haltungsumwelt“ und „Fischbestand“ bewirkt automatisch, dass der gesamte Tierwohlindex auf 0 fällt. Dies bedeutet, dass das Tierwohl der Fische in der bewerteten Anlage sehr schlecht ist und keine Tiergerechtigkeit mehr gegeben ist, so dass die Haltungsbedingungen schnellstmöglich angepasst werden müssen, um eine tiergerechte Haltung zu gewährleisten. Im Teilbereich „Individuum“ werden beim Erreichen eines „Knockout Levels“ alle Tierwohlindikatoren der Ebene „Individuum“ des betroffenen Fisches auf 0 gesetzt und anschließend der Mittelwert aus allen bewerteten Fischen gebildet.

Um die einzelnen Tierwohlindikatoren untereinander wichten zu können, wurde wissenschaftlich abgesichert, auf welche und wie viele physiologische Vorgänge und Verhaltensweisen sich die einzelnen Tierwohlindikatoren auswirken können. Auf dieser Basis wurden jedem Tierwohlindikator sogenannte

Wichtungskategorien (u.a. negative Performance, reduzierte Überlebensrate, Vermeidung, Krankheit, Stress, abnormales Verhalten) zugeordnet und diese aufgrund ihrer Relevanz für das Tierwohl mit Wichtungspunkten von 1 bis 3 bewertet. Durch die Summierung aller Wichtungspunkte pro Tierwohlindikator erhält man einen Wichtungsfaktor. Teilt man diesen Wichtungsfaktor durch die Gesamtanzahl der vergebenen Wichtungspunkte im jeweiligen Teilbereich des Tierwohl-Indexmodells, erhält man den relativen Wichtungsfaktor für jeden einzelnen Tierwohlindikator:

$$\text{relativer Wichtungsfaktor}(X) = \frac{\text{Wichtungsfaktor}(X)}{\text{Gesamtanzahl Wichtungspunkte im Teilbereich}(Y)}$$

Bei der Begutachtung einer Aquakulturanlage wird dann jeder einzelne Tierwohlindikator auf Basis der vorgefundenen Situation bewertet, wodurch sich dann jeweils ein individueller Indikatorwert für jeden Tierwohlindikator ergibt:

$$\text{individueller Indikatorwert} = \text{Indikatorwert} \times \text{rel. Wichtungsfaktor}$$

Die individuellen Indikatorwerte der Tierwohlindikatoren werden dann für die einzelnen Teilbereiche (Haltungsumwelt, Fischbestand, Individuum (Ind.)) zusammengezählt, so dass jeder Teilbereich dann einen Teilbereichsindex (Index(X)) zwischen 0 und 1 einnimmt. Die Summe der Teilbereichsindices – jeweils multipliziert mit der gesamten Anzahl an Wichtungsfaktoren (WF) des jeweiligen Teilbereichs – wird dann durch die Anzahl aller Wichtungsfaktoren des gesamten Tierwohl-Indexmodells geteilt, so dass man schließlich den Gesamt-Tierwohlindex erhält (s. Beispielrechnung):

### Gesamt – Tierwohlindex

$$= \frac{(\text{Index}_{\text{Umwelt}} \times \text{WF}_{\text{Umwelt}}) + (\text{Index}_{\text{Bestand}} \times \text{WF}_{\text{Bestand}}) + (\text{Index}_{\text{Ind.}} \times \text{WF}_{\text{Ind.}})}{\text{Gesamtanzahl der Wichtungsfaktoren aller Tierwohlindikatoren}}$$



Als Bewertungszeitraum für das Tierwohl-Indexmodell der Regenbogenforelle wurde das letzte Mastdrittel festgelegt, d.h. die Tierwohlindekatoren und ihre Level-Einteilung sind so ausgewählt, dass sie für Regenbogenforellen ab einem Gewicht von ca. 250 g angewendet werden können. Für die Bewertung der erfassten Wasserparameter wurde als Bewertungszeitraum der vorangegangene Monat festgelegt, um so nicht nur eine Momentaufnahme der Haltungsbedingungen zu erlangen, sondern die durchschnittliche Haltungsumwelt über einen längeren Zeitraum bewerten zu können.

## Ergebnisse

Nach Festlegung der vorläufigen Fassungen der Tierwohlmodelle erfolgte eine Überprüfung der Anwendbarkeit sowohl für die Durchfluss- als auch die Kreislaufhaltung unter optimalen und kontrollierten Bedingungen in der hauseigenen Versuchsanlage (Abb. 2).

Die Bewertung des Tierwohls in Durchflusshaltung ergab in den Teilbereichen „Haltungsumwelt“ und „Fischbestand“ optimale Indexwerte von 1,00, während der Teilbereich „Individuum“ mit 0,87 bewertet wurde. Somit ergab sich ein Gesamt-Tierwohlindex von 0,96 für die Haltung im Durchfluss.

Im Kreislaufbetrieb erhielt der Teilbereich „Fischbestand“ einen optimalen Wert von 1,00, der Bereich „Haltungsumwelt“ aufgrund leicht erhöhter Nitritwerte einen Wert von

**Abbildung 2:** Becken der Versuchsanlage der FFS.



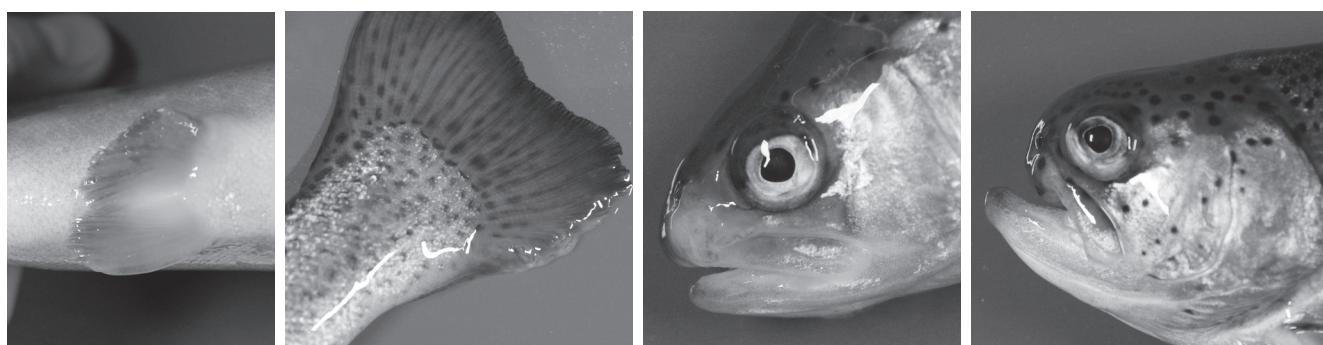
0,93 und der Teilbereich „Individuum“ wurde mit 0,89 bewertet. Somit ergab sich ein Gesamt-Tierwohlindex von 0,94 für die Haltung im Kreislauf.

Ursächlich für die leichte Herabstufung des Teilbereichs „Individuum“ sowohl im Durchfluss- als auch im Kreislaufbetrieb waren u.a. leichte bis mittelgradige Schuppenverluste und leichte bis moderate Schäden einzelner bzw. mehrerer Flossen der Regenbogenforellen (Abb. 3).

Insgesamt konnte somit gezeigt werden, dass die vorherrschenden nahezu optimalen Haltungsbedingungen in der Versuchsanlage sowohl im Durchfluss- als auch im Kreislaufbetrieb von den Tierwohlindizes sehr gut abgebildet wurden. Die verwendeten Tierwohlindekatoren zeigten eine überwiegend gute Anwendbarkeit, nur einzelne Level-Einstufungen bzw. Level-Beschreibungen (u.a. bei Flossen-, Haut- und Kiemenzustand) wurden im Anschluss angepasst.

## Überprüfung der Tierwohlindekatoren

Im weiteren Verlauf des Projekts wurde das Tierwohlmodell für Regenbogenforellen in Durchflusshaltung in drei kommerziellen Fischzuchten überprüft. Während der Besuche der Anlagen wurden die Betreiber zunächst über den Hintergrund und das Prozedere des Indexmodells aufgeklärt. Anschließend wurden die Erfassungsbögen zusammen mit dem Betreiber gemäß der vorgefundenen Situation ausgefüllt. Das Ergebnis der Tierwohlmodell-Auswertung ist in Tabelle 1 (siehe Seite 21) dargestellt. Die Ergebnisse zeigen deutlich, dass die besuchten Durchflussanlagen einen nahezu optimalen Tierwohlstandard vorweisen konnten. Wie auch schon beim Bewertungsdurchlauf in der Versuchsanlage der FFS, war der Flossenzustand der Fische der besuchten Durchflussanlagen der



**Abbildung 3:** Beispiele von Flossenschäden, Hautverletzung und Deformationen von Regenbogenforellen, die negativ in den Tierwohlindex auf der Ebene „Individuum“ einfließen, jedoch in den Validierungen die absolute Ausnahme darstellten.

**Beispielrechnung:**

**Berechnung individueller Indikatorwert (Durchflussbetrieb):**

**Beispiel Sauerstoffsättigung**

Level	Indikatorwert	rel. Wichtungsfaktor
1 durchgehend > 60 %	1	0,27
2 50 – 60 %	0,5	
3 40 – 50 %	0	
4 < 40 % (über längere Zeit, > 1 h)	K	

Bei Bewertung erfasstes Level: 50 – 60 % Sauerstoffsättigung

$$\begin{aligned}
 \text{indiv. Indikatorwert}_{(\text{Sauerstoffsättigung})} &= \text{Indikatorwert} \times \text{rel. Wichtungsfaktor} \\
 &= 0,5 \times 0,27 \\
 &= 0,135
 \end{aligned}$$

**Berechnungsbeispiel Gesamt-Tierwohlindex (Durchflussbetrieb):**

	Teilbereichsindex	Wichtungsfaktoren
Haltungsumwelt	0,82	57
Fischbestand	0,91	44
Individuum	0,94	68

Gesamt: 169

$$\begin{aligned}
 \text{Gesamt – Tierwohlindex} &= \frac{(0,82 \times 57) + (0,91 \times 44) + (0,94 \times 68)}{169} \\
 &= 0,89
 \end{aligned}$$

Hauptgrund für die leichte Herabstufung im Teilbereich „Individuum“. Insgesamt war in allen drei Anlagen die Fischhaltung tierwohlgerecht.

Das Tierwohlmodell für Regenbogenforellen in Kreislaufhaltung wurde in den hauseigenen Kreislaufanlagen der FFS weiter validiert, wobei nicht ganz optimale Bedingungen simuliert werden sollten. Es war eigentlich geplant, die Ammonium-

bzw. die Ammoniakkonzentration zu erhöhen, um so verschlechterte Haltungsbedingungen zu simulieren und zu überprüfen, wie sich die verschlechterten Haltungsbedingungen auf die Regenbogenforellen und somit auch auf die Bewertung des Tierwohls auswirken.

Nach Besatz der Anlage mit ca. 70 g schweren Regenbogenforellen zeigte sich jedoch eine erhöhte

Mortalität in beiden Kreisläufen, die vermutlich auf eine bakterielle Belastung zurückzuführen war. Obwohl das eigentliche Ziel des Versuchs – Bewertung des Tierwohls bei leicht erhöhten Ammoniakkonzentrationen – aufgrund der erhöhten bakteriellen Belastung nicht erreicht wurde, erfolgte eine Bewertung des Tierwohls von jeweils 20 Regenbogenforellen (ca. 250 g) mittels des entwickelten



Tierwohlmodells in Hinblick auf die erhöhte bakterielle Belastung und dadurch erhöhte Mortalität der Regenbogenforellen.

Trotz nahezu optimaler Wasserparameter kam es aufgrund der bakteriellen Belastung zu deutlichen Abwertungen beim Tierwohlmodell in den Teilbereichen „Fischbestand“ und „Individuum“ (Tab. 2). Die erhöhte Mortalität (> 6 % / Monat) in Kreislaufanlage 1 bewirkte eine Einstufung im Knockout-Level, so dass das gesamte Indexmodell auf 0 fiel und somit keine Tiergerechtigkeit gegeben war. Insbesondere die Kiemen waren durch die erhöhte bakterielle Belastung betroffen (Abb. 4).

Die Ergebnisse zeigen deutlich, dass die erarbeiteten Indexmodelle eine sehr gute Praxistauglichkeit aufweisen und Einschränkungen des Tierwohls, auch wenn sie sich nur auf einen Teilbereich beschränken, sehr gut abbilden.

## Ausblick

Die hier vorgestellten Tierwohlindexmodelle ermöglichen erstmals die umfassende Bewertung des Tierwohls von Regenbogenforellen in Durchfluss- und auch in Kreislaufhaltung. Sie stellen somit die Grundlage für weitere Arbeiten im Bereich Tierwohl in der Aquakultur dar und können jederzeit anhand neuer wissenschaftlicher Erkenntnisse erweitert oder adaptiert werden und dienen somit als Ausgangspunkt für spezifische Tierwohlstandards in der Aquakultur.

Diese Studie wurde von der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung unter der Referenznummer 313-06.01-28-1-79.002-15 gefördert.

**Die Literaturliste kann bei den Autoren angefordert werden.**

**Tabelle 1:** *Bewertungsergebnis des Indexmodells für Durchflusshaltung von der Versuchsanlage und drei kommerziellen Durchflussanlagen.*

	Versuchsanlage*	Fischzucht 1	Fischzucht 2	Fischzucht 3
<b>Haltungsumwelt</b>	1,00	1,00	1,00	0,92
<b>Fischbestand</b>	1,00	1,00	1,00	1,00
<b>Individuum</b>	0,87	0,88	0,94	0,96
<b>Gesamt</b>	0,96	0,95	0,98	0,96

\*unter optimalen und kontrollierten Bedingungen

**Tabelle 2:** *Bewertungsergebnis des Indexmodells für Kreislaufhaltung unter optimalen und schlechten Haltungsbedingungen (Kreislaufanlage 1 + 2).*

	Optimale Haltungsbedingungen	Schlechte Haltungsbedingungen	
		Kreislaufanlage 1	Kreislaufanlage 2
<b>Haltungsumwelt</b>	0,93	0,93	0,93
<b>Fischbestand</b>	1,00	Knockout-Level	0,33
<b>Individuum</b>	0,89	0,68	0,82
<b>Gesamt</b>	0,94	0	0,73



**Abbildung 4:** *Regenbogenforelle mit verschleimten, blassen und mit Einblutungen versehenen Kiemen, vermutlich hervorgerufen durch erhöhte bakterielle Belastung. Konsequenz: Einstufung „Knockout-Level“ im Teilbereich „Individuum“.*

# Das Schwarzforellensyndrom – Stand des Wissens

A. Ros

**U**nter normalen Umständen sind unsere heimischen Bachforellen während des Sommers sehr aktiv: von ihrem Standplatz aus stellen sie auf der Wasseroberfläche treibenden Insekten nach oder suchen die Gewässersohle nach driftenden Insektenlarven ab. Immer öfter wurden jedoch in den Sommermonaten verstärkt lethargische, dunkel gefärbte größere Forellen in den Flüssen der Voralpen beobachtet, die man zum Teil mit der Hand fangen konnte. Die meisten dieser schwarz gefärbten Laichtiere starben, man spricht vom „Schwarzforellensyndrom“. Der Verlust dieser großen reproduktionsreifen Bachforellen könnte eine Rolle bei dem beobachteten Rückgang der Forellenbestände in unserer Region spielen. Offensichtlich haben diese schwarzen Forellen ein Problem. Aber was macht sie krank? Es ist eine Frage, die viele Wissenschaftler versucht haben, zu beantworten; einfache Antworten gibt es aber nicht. Nach mehreren Jahrzehnten nähern sich nun Wissenschaftler vom Institut für Infektionsmedizin und Zoonosen der Ludwig-Maximilians-Universität in München der Lösung an (Arndt *et al.* 2019), obwohl weiter viel Raum für Diskussionen bleibt.

## Schwarzforellensyndrom

Schwarze Forellen (Abb. 1) werden vor allem in der sogenannten Äschenregion (Hyporhithral) gefunden. Hier treffen sich die kleineren Bäche, die aus den Bergen und Hügeln fließen und sich zu einem stetig fließenden Fluss erweitern. In unserer anthropogen überprägten Landschaft sind diese Flüsse oft begradigt, Wasserkraftanlagen versperren die Wanderwege und entziehen dem Fluss die Energie, zudem sind häufig Kormorane zu beobachten. All diese Faktoren können einzeln oder zusammen für den Rückgang der lokalen Forellenpopulationen verantwortlich sein. Renaturierungsprojekte in Kombination mit der Überwachung der Wasserqualität und der Kormoranpopulation können diesen Problemen entgegenwirken. Dennoch wurde berichtet, dass neun von zehn Bachforellen in relativ naturnahen Flüssen, wie der Isar, die Spätsommerperiode nicht überleben und viele als „schwarze Forellen“ gefunden werden. Daher werden sich die Forellenpopulationen in diesen Flüssen wahrscheinlich nicht erholen, wenn nicht die Ursachen für dieses sogenannte „Schwarzforellensyndrom“ gefunden und bekämpft werden können.

Dieses Syndrom ist auch bekannt als PDS = „Proliferative Darkening Syndrom“. Betroffen sind haupt-



**Abbildung 1:** Schwarze Forelle (Foto: Arndt, verändert).

sächlich Flüsse im Donau-Einzugsgebiet in Bayern, wie Iller, Ammer und Isar, aber auch in der Kamp in Österreich und in einigen Flüssen in der Schweiz werden schwarze Forellen beobachtet. Betroffen sind anscheinend nur ausgewachsene Bachforellen, und nicht die ebenfalls vorkommenden Äschen und Regenbogenforellen.

## Suche nach Ursachen

Die Abteilung ‚Gewässerökologische Forschung‘ des Landesamtes für Wasserwirtschaft in Wielenbach untersucht seit 1998 zusammen mit dem Landesfischereiverband Bayern u.a. die PDS an der Iller und Isar in Bayern (Schwaiger *et al.* 2013, Arndt *et al.* 2019). Im Endstadium der Krankheit im Spätsommer werden die ausgewachsenen Fische im Allgemeinen apathisch, sie werden dunkel und verlieren die charakteristische goldbraune Farbe und die roten Flecken. Auch können

die Forellen erblinden, ihre Kraft verlieren und im flachen Wasser stranden, wo sie letztendlich sterben. Histologische Untersuchungen stark erkrankter Tiere weisen Läsionen in der Leber (Nekrose) und im Darm auf. Die Milz zeigt Veränderungen, die mit Blutarmut und deutlichen Anzeichen von Immunsuppression zusammenhängen. Erste Labor- und Feldexperimente (Schwaiger *et al.* 2013) zeigten, dass die UV-Behandlung von Iller-Wasser die Krankheit verhindert und dass die Übertragung von Fisch zu Fisch sehr unwahrscheinlich ist. Als Ursache für die Krankheit wurden anfänglich Umweltschadstoffe vermutet, es wurde jedoch keine problematische Konzentration der getesteten Chemikalien für Forellen gefunden. Auch Behandlungen mit Antibiotika oder Impfung gegen Bakterien, wie z.B. gegen *Aeromonas salmonicida*, halfen nicht. Die Wissenschaftler haben durch die Untersuchungen jedoch gelernt, dass die Infektion bereits im Frühjahr auftritt, und dass erhöhte Wassertemperatur (>15°C) und organische Belastung den Krankheitsverlauf beschleunigen. Sie fanden auch heraus, dass Fische, die in kaltem Quellwasser gehalten werden, gewisse Erholungstendenzen zeigen.

Etwa zur gleichen Zeit wie die Untersuchungen der bayerischen Wissenschaftler wurden die Ursachen für die Rückgänge in Schwei-



zer Forellenpopulationen intensiv untersucht. Dabei stießen die Wissenschaftler auf eine Temperatur-getriebene Nierenerkrankung, die PKD („Proliferative Kidney Disease“). Diese Krankheit, durch die Myxozoen-Parasiten *Tetracapsuloides bryosalmonae* hervorgerufen, hat einen komplexen Lebenszyklus mit zwei Wirten (siehe hierzu auch AUF AUF 2018, Heft 1). Zuerst entwickeln sich die Parasiten in Moostierchen und beginnen, wenn die Wassertemperaturen im Frühjahr ansteigen, Sporen zu produzieren, die für Forellen ansteckend sind. Sobald die Parasiten über die Kiemen oder die Haut in die Blutbahn der Fische eindringen, beeinträchtigen sie das blutbildende Gewebe in Milz und Niere. Wenn die Krankheit fortschreitet, führt dies zu Veränderungen (Entzündungen) dieser Organe und Anämie. Ähnlich wie bei der PDS in Bayern kann über eine UV-Bestrahlung die Infektionsrate abgesenkt werden. Darüber hinaus kann die PKD, ebenso wie die PDS, nicht von Fisch zu Fisch übertragen werden. Auch bei an PKD erkrankten Fischen kann im fortgeschrittenen Stadium aufgrund von Blutarmut eine Schwärzung der Haut auftreten, auch diese Tiere stehen apathisch am Gewässerrand. In solchen späteren Krankheitsphasen kann sich die Leber gelb färben, und häufig treten Sekundärinfektionen auf, die den Fisch schließlich töten können. Sowohl erhöhte Temperaturen als auch Abwässer aus Kläranlagen wirken sich negativ auf die Erkrankung aus, und als Folge der Infektionen wurde auch bei an PKD erkrankten Forellen eine Immunsuppression festgestellt.

Daher lag der Schluss nahe, dass PKD eine mögliche Ursache für das Schwarzforellensyndrom sein könnte. Allerdings wurden die Zellen des PKD-Erregers nicht in allen histologischen Präparaten gefunden (0 - 50 % der Proben, Schwaiger 2006). Daher wurde die PKD damals als Ursache für das Schwarzforellensyndrom ausgeschlossen und es wurde die Hypothese aufgestellt, dass es sich um eine unbekannte Art von Viruserkrankung handelt.

## Eine Lösung für PDS?

Die Virushypothese erreichte 2018 einen kurzen Höhepunkt, als Wissenschaftler der Technischen Universität München einen bisher unbekanntes Piscine-Orthoreovirus bei betroffenen Bachforellen identifizierten (Kuehn *et al.* 2018). In weiteren Experimenten an der Iller der LfU Wielenbach und des Instituts für Infektionsmedizin und Zoonosen der Ludwig-Maximilians-Universität in München wurde diese Hypothese getestet (Fux *et al.* 2019). Dabei wurde das Virus jedoch entweder nicht in von PDS betroffenen Fischen gefunden oder sowohl in Kontrollfischen als auch in Versuchsfischen. Parallel wurden Nierenproben von schwarzen Forellen aus der Isar sowohl mikroskopisch, als auch mit molekularen Techniken auf PKD-Befall überprüft (Arndt *et al.* 2019). Dabei wurde in fast allen Nierenproben (94%) eine hohe Intensität von Parasiten festgestellt. Die Autoren mutmaßen daher, dass die PKD daher doch eine größere Rolle bei PDS spielt, als bisher angenommen. Eine vergleichbare Aussage hatten auch Wissenschaftler der Universität Wien getätigt (Gorgoglione *et al.* 2016). Wie PKD und PDS genau zusammenhängen, ist aber noch nicht eindeutig geklärt.

## Bedeutung für Baden-Württemberg

Die zuvor dargestellten Zusammenhänge besitzen auch für die hiesigen Bachforellenbestände Bedeutung: Wenn die PKD, die weiträumig in Baden-Württemberg vorkommt (Ros *et al.* 2018), mit der PDS zusammenhängt, kann sich auch die PDS, die bisher nur selten in Baden-Württemberg beobachtet wurde, eventuell bei sich ändernden Umweltbedingungen weiter ausbreiten. Bisher gibt es in Baden-Württemberg noch kein Gewässer, wie z.B. Iller oder Isar, in dem wiederkehrend schwarze Forellen gefunden werden. Festzuhalten ist weiterhin, dass PDS bisher nur bei Bachforellen gefunden wurde, PKD hingegen nicht

nur Bachforellen befällt, sondern auch andere Salmoniden. Darüber hinaus ist die PDS eine Erkrankung erwachsener Fische, wohingegen die durch die PKD-Parasiten verursachte Nierenerkrankung vor allem Jungtiere betrifft. Auch weisen PKD-befallene Forellen, die als junge Fische das erste Jahr überlebt haben, eine gewisse Immunität gegenüber PKD auf – dass dann diese Fische später an PDS erkranken, ist unwahrscheinlich. Um jedoch für alle Eventualitäten gewappnet zu sein, ist es wichtig, die Forschung und laufende Entwicklungen im Auge zu behalten. Das Ziel ist der Erhalt unserer heimischen Forellenpopulationen – so schwer das Ziel auch vor dem Hintergrund des fortschreitenden Klimawandels und dem damit verbundenen Ausbreiten temperaturabhängiger Krankheiten scheinen mag.

Weitere Informationen finden Sie unter:

Arndt D., Fux R., Blutke A., Schwaiger J., El-Matbouli M., Sutter G. & Langenmayer M.C. (2019). Proliferative Kidney Disease and Proliferative Darkening Syndrome are Linked with Brown Trout (*Salmo trutta fario*) Mortalities in the Pre-Alpine Isar River. *Pathogens* 8: 177.

Ros A., Basen T., Schneider E. & Schmidt-Posthaus H. (2018). Die Verbreitung einer temperatur-abhängigen Nierenerkrankung (PKD) bei Bachforellen in Baden-Württemberg. *AUF AUF* Heft 1: 43 - 45.

**Die Literaturliste kann beim Autor angefordert werden.**

# Ernährungsökologie des Dreistachligen Stichlings (*Gasterosteus aculeatus*) und des Flussbarsches (*Perca fluviatilis*) im Freiwasser des Bodensees

J. Bretzel, S. Gugele & A. Brinker

Im Rahmen einer Masterarbeit an der Fischereiforschungsstelle (FFS) wurde die Ernährungsökologie Dreistachliger Stichlinge (*Gasterosteus aculeatus*) und juveniler Flussbarsche (*Perca fluviatilis*) untersucht, die aufgrund ihrer Lebenszyklen über einen gewissen Zeitraum des Jahres gemeinsam im Freiwasser des Bodensees auftreten. Die Nahrung beider Fischarten bestand neben Anflugnahrung und benthischen Makroinvertebraten hauptsächlich aus Zooplankton, wobei die größte Individuenzahl hierbei Ruderfußkrebse (Copepoda) stellten. Die Anzahl der jeweils gefressenen Zooplanktonindividuen änderte sich im Tagesverlauf. Beide Fischarten zeigten zudem im Herbst eine Präferenz für größeres, räuberisches Zooplankton. Innerhalb beider Arten gab es Unterschiede in der Selektivität der einzelnen Zooplanktongruppen. Der angewandte Morisita Index zeigte eine hohe Nischenüberlappung in der Nahrungswahl. Ein Effekt der großen Stichlingspopulation auf die juvenilen Barsche und ihre Ernährung ist somit nicht auszuschließen.

## Einführung

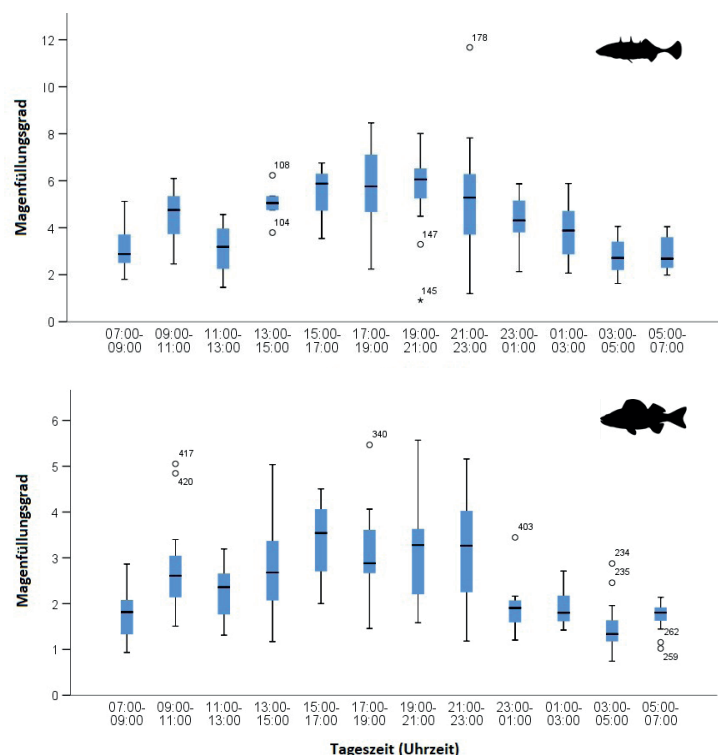
Die Nahrungsuntersuchung ist eine weit verbreitete Methode, um Informationen zur Ökologie und Lebensweise nicht nur von Fischen zu erhalten. So liefern die Fischnahrung und ihre Beschaffenheit Informationen, die Rückschlüsse auf das Habitat und Ökosystem der darin lebenden Art zulassen (Manko 2016). Seit dem Jahr 2013 tritt der Stichling massenhaft im Pelagial (Freiwasser) des oligotrophen Bodensees auf, was sich auf die übrige Fischfauna des Gewässers auswirkt (Rösch *et al.* 2018, Eckmann & Engesser 2019). Über die Ernährung des Stichlings und die direkten Auswirkungen auf andere Fischarten, wie Flussbarsche, ist bisher relativ wenig bekannt.

## Befischung und Magenanalyse

Im Oktober 2018 und März 2019 wurden über einen Zeitraum von 24 Stunden mittels Schleppnetz- und Kiemennetzbefischung Stichlinge und Flussbarsche an verschiedenen Stellen im Freiwasser des Bodensee-Obersees in 9 bis 12 m Tiefe gefangen. Nach der Messung

von Körperlänge und Gewicht der Fische wurde der volle Verdauungstrakt entnommen und das Gewicht des Mageninhalts ermittelt. Die Nahrungsbestandteile wurden anschließend unter einem Binokular bestimmt und gezählt. Aufgrund

der unterschiedlichen Fischlängen wurde der Mageninhalt normiert, indem man die Anzahl aller gefressenen Beuteorganismen durch die Fischlänge teilte. Dadurch wurde der Mageninhalt zwischen Fischen unterschiedlicher Größe vergleichbar.



**Abbildung 1:** Füllungsgrad (berechnet nach Hyslop 1980) der Stichlinge und Barsche über 24 Stunden im Herbst.





Zudem wurde der Füllungsgrad auf einer siebenstufigen Skala geschätzt (0 = leer, 6 = maximal gefüllt). So erhielt man von jedem Fisch einen gravimetrischen Füllungsgrad (nach Hyslop 1980, Abb. 1), einen abgeschätzten Füllungsgrad und einen Füllungsgrad anhand der auf die Fischlänge normierten Futterorganismenanzahl (Abb. 2 und 3).

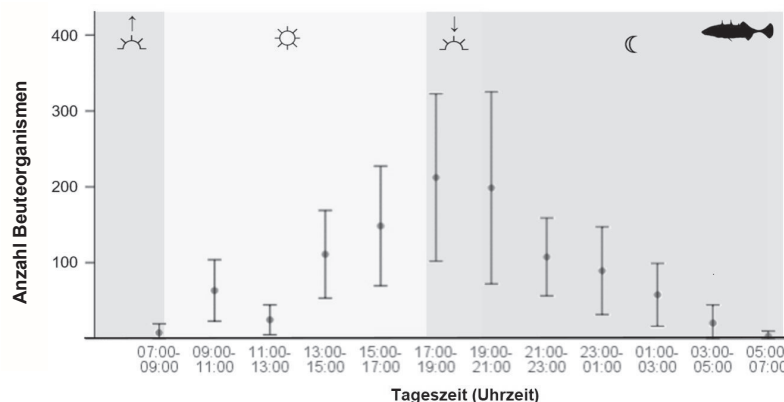
Des Weiteren wurde der Verdauungszustand aller Nahrungsbestandteile eines jeden Magens auf einer Skala von 1 („Nahrung komplett verdaut“) bis 6 („unverdaute, frische Nahrung“) eingeschätzt.

Mithilfe unterschiedlicher nahrungsökologischer Auswertungsmethoden, Indizes und statistischer Verfahren wurden verschiedene Fragestellungen, wie Hauptzeiten der Nahrungsaufnahme, Nahrungsbestandteile und -präferenzen thematisiert, sowie daraus mögliche resultierende inner- und zwischenartliche Wechselbeziehungen der beiden Arten untersucht.

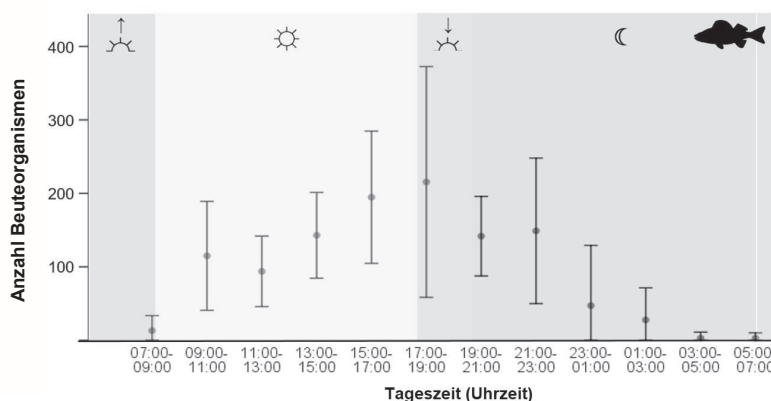
## Nahrungsbestandteile

Die Nahrung beider Fischarten bestand neben Anflugs- und benthischen Makroinvertebraten hauptsächlich aus Zooplankton, wobei die häufigsten Vertreter da Ruderfußkrebse (Copepoda) waren. Die Anzahl und Zusammensetzung der jeweils gefressenen Zooplanktongruppen änderte sich im Tagesverlauf. Beide Fischarten zeigten zudem im Herbst eine Präferenz für größeres, räuberisches Zooplankton, wie *Leptodora kindtii*. Innerhalb beider Fischarten gab es Unterschiede in der Selektivität der einzelnen Zooplanktongruppen. Die verschiedenen Nahrungsbestandteile waren zudem in den Mägen

**Abbildung 2:** Häufigkeit der Beuteorganismen der Stichlinge im Herbst (Mittelwert ± Standardabweichung) im Tagesgang.



**Abbildung 3:** Häufigkeit der Beuteorganismen der Barsche im Herbst (Mittelwert ± Standardabweichung) im Tagesgang.

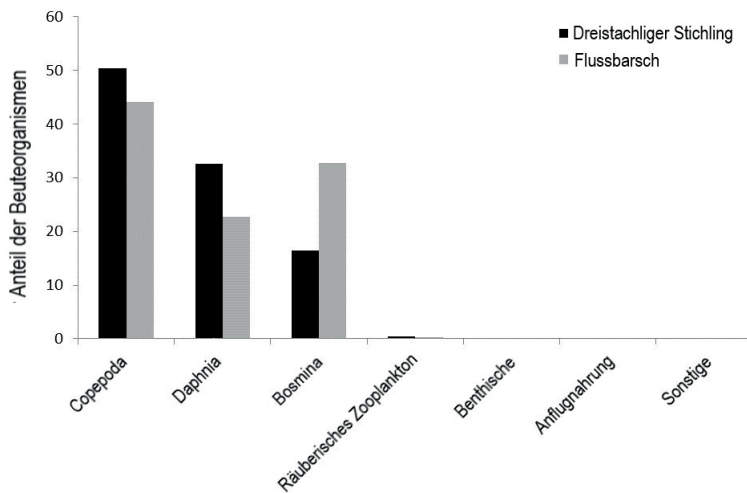


von Flussbarschen und Stichlingen jeweils unterschiedlich häufig vertreten (Abb. 4 und 5, Seite 26). So konnte festgestellt werden, dass sich in Mägen der Stichlinge vermehrt Daphnien fanden, während die Flussbarsche häufiger kleinere Cladoceren (*Bosmina* spp.) fraßen, was auf ein mögliches Ausweichverhalten der Flussbarsche im Nahrungsspektrum hinweisen könnte. Dies wurde bei Barschen bereits in Bezug auf andere Fischarten beobachtet (Schulze et al. 2012,

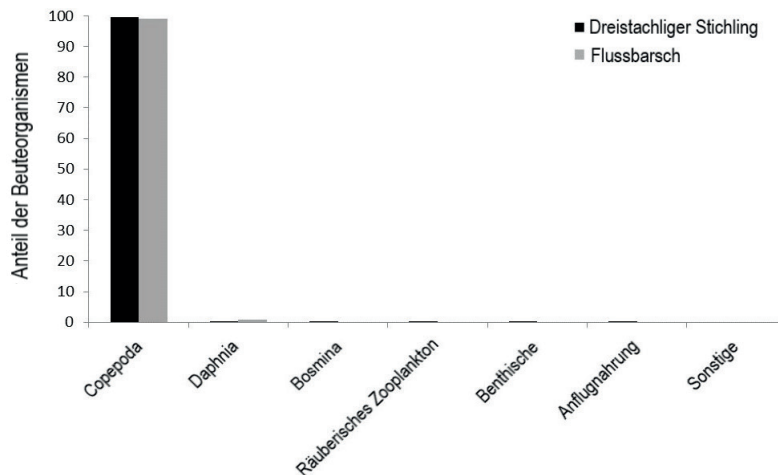
Fobert et al. 2011, Semeniuk et al. 2015). Beim Vergleich der Häufigkeit aller Nahrungsbestandteile in den Fischmägen zeigte sich, dass in 52 % der Flussbarschmägen und in 42 % der Stichlingsmägen räuberisches Zooplankton vertreten war (Tab. 1). Diese Beuteorganismen machten jedoch insgesamt nur einen sehr kleinen Teil der untersuchten Gesamtnahrung aus. Ein Abgleich mit der Planktonzusammensetzung im See während des Befischungszeitraumes, die

**Tabelle 1:** Prozentualer Anteil der Fischmägen mit entsprechendem Beutetyp (N= Anzahl untersuchter Fischmägen).

Jahreszeit	Fischart	N	Copepoda	Daphnia/ Diaphanosoma	Bosmina	Räuberisches Zooplankton	Benthische Invertebraten	Anflugs- nahrung	Sonstige
Herbst	Stichlinge	190	91,05%	94,21%	94,74%	42,11%	12,63%	4,21%	2,11%
Herbst	Flussbarsche	193	90,67%	92,23%	96,37%	52,33%	0,52%	0,52%	0,52%
Frühjahr	Stichlinge	76	100%	61,84%	11,84%	1,32%	42,11%	9,21%	1,32%
Frühjahr	Flussbarsche	15	100%	86,67%	0%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%



**Abbildung 4:** Häufigkeit verschiedener Nahrungsklassen in den Mägen von 176 Stichlingen und 193 Barschen, gefangen im Herbst. Insgesamt wurden bei den Stichlingen 92792 Beuteorganismen gezählt und bei den Barschen 149216.



**Abbildung 5:** Häufigkeit verschiedener Nahrungsklassen in den Mägen von 76 Stichlingen und 15 Barschen, gefangen im Frühjahr. Insgesamt wurden bei den Stichlingen 91532 Beuteorganismen gezählt und bei den Barschen 13809.

Unterschied der Nahrungszusammensetzung. So fanden sich bei Stichlingen in den Morgenstunden und über den Tag vor allem Daphnien, während in der Dämmerung und den Nachtzeiten Copepoden den höchsten prozentualen Teil der Nahrung ausmachten. Statistische Auswertungen zeigten zudem einen signifikanten Zusammenhang zwischen der Anzahl der gefressenen Copepoden und den vorherrschenden Tages- bzw. Nachtzeiten, wobei am meisten Copepoden in den Nachtstunden gefressen wurden. Auch bei Flussbarschen gab es deutliche Unterschiede in der Nahrungszusammensetzung über den Tagesverlauf. So wurden von Barschen in den ersten Stunden nach der Morgen- bzw. Abenddämmerung vermehrt Copepoden gefressen, wobei am Nachmittag und in der Nacht Bosminen die Nahrungszusammensetzung dominierten. Zooplankton ist im Bodensee geklumpt verteilt (Rinke *et al.* 2009), was die Dynamik und Interaktionen zwischen Räuber und Beute ebenfalls beeinflussen kann (Eggers 1976).

Die im Frühjahr untersuchten Fischmägen zeigten ein anderes Verhältnis der Nahrungszusammensetzung. So wurden im März in allen untersuchten Mageninhalten beider Arten Copepoden gefunden. Auch befanden sich im Vergleich zum Herbst in deutlich mehr Mägen Anflugsahrung und benthische Organismen, dagegen fast kein räuberisches Zooplankton.

### Fressaktivität

Aktive Zeiten der Nahrungsaufnahme konnten für Stichlinge und auch Flussbarsche nach der morgendlichen Dämmerung, über den Tag und vermehrt in der Abenddämmerung festgestellt werden. Am Abend waren die Mägen durchschnittlich am stärksten gefüllt. Dieses Fressverhalten wurde für Stichlinge bereits von Allen & Wootton (1984) und Manzer (1976), und für Flussbarsche u.a. von Jamet & Lair (1991) und Kratochvíl *et al.* (2008) beschrieben. Die Nahrungs-

vom Institut für Seenforschung in Langenargen (LUBW) bestimmt wurde, zeigte zudem, dass räuberisches Zooplankton (*Leptodora kindtii*) einen wesentlich geringeren Anteil ausmachte. Beides deutet darauf hin, dass räuberisches Zooplankton aufgrund seiner Größe und des Nährstoffgehaltes die am meisten präferierte Nahrung beider Arten im Herbst darstellt, was auch bereits für andere planktivore Fischarten beschrieben wurde (Jachner 1991, Herzig 1995, Palmer *et al.*

2001). Nicht nur die Größe, sondern vor allem die Häufigkeit eines bestimmten Nahrungstyps kann für das selektive Fressverhalten von Fischen entscheidend sein (Rajasilta & Vuorinen 1983, Demchuk *et al.* 2015, Ojaveer *et al.* 2017). So ist eine jahresabhängige Spezialisierung und eine unterschiedliche Präferenz verschiedener Zooplanktontypen zu erwarten. Über den Tagesverlauf zeigte sich im Herbst sowohl bei Stichlingen, als auch bei Flussbarschen, ein deutlicher



bestandteile am Morgen und zur Abenddämmerung waren zudem zu einem großen Teil in einem frischen, unverdauten Zustand, was für eine erhöhte Fressaktivität in diesem Zeitraum spricht. Wie den Abb. 1 bis 3 zu entnehmen ist, konnte ein eindeutiger Rückgang aufgenommenen Nahrung für beide Arten zur Mittagszeit zwischen 11:00 und 13:00 verzeichnet werden, was auf ein reduziertes Fressverhalten bei zunehmender Sättigung zurückzuführen sein dürfte, wie es bei Fischen bereits mehrfach beschrieben wurde (u.a. Kislalioglu & Gibson 1975). Auffallend ist die hohe Anzahl gefressener Daphnien, was bereits von Visser (1982) als präferierte Nahrung von Stichlingen beschrieben wurde. Stichlingsmägen zeigten im Vergleich zu den Flussbarschmägen durchschnittlich höhere Füllungsgrade.

### **Fraß in der Dunkelheit?**

Die Ergebnisse zeigen, dass Stichlinge im Vergleich zu Flussbarschen in der Lage sind, auch nach Einbruch der Dunkelheit bis in die späten Nachstunden Nahrung zu sich zu nehmen (vgl. Manzer 1976, Mussen & Peeke 2001). Bei Flussbarschen konnte beobachtet werden, dass sie nach Sonnenuntergang keine Nahrung mehr zu sich nahmen, während bei Stichlingen noch bis nach Mitternacht Nahrung in relativ wenig verdautem Zustand nachgewiesen wurde. Beide Arten zeigten signifikante Unterschiede in der Gesamtzahl der über den Tag bzw. die Nacht gefressenen Nahrungspartikel. Während die Flussbarsche tagsüber eine durchschnittlich höhere Menge an Nahrungsbestandteilen zu sich nahmen, fraßen die Stichlinge nachts mehr. Auch die geschätzten mittleren Füllungsgrade beider Arten zeigten signifikant höhere Werte für Stichlinge in der Nacht. Im Frühjahr wurden die Fische nur in den Nachtstunden gefangen. Die Magenanalysen zeigten bei den Stichlingen erneut frische Nahrung in den Mägen und einen relativ konstanten Füllungsgrad bis

03:00 morgens. Von Stichlingen ist bereits bekannt, dass sowohl visuelle als auch olfaktorische Eigenschaften zum Fang der Beute eine Rolle spielen (Webster *et al.* 2007) und sie nicht als rein visuelle Räuber beschrieben werden können (Beukema 1968, Wootton 2012). Flussbarsche dagegen spüren ihre Nahrung primär visuell orientiert auf (Eckmann & Schleuter-Hofmann 2013). So berichten Jamet & Lair (1991) ebenfalls von einer Einstellung der Nahrungsaufnahme bei Flussbarschen nach der Abenddämmerung, was am Bodensee ebenfalls zutrifft.

### **Was beeinflusst die Nahrungsaufnahme?**

Jahreszeit, Länge und Tageszeiten (mit Morgendämmerung, Tag, Abenddämmerung und Nacht) hatten einen signifikanten Einfluss auf die Nahrungsaufnahme, wobei die Tageszeit der entscheidende Faktor für die Nahrungsaufnahme beider Arten darstellt.

### **Wechselwirkungen beider Arten**

Die Nahrungsnischenüberlappung wurde mithilfe eines Indexes (Morisita 1959) berechnet, bei dem sich der Ergebniswert immer zwischen 0 und 1 bewegt, wobei ab einem Wert von 0,6 eine Nischenüberlappung vorliegt (Smith & Zaret 1982). Der für die erhobenen Daten errechnete Wert betrug 0,95. Somit ist eine hohe Nahrungsnischenüberlappung zwischen Stichlingen und Flussbarschen vorhanden. Trotz dieser grundsätzlich hohen Überlappung gibt es deutliche Unterschiede in der Ernährungsweise zwischen den Arten. Die bereits erwähnte unterschiedliche Zusammensetzung der Zooplanktontypen, eine zeitliche Entkopplung im Tagesverlauf sowie das mögliche nahrungsspezifische Ausweichverhalten der Flussbarsche sind Hinweise auf den Einfluss des Stichlings im Bodensee.

### **Fazit und Aussichten**

Die vorliegende Arbeit gibt Informationen und Erkenntnisse über die Ernährung und Ökologie von Flussbarsch und Stichling im Pelagial. Flussbarsche und Stichlinge ernähren sich ähnlich, haben jedoch unterschiedliche Strategien und Ernährungsweisen. Ein Einfluss der Stichlinge auf das Fressverhalten der Flussbarsche ist zu erwarten. Allerdings gibt eine Magenuntersuchung nur einen Teileinblick in die oftmals vielfältige Ökologie der Ernährung eines Fisches in einem komplexen Ökosystem, wie dem Bodensee. Weitere Untersuchungen über Selektivität, vorhandene Ressourcen und Planktonstratifikation, Differenzen in der Verdauung sowie gegenseitige verhaltensbiologische Einflüsse sind daher notwendig, um eine abschließende Bewertung der tatsächlichen Auswirkung auf die Biologie der juvenilen Flussbarsche und anderer Fische zukünftig abgeben zu können.

**Die Literaturliste kann bei den Autoren angefordert werden.**

# Mikroplastik in heimischen Fischarten – (k)ein Problem in Baden-Württemberg?

S. Roch & A. Brinker

In einer groß angelegten Studie wurde die Mikroplastikbelastung von 22 heimischen Fischarten in Baden-Württemberg untersucht. Insgesamt wurden 1.167 Fische aus 11 Flüssen und 6 Seen beprobt. Die Belastung wurde in Hinblick auf einer Reihe von abiotischen und biotischen Faktoren ausgewertet. Des Weiteren wurde eine Partikelgrößenanalyse des nachgewiesenen Mikroplastiks durchgeführt, um die mögliche Belastung unter der Nachweisgrenze zu berechnen. Die Ergebnisse zeigten eine relativ geringe Belastung von rund 19 % aller untersuchten Fische. Die Menge an Mikroplastik lag zwischen einem und vier Partikeln pro Fisch. Die meisten biotischen und abiotischen Faktoren hatten keinen oder nur einen geringen Einfluss auf die Mikroplastikbelastung der Fische. Ausschließlich in fischfressenden (piscivoren) Arten wurde deutlich weniger Mikroplastik nachgewiesen, was für eine geringe Weitergabe und keine Akkumulation von Mikroplastik im Nahrungsnetz spricht. Die Partikelgrößenanalyse ergab einen potenzierten Anstieg von Partikeln mit kleinerer Partikelgröße. Da derzeit nur Partikel bis ca. 40 µm verlässlich im Magen-Darm-Trakt von Fischen nachgewiesen werden können, würden somit ca. 95 % aller theoretisch vorhandenen Mikroplastikpartikel übersehen werden. Es würde zudem bedeuten, dass Fische deutlich stärker vom Mikroplastikproblem betroffen sind, als durch direkte Messungen sichtbar gemacht werden kann.

## Hintergrund

Das Thema der Verschmutzung von Gewässern mit Plastik wurde in den letzten Jahren als ernsthafte Bedrohung für die globale Umwelt erkannt. Kunststoffpartikel (bestehend aus Fragmenten, Fasern, Kügelchen, Folien) kleiner als 5 mm werden allgemein als Mikroplastik bezeichnet und weltweit in Ozeanen, Flüssen und Seen nachgewiesen. Lange Zeit hat sich die Forschung lediglich auf Meeresökosysteme konzentriert, in denen Mikroplastik von Zooplankton, Makroinvertebraten, Fischen und Vögeln aufgenommen wird. Das Wissen in Süßwassersystemen ist derzeit noch spärlich, aber immer mehr Studien zeigen, dass das Problem alle aquatischen Systeme betrifft. Es hat sich zudem gezeigt, dass Flüsse wichtige Verteilungspfade für Plastikabfall in der Umwelt sind und dass die Belastung von Flüssen und Seen mit denen in den Ozeanen vergleichbar ist. Es wird zwar allgemein davon ausgegangen, dass die Häufigkeit von Mikroplastik in der Umwelt mit abnehmender Partikelgröße exponentiell zunimmt,

durch die derzeit verfügbaren Methoden und Identifizierungstechniken konzentriert man sich jedoch oft nur auf größere Partikel (Conkle *et al.* 2018).

Die aktuell verfügbaren Untersuchungen zur Mikroplastikbelastung in Fischen müssen derzeit noch mit Vorsicht behandelt werden, da es bisher keine standardisierten Methoden gibt. Verschiedene Ansätze zur Isolierung des Mikroplastiks aus dem Gewebe und für die Identifizierung der Partikel existieren. Zudem können Verunreinigungen (z.B. Plastikfasern in der Luft) während der Aufarbeitung der Proben das Ergebnis signifikant verfälschen. Je nach Partikelgröße kann das Mikroplastik unterschiedliche gesundheitsschädliche Auswirkungen auf die Fische haben. Größere Partikel können direkte mechanische Schäden verursachen oder bei Jungfischen zur Verstopfung des Magen-Darm-Traktes führen, wohingegen kleinere Partikel die Darmwand passieren können und so in Organe und das Gewebe gelangen. Des Weiteren können Additive, wie Weichmacher oder oberflächenakkumulierte per-

sistente organische Schadstoffe (POPs), über Mikroplastik in den Fisch gelangen. Ob die aktuellen Konzentrationen von Mikroplastik hoch genug sind, um einen signifikanten Effekt hervorzurufen, wird derzeit jedoch noch untersucht.

Die aktuelle Studie umfasst eine systematische Bewertung der Mikroplastikbelastung in Süßwasserfischen aus Baden-Württemberg, mit Schwerpunkt auf der Partikelanzahl und -größe. Eine Reihe von relevanten Gewässern und Fischen aus verschiedenen Lebensräumen wurden untersucht. Im Bodensee wurde eine genauere Untersuchung der Mikroplastikbelastung durchgeführt, welche Fischarten aus allen Habitaten und Positionen im Nahrungsnetz beinhaltete. Die gewonnenen Daten wurden dazu verwendet, um relevante biotische und abiotische Faktoren, welche die Belastung beeinflussen können, zu identifizieren und zu bewerten. Schlussendlich wurde eine Partikelgrößenanalyse durchgeführt, welche die Extrapolation der Partikelgrößenverteilung über die derzeitige Nachweisgrenze von 40 µm erlaubte.



## Methodenüberblick

In der aktuellen Studie wurden zwischen 2014 und 2018 insgesamt 16 Probestellen in Flüssen und 7 Probestellen in Seen in ganz Baden-Württemberg beprobt (Abb. 1, Tab. 1 und 2). An den meisten Probestellen wurden zwei Fischarten mit entweder einer bodenorientierten (benthischen) oder einer freiwasserorientierten (pelagischen), ggf. auch mit einer gemischten (benthopelagischen) Lebensweise ausgewählt. Eine Ausnahme bot der Bodensee, an dem 15 verschiedene Fischarten mit unterschiedlichster Lebensweise untersucht wurden (Tab. 1 und 2). Der gesamte Magen-Darm-Trakt wurde auf eine Mikroplastikbelastung hin untersucht. Jede Art wurde einer Reihe von biotischen Kategorien zugeordnet, welche die bevorzugte Lebensweise (benthisch, benthopelagisch, pelagisch), trophische Gruppe (beschreibt die Nahrungspräferenz: inverti-piscivor (Wirbellose und Fische), invertivor (Wirbellose), omnivor (Allesfresser), piscivor (Fische), planktivor (Plankton)) und An- und Abwesenheit eines Magens beschreibt.

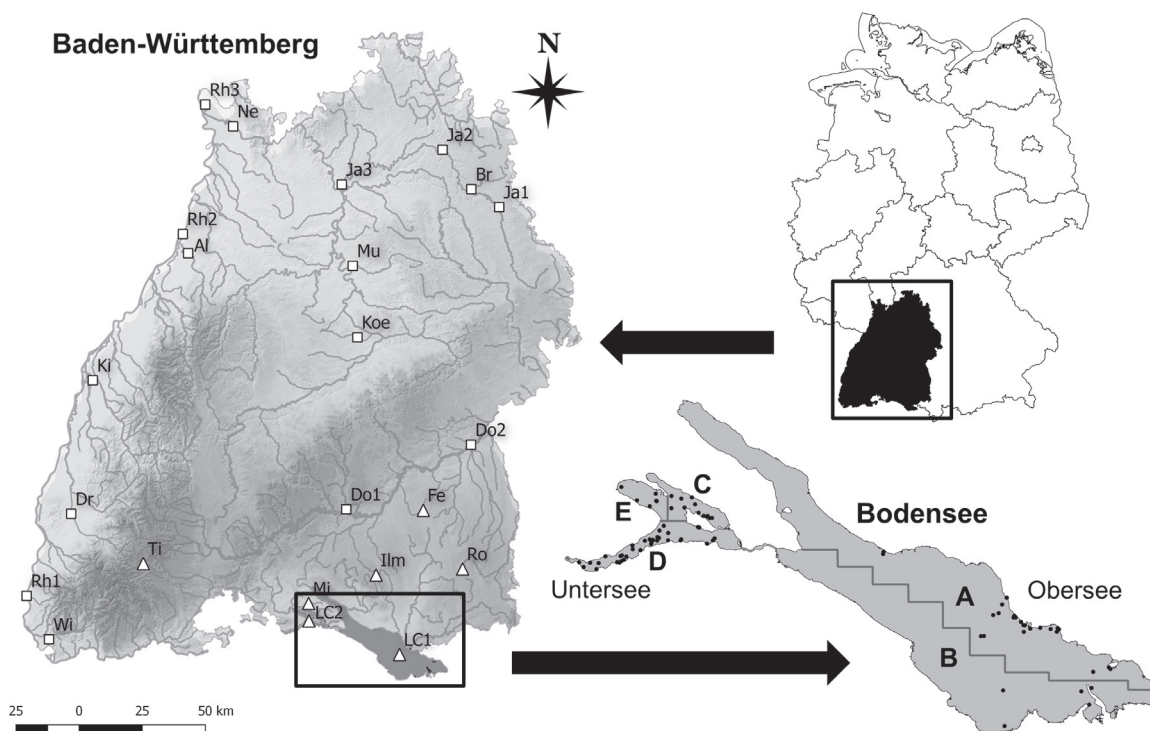
Die Extraktion des Mikroplastiks wurde nach einer an der Fischereiforschungsstelle entwickelten Methode durchgeführt (Roch & Brinker 2017). Die Methode erlaubt die komplette Zersetzung des Magen-Darm-Trakts mit Hilfe von basischen und sauren Chemikalien innerhalb kurzer Zeit. Die Anzahl an belasteten Fische (Prävalenz), Anzahl der mikroplastischen Partikel pro Fisch (Abundanz) und Anzahl der mikroplastischen Partikel pro belasteten Fisch (Intensität) wurde berechnet. Die Partikel wurden digital fotografiert und jeweils die Maximallänge und Oberfläche bestimmt. Nur Partikel kleiner als 5 mm wurden für die weitere Charakterisierung und statistische Analyse verwendet. Die digitalen Fotos wurden verwendet, um Partikel nach Form (Faser, Fragment, Folie und Kügelchen) und Farbe (blau, durchsichtig, gelb, grau, grün, rot, schwarz, weiß) zu kategorisieren (Farben, die weniger

**Tabelle 1:** Zusammenfassung aller Probenahmestellen in Flüssen. n = Anzahl an genommenen Proben.

Probestelle	Symbol	Fischart	Bevorzugter Lebensraum	n
Alb	Al	Hasel Barbe	benthopelagisch benthisch	39
Brettach	Br	Döbel	benthopelagisch	39
Dreisam	Dr	Bachscherle Barbe	benthisch benthisch	40
Jagst (Wei)	Ja1	Döbel	benthopelagisch	40
Jagst (Ail)	Ja2	Gründling	benthisch	40
Jagst (Dut)	Ja3	Döbel Gründling	benthopelagisch benthisch	43
Kinzig	Ki	Döbel	benthopelagisch	49
Koersch	Koe	Gründling	benthisch	40
Murr	Mu	Elritze	pelagisch	40
Restrhein	Rh1	Döbel	benthopelagisch	40
Rhein (Karl)	Rh2	Barbe	benthisch	39
Altrhein	Rh3	Ukelei Schwarzmundgrundel	pelagisch benthisch	40
Wiese	Wi	Steinbeißer	benthisch	38
Donau (Sig)	Do1	Schwarzmundgrundel Bachscherle	benthisch benthisch	40
Donau (Erb)	Do2	Elritze	pelagisch	40
Neckar	Ne	Gründling	benthisch	39
		Döbel	benthopelagisch	40
		Ukelei	pelagisch	40
		Schwarzmundgrundel	benthisch	40

**Tabelle 2:** Zusammenfassung aller Probenahmestellen in Seen. n = Anzahl an genommenen Proben.

Probestelle	Symbol	Fischart	Bevorzugter Lebensraum	n
Federsee	Fe	Rotauge	benthopelagisch	40
Ilmensee	Ilm	Rotfeder	pelagisch	35
Mindelsee	Mi	Rotfeder	pelagisch	38
Rohrsee	Ro	Ukelei	pelagisch	51
Titisee	Ti	Rotfeder	pelagisch	26
Bodensee - Obersee	LC1	Felchen	benthopelagisch	172
		Flussbarsch	benthisch	
		Güster	benthisch	
		Rotauge	benthopelagisch	
		Dreistachliger Stichling	benthopelagisch	
		Trüsche	pelagisch	
		Bachscherle	benthisch	
		Kaulbarsch	benthisch	
		Ukelei	pelagisch	
		Hecht	benthopelagisch	
		Brachse	benthisch	
		Hasel	benthopelagisch	
		Wels	benthisch	
		Zander	benthopelagisch	
Bodensee - Untersee	LC2	Felchen	pelagisch	159
		Trüsche	pelagisch	
		Flussbarsch	benthopelagisch	
		Ukelei	benthisch	
		Kaulbarsch	benthisch	
		Döbel	benthopelagisch	
		Rotauge	benthopelagisch	
		Dreistachliger Stichling	benthopelagisch	
		Brachse	benthisch	
		Hecht	benthopelagisch	
		Zander	benthopelagisch	
		Hasel	benthopelagisch	
		Bachscherle	benthisch	



**Abbildung 1:** Übersicht über die Probenahmestellen in Baden-Württemberg (links; Flüsse: Quadrate, Seen: Dreiecke) und dem Bodensee (Vergrößerung unten rechts; Punkte geben die genaue Probestelle an). Weitere Informationen zu den Probestellen finden sich in Tab. 1.

als 5 % auftraten, wurden als „andere“ zusammengefasst). Da Partikel kleiner 40 µm nur unregelmäßig nachgewiesen werden konnten, wurde diese Größe als Nachweisgrenze festgelegt.

Des Weiteren wurden allgemeine Lineare Modelle (GLM) zur Untersuchung des Einflusses der biotischen Faktoren „Frischgewicht“, „bevorzugter Lebensraum“, „trophische Gruppe“ und „Magen An- und Abwesenheit“ auf beobachteten Häufigkeiten der Mikroplastikbelastung verwendet. Die Faktoren „Gewässerart“ (z.B. Fluss oder See) und das individuelle Frischgewicht der untersuchten Fische wurden ebenfalls in das Modell aufgenommen, und das GLM wurde auf beide Datensätze einzeln angewendet, um Verzerrungen zwischen ihnen zu berücksichtigen.

Um die wahrscheinliche Größenverteilung von Partikeln unterhalb der Nachweisgrenze zu berechnen, wurde eine Partikelgrößenanalyse nach Patterson *et al.* (1999) durchgeführt.

### Übersicht zur Mikroplastikbelastung von Fischen in B.-W.

Trotz der Bedeutung von Fischen als Nahrung für den Menschen und ihrer zentralen Rolle in aquatischen Ökosystemen ist die Zahl der Studien, die sich speziell mit der Mikroplastikbelastung von Süßwasserarten befassen, begrenzt. Zudem sind die Ergebnisse oft widersprüchlich und vermitteln kein klares Bild von den abiotischen und biotischen Faktoren, welche die Prävalenz und Intensität des nachgewiesenen Mikroplastiks erklären. Aus diesem Grund hat die vorliegende Studie einen landesweiten Ansatz gewählt, der sowohl Flüsse als auch Seen umfasst. Dies ermöglichte die Analyse potenziell relevanter abiotischer und biotischer Faktoren auf allgemeiner Ebene und minimierte gleichzeitig mögliche individuelle Auswirkungen der Fischart und des Standorts.

Insgesamt wurde bei 18,8 % der 1.167 untersuchten Fische Mikroplastik im Magen nachgewiesen. Die

Abundanz betrug  $0,2 \pm 0,5$  Partikel pro Fisch und die Intensität reichte von 1 bis 4 Partikel (Mittelwert:  $1,2 \pm 0,5$ ). Ein Überblick über die Belastung in Baden-Württemberg ist in Abbildung 2 und Tabelle 3 dargestellt. Ähnliche Ergebnisse wurden weltweit bei anderen Süßwasser- und Meeressystemen gefunden. Allerdings gibt es auch nach mehreren Jahren intensiver Mikroplastikforschung kein allgemein anerkanntes oder standardisiertes Verfahren zur Identifizierung von Plastik in Fischen. Daher ist es immer noch schwierig, die Studienergebnisse wirklich zu vergleichen.

Die Prävalenz der Mikroplastikbelastung in Fischen aus Flüssen reichte von 7,5 % (Wiese, Neckar) bis 42,9 % (Jagst). In Flüssen mit mehr als einer Probenahmestelle (Rhein, Donau, Jagst) gab es weder einen erkennbaren Anstieg der Prävalenz entlang des Flusslaufs noch einen signifikanten Unterschied in der Intensität zwischen den Stellen. In den Seen lagen die Prävalenzen zwischen 12,5 % (Federsee) und



**Tabelle 3:** Übersicht der Mikroplastikbelastung bei Fischen aus Baden-Württemberg. Hochgestellte Buchstaben weisen auf statistisch signifikante Unterschiede zwischen den Probenahmestellen für jeden Gewässertyp hin.

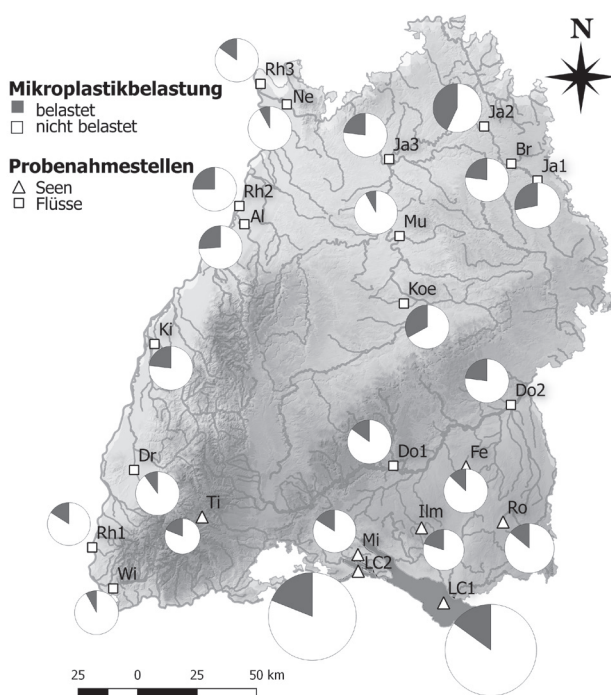
Gewässer- typ	Probe- stelle	mittlere Prävalenz [%]	mittlere Abundanz ± S.D.	mittlere Intensität ± S.D.
Flüsse	Al	25.6	0.3 ± 0.7 <sup>ab</sup>	1.3 ± 0.7 <sup>a</sup>
	Br	32.1	0.2 ± 0.4 <sup>ab</sup>	1.0 ± 0.0 <sup>a</sup>
	Do2	22.5	0.3 ± 0.6 <sup>ab</sup>	1.2 ± 0.4 <sup>a</sup>
	Do1	15.0	0.2 ± 0.4 <sup>ab</sup>	1.2 ± 0.4 <sup>a</sup>
	Dr	10.0	0.1 ± 0.3 <sup>a</sup>	1.0 ± 0.0 <sup>a</sup>
	Ja1	27.9	0.3 ± 0.6 <sup>ab</sup>	1.2 ± 0.4 <sup>a</sup>
	Ja2	42.9	0.5 ± 0.8 <sup>b</sup>	1.2 ± 0.7 <sup>a</sup>
	Ja3	22.5	0.4 ± 0.8 <sup>ab</sup>	1.7 ± 1.0 <sup>a</sup>
	Ki	22.5	0.2 ± 0.4 <sup>ab</sup>	1.0 ± 0.0 <sup>a</sup>
	Koe	32.5	0.4 ± 0.6 <sup>ab</sup>	1.2 ± 0.4 <sup>a</sup>
	Mu	7.7	0.1 ± 0.3 <sup>a</sup>	1.0 ± 0.0 <sup>a</sup>
	Ne	7.5	0.1 ± 0.3 <sup>a</sup>	1.0 ± 0.0 <sup>a</sup>
	Rh1	15.8	0.2 ± 0.4 <sup>ab</sup>	1.0 ± 0.0 <sup>a</sup>
	Rh2	25.0	0.3 ± 0.6 <sup>ab</sup>	1.2 ± 0.4 <sup>a</sup>
	Rh3	15.4	0.3 ± 0.7 <sup>ab</sup>	1.7 ± 0.8 <sup>a</sup>
	Wi	7.5	0.1 ± 0.3 <sup>a</sup>	1.0 ± 0.0 <sup>a</sup>
	<b>mean</b>	20.6	0.2 ± 0.5	1.2 ± 0.5
Seen	Fe	12.5	0.1 ± 0.3 <sup>a</sup>	1.0 ± 0.0 <sup>a</sup>
	Ilm	20.0	0.2 ± 0.5 <sup>a</sup>	1.1 ± 0.4 <sup>a</sup>
	Mi	15.8	0.2 ± 0.4 <sup>a</sup>	1.0 ± 0.0 <sup>a</sup>
	Ro	13.7	0.2 ± 0.6 <sup>a</sup>	1.4 ± 0.8 <sup>a</sup>
	Ti	19.2	0.2 ± 0.4 <sup>a</sup>	1.0 ± 0.0 <sup>a</sup>
	LC1	14.5	0.2 ± 0.5 <sup>a</sup>	1.2 ± 0.6 <sup>a</sup>
	LC2	19.5	0.3 ± 0.6 <sup>a</sup>	1.3 ± 0.7 <sup>a</sup>
		<b>mean</b>	16.5	0.2 ± 0.5

20,0 % (Ilmensee), aber wiederum ohne statistisch signifikante Unterschiede in der Abundanz und Intensität zwischen den Probenahmestellen.

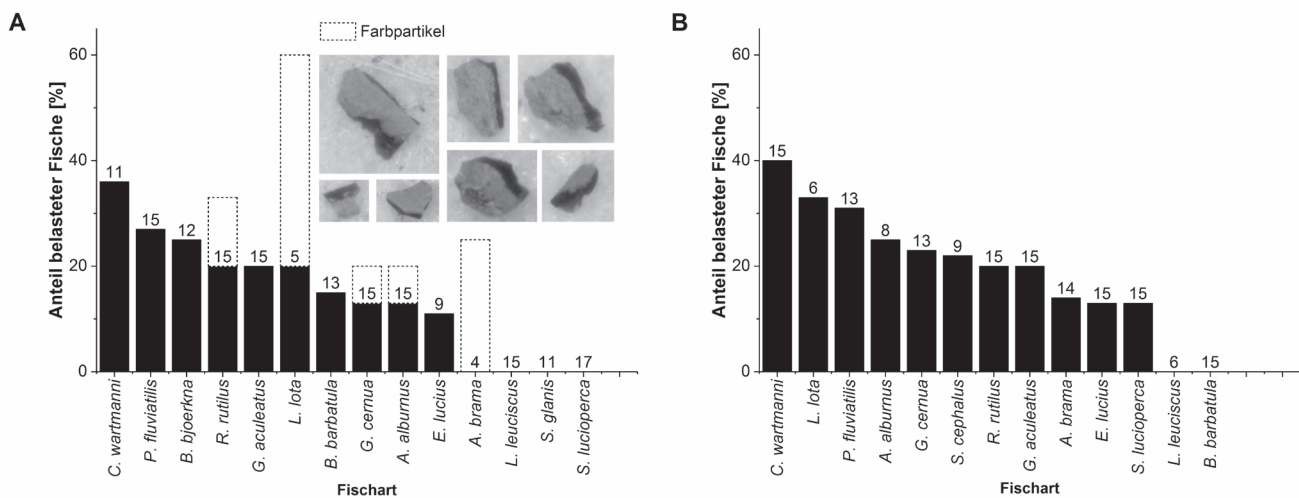
Es gab eine statistisch höhere Belastung der Fische aus Flüssen (20,6%) im Vergleich zu denen aus Seen (16,5%). Jedoch wurden keine signifikanten Unterschiede in Bezug auf die Abundanz oder Intensität festgestellt. Dies steht im Widerspruch zu der allgemeinen Annahme, dass die Mikroplastikkonzentrationen in Flüssen niedriger ist als in Seen, da die Sedimentationsraten und die schnelle Verfrachtung von Partikeln die Konzentration reduzieren sollte. Jedoch sind die Verteilungswege von Mikroplastik in Gewässern bisher noch so gut wie nicht verstanden.

## Mikroplastikbelastung der Bodenseefische

Im Bodensee wurden 331 Fische aus 84 Probenahmestellen untersucht, welche insgesamt 15 Arten repräsentierten. Mit Ausnahme von Hasel (*Leuciscus leuciscus*) enthielten alle untersuchten Arten zu einem gewissen Anteil Mikroplastik (Abb. 3). Die Ausnahme Hasel ist etwas überraschend, da Mikroplastik in 22% in den eng verwandten Döbeln (*Squalius cephalus*) nachgewiesen werden konnte. Da diese beiden Cyprinidenarten sich den gleichen Lebensraum teilen und ähnliche Nahrungspräferenzen aufweisen, wäre zu erwarten, dass die Wahrscheinlichkeit der Mikroplastikaufnahme vergleichbar ist. Sowohl im Untersee, als auch im Obersee, zeigten Felchen (*Coregonus* spp.) die höchste Prävalenz. Einige Individuen von Trüsche (*Lota lota*), Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*), Ukelei (*Alburnus alburnus*) und Brachse (*Abramis brama*) hatten Plastikpartikel mit ähnlicher Form und Färbung aufgenommen (Abb. 3). Diese wurden als „Farbpartikel“ eingestuft, aber da sie nur bei Fischen aus dem Obersee gefunden wurden, wurden sie vorsorglich als Kontamination behandelt und nicht in die weitere Auswertung mit



**Abbildung 2:** Übersicht zur Mikroplastikbelastung von heimischen Fischen in Baden-Württemberg. Angegeben ist der Anteil an belasteten und unbelasteten Fischen (in Prozent). Die Größe des Kreisdiagramms deutet den Stichprobenumfang an. Weitere Informationen zu den Probestellen finden sich in Tab. 1.



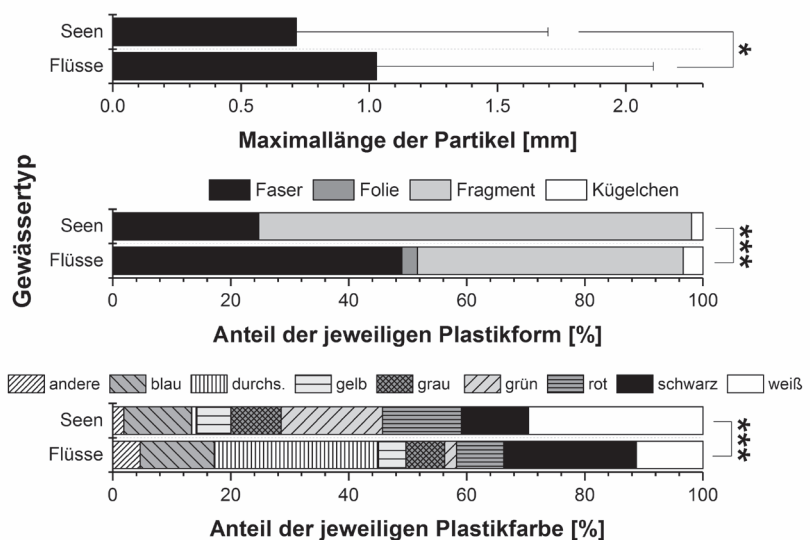
**Abbildung 3:** Anteil an belasteten Fischen (Prävalenz) bei verschiedenen Fischarten aus dem Bodensee, eingeteilt in (A) Obersee und (B) Untersee. Gestrichelte Balken zeigen die Prävalenz von sogenannten „Farbpartikeln“ mit ähnlicher Form und ähnlichem Farbmuster an.

einbezogen. Trotz stark unterschiedlicher limnologischer Eigenschaften, Wind- und Strömungsmuster und Einzugsgebiete gab es keinen statistischen Unterschied in der Prävalenz zwischen den verschiedenen Seeabschnitten des Ober- und Untersees.

### Partikeleigenschaften des nachgewiesenen Mikroplastiks

Die nachgewiesenen Mikroplastikpartikel bestanden zu 54 % aus Fragmenten, zu 39 % aus Fasern, Folien und Kügelchen machten nur einen geringen Anteil aus (2 % bzw. 3 %). Allerdings variierten die Anteile zwischen den Probenahmestellen, insbesondere in Flüssen, deutlich. Dies steht im Gegensatz zu anderen Studien, in denen Fasern die mit Abstand häufigste Plastikform waren, welche bei Fischen nachgewiesen wurde. Interessanterweise waren jedoch auch in den Oberflächenwasserproben aus den gleichen Untersuchungsgebieten Fragmente am häufigsten und Fasern spielten nur eine untergeordnete Rolle (Heß *et al.* 2018).

Die maximale Länge der identifizierten Partikel war in Flüssen signifikant größer als in Seen, und die Partikelform unterschied sich signifikant zwischen diesen



**Abbildung 4:** Vergleich der Mikroplastikeigenschaften zwischen Probenahmestellen aus Flüssen und Seen. Oben: mittlere maximale Länge ± Standardabweichung, Mitte: Formverteilung, Unten: Farbverteilung der aufgenommenen Mikroplastikpartikel. Sternchen zeigen statistisch signifikante Unterschiede zwischen Flüssen und Seen an.

beiden Gewässertypen (Abb. 4). Auch die Farbverteilung zwischen Seen und Flüssen war signifikant unterschiedlich. Zudem waren die Partikeleigenschaften verschiedener Probenahmestellen im gleichen Flusssystem (Donau, Jagst und Rhein) sehr ähnlich, was auf einen Zusammenhang zwischen der in Oberflächengewässern und Fischen vorkommenden Belastung hindeu-

tet. Es sei darauf hingewiesen, dass die Häufigkeit der in Fischen nachgewiesenen Partikel im Allgemeinen gering war, was wahrscheinlich die Identifizierung von Mustern in Partikelform und -farbe erschwert und möglicherweise zu einer Über- oder Unterrepräsentation bestimmter Merkmale führt.





## Biotische Faktoren, welche die Aufnahme von Mikroplastik beeinflussen

Es gibt eine Vielzahl von biotischen Faktoren, welche die Aufnahme und Weitergabe von Mikroplastik in Fischgemeinschaften beeinflussen könnte. So sind beispielsweise die bevorzugten Lebensräume und der trophische Status potenziell wichtig für die Höhe der Prävalenz und Intensität der Mikroplastikbelastung. Das GLM, welche aus den kombinierten Datensätzen von Flüssen und Seen bestand, zeigte statistisch signifikante Unterschiede in der Mikroplastikprävalenz bei Fischen aus verschiedenen trophischen Gruppen (Abb. 5). Piscivore Arten wiesen eine deutlich geringere Belastung auf. Andere biotische Faktoren, einschließlich des Gewässertyps (Daten nicht dargestellt), scheinen keinen signifikanten Einfluss auf die Aufnahme von Mikroplastik zu haben (Abb. 5).

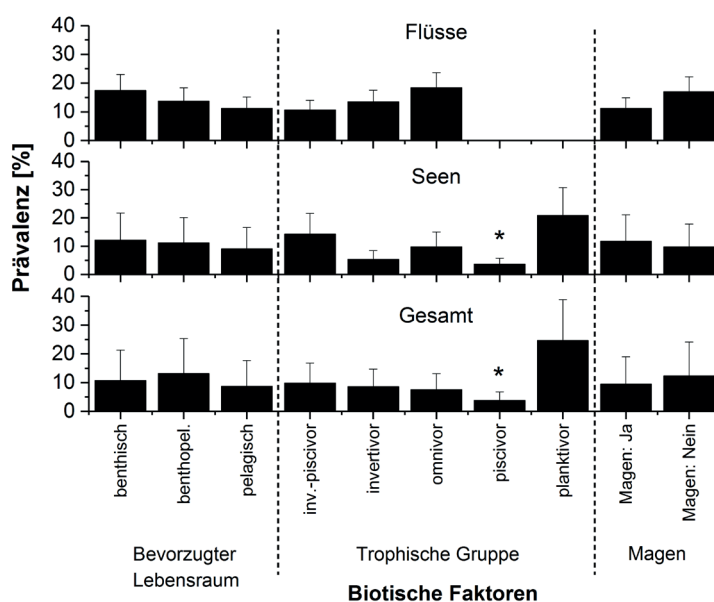
Eigentlich würde man erwarten, dass benthische Fischarten, die während der Nahrungssuche erhebliche Mengen an Sedimenten filtern können, potentiell öfter mit Mikroplastik in Berührung kommen. Zudem wird angenommen, dass die Mikroplastikkonzentrationen in Sedimenten höher sind als in den Oberflächengewässern. Tatsächlich haben mehrere umfangreiche Studien in marinen Systemen eine höhere Mikroplastikprävalenz bei pelagischen Fischen festgestellt. Eine Erklärung für die unklaren Ergebnisse in Süßwassersystemen könnte die geringe räumliche Trennung der Lebensräume und die heterogene Zusammensetzung der Fischgemeinschaften sein. Vor allem in kleineren Seen und Flüssen sind die Lebensräume oft eng miteinander verbunden und die Auswahl der Lebensräume hängt von einer Reihe von Faktoren ab, darunter das Alter der Fische, die Umweltbedingungen und der interspezifischer Wettbewerb.

Über die Gründe der geringeren Mikroplastikbelastung in piscivoren Fischen kann nur spekuliert werden.

In der Literatur finden sich widersprüchliche Aussagen, es scheint jedoch stark von der Mikroplastikbelastung der Beutetiere und der Ausscheidungsrate der Plastikpartikel abhängig zu sein. Wenn die Mikroplastikprävalenz und -intensität im Beutefisch die Ausscheidungsrate übersteigt, kann es zu einer relevanten Weitergabe von Mikroplastik über die Nahrungskette kommen. Dies scheint jedoch in der aktuellen Studie nicht der Fall zu sein, was zu einer geringeren Belastung der piscivoren Fische führt.

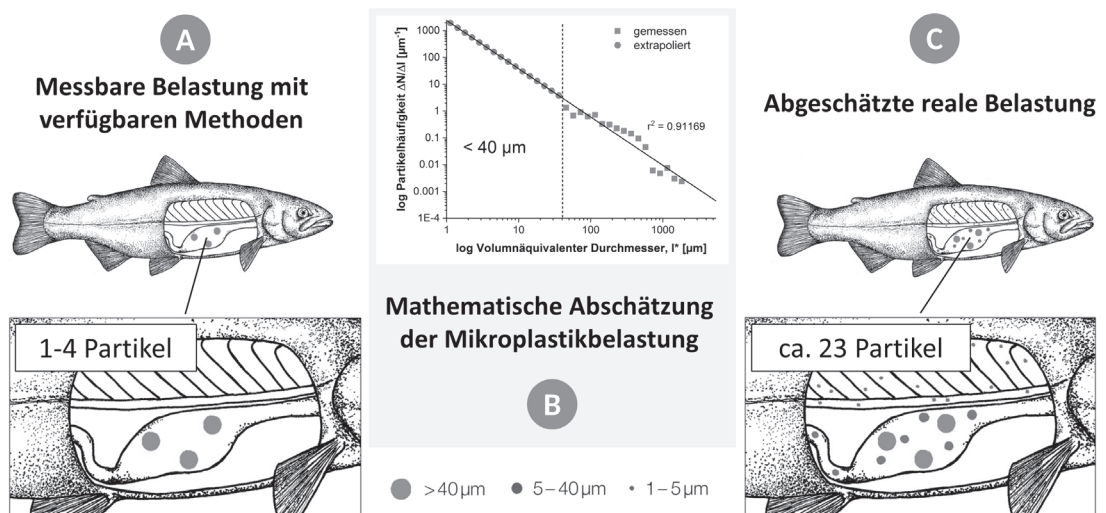
Es wurde keine statistisch signifikanten Zusammenhänge zwischen der maximalen Länge der identifizierten Mikroplastikpartikel und den untersuchten biotischen Faktoren festgestellt. Beim Vergleich der Partikelform wurden statistisch signifikante Unterschiede zwischen Fischen mit und ohne Magen gefunden und Trends waren bei Fischen mit unterschiedlich bevorzugten Lebensräumen bzw. den verschie-

denen funktionellen Futtergruppen erkennbar. Der begrenzte Stichprobenumfang und die geringe Signifikanz erlaubten jedoch keine weitere statistische Differenzierung. Es kann aber daraus geschlossen werden, dass es keine Hinweise auf eine aktive Aufnahme von Mikroplastik gibt. Einzelne Studien konnten zwar zeigen, dass bestimmte marine Fischarten Mikroplastik mit Nahrung verwechseln. In der vorliegenden Studie scheinen die Plastikform und -farbe keine relevante Rolle zu spielen, und es spricht alles für eine passive Aufnahme, z.B. über die Nahrungskette oder zusammen mit der Nahrung während der Nahrungssuche. Weitere Forschungsarbeiten sind erforderlich, um mögliche Aufnahmewege, insbesondere passive, zu bewerten, da wenig darüber bekannt ist, wie sehr kleine, „unsichtbare“ Partikel von Fischen aufgenommen werden können.



**Abbildung 5:**

*Ergebnis des allgemeinen linearen Modells (GLM), welches die Mikroplastikprävalenz für verschiedene biotische Faktoren bei Fischen vergleicht. Die Werte geben die mittlere Prävalenz für den kombinierten (Gesamt-) Datensatz und die einzelnen Datensätze für Flüsse und Seen an (Werte für Frischgewicht und Wasserart werden nicht angezeigt, wurden in das Modell aufgenommen). Sternchen kennzeichnen statistisch signifikante Unterschiede.*



**Abbildung 6:** Analyse der Partikelgrößenverteilung von Mikroplastik in Fischen. (A) Gemessene Mikroplastikintensität in Fischen aus Baden-Württemberg. (B) Partikelgrößenanalyse und Extrapolation der Verteilung auf Partikelgrößen unter der Nachweisgrenze. (C) Erwartete reale Menge an Mikroplastikpartikel pro Fisch.

## Ergebnisse der Partikelgrößenanalyse

Die Partikelgröße ist ein wichtiger Faktor bei der Bewertung für die Auswirkungen der Mikroplastikaufnahme durch Wasserorganismen. In Oberflächengewässern wurde bereits eine Art exponentielle Zunahme der Häufigkeit mit kleinerer Partikelgröße beobachtet. Auch in der aktuellen Studie zeigte die Partikelgrößenanalyse eine Zunahme nach dem Potenzgesetz mit abnehmender Partikelgröße (Abb. 6). Die lineare Regression ergab dabei eine relativ gute Korrelation zwischen den Partikelhäufigkeiten und dem volumenäquivalenten Durchmesser. Potenzielle Partikelzahlen pro Größenklasse unter  $40 \mu\text{m}$  wurden mit Hilfe der Regressionsfunktion extrapoliert (Abb. 6). Basierend auf diesen Berechnungen ist zu erwarten, dass ein einzelner Fisch mit etwa 23 Mikroplastikpartikeln in den Größen zwischen 1 und  $5100 \mu\text{m}$  belastet ist. Von diesen wären 17 Partikel nur zwischen 1 und  $5 \mu\text{m}$  groß. Basierend auf den gemessenen und extrapolierten Partikelzahlen würde die Mikroplastikprävalenz bei Fischen in Baden-Württemberg auf 100 % steigen. Gerade Partikel kleiner als  $5 \mu\text{m}$  sind von kritischem Interesse für die Gesundheit der Tiere, da sie in der Lage sind, die Darmbarriere

zu passieren und sich in internen Geweben, wie Leber oder Muskel, anzureichern. Zudem könnten die Kleinstpartikel durch den Fischverzehr womöglich auch den Menschen erreichen. Normalerweise wird Mikroplastik nur im Magen-Darm-Trakt der Fische nachgewiesen, welcher meistens nicht mitverzehrt wird. In welchem Umfang Mikroplastik die Darmbarriere passiert, und ob sich relevante Mengen im Muskelfleisch anreichern, ist derzeit aufgrund ungeeigneter Methoden nicht bekannt.

## Fazit und Ausblick

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Nachweisgrenze für Mikroplastik als der wichtigste Faktor, welcher die Prävalenz und Intensität der Belastung bei Fischen beeinflusst, angesehen werden muss. Dies hat erhebliche Auswirkungen auf die Relevanz der aktuellen Datenlage. Bereits vorangegangene Studien konnten zeigen, dass auch die Mikroplastikkonzentration im Wasser stark von der verwendeten Methode abhängt, bzw. dass mit kleinerer genutzter Maschenweite die Partikelzahlen dramatisch ansteigen. Die Schlussfolgerung ist, dass die am weitesten verbreiteten Mikroplastikpartikel immer noch eine metaphorische Blackbox sind. Ihr

Vorkommen könnte auch den Mangel an Mustern in der vorliegenden Studie erklären, da der Großteil der Partikel derzeit wahrscheinlich nicht erfasst werden kann. Die Ausscheidung von Mikroplastikpartikeln mit dem Nahrungsbrei bei Fischen führt sehr wahrscheinlich zu einer weiteren Änderung der Prävalenz und Intensität und sollte somit unbedingt in zukünftigen Forschungsvorhaben berücksichtigt werden. Es ist dringend erforderlich, dass die aktuellen Nachweismethoden verbessert werden und so die Nachweisgrenze für Mikroplastik auf  $1 \mu\text{m}$  oder niedriger gesenkt wird. Erst dann ist es möglich, die Auswirkungen von Mikroplastik auf die Fische zu verstehen. Solange solche Methoden noch nicht existieren, können Partikelgrößenanalysen ein nützliches Werkzeug sein, um die Mikroplastikbelastung in Gewässern, Sedimenten und Wasserorganismen abzuschätzen.

**Die Literaturliste kann beim Autor angefordert werden.**




# Kurzmitteilungen

**J. Gaye-Siessegger & R. Rösch**

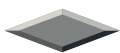
## In eigener Sache

### Die Fischereiforschungsstelle ist jetzt auch bei Twitter aktiv

Unter  @FFS\_BW gibt es News zu Binnenfischerei, Aquakultur und der Angelfischerei sowie Infos zu aktuellen Themen, Stellen und Projekten der Fischereiforschungsstelle.

### Fischereiforschungsstelle bei der Landesgartenschau in Überlingen

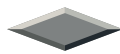
Vom 16. bis zum 27. September 2020 wird die FFS einen Stand bei der Landesgartenschau in Überlingen haben. Das Ausstellungsthema sind die Bodenseefischerei und die Bodenseefische. In diesem Zeitraum werden auch die Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (Eawag) dort sein und über angewandte Forschung im Bodensee und einigen Schweizer Seen im Rahmen des Interreg-Projektes Seewandel ([www.seewandel.org](http://www.seewandel.org)) informieren sowie der Landesfischereiverband mit dem Thema Fische des Bodensees und in Baden-Württemberg.



### Angelfischereiforum

Am 19. Oktober 2019 fand das 5. Fachforum Angelfischerei im Graf-Zeppelinhaus in Friedrichshafen statt. Diesmal wurde es wieder in Zusammenarbeit mit dem Landesfischereiverband Baden-Württemberg durchgeführt. Mehr als 100 Personen nahmen an dem Forum teil. Insbesondere die beiden Ankervorträge zu dem großen Thema „Die Zukunft der Fischerei in Zeiten des Klimawandels“ fanden großen Anklang und wurden intensiv diskutiert. Aber auch die weiteren Vorträge, die sich u.a. intensiv mit dem Bild des Anglers in der heutigen Gesellschaft auseinandersetzten oder die auf spannenden Themen wie auf die Wiederansiedlung des

Huchens, das Aal-Management oder die derzeitige Lage beim Kormoran eingingen, regten großes Interesse bei der Zuhörerschaft an. Die Vorträge hierzu sind auf der Homepage der Fischereiforschungsstelle eingestellt und können dort heruntergeladen werden ([www.lazbw.de/pb/,Lde/Startseite/Themen/Fachforum+Angelfischerei+Okt\\_+2019](http://www.lazbw.de/pb/,Lde/Startseite/Themen/Fachforum+Angelfischerei+Okt_+2019)).

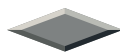


## Kormoran

### Brutbestand Schweiz

In 2018 ist der Brutbestand des Kormorans in der Schweiz wiederum angestiegen auf einen neuen Höchststand von 2.414 Paaren. Dies entspricht einem Zuwachs von 4,4 % gegenüber 2017. Im Jahr zuvor lag der Zuwachs sogar bei 9,5 %. Die Zahl der Kolonien lag 2018 bei 15 (gegenüber 12 im Jahr 2017).

Quelle: Müller C. (2019). Kormoranbruten Schweiz 2018. Bericht der Vogelwarte Schweiz, 2 Seiten.

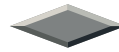


## Sonstiges

### Seeforelle: gemeinsame Anstrengungen zum Schutz dieser bedrohten Fischart

In einer Kampagne setzen sich die Internationale Bevollmächtigtenkonferenz für die Bodenseefischerei (IBKF) und die Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB) gemeinsam dafür ein, dass die Maßnahmen zum Schutz der Gewässer und der Fischerei auch künftig weiter vorangetrieben werden. Ein besonderes Beispiel ist die Seeforelle. Sie ist mit ihrem Lebenszyklus, der Zuflüsse und See verbindet, ein Anzeiger für die Lebensqualität und Funktionalität

beider Lebensräume. Um die Bedeutung der Seeforelle einem breiteren Publikum bewusst zu machen, haben IGKB und IBKF einen Film und eine Broschüre veröffentlicht. Titel: «Die Bodensee-Seeforelle – Geschichte, Schutz und Zukunft einer geheimnisvollen Fischart». Broschüre und Video beschreiben allgemeinverständlich die Seeforelle, die Erfolge beim Schutz, aber auch die Gefahren, die der Seeforelle immer noch drohen. Die Broschüre ist unter [www.ibkf.org/wp-content/uploads/2019/10/Seeforelle\\_Broschuere\\_2019.pdf](http://www.ibkf.org/wp-content/uploads/2019/10/Seeforelle_Broschuere_2019.pdf) und der Film unter [www.youtube.com/watch?v=pbCVc6-sZpY](http://www.youtube.com/watch?v=pbCVc6-sZpY) zu finden.



### Newsletter zur biologischen Vielfalt in Landwirtschaft und Ernährung

Die Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) hat die 11. Ausgabe des Newsletters veröffentlicht. Er kann unter <http://news.ble.de/c/31416336/c59058a38ed2-q1d8e8> heruntergeladen werden. In dieser Ausgabe sind drei Berichte zur biologischen Vielfalt bei Fischen enthalten. Im ersten Bericht werden drei Erhebungsprojekte zur biologischen Vielfalt von Äsche (*Thymallus thymallus*), Schleie (*Tinca tinca*) und Coregonen (*Coregonus* spp.) vorgestellt. Der zweite Artikel berichtet über das nationale Inventar aquatischer genetischer Ressourcen (AGRDEU), das in neuer Form seit Oktober online ist. Der dritte Artikel bezüglich Fische stellt den ersten Weltzustandsbericht der aquatischen genetischen Ressourcen vor, der von der Welternährungsorganisation FAO im August 2019 veröffentlicht wurde.

Der Newsletter kann unter <http://news.ble.de/c/31416382/c59058a38ed2-q1d8e8> kostenlos abonniert werden.

## Inhaltsverzeichnis AUF AUF 2019

Nachfolgend finden Sie das Gesamtverzeichnis aller im Jahr 2019 abgedruckten Beiträge

<b>Aktuelles aus Fluss- und Seenfischerei</b>	Fangergebnisse der baden-württembergischen Bodensee-Berufsfischer im Jahr 2017.....	Heft 1, 5	
	Erstmalig kein Laichfischfang im Winter 2018.....	Heft 1, 9	
	Entwicklung der Patentzahlen am Bodensee-Obersee in den letzten 50 Jahren.....	Heft 1, 12	
	Neu erschienen: Das große Buch der Fische Baden-Württembergs.....	Heft 1, 16	
	Dritter Umsetzungsbericht zu den Aalbewirtschaftungsplänen.....	Heft 1, 17	
	Auf- und Untergangszeiten der Sonne in Konstanz im Jahr 2019.....	Heft 1, 21	
	Dürre und Hitze 2018: Folgen für die baden-württembergischen Stein- und Dohlenkrebssbestände .....	Heft 1, 22	
	Dürre und Hitze 2018: Folgen für die baden-württembergischen Fischbestände .....	Heft 1, 28	
	Bodensee Befischung 2019 – Projet Lac ging in die 2. Runde.....	Heft 2, 5	
	Auf- und Untergangszeiten der Sonne in Konstanz im Jahr 2020 mit Berücksichtigung der Sommerzeit.....	Heft 2, 8	
	Abschlussbericht zum Jagstprojekt.....	Heft 2, 15	
	Das Schwarzforellensyndrom – Stand des Wissens.....	Heft 2, 22	
	Ernährungsökologie des Dreistachligen Stichlings ( <i>Gasterosteus aculeatus</i> ) und des Flussbarsches ( <i>Perca fluviatilis</i> ) im Pelagial des Bodensees.....	Heft 2, 24	
	Mikroplastik in heimischen Fischarten – (k)ein Problem in Baden-Württemberg?.....	Heft 2, 28	
	<b>Aus Teichwirtschaft und Fischzucht</b>	Fischseuchenbekämpfung in Deutschland.....	Heft 2, 9
		Entwicklung eines Indexmodells zur praxisnahen Bewertung des Tierwohls von Regenbogenforellen in der Aquakultur....	Heft 2, 17

**Wir bedanken uns bei folgenden Gastautoren, die uns Artikel für den AUF AUF-Jahrgang 2019 zukommen ließen (in der Reihenfolge der Veröffentlichungen):**

Dr. C. Chucholl, EcoSurv, Schnaitsee, Heft 1

Dr. D. W. Kleingeld, Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit, Eintrachtweg 19, 30173 Hannover, Heft 2

Dr. A. Müller-Belecke, Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow, Im Königswald 2, 14469 Potsdam, Heft 2