

Fischgesundheit an der Nidda



1 Einleitung

Wasser ist die wichtigste Ressource unserer Erde und damit ein besonders schützenswertes Gut. Betrachtet man jedoch den Zustand von Oberflächengewässern weltweit, so ist festzuhalten, dass es um diese größtenteils nicht gut bestellt ist. Um hier gegenzusteuern, entwarf und verabschiedete die EU bereits im Jahr 2000 die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (Directive 2000/60/EC) oder kurz WRRL. Mit diesem Konzept wurde die Wasserpolitik in eine nachhaltigere, umweltverträglichere Richtung gelenkt. Ziel war es, bis 2015 einen „guten ökologischen Zustand“ der Oberflächengewässer zu erreichen (Directive 2000/60/EC). Dieses Ziel wurde jedoch keineswegs erreicht, da die Vorgaben weitestgehend nicht eingehalten werden konnten. Hierbei basiert die Beurteilung des ökologischen Zustands eines Gewässers auf verschiedenen strukturellen, physikalischen, chemischen und biologischen Parametern. Nur in der Gesamtbetrachtung dieser Parameter ist eine realistische Einschätzung der „Gewässergesundheit“ möglich.

Im Folgenden wird der Fokus auf die Untersuchung der Fischgesundheit im Einzugsgebiet der Nidda gelegt und damit ein Ausschnitt der für diese Gewässer mittlerweile erhobenen biologischen Parameter beleuchtet. Ganz grundlegend kann das Vorkommen, bzw. die Abwesenheit bestimmter Fischarten (z.B. Groppe), trotz hervorragender struktureller Gegebenheiten, ein Indikator für die Wasserqualität eines Systems sein. Fische stehen über ihre Kiemen in direkten Kontakt mit dem sie umgebenden Medium. Eingeleitete Substanzen werden zwar in der Wassersäule verdünnt, verteilen sich aber gleichzeitig im ganzen System bzw. in Fließgewässern zumindest in

Abflussrichtung. Einige Fischarten sind zwar auch dafür bekannt, innerhalb der Flussläufe zu wandern (z.B. Döbel und Barben), allerdings sind die Migrationsmöglichkeiten in kleineren Fließgewässern beschränkt. Darüber hinaus bilden Fische die oberste trophische Ebene eines rein limnischen Systems, dienen gleichzeitig aber auch als Nahrungsquelle anderer Arten (Otter, Reiher, etc.) und nehmen daher eine wichtige Position als Verbindungsglied zwischen aquatischen und terrestrischen Ökosystemen ein. Nicht zuletzt stehen Fische auch auf dem Speiseplan des Menschen und sind daher für gesundheitliche, aber auch wirtschaftliche Aspekte ausgesprochen relevant.

Aufgrund ihrer direkten Exposition gegenüber möglichen Schadstoffen im Gewässer und ihrer Bedeutung für das Ökosystem sowie für den Menschen, stellen Fische etablierte Testorganismen zur Beurteilung der gesamten Gewässerintegrität dar.

Die Integrität („Gesundheit“) von Gewässern wird, neben strukturellen Gegebenheiten, vornehmlich durch Einleitungen aus Punktquellen (z.B. Kläranlagen) oder diffusen Quellen (z.B. aus der Landwirtschaft) beeinflusst. Während in landwirtschaftlich geprägten Gebieten Düngemittel und Pestizide Auswirkungen auf die aquatische Lebensgemeinschaft haben (Relyea 2005, Köhler & Triebkorn 2013), indem sie z.B. hormonähnliche Wirkungen hervorrufen (Shukla & Pandey 1986, Hayes et al. 2002), das Immunsystem beeinträchtigen (Beaman et al. 1999) oder Organe auf Zellebene schädigen können (Boran et al. 2012, Jofré et al. 2013), sind in kommunalen Abwässern Mitteleuropas insbesondere Arzneimittel ein Problem. Diese Stoffe wurden explizit so entwickelt, dass

sie bereits in geringen Konzentrationen physiologische Vorgänge (beim Menschen) beeinflussen können (Corcoran et al. 2010). Oft werden diese Stoffe jedoch nur unzureichend durch Kläranlagen eliminiert (Kunkel & Radke 2012). Folgen sind dabei auf verschiedenen Ebenen messbar. So können bei Fischen beispielsweise Organschäden ebenso auftreten wie Änderungen des Verhaltens oder der Populationsstruktur. Für den entzündungshemmenden Wirkstoff Diclofenac konnte bei Regenbogenforellen (*Oncorhynchus mykiss*) nachgewiesen werden, dass bereits umweltrelevante Konzentrationen zu Nieren- und Kiemenschäden führen können (Triebskorn et al. 2004). Bei Untersuchungen der Wirkung von Fluoxetine, einem selektiven Serotonin-Wiederaufnahmehemmer, der weltweit als Antidepressivum eingesetzt wird, konnte ein Einfluss auf das Territorialverhalten (Perreault et al. 2003), den Jagderfolg (Gaworecki & Klaine 2008) sowie die Futteraufnahme (Stanley et al. 2007) unterschiedlicher Fischarten aufgezeigt werden. Aber auch Straßenabwässer, die oft ungeklärt in Fließgewässer eingeleitet werden, dürfen nicht außer Acht gelassen werden. Insbesondere die u.a. in Reifenabrieb und Abgasen enthaltenen polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAKs) gelten nachweislich als erbgutverändernd sowie krebsauslösend, sowohl bei Fischen (Hawkins et al. 1988, Al-Sabti & Metcalfe 1995) als auch beim Menschen (IARC 1983).

Um die Wirkungen von Substanzen zu beurteilen, werden in den meisten Fällen Laboruntersuchungen durchgeführt, in denen Organismen gegenüber Einzelsubstanzen exponiert werden. Je nach Fragestellung werden noch andere Faktoren, wie z.B. die Temperatur, in solche Untersuchungen mit einbezogen. Mittels solcher Studien kann nachgewiesen werden, welche Effekte bestimmte Stoffe im Testorganismus hervorrufen und welche zusätzlichen Parameter die beobachteten Effekte möglicherweise noch verschärfen oder abmildern können. Zusätzlich besteht bei solchen Versuchen die Möglichkeit der Funktionsweise einer Substanz („mode of action“) im Organismus auf die Spur zu kommen und dabei gleichzeitig den Einfluss weiterer Faktoren abzuschätzen. Laborbedingungen erlauben die Etablierung kontrollierter Systeme, und die Durchführung solcher Versuche ist notwendig, um grundlegende Funktionsweisen zu verstehen. Die Schwäche dieser Laborstudien liegt jedoch in ihrer eingeschränkten Übertragbarkeit auf natürliche Systeme.

Im Gegensatz zu kontrollierten Laborsystemen wird ein natürliches System durch die Variation verschiedenster Variablen beeinflusst und unterliegt unterschiedlichsten Einflüssen. Schon allein der Faktor Temperatur schwankt auf mehreren Ebenen: Im Tagesverlauf, jahreszeitlich, aber auch zwischen den Jahren – und durch den Klimawandel nimmt die Anzahl von Extremereignissen zu.

Neben weiteren variierenden physiko-chemischen Parametern (bezogen auf ein aquatisches System), wie pH-Wert, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt, etc., spielen ebenso biotisch-individuenspezifische Faktoren wie Parasitierungsrate, Fortpflanzungszyklen und der Ernährungszustand eine tragende Rolle für das erfolgreiche Überleben eines Fisches im Gewässer. Des Weiteren beeinflussen die Zusammensetzung der Organismengemeinschaft, die Habitatstruktur, der Wasserstand, das Nahrungsangebot und der Einfluss von invasiven Arten die Populationen in einem Gewässerabschnitt. Zusätzlich zu diesen natürlich auftretenden Variationen im Ökosystem ist es vor allem die Einflussnahme durch den Menschen und speziell die damit einhergehende stoffliche Belastung eines Gewässers, die die Integrität des Ökosystems empfindlich stören kann und die dort lebenden Populationen bedroht.

Bezüglich der stofflichen Belastung von Fischen im Gewässer eröffnet sich ein besonderes Problem. Anders als im Laborversuch sind Organismen im aquatischen System nicht Einzelstoffen, sondern einem ganzen Cocktail verschiedenster Substanzen sowie deren möglichen Abbauprodukten ausgesetzt. Diese können einzeln betrachtet bereits Wirkungen im Organismus hervorrufen, aber auch zusammenwirken. Bezüglich dieser Mischwirkung bestehen grundlegend zwei unterschiedliche Interaktionsmöglichkeiten. Treten antagonistische Effekte auf, bedeutet das, dass sich Stoffe in ihrer Wirkung gegenseitig abschwächen oder hemmen. Wahrscheinlicher ist allerdings das Auftreten eines additiven oder synergistischen Effekts, d.h. die Auswirkungen der Einzelsubstanzen summieren oder verstärken sich sogar gegenseitig. Beispielsweise konnten Brian et al. (2007) bei Dickkopflritzen (*Pimephales promelas*) zeigen, dass verschiedene östrogen wirksame Substanzen bereits in Kombination bei niedrigeren Konzentrationen zu Effekten auf Fruchtbarkeit und Fitness führen als die Einzelsubstanzen. Hinzu kommt, dass manche, an sich lediglich schwach toxische, Ausgangssubstanzen relativ instabil sind und mit der Zeit durch biologische, chemische oder photochemische Prozesse zu verschiedenen Zwischen- und Endprodukten um- oder abgebaut werden, die ihrerseits wesentlich toxischer sind als ihre Muttersubstanz. Dies gilt z.B. für bestimmte Metabolite des auch in der EU verwendeten Herbizids Diuron (Tixier et al. 2000).

Diese Zusammenhänge sind in Laborversuchen in ihrer Gesamtheit nicht abbildbar, aber ausschlaggebend für die Gesundheit eines Ökosystems. Zu den möglichen Folgen gehören die Beeinträchtigung der Reproduktion, z.B. durch endokrin-wirksame Substanzen (Segner et al. 2003, Nash et al. 2004, Vajda et al. 2008), Schädigung von Organen und Schwächung des Immunsystems (Liney et al. 2006, Salo et al. 2007). Diese Wirkungen stellen an sich bereits eine gesundheitliche Beeinträchtigung der betroffenen Organismen dar. Gleichzeitig werden

dadurch aber auch ihre Widerstandsfähigkeit gegenüber anderen, zum Teil natürlichen Stressoren, wie Parasiten, knappes Nahrungsangebot und die Energiereserven für die Fortpflanzung zusätzlich verringert (Schisler et al. 2000). Zusammengenommen führen diese Effekte nicht selten zu geringeren Abundanz innerhalb eines anthropogen beeinflussten Ökosystems. Gehen die Individuenzahlen einer Art zurück, so hat das im Ökosystemgefüge meist schnell direkte und/oder indirekte Auswirkungen auf andere Organismengruppen und letztlich ist eine Reduktion der Artenvielfalt des betroffenen Ökosystems nicht auszuschließen.

Neben drastischen Folgen für das Ökosystem, bedeutet ein Rückgang von Fischarten und -zahlen für den Menschen in vielen Regionen der Erde die Dezimierung einer wichtigen Nahrungsquelle. In Deutschland dagegen leidet v.a. der Angelsport, der zum Teil nur noch sehr beschränkt an natürlichen Gewässern mit intakter Populationsstruktur der Zielfische ausgeübt werden kann. Schon heute werden in vielen Süßgewässern Besatzfische von Angelvereinen ausgebracht, um den Sport auch weiterhin zu erhalten. Neben dem Fangerfolg stellt sich außerdem die Frage, inwiefern Fische aus entsprechenden Gewässern unbedenklich verzehrt werden können. Die Anreicherung von Schwermetallen in der Nahrungskette ist ein bekanntes Thema. Auch andere Substanzen können sich in Geweben und Organen anreichern. Bei regelmäßigem Verzehr entsprechend belasteter Fische ist eine gesundheitliche Beeinträchtigung des Menschen nicht auszuschließen. Hierzu gab beispielsweise das Ministerium für Umwelt und Landwirtschaft des Landes Rheinland-Pfalz bereits im August 2012 ein Merkblatt mit Empfehlungen zum Konsum von Flussfischen heraus

(<http://www.lfvrlp.de/images/downloads/Merkblatt%20f%C3%BCr%20Angler.pdf>).

Umso wichtiger ist es, sich ein Bild der realen Belastungssituation vor Ort zu machen. Denn nur wenn Organismen untersucht werden, die dem betrachteten Ökosystem entstammen, lässt sich ermitteln, welche Auswirkungen anthropogene Beeinflussungen tatsächlich haben. Durch Untersuchungen im Freiland kann ermittelt werden, wie gravierend die Belastung der Tiere ausfällt, ob Beeinträchtigungen für die vorkommenden Arten, oder ob sogar Risiken für den Menschen bestehen. Das Ziel solcher Untersuchungen ist es, Möglichkeiten zu identifizieren, um die auftretenden Effekte abzumildern und die Fischgesundheit zu verbessern. Die Gesundheit eines Flusses lässt sich neben chemischen Parametern und der direkten Untersuchung des Wassers auch anhand der Zusammensetzung der Organismengemeinschaft sowie dem Vorkommen bestimmter Indikatorspezies, die Auskunft über bestimmte Gewässerbelastungen geben, abschätzen.

Im Verbundprojekt *NiddaMan* wird, neben der physikochemischen Gewässergüte der Nidda, auch die darin lebende Organismengemeinschaft untersucht. Ein besonderes Augenmerk liegt hierbei auf der Ermittlung des Gesundheitszustandes der Fischfauna.

2 Untersuchungsmethoden

2.1 Histopathologie

Um dem Gesundheitszustand der untersuchten Fische auf die Spur zu kommen, gibt es verschiedene, sich ergänzende Methoden. Ein sehr wichtiger Baustein ist die Histopathologie der verschiedenen Gewebe. Dabei wird deren Zustand im mikroskopischen Befund untersucht. Auf diese Weise lassen sich Effekte auf zellulärer Ebene, wie schadhafte Veränderungen oder Entzündungen der Organe, aber auch der Ernährungszustand der Tiere erkennen. Die histopathologische Analyse ermöglicht somit eine differenzierte Diagnose des Gesundheitszustandes der Fische und bis zu einem gewissen Grad auch Rückschlüsse auf Belastungen, die solche Veränderungen bewirken können.

Im Niddaeinzugsgebiet wurde vorwiegend die Fischleber untersucht. Die Leber ist das wichtigste Stoffwechselorgan der Fische und bei der Entgiftung von Schadstoffen sowie bei der Energiestoffspeicherung beteiligt. Alle vom Fisch für seinen Stoffwechsel über die Nahrung aufgenommenen Stoffe passieren über das Blut die Leber. Daher eignet sich die Leber besonders, um Rückschlüsse auf Belastungen der Fische ziehen zu können.

Um zwischen subakuten und chronischen Effekten unterscheiden zu können, werden zwei verschiedene Arten des Monitoring durchgeführt. Beim aktiven Monitoring werden gesunde Fische für einen bestimmten Zeitraum in das entsprechende Gewässer ausgebracht. Das ermöglicht die Bewertung subakuter (mäßig schneller) Effekte. Beim passiven Monitoring dagegen werden aus dem Gewässer stammende Fische entnommen. Da diese gegenüber Belastungen bereits ihre gesamte Lebensspanne ausgesetzt waren, lassen sich durch das passive Monitoring Rückschlüsse über die chronischen Auswirkungen auf die Fischgesundheit ziehen.

2.2 Biochemische und cytologische Biomarker

Als Ergänzung zur Histopathologie können zusätzlich verschiedene biochemische und zelluläre Biomarker untersucht werden. Mikrokerne (Fragmente der Erbsubstanz), die sich in Blutaussstrichen unter dem Mikroskop als Chromosomenabbrüche erkennen lassen, weisen auf erbgutverändernde Potentiale im Wasser hin. Die Bildung von Vitellogenin, einem Dottervorläuferprotein, bei männlichen oder juvenilen Fischen dagegen deutet auf östrogen-aktive Substanzen im Wasser hin. Im Folgenden

liegt der Schwerpunkt der Untersuchungen auf Enzymen, die bei der Entgiftung von Umweltschadstoffen über die Leber der Fische eine tragende Rolle spielen. Erhöhte Aktivitätsmuster unterschiedlicher Enzyme lassen in der biochemischen Forschung Rückschlüsse auf das Vorhandensein von Schadstoffen zu, die die Körperphysiologie der Fische stören können. Daher wurde die Aktivität des in der Leber gebildeten Enzyms CYP 1A1, dem Leitenzym der für die Entgiftung von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) zuständigen Cytochrom P450-Enzymfamilie, zur Untersuchung herangezogen. Eine erhöhte Aktivität dieser Enzyme zeigt eine Belastung des Gewässers mit dioxinähnlich wirkenden Stoffen an.

3 Untersuchungen im Feld und Labor

3.1 Lage der Probestellen

Die beprobten Standorte bildeten ein Transekt entlang des Flusslaufs der Nidda. Der Oberlauf eines Flusses weist in der Regel eine geringere Siedlungsdichte auf als der Unterlauf und wird meist nicht in einem solch starken Maß durch den Menschen genutzt, wie das in den Unterläufen der Flüsse der Fall ist. Erst im weiteren Verlauf des Flusses steigen üblicherweise die Anzahl der Einleitungen aus kommunaler Abwasserwirtschaft und Industrie und somit auch die Intensität der Nutzung – meist verbunden mit einem erhöhten Schadstoffeintrag.

Als Probestelle im Oberlauf diente in der vorliegenden Untersuchung ein ausreichend tiefer Abschnitt der Nidda nahe Eichelsdorf (Probestelle N1). Im Flussverlauf wurden drei weitere, durch kommunale und industrielle Einleiter charakterisierte Stellen entlang der Nidda bis Höhe Nieder-Wöllstadt untersucht. Die Probestelle N2 befindet sich, in Fließrichtung gesehen, kurz hinter dem Ortsausgang Unter-Schmitten. Neben landwirtschaftlichen Nutzflächen grenzen Industrie- und Siedlungsräume unmittelbar an die Nidda. Probestelle N3 liegt im Üblen Ried bei Wallernhausen. Parallel zur K196 verläuft die Probestelle unterhalb und oberhalb der sich dort befindenden Brücke. Diese Probestelle liegt stromabwärts der Stadt Nidda. Deren kommunale Kläranlage entwässert zwischen den Probestellen N2 und N3 in die Nidda. Die Probestelle N6 liegt an einem Feldweg zwischen Nieder-Wöllstadt und Ilbenstadt. Neben weiteren Einleitungen kommunaler Kläranlagen finden sich stromaufwärts dieser Probestelle die Zuflüsse der Horloff und des Wetter-Usa-Systems. Zusätzlich ist ein Renaturierungsbereich dieser Probestelle vorgelagert. Die Nummerierung der Probestellen erfolgte zentral im Projekt, und nicht alle Stellen wurden hinsichtlich der Fischgesundheit untersucht.

3.2 Aktives Monitoring mit Regenbogenforellen

Zur Erfassung subakuter Effekte des Gewässers auf den Gesundheitszustand von Fischen wurde im Jahr 2016 ein aktives Monitoring an der Nidda durchgeführt. Dazu wurden an vier unterschiedlichen Standorten Regenbogenforellen (*Oncorhynchus mykiss*) aus einer Fischzucht in Schwimmkäfigen für sieben Wochen im Wasser der Nidda gehalten. Die als Testfisch eingesetzte Regenbogenforelle ist ein in der Forschung etablierter Testorganismus, der bis zu einem gewissen Grad mit der in Deutschland ursprünglich heimischen Bachforelle (*Salmo trutta f. fario*) vergleichbar ist und ähnliche Anforderungen an seine Umwelt stellt. Im Vergleich zu anderen heimischen Fischarten, wie zum Beispiel Karpfen (*Cyprinus carpio*) oder Rotaugen (*Rutilus rutilus*), sind beide Forellenarten deutlich sensibler gegenüber Umwelteinflüssen und eignen sich daher besonders gut als Testorganismen. Als Vergleich zu den in der Nidda gehaltenen Fischen wurde vor und nach dem Experiment eine Kontrolle in derjenigen Fischzucht entnommen, aus der die Forellen ursprünglich stammten und die somit den Referenzzustand definierte.

Die Tiere wurden regelmäßig gefüttert und kontrolliert und nach Ende des Versuchs aus den Käfigen entnommen und biologisch analysiert.

3.3 Passives Monitoring

Um auch einen Überblick über die chronische Belastung der Fische zu bekommen und die Ergebnisse der in Käfigen gehaltenen Fische besser interpretieren zu können, wurden an den Stellen der Käfigexposition auch freilebende Fische aus der Nidda entnommen und untersucht. Hierzu wurden im Juni und September 2016 Elektrofischungen durchgeführt, die Artenzusammensetzung erfasst und Stichproben relevanter Arten für den Vergleich mit den zuvor im aktiven Monitoring untersuchten Forellen entnommen.

Für das passive Monitoring wurde an den Probestellen der Nidda die dort heimische Fischfauna beprobt. Als Vergleichsart wurde an der Probestelle N1 in Eichelsdorf die Bachforelle (*Salmo trutta f. fario*) gewählt. An den weiter flussabwärts liegenden Probestellen wurden bei der ersten Befischung im Juni 2016 keine weiteren Populationen an Bachforellen gefunden. Als Ersatz diente der in seiner Lebensweise ähnliche Döbel (*Leuciscus cephalus*). Auch wenn dieser nicht zu den Forellenartigen gehört, hält er sich jedoch in ähnlichen Gewässerabschnitten auf und ist darüber hinaus auch in seinen Ernährungsgewohnheiten mit Forellen vergleichbar.

Bei der zweiten Probenahme im September 2016 dagegen wurde an Probestelle N2 in Unter-Schmitten eine Population Bachforellen gefunden. Der zuvor dort angetroffenen Döbel war jedoch nicht in ausreichender Anzahl für eine

repräsentative Beprobung vorhanden. Daher wurde bei der zweiten Probennahme die Forelle anstelle des Döbels untersucht. Die Probestelle N3 beherbergte zu beiden Probenahmezeitpunkten weder Forellen noch Döbel in ausreichender Anzahl. An der Probenstelle N6 wurde der dort in großer Anzahl angetroffenen Döbel zu Untersuchung verwendet.

Als Vertreter einer verstärkt am Boden lebenden Fischart wurde die an allen Probestellen und zu beiden Probenahmezeitpunkten anzutreffende Bachschmerle (*Barbatula barbatula*) untersucht. Im Vergleich zu den Döbeln und Forellen ernährt sich die Bachschmerle von noch kleineren Lebewesen, die oft in der Lebensgemeinschaft der Bodenschicht (Benthos) zu finden sind. Als Bewohner des Gewässergrunds ist die Bachschmerle wesentlich standorttreuer als Döbel oder Forelle. Einflüsse von lokal auftretenden Verunreinigungen des Wassers und des Sediments durch mögliche Einleiter sind durch solche standorttreuen Tiere gut zu identifizieren.

3.4 Bewertung der Fischgesundheit

Die bei den histologischen Untersuchungen nachgewiesenen Veränderungen der Gewebestruktur wurden nach einem in der Literatur etablierten Bewertungsverfahren eingeordnet (Triebskorn 2017). Die fünfstufige Skala gibt den Gesundheitszustand des untersuchten Gewebes an. Dabei wird dem Kontrollzustand, der frei von jeglichen Schadbildern ist und einen optimalen Ernährungs- und Gesundheitszustand des Fisches widerspiegelt, die Kategorie 1 zugeordnet. Die Kategorie 3 beschreibt einen bereits einsetzenden Reaktionszustand des Gewebes, der jedoch reversibel ist. Kategorie 5 beschreibt den Destruktionszustand des Gewebes, bei dem bereits schwerwiegende irreversible Schäden aufgetreten sind. Die Kategorien 2 und 4 sind Übergangszustände mit leichten Reaktionen (Kategorie 2) beziehungsweise bereits fortgeschrittenen und nur noch zum Teil reversiblen Reaktionen (Kategorie 4). Um die Bewertung für den Betrachter übersichtlicher zu gestalten, wurden den Kategorien Farben von Grün (Kategorie 1, unbedenklich) bis Rot (Kategorie 5, massiv geschädigt) zugeordnet.

Bei den biochemischen Untersuchungen der Entgiftungsenzyme wurde die Aktivität der Enzyme im Labor bestimmt. Die Aktivität der Enzyme verhält sich nach dem Optimumsprinzip, d.h. bei geringeren Belastungen wird das Entgiftungssystem induziert und die Bildung der Enzyme angeregt. Diese steigt mit steigender Belastung, bis zu einem Punkt, an dem das System ausgelastet ist. Steigt die Belastung weiterhin, bricht das System zusammen. Für die Auswertung dieses Biomarkers ist es daher wichtig, die Ergebnisse der Histopathologie mit einzubeziehen, um nachvollziehen zu können, ob das

Entgiftungssystem die Belastung noch kompensiert oder sich bereits im Stadium der Überlastung (Destruktionsstadium) befindet.

4 Ergebnisse

4.1 Aktives Monitoring

4.1.1 Histopathologie

Verglichen mit den Fischen, die direkt in der Zuchtanlage beprobt wurden, wiesen alle in der Nidda gehaltenen Tiere einen schlechteren Gesundheitszustand auf. An der im Oberlauf gelegenen Probestelle N1 in Eichelsdorf dominierten Tiere, deren Lebern bereits leichte Veränderungen zeigten (Kategorie 3), welche jedoch noch reversibel waren. Der Anteil an Tieren, die bereits fortgeschrittene Schädigungen der Leber aufwiesen, nahm im Flussverlauf zu. Besonders auffällig waren die an der Probestelle N2 untersuchten Fische. Hier befanden sich die Lebern aller untersuchten Tiere bereits in einem Reaktionszustand (Kategorie 3), 44% der Individuen wurden bereits Kategorie 4 (beginnende Destruktionen) zugeordnet und zeigten deutliche Veränderungen in der Gewebestruktur. Ein ähnlicher Befund wurde an Probestelle N6 bei Nieder-Wöllstadt erhoben, hier fielen 36% der untersuchten Leberproben bereits in Kategorie 4.

4.1.2 Biomarker

Die Untersuchungen zeigten, dass die Aktivität der für die Entgiftung von dioxinähnlich wirkenden Substanzen zuständigen Enzyme der Cytochrom P450-Enzymfamilie im Vergleich zu den beim Züchter untersuchten Tieren generell geringer war. Bei den in der Nidda gehaltenen Tieren war die Aktivität der Enzyme an der Probestelle N2 in Unter-Schmitten besonders niedrig. Dieser Befund lässt zunächst vermuten, dass im Wasser der Nidda kaum dioxinähnliche Substanzen vorhanden sind. Betrachtet man jedoch die Ergebnisse der histologischen Untersuchungen der Lebern, so ist eine andere Interpretation der Daten wahrscheinlicher: Bedingt durch den durchaus besorgniserregenden histologischen Zustand der Lebern – insbesondere an Probestelle N2 in Unter-Schmitten – ist davon auszugehen, dass die Lebern bereits soweit geschädigt waren, dass eine Erhöhung der Enzymaktivität nicht mehr realisierbar war, unabhängig davon, ob eine Belastung des Gewässers mit polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) existiert oder nicht. Da die Leber das Organ ist, das für die Entgiftung von Schadstoffen hauptverantwortlich ist und auch das Gewebe, in dem die Enzyme der Cytochrom P450-Enzymfamilie gebildet werden, wirken sich strukturelle Schäden in der Leber besonders auf die Entgiftungsleis-

tion und die Fitness der Fische aus. Ist die Leber bereits soweit geschädigt, dass die Neubildung von Entgiftungsenzymen nicht mehr in adäquater Menge erfolgen kann, sinkt in den durchgeführten Untersuchungen deren Aktivität. Dieser Befund erlaubt keine Aussage über den Belastungszustand der Nidda mit PAK, weist jedoch auf eine stark reduzierte Fähigkeit der Tiere zur Biotransformation und damit auf eine reduzierte Widerstandsfähigkeit der Fische hin.

4.2 Passives Monitoring

4.2.1 Histopathologie Bachforellen und Döbel

Das passive Monitoring bestätigte die im aktiven Monitoring festgestellten Befunde. Wie auch schon im Experiment mit den in Käfigen gehaltenen Fischen wiesen besonders die im Gewässer lebenden Forellen zum Teil schwere Leberschäden auf. Bereits an der Kontrollstelle N1 in Eichelsdorf befanden sich die Lebern der Tiere in einem Reaktions- (Kategorie 3) bis zu beginnendem Destruktionszustand (Kategorie 4). An der Probestelle N2 in Unter-Schmitten wurden bei der ersten Probenahme im Juni 2016 Döbel untersucht. Dabei wurden bei einem Drittel der untersuchten Proben Schäden gefunden, die nur bedingt reversibel waren (Kategorie 4, 11%) bis hin zu fortgeschrittenen Destruktionen (Kategorie 5, 22%) des Lebergewebes. Weniger als die Hälfte der an dieser Stelle untersuchten Döbel befanden sich noch in einem guten Gesundheitszustand. Noch drastischer fällt die Bewertung der im September beprobten Bachforellen aus, die als Ersatz für die nicht in genügender Anzahl vorgefundenen Döbel an der Probestelle N2 beprobt wurden. Das Lebergewebe aller untersuchten Individuen zeigte sich in einem schlechten Erhaltungszustand, wobei überwiegend beginnende Destruktionen (Kategorie 4, 89%) gefunden wurden. Die an Probestelle N6 in Niederwöllstadt beprobten Döbel wiesen im Juni zu überwiegenden Teilen einen guten (Kategorie 2, 60%) bis mäßigen (Kategorie 3, 20%) Leberzustand auf, während im September der mäßige Erhaltungszustand dominierte (Kategorie 3, 67%).

4.2.2 Histopathologie Bachschmerlen

Die Ergebnisse der histologischen Untersuchung der Lebern der entnommenen Bachschmerlen spiegelte das bereits bei den Döbeln gefundene Bild wider. Generell ist festzuhalten, dass die Bachschmerlen noch deutlichere Reaktionen im Lebergewebe aufwiesen als die untersuchten Döbel. Besonders Probestelle N2 in Unter-Schmitten war auch in dieser Untersuchung auffällig. Bei der ersten Probennahme im Juni waren insgesamt 80% der untersuchten Tiere in einem bereits fortgeschrittenen Reaktions- bzw. Destruktionszustand (60% Kategorie 4 und

20% Kategorie 5). Im weiteren Verlauf der Nidda wurden an den stromabwärts gelegenen Probestellen ebenfalls zu relativ hohen Prozentsätzen Tiere mit bereits deutlicher Schädigung gefunden (Probestelle N3 zu 62,5% und Probestelle N6 zu 30% in den Bewertungskategorien 4 und 5), welche im Vergleich zu Probestelle N2 jedoch bei Weitem nicht so häufig auftraten.

Die im September untersuchten Tiere wiesen dagegen einen durchweg besseren Erhaltungszustand des Lebergewebes auf. Doch auch hier wurde an der Probestelle N2 erneut ein – wenn auch deutlich geringerer – Anteil von Tieren gefunden, deren Lebern bereits deutliche Schäden zeigten (33% in den Bewertungskategorien 4 und 5).

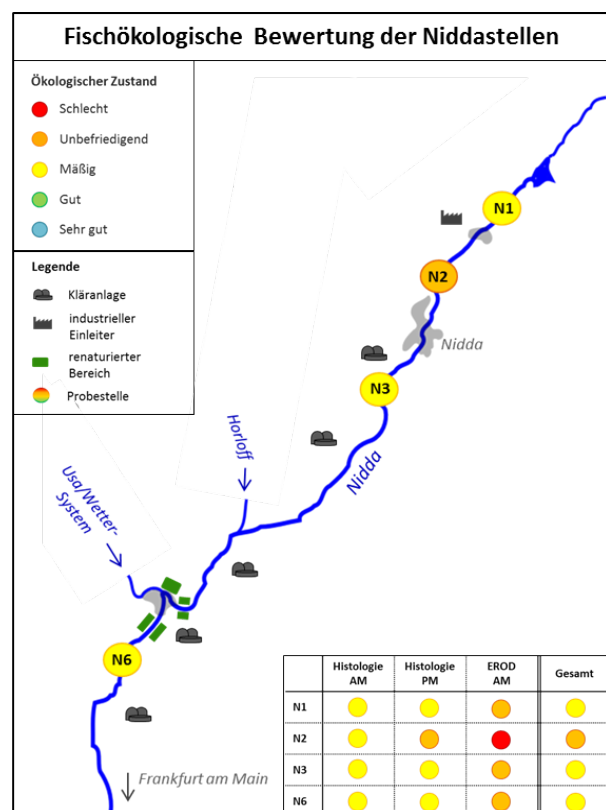


Abbildung 1: Lage der Probestellen im Nidda Einzugsgebiet und Bewertung der Fischgesundheit, basierend auf den Ergebnissen des aktiven und passiven Monitorings sowie ausgewählter biochemischer Marker.

4.3 Ergebnisse Artenzusammensetzung

Bei den Elektrofischungen wurde, zusätzlich zur Entnahme der benötigten Testfische, eine näherungsweise Erhebung der Artenzusammensetzung durchgeführt. Alle ankommenden Fische wurden notiert, ihre Größe festgehalten und die Tiere unbeschadet in ihr Habitat entlassen. Der Schwerpunkt der hier aufgeführten Auflistung konzentriert sich auf die folgenden Arten: Forelle, Döbel, Bachschmerlen und Groppe (*Cottus gobio*).

An Probestelle N1 in Eichelsdorf wurden bei der ersten Befischung im Juni 2016 eine Anzahl von 170 Bachforel-

len, 29 Bachschmerlen und 63 Gropen registriert. Bei den für diesen Flussabschnitt typischen Bachforellen war zu bemerken, dass besonders Tiere mit einer Größe von über 25 cm nur sehr vereinzelt zu finden waren. Der für eine natürliche Reproduktion sprechende Anteil an Tieren unter 10 cm war zwar vorhanden, im Vergleich zu größeren Tieren jedoch in nicht besonders hoher Menge. Schmerlen waren in allen für diese Art üblichen Größen vorhanden. Sie teilten sich ihr Habitat mit den für eine gute Wasserqualität als Indikatororganismus fungierenden Gropen. Auch die Groppe war in dem für diese Art zu erwartenden Größenspektrum vorhanden.

Bei der zweiten Befischung im September 2016 wurden an derselben Probestelle 224 Bachforellen, 37 Schmerlen und 102 Gropen gefunden. Bei dieser Befischung kam es zudem zu einer Einzelsichtung eines 8 cm langen und damit jungen Döbels. Auch bei dieser Befischung waren Forellen mit einer Größe von über 25 cm nur vereinzelt anzutreffen. Als erfreulicher Nebenfund ist das Vorhandensein von larvalen Bachneunaugen zu erwähnen.

An Probestelle N2 wurden im Juni 45 Döbel, 16 Bachforellen und 520 Schmerlen gefunden. Die noch wenige Kilometer weiter stromaufwärts in großer Zahl vorkommende Groppe wurde hier und auch an den weiter stromabwärts gelegenen Probestellen N3 und N6 nicht mehr aufgefunden. Die angetroffenen Bachforellen hatten eine Länge zwischen 5 und 8 cm. Größere Tiere wurden kaum beobachtet. Döbel waren vorwiegend als Jungtiere präsent, in geringerer Anzahl wurden auch stattliche ausgewachsene Exemplare angetroffen. Die Schmerlen waren in zu erwartenden Längen vorhanden.

Im September wurden an der Probestelle N2 insgesamt 22 Döbel, 15 Bachforellen und 468 Schmerlen notiert. Die angetroffenen Döbel waren größtenteils Jungfische unter 8 cm, größere Exemplare wurden nicht gefunden. Es ist davon auszugehen, dass die größeren Döbel zu diesem Zeitpunkt des Jahres andere Flussabschnitte aufsuchen als die hier vorgefundene Brut. Alle angetroffenen Forellen wiesen eine Körperlänge zwischen 10 und 20 cm auf. Eine Einwanderung dieser Tiere aus dem bei N1 gefundenen Bestand ist wahrscheinlich. Die untersuchten Schmerlen umfassten Tiere in einem zu erwartenden Größenspektrum.

An der Probestelle N3 wurden im Juni vorwiegend Schmerlen gefunden (52 Individuen). Die Population ist lokal auf den Fundamentbereich einer Brücke beschränkt und entspricht dem für diese Art erwartenden Größenspektrum. Forellen wurden nur als Einzelfunde protokolliert (eine Forelle mit 5 cm). Döbel waren nicht anzutreffen. Eine Befischung umliegender Stellen war aufgrund des hohen Wasserstandes nicht möglich.

Im September zeichnete sich dasselbe Bild. Auch hier waren hauptsächlich Schmerlen vorhanden (45 Individuen).

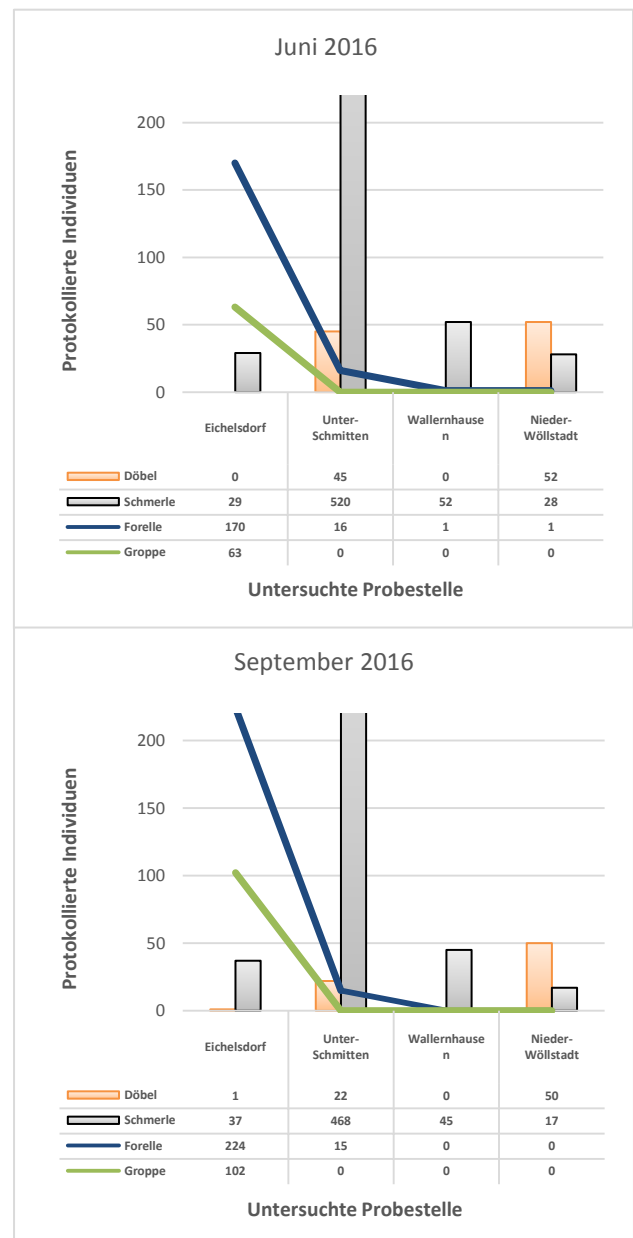


Abbildung 2: Ergebnisse der Elektrobefischungen 2016. Dargestellt sind die absoluten Fangzahlen auf jeweils ca. 200 m Fließstrecke für vier unterschiedliche Arten. Deutlich zu sehen ist das Ausbleiben der sensitiveren Arten Bachforelle und Groppe zwischen N1 und N2.

An nahegelegenen Stellen, die eine Begehung erlaubten, war lediglich ein einzelner junger Döbel zu finden.

Die Befischung der Probestelle N6 in Nieder-Wöllstadt ergab im Juni 52 Döbel und 28 Schmerlen. Aufgrund hoher Regenfälle an den Vortagen und damit verbunden einem hohen Pegelstand und hoher Abflussmenge konnte nur ein schmaler Uferstreifen befischt werden. Alle Döbel waren Jungtiere, die Schmerlen entsprachen dem zu erwartenden Größenspektrum.

Im September konnten an dieser Probestelle 50 Döbel und 17 Schmerlen protokolliert werden. Die gesichteten Döbel waren alles Jungtiere, die Schmerlen entsprachen dem zu erwartenden Größenspektrum. Zu beiden Probe-

nahmezeitpunkten konnte lediglich ein Einzelnachweis einer 25 cm langen Bachforelle protokolliert werden. Besonders zu bemerken ist ein Massenaufreten des Bitterlings an dieser Probestelle im September. Hier wurden 661 Tiere gezählt.

5 Zusammenfassung

Die erzielten Ergebnisse zeigen, dass Handlungsbedarf an der Nidda besteht. Sowohl die im aktiven Monitoring gehaltenen als auch die beim passiven Monitoring vor Ort gefangenen Fische wiesen zu großen Prozentzahlen pathologische Veränderungen im Lebergewebe auf. Zwar sind solche Veränderungen noch kein finales Todesurteil der betroffenen Tiere, sie zeigen jedoch auf, dass eine Belastung des Gewässers, welche zu einer starken Beeinträchtigung des Gesundheitszustands der ihr ausgesetzten Fische führt, vorliegt. Diese Belastung mindert die Fitness der Tiere und kann somit beispielsweise für einen geringeren Reproduktionserfolg und einen Einbruch der Bestände verantwortlich sein.

6 Literatur

- Al-Sabti, K./C. D. Metcalfe (1995): Fish micronuclei for assessing genotoxicity in water. *Mutation Research/Genetic Toxicology*, 343(2–3): 121-135.
- Beaman, J. R./R. Finch/H. Gardner/F. Hoffmann/A. Rosencrance/J. T. Zelikoff (1999): Mammalian immunoassays for predicting the toxicity of malathion in a laboratory fish model. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 56(8): 523-542.
- Boran, H./E. Capkin/I. Altinok/E. Terzi (2012): Assessment of acute toxicity and histopathology of the fungicide captan in rainbow trout. *Experimental and Toxicologic Pathology*, 64(3): 175-179.
- Brian, J. V./C. A. Harris/M. Scholze/A. Kortenkamp/P. Booy/M. Lamoree/G. Pojana/N. Jonkers/A. Marcomini/J. P. Sumpter (2007): Evidence of estrogenic mixture effects on the reproductive performance of fish. *Environmental Science & Technology*, 41(1): 337-344.
- Corcoran, J./M. J. Winter/C. R. Tyler (2010): Pharmaceuticals in the aquatic environment: A critical review of the evidence for health effects in fish. *Critical Reviews in Toxicology*, 40(4): 287-304.
- Gaworecki, K. M./S. J. Klaine (2008): Behavioral and biochemical responses of hybrid striped bass during and after fluoxetine exposure. *Aquatic Toxicology*, 88(4): 207-213.
- Hawkins, W. E./W. W. Walker/R. M. Overstreet/T. F. Lytle/J. S. Lytle (1988): Dose-related carcinogenic effects of water-borne benzo[a]pyrene on livers of two small fish species. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 16(3): 219-231.
- Hayes, T. B./A. Collins/M. Lee/M. Mendoza/N. Noriega/A. A. Stuart/A. Vonk (2002): Hermaphroditic, demasculinized frogs after exposure to the herbicide atrazine at low ecologically relevant doses. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99(8): 5476-5480.
- IARC (1983): Polynuclear aromatic compounds. Part 1. Chemical, environmental and experimental data International Agency for Research on Cancer (IARC), 32.
- Jofré, D. M./M. J. Germanó García/R. E. Salcedo/M. Morales/M. Alvarez/R. D. Enriz/F. Gianinni (2013): Fish toxicity of commercial herbicides formulated with glyphosate.
- Köhler, H.-R./R. Triebkorn (2013): Wildlife ecotoxicology of pesticides: can we track effects to the population level and beyond? *Science*, 341(6147): 759-765.
- Kunkel, U./M. Radke (2012): Fate of pharmaceuticals in rivers: Deriving a benchmark dataset at favorable attenuation conditions. *Water Research*, 46(17): 5551-5565.
- Liney, K. E./J. A. Hagger/C. R. Tyler/M. H. Depledge/T. S. Galloway/S. Jobling (2006): Health effects in fish of long-term exposure to effluents from wastewater treatment works. *Environmental Health Perspectives*, 114(Suppl 1): 81-89.
- Ein weiteres Indiz für eine bereits im Oberlauf bestehende Belastung der Nidda ist das plötzliche Ausbleiben der Groppe zwischen Probestelle N1 in Eichelsdorf und Probestelle N2 in Unter-Schmitten. Beide Probestellen sind nicht durch Wanderhindernisse voneinander getrennt, die Struktur des Gewässergrundes ist ähnlich. Der Lebensraum sollte also bestens für diese Art geeignet sein. Dennoch wurden bei den Elektrofischungen keine Gropfen unterhalb der Probestelle N1 angetroffen. Ebenso wie die im Feinsediment lebenden Larven des Bachneunauges sind Gropfen ein Indikator für Wasserqualität. Bei zu hoher Belastung des Wassers ist die Groppe trotz passender Gewässerstruktur nicht mehr anzutreffen. Wie die Groppe gehört auch die heimische Bachforelle zu denjenigen Fischen, die äußerst empfindlich auf Veränderungen der Umwelt reagieren. Auch hier war ein deutlicher Rückgang der Individuendichte mit zunehmender Fließstrecke festzustellen. Lediglich einzelne Exemplare konnten flussabwärts von N2 noch angetroffen werden. Dem gegenüber stehen die robusteren Arten, die, wie im Falle der Bachschmerle, zum Teil in sehr hohen Individuenzahlen anzutreffen sind.

- Nash, J. P./D. E. Kime/L. T. M. Van Der Ven/P. W. Wester/F. Brion/G. Maack/P. Stahlschmidt-Allner/C. R. Tyler (2004): Long-term exposure to environmental concentrations of the pharmaceutical ethynylestradiol causes reproductive failure in fish. *Environmental Health Perspectives*, 112(17): 1725-1733.
- Perreault, H. a. N./K. Semsar/J. Godwin (2003): Fluoxetine treatment decreases territorial aggression in a coral reef fish. *Physiology & Behavior*, 79(4): 719-724.
- Relyea, R. A. (2005): The impact of insecticides and herbicides on the biodiversity and productivity of aquatic communities *Ecological Applications*, 15(2): 618-627.
- Salo, H. M./N. Hébert/C. Dautremepuits/P. Cejka/D. G. Cyr/M. Fournier (2007): Effects of Montreal municipal sewage effluents on immune responses of juvenile female rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquatic Toxicology*, 84(4): 406-414.
- Schisler, G. J./E. P. Bergersen/P. G. Walker (2000): Effects of multiple stressors on morbidity and mortality of fingerling rainbow trout infected with *Myxobolus cerebralis*. *Transactions of the American Fisheries Society*, 129(3): 859-865.
- Segner, H./K. Carroll/M. Fenske/C. R. Janssen/G. Maack/D. Pascoe/C. Schäfers/G. F. Vandenberg/M. Watts/A. Wenzel (2003): Identification of endocrine-disrupting effects in aquatic vertebrates and invertebrates: report from the European IDEA project. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 54(3): 302-314.
- Shukla, L./A. K. Pandey (1986): Impairment of thyroid activity in *Sarotherodon mossambicus* due to DDT treatment. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 36(1): 132-139.
- Stanley, J. K./A. J. Ramirez/C. K. Chambliss/B. W. Brooks (2007): Enantiospecific sublethal effects of the antidepressant fluoxetine to a model aquatic vertebrate and invertebrate. *Chemosphere*, 69(1): 9-16.
- Tixier, C./P. Bogaerts/M. Sancelme/F. Bonnemoy/L. Twagilimana/A. Cuer/J. Bohatier/H. Veschambre (2000): Fungal biodegradation of a phenylurea herbicide, diuron: structure and toxicity of metabolites. *Pest Management Science*, 56(5): 455-462.
- Triebskorn R (Hrsg., 2017): Weitergehende Abwasserreinigung. Universitätsverlag Tübingen. ISBN 978-3-946552-11-6
Online open access: hdl.handle.net/10900/74316
- Triebskorn, R./H. Casper/A. Heyd/R. Eikemper/H. R. Köhler/J. Schwaiger (2004): Toxic effects of the non-steroidal anti-inflammatory drug diclofenac: Part II Cytological effects in liver, kidney, gills and intestine of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquatic Toxicology*, 68(2): 151-166.
- The European Parliament and the Council of the European Union (2000): Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23rd October 2000: Establishing a framework for community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities*, L 327: 1-92.
- Vajda, A. M./L. B. Barber/J. L. Gray/E. M. Lopez/J. D. Woodling/D. O. Norris (2008): Reproductive disruption in fish downstream from an estrogenic wastewater Effluent. *Environmental Science & Technology*, 42(9): 3407-3414.

.....

Herausgeber: Projektverbund NiddaMan, Frankfurt, Dezember, 2017

AutorInnen: Andreas Dieterich, Mona Schweizer, Heinz-R. Köhler
(Physiologische Ökologie der Tiere, Institut für Evolution und Ökologie der Universität Tübingen
Auf der Morgenstelle 5, D-72076 Tübingen)

Kontakt: andreas.dieterich@uni-tuebingen.de mona.schweizer@uni-tuebingen.de heinz-r.koehler@uni-tuebingen.de

.....

GEFÖRDERT VOM



Bundesministerium
für Bildung
und Forschung

