

Bedeutung, Realisierung und Nachweis der ökologischen
Durchgängigkeit am Beispiel zweier Gebirgsbäche des
Harzes und Harzvorlandes

Christian Reinboth
Studiengang infernum
FernUniversität Hagen
Matrikelnummer q7952694

betreut durch Prof. Dr. Rolf Kümmel

13. Oktober 2017

Inhaltsverzeichnis

| | | |
|----------|---|-----------|
| 1 | Einleitung | 6 |
| 2 | Ökologische Durchgängigkeit | 8 |
| 2.1 | Definition und Bedeutung | 8 |
| 2.1.1 | Was ist ökologische Durchgängigkeit? | 8 |
| 2.1.2 | Warum wandern Fische? | 10 |
| 2.1.3 | Welche Schäden verursacht fehlende Durchgängigkeit? | 11 |
| 2.2 | EG-Wasserrahmenrichtlinie | 12 |
| 2.3 | Wiederherstellung von Durchgängigkeit | 13 |
| 2.3.1 | Arten von Fischaufstiegsanlagen | 13 |
| 2.3.2 | Naturnahe Fischaufstiegsanlagen | 14 |
| 2.3.3 | Technische Fischaufstiegsanlagen | 15 |
| 2.3.4 | Güte von Fischaufstiegsanlagen | 18 |
| 2.4 | Geeignete Indikatorsysteme | 22 |
| 3 | Ausgangssituation im Harzkreis | 25 |
| 3.1 | Topologie und Topographie | 25 |
| 3.2 | Betrachtete lokale Gewässer | 26 |
| 3.2.1 | Holtemme | 26 |
| 3.2.2 | Zillierbach | 29 |
| 3.3 | Bedeutende lokale Fischarten | 30 |
| 3.3.1 | Bachforelle | 31 |
| 3.3.2 | Groppe | 32 |
| 4 | Wiederherstellung der Durchgängigkeit | 34 |
| 4.1 | Motivation | 34 |
| 4.2 | Durchführung | 35 |
| 4.3 | Ergebnisse | 36 |
| 5 | Datenanalyse | 38 |
| 5.1 | Visualisierung in QGIS | 38 |
| 5.2 | Aussagekraft und Hypothesen | 39 |
| 5.3 | Statistische Auswertung | 40 |
| 5.3.1 | Verteilung der Messpunkte | 40 |
| 5.3.2 | Zunahme der Artenvielfalt | 40 |

| | | |
|----------|--|-----------|
| 5.3.3 | Zunahme der Menge der abgefischten Tiere | 41 |
| 5.3.4 | Zunahme der Größe der abgefischten Tiere | 42 |
| 6 | Fazit und Ausblick | 43 |
| 6.1 | Fazit | 43 |
| 6.2 | Ausblick | 44 |

Abbildungsverzeichnis

| | | |
|-----|--|----|
| 1.1 | Schau-Elektrobefischung des Gewässerschutzvereins | 7 |
| 2.1 | Ein Querbauwerk in der Holtemme | 9 |
| 2.2 | Gründe für Fischwanderungen | 10 |
| 2.3 | Typen von technischen und naturnahen Fischaufstiegen | 14 |
| 2.4 | Der Rauhgerinne-Beckenpass Holtemme H6 | 17 |
| 2.5 | Durch Platzierung von Felsen in einer FAA geschaffene Ruhezone | 20 |
| 2.6 | Verstopfung einer FAA im Zillierbach durch Treibholz und Unrat | 21 |
| 2.7 | Funktionsprinzip einer Elektrobefischung | 23 |
| 2.8 | Durchführung einer Elektrobefischung in der Holtemme | 24 |
| 3.1 | Der nahezu völlig natürliche Oberlauf der Holtemme | 27 |
| 3.2 | Die Bachforelle als Wappentier von Stadt und Kreis | 31 |
| 3.3 | Im Rahmen einer Elektrobefischung betäubte Groppe | 33 |
| 4.1 | Hochwassergeschädigtes Querbauwerk in der Holtemme | 37 |
| 5.1 | In QGIS kartierte Fischaufstiege | 39 |
| 5.2 | Ergebnisse von Befischungen in der Holtemme | 42 |
| 5.3 | Ergebnisse von Befischungen in der Holtemme. | 42 |
| 6.1 | Sohlabsturz mit geringer Höhe in der Holtemme | 46 |
| 6.2 | Holtemme und Zillierbach in der QGIS-Grundkarte | 47 |
| 6.3 | In QGIS kartierte Befischungspunkte | 47 |
| 6.4 | In QGIS kartierte Querbauwerke | 48 |
| 6.5 | Der Schlitzpass Holtemme H7 | 48 |
| 6.6 | Der Schlitzpass Holtemme H7 | 49 |
| 6.7 | Trockengefallener Rauhgerinne-Beckenpass | 49 |

Tabellenverzeichnis

| | | |
|-----|--|----|
| 4.1 | Baumaßnahmen an beiden Flüssen zwischen 1996 und 2011 | 36 |
| 5.1 | Vorkommen sonstiger Arten in Holtemme und Zillierbach. | 41 |
| 6.1 | Verteilung der Baubefischungen auf Holtemme und Zillierbach | 50 |
| 6.2 | Anzahl der im Rahmen der Baubefischungen aufgefundenen Tiere | 51 |
| 6.3 | Anzahl der im Rahmen der Baubefischungen erfassten Tiere | 52 |
| 6.4 | Spannweite der bei Baubefischungen erfassten Tiere | 53 |
| 6.5 | Spannweite der im Rahmen der Baubefischungen erfassten Tiere | 54 |

Abkürzungsverzeichnis

DBU Deutsche Bundesstiftung Umwelt

DWA Deutsche Vereinigung für nachhaltige Wasserwirtschaft

EFF Europäischer Fischereifonds

EG Europäische Gemeinschaft

EG-WRRL EG-Wasserrahmenrichtlinie

EU Europäische Union

FAA Fischaufstiegsanlage

FFH-RL Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie

GIS Geographisches Informationssystem

GPS Global Positioning System

LKI Länderinitiative Kernindikatoren

OSM Open Street Map

UBA Umweltbundesamt

Kapitel 1

Einleitung

Schon seit Jahrtausenden stellen Flussläufe und Auen ein bevorzugtes Siedlungsgebiet für Menschen dar, die sich das Wasser zunächst für die Nahrungserzeugung (Landwirtschaft, Fischfang), später als Handelsweg und in jüngster Zeit auch für die Energieerzeugung zu Nutze machten (vgl. Baier 2016, S. 1). Die fortschreitende Intensität dieser Nutzung ging jedoch mit immer mehr Eingriffen in die natürliche Beschaffenheit von Flussläufen einher – darunter etwa Begradigungen, Aufstauungen oder die Verschmutzung durch Einleitung schädlicher Substanzen. Diese Arbeit widmet sich einer spezifischen Konsequenz menschlicher Aktivitäten an Flüssen – dem Verlust der sogenannten ökologischen Durchgängigkeit.

Die Arbeit gliedert sich in sechs Kapitel (einschließlich dieser Einleitung). Im zweiten Kapitel wird zunächst die ökologische Durchgängigkeit definiert sowie ihre Bedeutung für den „guten ökologischen Zustand“ von Fließgewässern im Sinne der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) betrachtet. Darüber hinaus wird dargestellt, mit welchen baulichen Maßnahmen die Durchgängigkeit verbessert oder wiederhergestellt werden kann, wobei der Fokus auf unterschiedlichen Arten von technischen Fischaufstiegen und Fischabstiegen liegen wird. Das Kapitel schließt mit einer kurzen Übersicht geeigneter Methoden zum Nachweis ökologischer Durchgängigkeit.

Das dritte Kapitel wird die Ausgangssituation in der betrachteten Gegend vorstellen – dem Areal um die Einheitsgemeinde Stadt Wernigerode im östlichen Harz in Sachsen-Anhalt. Dabei wird der Fokus auf zwei kleineren Fließgewässern – Holtemme und Zillierbach – liegen. An diesen beiden Gewässern fanden zwischen 1996 und 2011 aufwändige bauliche Maßnahmen zur möglichst vollständigen Wiederherstellung der zuvor stark beeinträchtigten ökologischen Durchgängigkeit statt, deren Historie und Ausführung vierten Kapitel betrachtet werden. Vorgestellt werden darüber hinaus auch die für die beiden Flussläufe charakteristischen Fischarten mit Fokus auf den Leitspezies Bachforelle (*Salmo trutta fario*) und Westgroppe (*Cottus gobio*).

Im fünften Kapitel wird der Versuch unternommen, den Erfolg der durchgeführten Maßnahmen an Holtemme und Zillierbach auf Basis von Daten zu bewerten, die durch einen lokalen Akteur – den Wildfisch- und Gewässerschutz Wernigerode e.V. –

erhoben wurden. Dieser Verein führt im Vorfeld von Baumaßnahmen in Gewässernähe regelmäßig Fischumsetzungen mittels Elektrobefischung durch, in deren Rahmen Spezies und Größe der umgesetzten Tiere protokolliert werden. Die Daten, die im fünften Kapitel unter Einsatz der Statistiksoftware PSPP deskriptiv untersucht werden, stammen aus den Jahren zwischen 2005 und 2016. Besondere Bedeutung kommt dabei der Frage zu, welche statistische Aussagekraft ihnen aufgrund der Art ihrer Erhebung zugeschrieben werden kann. Kurz vorgestellt werden zudem die Ergebnisse einer GPS-Kartierung der Fischaufstiege und Befischungspunkte in Holtemme und Zillierbach sowie einer auf dieser Basis durchgeführten raumbezogenen Analyse unter Einsatz des Geoinformationssystems QGIS.

Die Arbeit schließt im sechsten Kapitel mit einem Fazit zum Stand der ökologischen Durchgängigkeit sowie einem Ausblick auf mögliche zukünftige Maßnahmen zur weiteren Verbesserung des ökologischen Zustands beider Gewässer.



Abbildung 1.1: Schau-Elektrobefischung des Wernigeröder Wildfisch- und Gewässerschutzvereins für Schülerinnen und Schüler am Fischaufstieg Holtemme H7.

Kapitel 2

Ökologische Durchgängigkeit

2.1 Definition und Bedeutung

2.1.1 Was ist ökologische Durchgängigkeit?

Wie bereits im einleitenden Kapitel ausgeführt, hat der Mensch im Laufe seiner Siedlungsgeschichte schon immer in die Ökomorphologie – die „Beschaffenheit des Ufers, der Sohle, des Umlandes und der Vernetzung“ (Baier 2013, S. 17) – von Fließgewässern eingegriffen. Zu den folgenreichsten Veränderungen gehören neben der Einleitung von Schad- und Nährstoffen aus Industrie, Landwirtschaft und privaten Haushalten insbesondere wasserbauliche Maßnahmen wie etwa Begradigungen oder die Errichtung von Staudämmen oder Wasserkraftwerken (vgl. Holzer et al. 2004, S. 232). Die Errichtung von Querbauwerken führte in vielen Gewässern zur Zerschneidung vernetzter Lebensräume und damit zum Verlust von ökologischer Durchgängigkeit (vgl. Trinkl 1986, S. 209). Gemeint ist damit sowohl die Möglichkeit aquatischer Organismen, sich ungehindert in ihrem natürlichen Lebensraum auszubreiten, als auch der freie Gewässertransport von Sedimenten (vgl. Linnenweber 2015, S. 37).

Typische Querbauwerke, die zu einer Verringerung der ökologischen Durchgängigkeit führen, sind Stauanlagen für die landwirtschaftliche Be- und Entwässerung oder zur Energiegewinnung, Hebewerke und Schleusen für die Schifffahrt sowie ökologisch ungeeignete Brückenkonstruktionen. Dabei gilt, dass die zu vermutende ökologische Beeinträchtigung umso größer ausfällt, je deutlicher sich das Querbauwerk optisch vom natürlichen Gewässerverlauf absetzt (vgl. Trinkl 1986, S. 213). Der Gewässerabschnitt unterhalb eines Querbauwerks wird als „Unterwasser“, der Gewässerabschnitt oberhalb eines Querbauwerks als „Oberwasser“ und der für Fische unüberwindbare Wasserabsturz als „Überfall“ bezeichnet.

Neben solchen Querbauwerken können aber auch bauliche Maßnahmen zur Hochwasservorsorge die ökologische Durchgängigkeit beeinträchtigen (vgl. Horlacher et al. 1999, S. 191). So kommt es etwa durch die unterhaltungsbedingte Entfernung von Totholz aus Gewässern zum Verlust von Treibholzverkläunungen, die wiederum eigene Lebensräume und gute Versteckmöglichkeiten für Fische vor Fressfeinden wie



Abbildung 2.1: Für Bachforellen und andere Fischarten unüberwindbares Querbauwerk in der Holtemme im Jahr 2011, das inzwischen vollständig rückgebaut wurde.

dem Kormoran (*Phalacrocorax carbo*) bieten (vgl. Golsch 2013, S. 31-32). Auch chemische Barrieren wie etwa Einleitungen aus Industrie oder Landwirtschaft können Fließgewässer abschnittsweise unpassierbar machen und damit die ökologische Durchgängigkeit verringern (vgl. Jährling 2009, S. 4).

Eine wichtige Facette der ökologischen Durchgängigkeit, die im ab Kapitel 3 betrachteten Gebiet mangels entsprechender Anlagen keine Rolle spielt, der Vollständigkeit halber aber dennoch erwähnt werden soll, ist die Fischpassierbarkeit von Wasserkraftanlagen. Hier tritt im Vergleich mit anderen Querbauwerken wie etwa Wehren oder Abstürzen die besondere Problematik auf, dass Fische in die Anlagen eindringen können und dort verletzt werden oder zu Tode kommen. Dabei sind gerade Jungfische besonders gefährdet, da sie aufgrund ihrer Größe auch engmaschige Schutzgitter überwinden können. Die besonderen Herausforderungen der Schaffung ökologischer Durchgängigkeit an Wasserkraftanlagen werden unter anderem in Hoffmann et al. 2010 und Alp 2006 näher betrachtet.

Ein Hinweis zur Begrifflichkeit: Gelegentlich wird der Begriff der ökologischen Durchlässigkeit synonym für die ökologische Durchgängigkeit verwendet. Da in der EG-WRRL im Hinblick auf die Passierbarkeit des Gewässers durch aquatische Organismen stets von ökologischer Durchgängigkeit die Rede ist, soll auch im Rahmen dieser Arbeit ausschließlich diese Begrifflichkeit verwendet werden.

2.1.2 Warum wandern Fische?

Obwohl der Begriff der ökologischen Durchgängigkeit – wie eben definiert – mehr als die Durchgängigkeit eines Fließgewässers für Fischbestände umfasst, werden die Migrationsbedürfnisse von Fischen – insbesondere der Bachforelle – im Fokus dieser Arbeit stehen und sollen deshalb nachfolgend genauer betrachtet werden.

Nach Trinkl 1986 (S. 210-211) sind grundsätzlich drei Typen von Fischwanderungen zu unterscheiden: Laichwanderungen, Nahrungswanderungen und Kompensationswanderungen, wobei die Auslöser externe Faktoren (Nahrungsmangel, Bejagung, Veränderungen in Klima, Strömungsverhalten, Wassertemperatur oder Wasserqualität) wie auch interne Faktoren (Lebensphasen bzw. ontogenetische Veränderungen oder Laichverhalten) sein können (vgl. Baier 2016, S. 5). Die meisten Fischwanderungen werden nicht durch einen singulären Faktor, sondern durch eine Kombination mehrerer interner wie externer Faktoren bedingt (vgl. Baier 2013, S. 15).

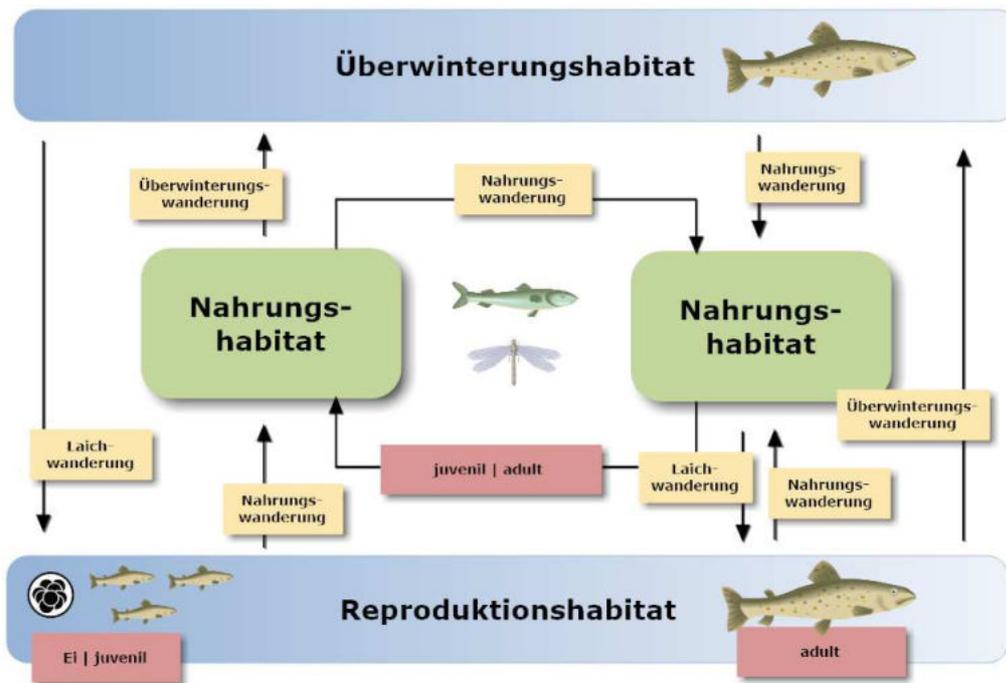


Abbildung 2.2: Gründe für Fischwanderungen (nach einer Grafik aus Baier 2013).

Aufgrund der Tatsache, dass stromaufwärts wandernde und dabei große Höhenunterschiede überwindende Lachse eine medial häufig verwendete Visualisierung für intakte Natur darstellen, ist die Laichwanderung sicher der bekannteste der drei Wanderungstypen. Während einige Fischarten ihr natürliches Habitat auch zum Laichen – d.h. zur Eiablage und Befruchtung – nicht verlassen, müssen andere Fischarten zum Ablachen spezielle Reproduktionshabitats aussuchen, die sich etwa durch eine schnellere Durchströmung und damit durch eine bessere Sauerstoffversorgung für die Eier auszeichnen (vgl. Baier 2016, S. 12). Betrachtet man den Lebenszyklus solcher Wanderfische, so ist häufig festzustellen, dass die Tiere in unterschiedlichen Alters-

stufen (Larven, Juvenile, Subadulte, Adulte) sowie zu unterschiedlichen Jahreszeiten jeweils andere Habitate aufsuchen. Das Überleben solcher Arten ist somit nur dann gewährleistet, wenn sämtliche dieser Habitate nicht nur verfügbar, sondern auch erreichbar sind (vgl. Holzer 2010, S. 241).

Da die Laichhabitate von Wanderfischen in der Regel nicht über das erforderliche Nahrungsangebot zur Aufrechterhaltung der Population verfügen, müssen sowohl die adulten Tiere nach dem Ablaichen als auch die Jungtiere nach der Trennung vom Dottersack im Rahmen einer Nahrungswanderung ein geeignetes Nahrungshabitat aufsuchen (vgl. Baier 2013, S. 12).

Eine Kompensationswanderung dient dagegen der Ausbreitung des Bestands und wird durch zu großen Dichtestress, die Verschlechterung ökologischer Rahmenbedingungen oder Hochwasserereignisse ausgelöst. So können etwa Fischpopulationen in einzelnen Gewässerabschnitten während eines Hochwasserereignisses ausgespült werden, was eine stromaufwärts gerichtete Neubesiedlung nach Ende des Hochwassers erforderlich macht. Darüber hinaus erfahren Fischpopulationen allein aufgrund der Strömung eine „flussabwärts gerichtete Populationsverschiebung. Durch Gegenstromwanderungen können sie diese Verluste ausgleichen und so eine mehr oder weniger gleichmäßige Populationsverteilung über verschiedene Flussabschnitte gewährleisten.“ (Baier 2013, S. 13). Auch diese der natürlichen Ausbreitung dienenden Wanderungsbewegungen sind der Kategorie der Kompensationswanderungen zuzuordnen.

Die an Baier 2013 angelehnte Abbildung 2.2 führt unter Auslassung der keiner Regelmäßigkeit unterliegenden Kompensationswanderung noch die bei einigen Fischarten zu beobachtende Überwinterungswanderung als weiteren Wandertyp auf. Diese ist darauf zurückzuführen, dass die meisten Fischarten ihre Aktivitäten bei sinkenden Temperaturen reduzieren, wobei sich einige während der Wintermonate in Gewässerabschnitte zurückziehen, deren ruhigeres Strömungsprofil diese Verringerung ihrer körperlichen Aktivitäten unterstützt (vgl. Baier 2013, S. 12).

Neben der hier dargestellten Unterteilung in Kompensations-, Nahrungs- und Laichwanderung wird in der Fachliteratur außerdem noch nach Wassertyp in Ozeandromie (Wanderung im Salzwasser), Potamodromie (Wanderung im Süßwasser) und Diadromie (Wanderung zwischen Salz- und Süßwasser) unterschieden. Die diadrome Fischwanderung wird weiterhin in anadrome (Fortpflanzung im Süßwasser, Aufwuchs im Salzwasser), katadrome (Fortpflanzung im Salzwasser, Aufwuchs im Süßwasser) und amphidrome (häufiger Wechsel zwischen Salz- und Süßwasser) Wanderungen unterteilt (vgl. Baier 2013, S. 14).

2.1.3 Welche Schäden verursacht fehlende Durchgängigkeit?

Grundsätzlich ist festzuhalten, dass fehlende ökologische Durchgängigkeit nicht nur Fischpopulationen beeinträchtigt. Vielmehr bremst beispielsweise jedes Querbauwerk

die Fließgeschwindigkeit eines Gewässers und verringert damit die Tragkraft des Wassers im Hinblick auf Sedimente, wodurch wiederum Verschlammung und Aufstauung begünstigt werden (vgl. Trinkl 1986, S. 211). Die fehlende Durchgängigkeit verhindert zudem den Austausch von genetischem Material zwischen Populationen und verringert dadurch deren genetische Diversität und evolutionäre Fitness (vgl. Baier 2016, S. 3). Darüber hinaus unterbindet sie den Transport von anderen Lebewesen und Materialien wie z.B. Insektenlarven, Pflanzensamen oder Nährstoffen. Da sich die Habitatanforderungen sowohl von Fischen als auch von anderen aquatischen Lebewesen (z.B. Wasserinsekten) im Laufe ihres natürlichen Lebenszyklus ändern, ist die Vollendung dieses Lebenszyklus eng an die ökologische Durchgängigkeit des jeweiligen Lebensraumes gebunden (vgl. Baier 2016, S. 2). Wie in Renggli 2016 (S. 4) angemerkt wird, hat die fehlende ökologische Durchgängigkeit in einigen Fließgewässern bereits nachweisbar zum Aussterben dort heimischer Fischarten oder anderer aquatischer Organismen geführt.

2.2 EG-Wasserrahmenrichtlinie

Der ordnungspolitische Rahmen aller gegenwärtigen innereuropäischen Bemühungen um die Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit, ist die im Oktober des Jahres 2000 verabschiedete Richtlinie 2000/60/EG der Europäischen Gemeinschaft, der sogenannten EG-Wasserrahmenrichtlinie (nachfolgend abgekürzt als EG-WRRL). Mit der EG-WRRL werden insgesamt sechs sogenannte „Schlüsselmaßnahmen“ verfolgt, zu denen – neben der Verbesserung des hydromorphologischen Gewässerzustands, der Reduzierung landwirtschaftlicher Nährstoffeinträge in Gewässer, der Nachrüstung von Kläranlagen, der Landwirtschaftsberatung sowie der Forschungsförderung im Bereich des Gewässerschutzes – auch die Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit von Fließgewässern gehört (vgl. Richter und Völker 2013, S. 8). Die Definition der ökologischen Durchgängigkeit im Rahmen der EG-WRRL umfasst dabei neben der Durchgängigkeit von Fließgewässern für die Fischfauna explizit auch deren Durchgängigkeit für wirbellose Kleintiere (Makrozoobenthos) sowie Sedimente (vgl. Weichert und Scholten 2015, S. 21).

Die Erreichung eines „guten ökologischen Zustands“, auf den die EG-WRRL alle Mitgliedsstaaten der Europäischen Union (EU) verpflichtet, schließt die Herstellung ökologischer Durchgängigkeit ausdrücklich ein (vgl. Anderer et al. 2010, S. 34 und o.V. 2003, S. 25). Dabei gilt, dass in Fließgewässern, die sich bereits in einem guten Zustand befinden, keine Verschlechterung eintreten darf, während für alle Fließgewässer eines schlechteren Zustands Verbesserungen herbeigeführt werden müssen (vgl. Holzer et al. 2004, S. 232). Der spätestmögliche Zeitpunkt für die Erreichung eines guten ökologischen Zustands ist durch die EG-WRRL auf 2027 terminiert (vgl. Richter und Völker 2013, S. 6).

In Deutschland haben Bund und Länder bereits einige Anstrengungen zur Umsetzung der EG-WRRL unternommen. So verpflichtet etwa das im Jahr 2010 novellierte Wasserhaushaltsgesetz die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes dazu, die ökologische Durchgängigkeit aller als Schifffahrtswege genutzten Fließgewässer sicherzustellen (vgl. Schütz und Henning 2015, S. 30). Auffallend ist, dass einige dieser Maßnahmen den Durchgängigkeitsbegriff im Gegensatz zur EG-WRRL auf die Durchwanderbarkeit von Fließgewässern für Fische eingrenzen – zu sehen etwa am Beschluss der Umweltministerkonferenz vom 15.11.2007 zur Inklusion der ökologischen Durchgängigkeit als Nachhaltigkeitsindikator in die Länderinitiative Kernindikatoren (LKI), der Durchgängigkeit ausdrücklich als fischökologische Durchgängigkeit definiert (vgl. Linnenweber 2015, S. 49). Einige Bundesländer – wie etwa Sachsen, siehe hierzu z.B. Völker und Gause 2015 – haben in den letzten Jahren ein öffentliches Berichtswesen zum ökologischen Zustand ihrer Gewässer eingerichtet, das auch Informationen zur ökologischen Durchgängigkeit sowie Daten aus entsprechenden Kontrollbefischungen enthält.

Trotz aller Bemühungen galten im Jahr 2013 erst etwa 10% der auf Basis der EG-WRRL begonnenen Maßnahmen zur Herstellung von ökologischer Durchgängigkeit als erfolgreich abgeschlossen, während mit gut 40% aller Maßnahmen noch nicht begonnen werden konnte (vgl. Richter und Völker 2013, S. 19). In Sachsen-Anhalt wurde die 10%-Marke dagegen bereits im Jahr 2009 erreicht (vgl. Jährling 2009). Als wesentliche Ursachen für Verzögerungen gelten knappe finanzielle Mittel, zeitaufwändige Genehmigungsverfahren, der fehlende Zugriff auf benötigte Flächen in Gewässernähe sowie die mangelnde Unterstützung entsprechender Maßnahmen in Bevölkerung und kommunaler Politik (vgl. Richter und Völker 2013, S. 14).

2.3 Wiederherstellung von Durchgängigkeit

2.3.1 Arten von Fischaufstiegsanlagen

Grundsätzlich existieren zwei Möglichkeiten, um Querbauwerke für Wanderfische passierbar zu machen: Der vollständige Rückbau des Querbauwerks verbunden mit der Wiederherstellung eines naturnahen Gewässerzustands oder die Errichtung einer sogenannten Fischaufstiegsanlage (nachfolgend FAA, gelegentlich auch als Fischaufstiegshilfe oder Fischtreppe bezeichnet), die Fischen die Möglichkeit eröffnet, bestehende Querbauwerke zu umwandern. Da jede – auch eine gut geplante und korrekt ausgeführte – FAA wenigstens eine minimale Barriere für wandernde Fische darstellt, ist dem vollständigen Rückbau von Querbauwerken – wo finanziell und baulich möglich – Vorrang vor der Errichtung von FAA einzuräumen (vgl. Anderer et al. 2010, S. 36). Ist etwa eine Reihe von fünf FAA für eine bestimmte Fischart zu jeweils 90% passierbar, so werden nur ca. 59% ($0,90^5$) aller wanderwilligen Tiere dieser Art den Gewässerabschnitt hinter der letzten FAA erreichen. Der Vorrang von Rückbauten gegenüber FAA ergibt sich insbesondere aus diesem kumulativen Effekt.

An Stellen, an denen der vollständige Rückbau eines Querbauwerks entweder aus baulichen oder finanziellen Gründen nicht möglich ist oder aber in Fällen, in denen das Querbauwerk bestehen bleiben soll (beispielsweise bei Wasserkraftanlagen), ist alternativ der Bau einer FAA möglich. Bei FAA handelt es sich um „künstliche Bauwerke, welche die Fischdurchgängigkeit an Querbauwerken – Hindernisse wie Schwellen, Stufen, Staudämme oder Kraftwerke – wieder herstellen“ (Baier 2013, S. 20). Im Bezugssystem des Wasserbaus (konstruktiver Wasserbau, ökologischer Wasserbau und Hochwasserschutz) werden die FAA dem ökologischen Wasserbau zugeordnet (vgl. Bollmann 2011, S. 8).



Abbildung 2.3: Typen von technischen und naturnahen Fischaufstiegen.

Zu unterscheiden ist in zwei Arten von FAA: Naturnahe FAA, die so gut wie möglich an den natürlichen Gewässerverlauf angepasst werden und optisch Stromschnellen oder kleineren Bächen ähneln und technische FAA (unter dem umgangssprachlichen Begriff „Fischtreppe“ bekannt), die visuell unmittelbar als technische Bauwerke und damit als menschliche Eingriffe in den natürlichen Gewässerverlauf erkennbar sind (siehe Abbildung 2.3). Die wichtigsten Ausführungen sowohl von naturnahen als auch von technischen FAA sollen nachfolgend kurz betrachtet werden.

2.3.2 Naturnahe Fischaufstiegsanlagen

Sohlabstürze

Bei Sohlabstürzen handelt es sich nicht um FAA im eigentlichen Sinn, sondern um künstlich erzeugte Gefälle, mit deren Errichtung meist der erosionsbedingten Vertiefung des Flussbetts entgegengewirkt sowie die Fließgeschwindigkeit verringert werden soll. Ob ein Sohlabsturz von bestimmten Fischarten entgegen der Fließrichtung überwunden werden kann (und damit noch eine FAA-Funktionalität gegeben ist), hängt primär von der Leistungsfähigkeit der Art sowie von der Höhe des Absturzes ab (vgl. Kind 2004, S. 6-7). Während ein Sohlabsturz von 20 cm Höhe von einer Forelle noch übersprungen werden kann, stellt sie für eine Groppe bereits ein unüberwindbares Hindernis dar. Für Wasserinsekten und andere Kleinstlebewesen sind Sohlabstürze nur in Fließrichtung passierbar. Grundsätzlich ist festzustellen, dass Sohlabstürze – solange sie nicht von sehr geringer Höhe sind – nicht als FAA, sondern vielmehr als Wanderungshindernisse einzustufen sind, die durch Rückbau oder durch die Integration von Sohlrampen durchgängig gemacht werden können. In Wernigerode wurden im Zuge der Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit von Holtemme und Zillierbach alle höheren Sohlabstürze rückgebaut, wenige niedrige Sohlabstürze unter 10 cm Höhe (siehe Beispiel in Abbildung 6.1 im Anhang) sind verblieben.

Sohlrampen und Sohlgleiten

Bei einer Sohlrampe handelt es sich um einen steilen Fließabschnitt mit einer Maximalneigung von 1:15, dessen Grund mit Kies und anderem rauem Material bedeckt ist und in den gezielt Blocksteine und andere Hindernisse zur Verringerung der Fließgeschwindigkeit, zur Schaffung einer naturnahen Strömung sowie zur Einrichtung von Ruhezonen für aufsteigende Fische eingebracht werden, auf die insbesondere einige Arten wie etwa Bachforelle oder Lachs angewiesen sind (vgl. Kind 2004, S. 7). Werden die Hindernisse geschickt platziert, können innerhalb der FAA unterschiedliche Strömungsstärken erzeugt und die Anlage damit an die Bedürfnisse verschiedener Fischarten angepasst werden. Neben der Sohlrampe, die üblicherweise eine Neigung zwischen 1:3 und 1:10 aufweist, gibt es noch die flacheren, wasserbaulich sonst aber identischen Sohlgleiten mit Neigungen zwischen 1:20 und 1:100. Sämtliche 14 in Wernigerode im Zuge der Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit von Holtemme und Zillierbach rückgebauten Querbauwerke wurden durch Sohlgleiten ersetzt.

Umgehungsgerinne

Wie die Bezeichnung bereits vermuten lässt, wird bei der Schaffung eines Umgehungsgerinnes ein permanent durchströmtes, naturnahes Gerinne geschaffen, welches wandernde Fische am zu überwindenden Querbauwerk vorbeiführt. Dieser im Grunde intuitive Lösungsansatz geht mit einem größeren Flächenverbrauch einher und ist daher – etwa bei Querbauwerken im Innenstadtbereich, wie sie sich auch in Holtemme und Zillierbach finden – in vielen Fällen nicht realisierbar (vgl. Baier 2013, S. 20). Da ein Umgehungsgerinne zusätzlichen Lebensraum schafft, ist es ökologisch bewertet die nach dem vollständigen Rückbau eines Querbauwerks zweitbeste Lösung zur Verbesserung der Durchgängigkeit. Ein Umgehungsgerinne kann nur angelegt werden, wenn ausreichend Wasser für die Durchströmung beider Teilläufe zur Verfügung steht, so dass eine ausreichend starke Lockströmung am Einstieg des Gerinnes geschaffen werden kann (vgl. Kind 2004, S. 7). Im Untersuchungsgebiet existiert derzeit keine FAA dieser Bauweise.

2.3.3 Technische Fischaufstiegsanlagen

Denilpass

Bei einem Denilpass handelt es sich laut Kind 2004 (S. 9) um eine gerade Rinne vom Ober- zum Unterwasser, „welche durch in regelmäßigen und kurzen Abständen gegen die Flussrichtung geneigten Lamellen unterbrochen wird“. Da die Lamellen die Fließgeschwindigkeit erheblich verringern, kann diese Bauform auch bei größeren Gefällen eingesetzt werden, bei denen ein Schlitz- oder Beckenpass seine Funktionsfähigkeit weitgehend verlieren würde. Nachteilig ist dagegen, dass ein Denilpass nur geradlinig verlaufen kann – ist das zu überwindende Gefälle nicht geradlinig, muss ein Zwischenbecken installiert und der Richtungswechsel aus diesem heraus mit einem weiteren Denilpass vorgenommen werden (vgl. Gasser 2013, S. 44). Da sich in den Lamellen bei hoher Traglast des Gewässers viel Schmutz ansammeln kann, muss der

Denilpass weit häufiger als andere technische FAA gereinigt werden und ist daher mit hohen Folgekosten verbunden. Darüber hinaus scheint bei zunehmender Länge eine art- und grökenselektive Wirkung einzusetzen, so dass längere Denilpässe als durchgängigkeitsmindernde Barrieren wirken (vgl. Kind 2004, S. 9). Sowohl Kind 2004 als auch Gasser 2013 empfehlen, auf diese Baumform zu verzichten, sofern nicht eine besonders hohe Steigung überwunden werden muss. Im Untersuchungsgebiet existiert derzeit keine FAA dieser Bauweise.

Schlitzpass

Ein Schlitzpass besteht aus zwei quer zur Fließrichtung verlaufenden Schlitzten, in die künstliche Hindernisse – im Vergleich zum nachfolgend vorgestellten Beckenpass durchgehend einseitig – integriert sind, welche wiederum die zu überwindende Strecke in kleinere Höhenabschnitte teilen. Im Vergleich mit anderen FAA-Typen wird die Funktionsfähigkeit eines Schlitzpasses weniger stark von Treibgut beeinträchtigt, da dieses in Schlitzpässen zum einen schwerer verfängt, zum anderen aber auch ein teilweise mit Treibgut besetzter Schlitzpass seine Funktionsfähigkeit nicht vollständig einbüßt. Diese Eigenschaft wirkt sich wiederum positiv auf die Wartungsintensität des FAA-Typs aus (vgl. Gasser 2013, S. 38) und macht den Schlitzpass laut Kind 2004 (S. 8) zur meistgebauten technischen FAA. Nachteilig ist dagegen, dass ein niedriger Unterwasserstand – der Stand des Wassers am FAA-Einstieg – die Funktionsfähigkeit eines Schlitzpasses sowohl im Hinblick auf die Stärke der Lockströmung als auch auf die Durchquerbarkeit negativ beeinträchtigt. Hinsichtlich wechselnder Oberwasserstände ist der FAA-Typ dagegen tolerant. In Wernigerode wurden im Zuge der Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit von Holtemme und Zillierbach drei Schlitzpässe – H7 (siehe Abbildung 6.5 im Anhang), H8 und H10 – errichtet.

Beckenpass

Bei einem Beckenpass oder auch Rauhgerinne-Beckenpass handelt es sich um „eine vom Ober- zum Unterwasser geführte Rinne mit treppenartig aneinandergereihten Becken“ (Kind 2004, S. 7), die sich im Vergleich mit anderen FAA sowohl durch einen besonders geringen Platzbedarf als auch durch ein niedriges Mindestwasservolumen auszeichnet. Ein Beckenpass kann – wie Abbildung 2.4 verdeutlicht – in ein bestehendes Querbauwerk integriert werden. Das Einbringen von Steinen oder anderen Hindernissen reduziert die Fließgeschwindigkeit und schafft Erholungs- und Ruheräume für aufsteigende Fische. Der Bautyp hat sich in der Praxis vielfach bewährt und gilt als für alle wandernden Fischarten gleichermaßen geeignet (vgl. Gasser 2013, S. 37). In Wernigerode wurden im Zuge der Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit von Holtemme und Zillierbach drei Rauhgerinne-Beckenpässe (H6, H4, Z3) errichtet.

Borstenfischpass

Eine aufgrund ihres „unnatürlichen“ Aussehens eher selten verwendete, im Hinblick auf die ökologische Durchgängigkeit sowie auf die Kosteneffizienz aber durchaus ef-



Abbildung 2.4: Der Rauhgerinne-Beckenpass Holtemme H6 (auf der linken Seite, auf der rechten Seite ist das ursprüngliche Querbauwerk erhalten geblieben).

fektive technische Fischaufstiegsanlage, ist der sogenannte Borstenfischpass. Dieser setzt sich aus Borstenelementen zusammen – Trägerplatten, auf denen engmaschig Borsten aus Kunststoff mit einer Länge von meist 50 cm angebracht werden. Durch Änderung der Anordnung dieser Borstenelemente lässt sich die Fließgeschwindigkeit im Aufstiegskorridor genauer als bei anderen Aufstiegsanlagen regulieren (vgl. Gasser 2013, S. 35). Auch wenn die Borsten auf den Menschen unnatürlich wirken, werden sie von den meisten Fischarten in der Praxis gut angenommen, kommen also einem natürlichen Aufstiegskorridor, wie er durch den Fisch wahrgenommen wird, offenbar sehr nahe. Im Untersuchungsgebiet gibt es derzeit keine FAA dieser Bauweise.

Steffstep

Bei einem Steffstep handelt es sich um ein 2015/2016 durch die Walter Reist Holding AG entwickeltes und in Baier 2016 erstmalig beschriebenes FAA-Provisorium, das die Durchgängigkeit an Querbauwerken verbessern kann, die aus finanziellen oder baulichen Gründen (noch) nicht rückgebaut oder mit einem der bereits beschriebenen, dauerhaften FAA passierbar gemacht werden können. Der Aufbau eines Steffstep ähnelt dabei dem bereits beschriebenen Schlitzpass, der jedoch aus modularen Segmentstufen zusammengesetzt ist, die an den meisten Querbauwerken ohne größeren baulichen Aufwand angebracht und auch wieder entfernt werden können. Aufgrund der Neuartigkeit der Konstruktion liegen bislang kaum Erkenntnisse über die Effizienz von Steffsteps im Hinblick auf verschiedene Fischarten vor – einzig ihre Eignung für die Nutzung durch Bachforellen konnte bereits demonstriert werden (vgl. Baier 2016, S. 95). Im Untersuchungsgebiet gibt es derzeit keine FAA dieser Bauweise.

2.3.4 Güte von Fischaufstiegsanlagen

Wie die vorangegangene Darstellung der verschiedenen Arten von FAA verdeutlicht hat, gibt es nicht „die“ eine FAA-Konstruktion, die für jede gewässerbauliche Situation gleichermaßen geeignet wäre. Tatsächlich vermutet Lehmann 2012 (S. 299), dass nur rund 10% der FAA in Deutschland ihre Funktion optimal erfüllen, während die verbleibenden rund 90% entweder bestimmte Arten von Fischen oder Makrozoobenthos oder aber Tiere bestimmter Alters- und Entwicklungsstufen nicht oder nur schlecht passieren lassen. Durch suboptimale FAA stellt sich wiederum der bereits erwähnte, stromaufwärts gerichtete kumulative Ausdünnungseffekt ein (vgl. Linnenweber 2015, S. 43). Es liegt daher auf der Hand, dass sowohl die strukturelle (FAA können von betrachteten Organismen oder Sedimenten grundsätzlich passiert werden) als auch die funktionale (FAA werden von betrachteten Organismen oder Sedimenten auch tatsächlich passiert) Durchgängigkeit von FAA erfasst und bewertet werden soll. Während dieser Abschnitt sich mit den bekannten Kriterien für die Güte von FAA auseinandersetzt, werden im nachfolgenden Abschnitt einige Indikatoren für die Kontrolle der FAA-Durchgängigkeit vorgestellt.

Es sei darauf hingewiesen, dass die nachfolgenden Betrachtungen sich primär auf die Güte von FAA in kleinen und mittleren Gewässern beziehen. Wie Weichert und Scholten 2015 (S. 21) anmerken, liegen bislang kaum auswertbare Erfahrungen mit FAA in großen Fließgewässern vor, die sich sowohl im Hinblick auf hydrologische Rahmenbedingungen (Breite, Tiefe, Strömungsgeschwindigkeit, Turbulenzen etc.) als auch im Hinblick auf die Formen der menschlichen Nutzung (Hebewerke für die Großschifffahrt, Stauseen und andere Großanlagen) erheblich von Fließgewässern kleiner und mittlerer Größe unterscheiden. Es ist davon auszugehen, dass viele etablierte Best Practices der Konstruktion von FAA an kleinen und mittleren Gewässern nicht unmodifiziert auf die Konstruktion von FAA an großen Gewässern übertragen werden können.

Auffindbarkeit

Damit Fische über eine FAA aufsteigen können, müssen sie zunächst den Einstieg in diese finden. Da sich wandernde Fische bei ihrem Weg durch ein Gewässer dem Stand der Forschung nach vornehmlich an der Strömung orientieren, muss eine FAA so konstruiert werden, dass eine sogenannte „Lockströmung“ ihnen den Weg in die FAA weist (vgl. Baier 2013, S. 21). Dabei gilt, dass die Geschwindigkeit der Strömung sowie die Größe des Wasservolumens positiv dazu beitragen, dass Fische diese Lockströmung auch wahrnehmen können – eine zu große Geschwindigkeit aber auch schon dazu führen kann, dass weniger leistungsfähige Fischarten schon nicht mehr in den Strömungskorridor der FAA eindringen können. In der Fachliteratur schlägt sich dies in Empfehlungen für eine Geschwindigkeit der Lockströmung zwischen 0,5 m/s und 0,9 m/s nieder – Werte, die weit entfernt etwa von der idealen Lockströmungsgeschwindigkeit für Bachforellen von zwischen 2,0 m/s und 2,4 m/s liegen (vgl. Gasser 2013, S. 30). Liegt die Geschwindigkeit unter 0,3 m/s, liegt sie unter der

sogenannten rheoaktiven Geschwindigkeit vieler Fischarten, was zu einer Nichtbeachtung führt. Bei der Entscheidung für die Strömungsgeschwindigkeit in einer FAA ist zudem zu berücksichtigen, dass bei höheren Geschwindigkeiten zusätzliche strömungsarme Bereiche für Ruhepausen geschaffen werden müssen (vgl. Gasser 2013, S. 32).

Damit Fische den Einstieg in diese Lockströmung finden, muss diese für die Tiere als natürlicher Wanderkorridor wahrnehmbar sein (vgl. Weichert und Scholten 2015, S. 22). Hierfür ist neben Geschwindigkeit und Wasservolumen auch die Verortung des durch die Lockströmung gekennzeichneten Einstiegs im Gewässerverlauf von Bedeutung. Da bekannt ist, dass wandernde Fische grundsätzlich der Hauptströmung folgen und beim Auftreffen auf ein Querbauwerk in Querrichtung zu diesem nach einer Passage suchen, sollte die Lockströmung möglichst parallel zur Hauptströmung des jeweiligen Gewässers liegen sowie den Weg zum Einstieg möglichst nahe am Querbauwerk weisen, um zu verhindern, dass zu viele Tiere die Suche erfolglos abbrechen (vgl. Gasser 2013, S. 30).

Passierbarkeit

Neben der Auffindbarkeit gilt die Passierbarkeit als das zweite wichtige Gütekriterium der FAA-Konstruktion (vgl. Baier 2013, S. 57). Zu berücksichtigen sind hierbei etwa die Körpermaße der größten zu erwartenden Fische (vgl. Gasser 2013, S. 34). In Abhängigkeit von ihrer artspezifischen Leistungsfähigkeit müssen Fische zudem in der Lage sein, sich nach größeren Kraftanstrengungen auszuruhen, um das entstandene Defizit an Sauerstoff abzubauen. Je nach Wassergeschwindigkeit, Länge der zu überwindenden Strecke und – wie bereits erwähnt – Art und Alter der betrachteten Fische, müssen daher entsprechende strömungsberuhigte Ruhezeiten in den Aufstieg integriert werden. Bereits nach einer Sprintphase von weniger als 15 Sekunden kann eine Ruhephase von bis zu drei Stunden erforderlich sein, bevor das Tier wieder zu körperlichen Höchstleistungen in der Lage ist. Die meisten Fische können bei maximaler Sprintgeschwindigkeit das zehnfache ihrer Körperlänge pro Sekunde überwinden – ein Aspekt, der bei der Planung von Ruhezeiten berücksichtigt werden muss (vgl. Trinkl 1986, S. 211). So dürfte etwa die maximal in einer Aufstiegsanlage mit Sprintgeschwindigkeit zu überwindende Strecke 75 cm betragen, wenn bekannt ist, dass die kleinsten diese Strecke zu überwindenden Tiere eine Körperlänge von 5 cm aufweisen. Neben Ruhezeiten im Verlauf der Aufstiegsanlage ist auch auf die Herstellung einer niedrigen Fließgeschwindigkeit am Ausstiegspunkt der Anlage zu achten, um zu verhindern, dass vom Aufstieg erschöpfte Fische wieder in die Anlage zurückgedrängt oder – bei technischen Fischeaufstiegen, neben denen das ursprüngliche Querbauwerk erhalten geblieben ist – über den Überfall des Querbauwerks direkt wieder in den unterhalb liegenden Flusslauf gespült werden (vgl. Gasser 2013, S. 31).

Ein wesentliches Problem bei der Konstruktion von FAA sowohl im Hinblick auf ihre Auffindbarkeit als auch auf ihre Passierbarkeit sind fehlende gesicherte Kenntnis-



Abbildung 2.5: Durch die Platzierung von Felsen in einem technischen Fischaufstieg (hier: H4 in der Holtemme) geschaffene strömungsberuhigte Ruhezonen. Ebenfalls im Bild zu sehen ist eine durch den Wildfisch- und Gewässerschutzverein installierte Bachforelle aus Aluminium, die den Fischaufstieg als solchen kenntlich machen soll.

se über das Verhalten von Fischen. Viele Grundannahmen – wie etwa die Orientierung von Fischen an der Strömung oder die Leistungsfähigkeit verschiedener Fischarten in unterschiedlichen Entwicklungsstadien – sind laut Lehmann 2012 (S. 299) zwar durchaus plausibel und decken sich mit den meisten Beobachtungen, dürfen jedoch nicht als experimentell belegt gelten. Infolgedessen muss davon ausgegangen werden, dass wenigstens einige der den gängigen Leitfäden und Richtlinien für die Planung von Fischaufstiegen zugrundeliegenden Annahmen auf Fehleinschätzungen beruhen. Neue Erkenntnisse lassen sich hier aus dem noch jungen und interdisziplinären Forschungsfeld der Ethohydraulik erhoffen, welches die Ethologie (vergleichende Verhaltensforschung aus der Biologie) mit der Hydraulik (Lehre vom Strömungsverhalten in Flüssigkeiten aus den Ingenieurwissenschaften) zusammenführt (vgl. Lehmann 2012, S. 300).

Universalität

Eine ideale FAA sollte von allen Fischarten in allen Stufen ihrer jeweiligen körperlichen Entwicklung gleichermaßen gut genutzt werden können (vgl. Baier 2013, S. 21) – ein Ideal, das in der Praxis aufgrund baulicher Einschränkungen nur von wenigen technischen oder naturnahen FAA erreicht wird. Mit Blick auf die bereits erörterten Beschränkungen der verschiedenen FAA-Typen sowie auf die Erkenntnis, dass jede Aufstiegsanlage im Grunde eine Selektionsbarriere darstellt, ist zu konstatieren, dass eine universelle Durchgängigkeit meist nur durch einen Rückbau des jeweiligen Querbauwerks erreicht werden kann – und nicht über die Wiederherstellung der Passierbarkeit durch eine FAA.

Fischabstieg

Ein vielfach unterschätztes Gütekriterium für FAA ist deren Passierbarkeit in beide Richtungen. Während die Gewährleistung des Fischaufstiegs aufgrund der durch die Tiere zu überwindenden Höhenmeter sowie der körperlichen Anstrengung des Aufstiegs häufig im Fokus von Bemühungen zur Wiederherstellung von ökologischer Durchgängigkeit steht, darf nicht übersehen werden, dass der sichere Abstieg von Fischen über FAA bzw. die Überwindung von Querbauwerken in Fließrichtung ebenfalls gewährleistet sein muss, um insbesondere Langdistanzwandererinnen die Vollendung ihres Lebenszyklus zu ermöglichen (vgl. Weichert und Scholten 2015, S. 24).

Instandhaltung

Insbesondere technische Fischaufstiege erfordern ein gewisses Maß an Instandhaltung und Pflege, um dauerhaft effizient funktionieren zu können. Zu berücksichtigen ist insbesondere die Beseitigung von Schäden nach Hochwasserereignissen sowie die regelmäßige Bereinigung von Verklausungen – Ansammlungen von Treibgut vor und im FAA, die diesen verstopfen und letztlich unpassierbar machen. Auch Schäden durch Vandalismus können – wenn auch selten – eintreten. Die Kosten für Pflege und Instandhaltung sind bei der Planung von FAA zu berücksichtigen, da ungepflegte FAA bereits nach kurzer Zeit ihre Funktionalität einbüßen können.



Abbildung 2.6: Verstopfung einer FAA im Zillierbach durch Treibholz und Unrat.

2.4 Geeignete Indikatorsysteme

Wie Linnenweber 2015 (S. 48) ausführt, existieren bislang keine allgemeingültigen technischen und biologischen Kriterien für die Bewertung der Funktionalität von FAA. Dies ist insbesondere darauf zurückzuführen, dass für die vollständige Bewertung der ökologischen Durchgängigkeit an individuellen FAA eine große Vielzahl an Informationen berücksichtigt werden müsste, die nur selten vollständig vorliegen. Hierzu gehören laut Horlacher et al. 1999 (S. 192) neben der „genauen Kenntnis der am [Standort] lebenden Arten (u.a. Fische, Makrozoobenthos, Kleinsäuger, Amphibien, Reptilien etc.)“ auch Angaben über die „Ausbildung von Sohlstruktur und Substratauflage, Fließgeschwindigkeit und -tiefe, Lichtverhältnisse und Durchfließbarkeit“. Dehnt man den Begriff der Durchgängigkeit über die Fauna auch auf die Flora (z.B. Pflanzensamen) und unbelebtes Material (z.B. Sedimente) aus, wird deutlich, dass eine Bewertung nahezu beliebig komplex gestaltet werden könnte.

Um diesem Problem zu begegnen, beschränkt man sich in der Praxis meist auf die Durchgängigkeit der Anlagen für bestimmte Leitfischarten – im Harz etwa der Bachforelle – sowie auf die Frage, an wie vielen Tagen im Jahr die Anlage von den betrachteten Fischarten effektiv genutzt werden kann bzw. – z.B. aufgrund von Niedrigwasser, Treibgut oder Schäden – unpassierbar bleibt. Hinsichtlich des zweiten Kriteriums wird meist auf einen Richtwert der DWA (Deutsche Vereinigung für nachhaltige Wasserwirtschaft) verwiesen: Eine FAA sollte an mindestens 300 von 365 Tagen im Jahr für die betrachteten Leitfischarten passierbar sein. Ein Aussetzen der Funktionsfähigkeit ist laut DWA nur bei sehr kleinen (Dürre) oder sehr großen (Hochwasserereignisse) Wassermengen akzeptabel (vgl. Gasser 2013, S. 30).

Die Durchgängigkeit von FAA für bestimmte Fischarten kann auf verschiedene Art und Weise überprüft werden, wobei Baier 2016 (S. 7) anregt, zwischen der Auffindbarkeit der Anlage (*attraction efficiency*), dem Einstieg in die Anlage (*entrance efficiency*) und der vollständigen Durchwanderung der Anlage (*passage efficiency*) zu differenzieren. Eine FAA arbeitet dann effizient, wenn die Mehrzahl der den Eingangsbereich passierenden Fische den Einstieg in die FAA sucht sowie der Mehrzahl der in den Einstieg gelangenden Tiere die FAA vollständig durchquert. Um die Anzahl der aufsteigenden Fische zu erfassen, bedient man sich in der Praxis verschiedener Methoden, die nachfolgend kurz betrachtet werden sollen.

Absperrmethode: Bei der Absperrmethode wird die FAA sowohl am Einstieg als auch am Ausstieg temporär unpassierbar gemacht, so dass die zum Zeitpunkt der Prüfung gerade aufsteigenden Tiere in der Anlage gefangen sind und visuell abgezählt werden können. Da bekannt ist, dass die Ergebnisse einer solchen Stichprobenziehung erheblich vom Zeitpunkt der Untersuchung abhängen, gilt das Verfahren als wenig aussagekräftig und wird in der Praxis kaum noch eingesetzt (vgl. Kind 2004, S. 12-13).

Reusenfänge: Bei der Reusenfangmethode wird eine Reuse entweder am Einstieg (zur Messung der entrance efficiency) oder am Ausstieg (zur Messung der passage efficiency) der FAA angebracht und in regelmäßigen Abständen unter Abzählung der jeweils gefangenen Tiere in den Bereich oberhalb der FAA (Vermeidung von Mehrfachfängen) entleert. Obwohl auch diese Methode mit Problemen verbunden ist – zum einen kann Treibgut die Reusen verstopfen und damit die Kontrolle zunichte machen, zum anderen müssen die Reusen bei hohem Fischauflkommen ständig geleert werden, um die Tiere nicht zu hohem Stress auszusetzen – gilt sie derzeit laut Kind 2004 (S. 13) als die meistverwendete Form der Funktionsaufstiegskontrolle.

Markierungszählung: Bei dieser Methode werden Fische unter Einsatz eines Elektrofischgeräts oberhalb einer FAA betäubt, gefangen, mit einer ungiftigen Farbe (meist Lebensmittelfarbe) markiert und unterhalb der FAA wieder in den Fluss eingesetzt. Über einen Zeitraum von einigen Stunden bis hin zu mehreren Tagen wird anschließend im Oberlauf der Anlage kontrolliert, ob nach unten versetzten Tieren der Wiederaufstieg gelingt. Der bereits mehrfach erwähnte Wernigeröder Wildfisch- und Gewässerschutzverein bedient sich regelmäßig und fast ausschließlich dieser Methode, um die Funktionsfähigkeit der FAA in Holtemme und Zillierbach zu testen. Das Funktionsprinzip einer Elektrobefischung wird in Abbildung 2.7 dargestellt. Dabei wird mit Hilfe einer Anode und einer Kathode ein konstanter Gleichstrom im Gewässer erzeugt, der aufgrund der automatischen Taxis dazu führt, dass Fische ab einer Entfernung von 2-3 m auf die Anode zuschwimmen, dort betäubt werden und per Käscher aus dem Gewässer entnommen werden können (vgl. Baier 2013, S. 47).

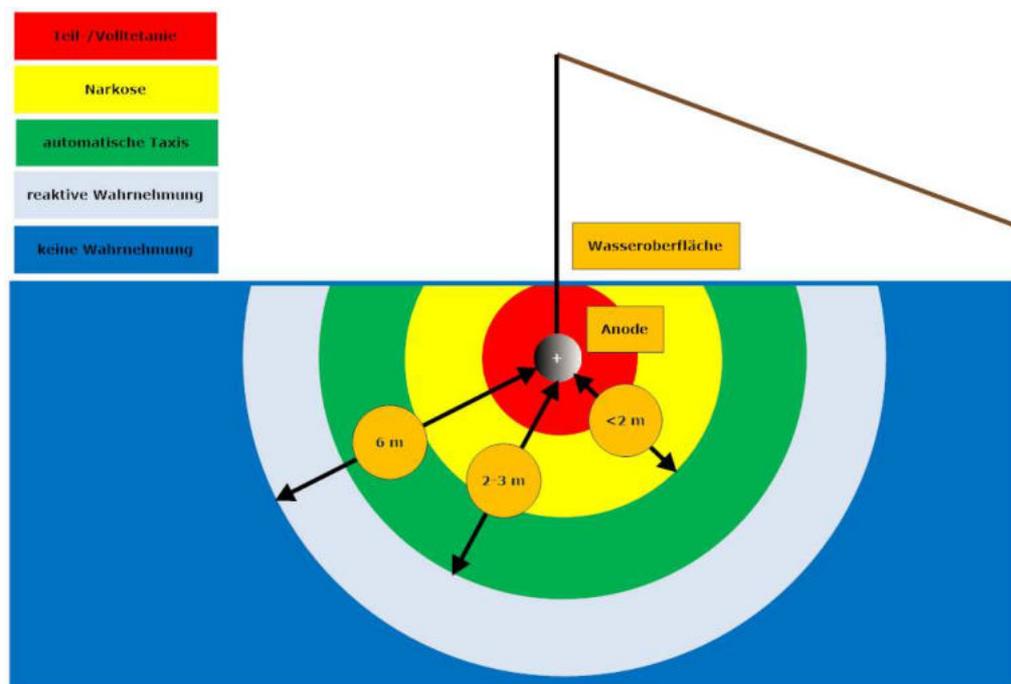


Abbildung 2.7: Schemadarstellung des Funktionsprinzips einer Elektrobefischung.



Abbildung 2.8: Durchführung einer Elektrofischung in der Holtemme durch Otfried Wüsteman und Ulrich Eichler vom Wernigeröder Wildfisch- und Gewässerschutzverein.

Visuelle Zählung: Eine – für die Tiere störungsfreie – Fischzählung kann mittels Kameras oder Lichtschranken erfolgen, wobei erstere Methode bei guter Bildqualität auch die Bestimmung von Fischart und -größe gestattet. Die Nachteile dieser Form der Zählung bestehen in der Unzuverlässigkeit von Kameras und Sensorik bei verdrecktem Wasser und nachtwandernden Tieren sowie im hohen Personalbedarf und den damit auch hohen Kosten der Durchführung (vgl. Kind 2004, S. 13-14). Es ist davon auszugehen, dass diese Form der Fischzählung aufgrund des fortschreitenden Preisverfalls bei hochwertiger Kameratechnik sowie der ständigen Weiterentwicklung von Algorithmen zur automatischen Bilderkennung (welche die Identifikation und Klassifizierung gefilmter Tiere durch einen menschlichen Beobachter perspektivisch ersetzen könnten) zukünftig praktikabler werden und mittel- bis langfristig alle anderen Formen der Fischzählung ablösen wird.

Kapitel 3

Ausgangssituation im Harzkreis

3.1 Topologie und Topographie

Der Landkreis Harz, der im Jahr 2007 im Zuge einer Kreisgebietsreform aus den Landkreisen Wernigerode, Halberstadt und Quedlinburg sowie der Stadt Falkenstein entstand, liegt im Südwesten des Bundeslandes Sachsen-Anhalt und umfasst 14 Einheitsgemeinden mit 120 Ortschaften und mehr als 223.000 Einwohnern. Der Landkreis ist stark durch Landwirtschaft (51,8% der Fläche) und Naturräume (36,8% der Fläche) geprägt. Rund ein Drittel der Fläche des zu den Bundesländern Niedersachsen und Sachsen-Anhalt gehörenden Nationalparks Harz – mit 247 km² einer der größten Waldnationalparks der Bundesrepublik – befindet sich im Landkreis Harz. Der Harzkreis grenzt an die Landkreise Mansfeld-Südharz, Börde und den Salzlandkreis in Sachsen-Anhalt, an die Landkreise Goslar, Wolfenbüttel und Helmstedt in Niedersachsen sowie an den Landkreis Nordhausen in Thüringen (vgl. Schulze et al. 2014, S. 7).

Die Topografie des für die weitere Betrachtung relevanten Areals im Altlandkreis Wernigerode wird durch die geographischen Teilräume Harz und Harzvorland geprägt, die beide dem Berg- und Hügelland zuzuordnen sind (vgl. Brauns und Offinger 2002, S. 74 und Brandt 2006, S. 73). Der Harz selbst ist ein rund 90 km langes und 30 km breites Mittelgebirge mesozoischen Ursprungs, das eine eigenständige naturräumliche Großregion darstellt. Die höchste Erhebung des Harzes ist mit 1.141 m ü.NN. der Brocken, der sich im Stadtgebiet von Wernigerode und damit im betrachteten Areal befindet. Die durchschnittliche Niederschlagsmenge in diesem Gebiet liegt bei 1.500 - 2.000 mm/a (vgl. Dillmann 2000, S. 2). Da der Harz als Schollengebirge vergleichsweise steil zum Harzvorland und der Harzrandmulde zwischen Wernigerode, Osterwieck, dem Fallstein und dem Huy abfällt, zeigen sich im betrachteten Gebiet erhebliche Höhenunterschiede. Die besonders abwechslungsreiche Topologie in der Übergangszone zwischen Harz und Harzvorland hat dazu geführt, dass Teile des Nordwestharzes auch als „klassische Quadratmeile der Geologie“ bezeichnet werden.

Naturschutzrechtlich betrachtet grenzen im Untersuchungsgebiet der Nationalpark Harz, das Landschaftsschutzgesetz „Harz und Harzvorländer“, der Naturpark

„Harz“ sowie das EU-Vogelschutzgebiet „Hochharz“ aneinander (vgl. Brandt 2006, S. 76). Gerade um Wernigerode finden sich zahlreiche Flächen, die nach der Richtlinie 92/43/EWG zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen (Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie, nachfolgend kurz FFH-RL) einem besonderen Schutz unterliegen. Hierzu führt Brandt 2006 (S. 73) aus: „[Der Harz] besitzt eine sehr gute Ausstattung an wertvollen Naturraumpotentialen, die teilweise landesweit und europäisch von besonderer Bedeutung sind.“ Da das Tal-sperrensystem der Rappbode in die überregionale Trinkwasserversorgung eingebunden ist, finden sich im betrachteten Areal außerdem ausgewiesene Vorbehaltsgebiete für die Wassergewinnung.

3.2 Betrachtete lokale Gewässer

3.2.1 Holtemme

Verlauf und genereller Zustand

Die zum Einzugsgebiet der Elbe gehörende Holtemme entspringt auf 745 m.ü.NN. am Renneckenberg im Hohneklippen-Gebiet oberhalb von Wernigerode und mündet nach 46 km auf einer Höhe von 86 m.ü.NN (und damit nach 659 Höhenmetern) bei Nienhagen in die Bode (vgl. Brauns und Offinger 2002, S. 74). Laut WRRL-Kategorisierung handelt es sich bei der Holtemme um einen grobmaterialreichen karbonatischen Mittelgebirgsbach (vgl. Golsch 2013, S. 3). Auf ihrem Weg durch die Wernigeröder Mulde, die Silstedter Ebene sowie die Schmatzfeld-Danstedter Platte münden mehr als 70 kleinere Bäche und Rinnsale in die Holtemme – darunter auch der Zillierbach, der im Rahmen dieser Arbeit ebenfalls noch näher betrachtet werden wird (vgl. Kammerad 2011, S. 19-20). Die Niederschlagsmenge bewegt sich im Oberlauf zwischen 700 und 1.200 mm/a, im Unter- und Mittellauf um 610 mm/a (vgl. Golsch 2013, S. 5). Neben der dort wieder heimisch gewordenen Bachforelle, die als Wappentier der Stadt von zahlreichen Brücken in Wernigerode aus beobachtet werden kann, ist die Holtemme vor allem für die sogenannte „Steinerne Renne“ bekannt – ein Kerbtal oberhalb von Wernigerode, in dem der Fluss in natürlichem Lauf einen Großteil seines Gefälles überwindet und dabei einen besonders eindrucksvollen Wasserfall bildet, der u.a. mit einer Gaststätte und einem Veranstaltungsort erschlossen ist und touristisch stark durch Harzwanderer und Tagesausflügler genutzt wird.

Im unbegradigten und nahezu vollkommen natürlichen Oberlauf (Steinerne Renne) sind aufgrund der starken Gewässerversauerung im Gegensatz zu Mittel- und Unterlauf kaum Fische zu finden (vgl. Kammerad 2014, S. 214). Während der ökologische Zustand des Oberlaufs der Holtemme nach WRRL-Kriterien als mäßig bewertet wird, gelten Mittel- und Unterlauf insbesondere aufgrund der starken Begradigung als erheblich verändert mit schlechtem ökologischen Potential. Der chemische Zustand des Gewässers ist dagegen durchgängig gut (vgl. Kammerad 2014, S. 214). Das Sohlesubstrat der Holtemme besteht im Oberlauf primär aus Steinen, grob-



Abbildung 3.1: Blick auf den nahezu völlig natürlichen Oberlauf der Holtemme.

körnigem Sand und Schotter, für den deutlich stärker anthropomorph beeinflussten Mittel- und Unterlauf sind dagegen feinkörniger Sand und Schotter kennzeichnend (vgl. Brauns und Offinger 2002, S. 74). Über einige der kleineren Zuflüsse, die an landwirtschaftlich genutzten Flächen entlanglaufen, wird zudem eine nicht geringe Menge von Feinsedimenten angrenzender Äcker in die Holtemme eingetragen (vgl. Golsch 2013, S. 6).

Ein die Ökologie des Oberlaufs der Holtemme wesentlich kennzeichnendes Kriterium ist dessen Versauerung, die sowohl auf die Zusammensetzung des Brockengranits als auch auf die Abflüsse aus Hochmoorflächen im Nationalpark zurückzuführen ist. Zeitweilig – insbesondere während der Schneeschmelze – kann der pH-Wert im Oberlauf auf unter 5,5 fallen. Mit dem Erreichen des Wernigeröder Stadtgebiets kommt es sowohl durch den karbonathaltigen Untergrund als auch durch Abwassereinleitungen zu einer Neutralisierung des pH-Wertes (vgl. Brauns und Offinger 2002, S. 74). Die Versauerung im Oberlauf führt zu einer Verringerung des ökologischen Potentials (vgl. Sucker et al. 2011, S. 65-66) und ist der ausschlaggebende Grund für die nahezu völlige Fischfreiheit dieses Gewässerabschnitts.

Nutzung durch den Menschen

Die Holtemme wurde seit dem frühen Mittelalter für den Betrieb von Mühlen genutzt. Dabei wurde meist so vorgegangen, dass ein künstlich errichtetes Wehr in der Nähe des Mühlenstandorts das Wasser aufstaute, so dass es über einen eigens hier-

für angelegten Mühlgraben zur Mühle umgeleitet werden konnte. Obwohl im Harz und Harzvorland schon seit dem ausgehenden 19. Jahrhundert keine Mühlen mehr betrieben werden, existieren die meisten dieser Wehre – zumindest außerhalb des Stadtgebiets von Wernigerode, wo sie mit großem Aufwand rückgebaut oder passierbar gemacht wurden – noch heute und schränken die ökologische Durchgängigkeit der Holtemme erheblich ein (vgl. Kammerad 2011, S. 19).

Ein zweiter wesentlicher baulicher Eingriff in den natürlichen Flussverlauf ist in den zahlreichen Begradigungen zu sehen, die (laut Kammerad 2014 bereits vor 1900, verstärkt ab 1957 zur Unterstützung der Landwirtschaft sowie zur Verbesserung des Hochwasserschutzes) an der Holtemme vorgenommen wurden. Die Holtemme verlor durch diese Eingriffe in weiten Abschnitten nicht nur sämtliche Mäander sowie allen natürlichen Uferbewuchs, sondern wurde streckenweise sogar verlegt und in ein gerades, tiefergelegtes Kanalprofil gezwängt. In der Folge mussten wiederum etliche Wehre errichtet werden, um die aufgrund der Begradigungen stetig steigende Fließgeschwindigkeit zu verringern und damit weiterer Tiefenerosion vorzubeugen. Die Folgen dieser Eingriffe wurden bis heute größtenteils nicht rückgängig gemacht und beeinträchtigen den ökologischen Gewässerzustand (sowie die Hochwassergefährdung) daher nach wie vor erheblich (vgl. Golsch 2013, S. 3).

Zu DDR-Zeiten kam es dann zu einer nahezu vollständigen Zerstörung der lokalen Aquafauna durch die Einleitung von Industrieabwässern aus mehreren Papier- und Zuckerfabriken, beginnend auf dem Wernigeröder Stadtgebiet. Zum Zeitpunkt der Wiedervereinigung war die Holtemme ökologisch sowohl oberhalb (aufgrund der bereits erläuterten natürlichen Versauerung) als auch unterhalb Wernigerodes (aufgrund der Schadstoffzufuhr, zu den Auswirkungen auf Fische siehe z.B. Bernet et al. 2001 (S. 2)) ökologisch nahezu tot und vollständig fischfrei. Durch die Insolvenz mehrerer Großbetriebe, die Inbetriebnahme einer neuen Kläranlage in Silstedt bei Wernigerode (1997) sowie die Modernisierung der Kläranlage in Halberstadt (2000), konnte die chemische Gewässerqualität jedoch innerhalb weniger Jahre wieder deutlich verbessert werden (vgl. Kammerad 2011, S. 19-20). Die Halberstädter Kläranlage leitet ausschließlich vollbiologisch gereinigte Klarphase in die Holtemme ein (vgl. Urban et al. 2012, S. 9).

Der ökologische Zustand der Holtemme wird heute oberhalb von Wernigerode als gut, unterhalb von Wernigerode – primär aufgrund der Begradigungen und Querbauwerke – als schlecht eingestuft. Der chemische Zustand gilt durchgängig als gut.

Heimische Fischarten

Über den Fischbesatz der Holtemme ist historisch nur wenig bekannt – lediglich das Vorhandensein von Bachforellen lässt sich für Holtemme wie auch für Zillerbach bis in die 1880er Jahre zurückverfolgen (vgl. Kammerad 2014, S. 217). Die zu DDR-Zeiten in vielen Gewässern der heutigen neuen Bundesländer durchgeführten Kar-

tierungen der Aquafauna unterblieben aufgrund der unmittelbaren Grenznähe und damit besonderen Sensitivität des Areals um den Brocken nahezu vollständig (vgl. Unruh 2003, S. 261). Aufgrund der bereits erwähnten vollständigen Vernichtung der Aquafauna im Mittel- und Unterlauf durch die Einleitung von Industrieabwässern konnten dann auch nach der Wiedervereinigung keine Untersuchungen mehr erfolgen, so dass über den historischen Fischbesatz der Holtemme heute nur noch über den Vergleich mit dem Fischbesatz ähnlicher Gewässer spekuliert werden kann. Nach Ende der DDR verbesserte sich der chemische Gewässerzustand innerhalb weniger Jahre – wie bereits dargestellt – erheblich, so dass die ersten aus dem Zillierbach in die Holtemme eingewanderten Bachforellen im Stadtgebiet von Wernigerode bereits 1993 beobachtet werden konnten.

Bei einer Untersuchung im Jahr 2011 konnten in der Holtemme 15 Fischarten nachgewiesen werden, wobei Gründling, Schmerle und Dreistachliger Stichling häufig, Bachforelle, Döbel und Hasel regelmäßig sowie Äsche, Groppe, Barbe, Plötze, Schleie, Barsch, Hecht, Neunstachliger Stichling und Blaubandbärbling selten angetroffen wurden (vgl. Kammerad 2011, S. 19). Der im Rahmen dieser Arbeit betrachtete Gewässerabschnitt (der Oberlauf vor und auf Wernigeröder Stadtgebiet) gilt fischökologisch als Forellenregion. Von den aufgeführten, in der Holtemme zu findenden Fischarten, treten in diesem Abschnitt neben der Bachforelle noch Groppe, Schmerle, Hasel, Äsche, Ellritze und Gründling auf. Wärmebedürftige Arten wie Döbel, Plötze und Barben lassen sich erst in der Äschenregion unterhalb Halberstadts feststellen (vgl. Kammerad 2014, S. 214).

3.2.2 Zillierbach

Verlauf und genereller Zustand

Die Quelle des Zillierbachs liegt auf 600 m ü.NN im Nationalparkgebiet am Hohnebruch nahe der Ortschaft Drei Annen Hohne. Der eher wasserarme Fluss wird wesentlich durch Wasser aus der Wormke gespeist, das über den historischen Wormsgraben – der wohl älteste Hanggraben des Harzes mit einem vermuteten Ursprung im 12. Jahrhundert – in den Zillierbach geleitet wird. Der Wormsgraben diente ursprünglich der Wasserzufuhr mehrerer Mühlen im heutigen Wernigeröder Ortsteil Nöschenrode. Nach rund 12 km Fließstrecke mündet der Zillierbach im Wernigeröder Stadtgebiet in die Holtemme (vgl. Wüstemann und Eichler 2002, S. 41). Mit einem Einzugsgebiet von rund 33 km² ist der Zillierbach der bedeutendste Zufluss der Holtemme (vgl. Kammerad 2014, S. 219).

Nutzung durch den Menschen

Der Zillierbach wird stark durch die im Jahr 1936 zur Gewinnung von Trinkwasser errichtete, 22 ha große Zillierbachtalsperre geprägt, die sich aus dem Wasser des Zillierbachs sowie dem diesem über den Wormsgraben zugeführten Wasser der Wormke speist. Da die Talsperre nicht passierbar ist, trennt sie die Fischbestän-

de oberhalb und unterhalb des Bauwerks in zwei vollständig isolierte Populationen, zwischen denen seit gut 80 Jahren auf natürlichem Wege kein genetischer Austausch mehr stattfindet (vgl. Kammerad 2014, S. 219). In Perioden von Trockenheit kann es unterhalb der Talsperre bisweilen zu einem ökologisch bedrohlichen Wassermangel kommen (vgl. Wüstemann und Eichler 2002, S. 41), wobei der Talsperrenbetrieb in den vergangenen Jahren dazu übergegangen ist, den Durchfluss in kritischen Situationen zeitnah zu erhöhen. Im Stadtgebiet von Wernigerode bis zur Mündung in die Holtemme ist der Zillierbach ebenso wie die Holtemme durch partielle Begradiungen sowie durch die historische Nutzung für den Mühlenbetrieb geprägt. Sechs größere Querbauwerke im Wernigeröder Stadtgebiet konnten zwischen 1996 und 2011 beseitigt oder durch FAA passierbar gemacht werden.

Heimische Fischarten

Im Gegensatz zur Holtemme war die chemische Qualität des Zillierbachs trotz der Einleitung von Abwässern eines Pharmabetriebs im Wernigeröder Stadtgebiet auch zu DDR-Zeiten noch so gut, dass einzelne Fischarten – darunter Bachforelle und Groppe – hier in für die Reproduktion ausreichender Zahl überleben konnten (vgl. Kammerad 2011, S. 19). Der Zillierbach wurde daher nach dem Ende der DDR zu einem wichtigen Genpool für die Wiederbesiedlung der bis dahin ökologisch toten Holtemme, deren chemischer Zustand sich ab 1991 stetig verbesserte (vgl. Wüstemann und Eichler 2002, S. 41). Das Vorkommen der Groppe bewirkte, dass ein Großteil des Zillierbachs heute zum Schutzgebietssystem NATURA 2000 des Landes Sachsen-Anhalt gehört.

Über die historischen Fischbestände des Zillierbachs ist – aus gleichen Gründen – ebenso wie über die historischen Fischbestände der Holtemme nichts bekannt. Im Gewässerabschnitt oberhalb der Talsperre finden sich heute ausschließlich Bachforellen, im Gewässerabschnitt unterhalb der Talsperre nur Bachforellen und Groppen. In der Talsperre selbst konnten im Rahmen einer Befischung im Jahr 2002 insgesamt 14 Arten nachgewiesen werden. Dabei traten Plötze, Regenbogenforelle und Karpfen häufig, Bachforelle, Hecht, Rotfeder, Blei Barsch und Aal verbreitet und Döbel, Hasel, Schleie, Zander und Kaulbarsch selten auf (vgl. Kammerad 2014, S. 220).

3.3 Bedeutende lokale Fischarten

Die Harzer Fischfauna weist eine Vielzahl von – im vorherigen Kapitel für Holtemme und Zillierbach bereits aufgeführten – Fischarten aus, die im Rahmen dieser Arbeit weder vollständig noch im Detail betrachtet werden können. Aus diesem Grund sollen nachfolgend nur zwei für Holtemme und Zillierbach (auf Wernigeröder Stadtgebiet) bedeutende Arten kurz betrachtet werden – die Bachforelle als Wappentier von Stadt und Landkreis, die als wandernde Fischart in besonderem Maße auf die ökologische Durchgängigkeit angewiesen ist, sowie die Groppe, die als leistungsschwächster Fisch schon kleinere Sohlabstürze nicht überwinden kann.

3.3.1 Bachforelle

Bei der Bachforelle im Allgemeinen sowie der Harzer Bachforelle – einer nachweisbar eigenen genetischen Unterart – im Besonderen handelt es sich um einen Wanderfisch aus der Familie der Lachsfische (*Salmonidae*). Als Wanderfisch ist die Bachforelle in verschiedenen Lebensphasen auf verschiedene Habitats sowie darauf angewiesen, zwischen diesen Habitats wechseln zu können. Dabei gilt, dass die Tiere mit zunehmendem Alter immer tiefere und großräumigere Flussabschnitte bevorzugen – eine Vorliebe, die mit einem ebenfalls zunehmenden Revierverhalten, d.h. der aktiven Verteidigung des eigenen Standortes gegen Fische der gleichen oder anderer Arten, einhergeht (vgl. Golsch 2013, S. 8).

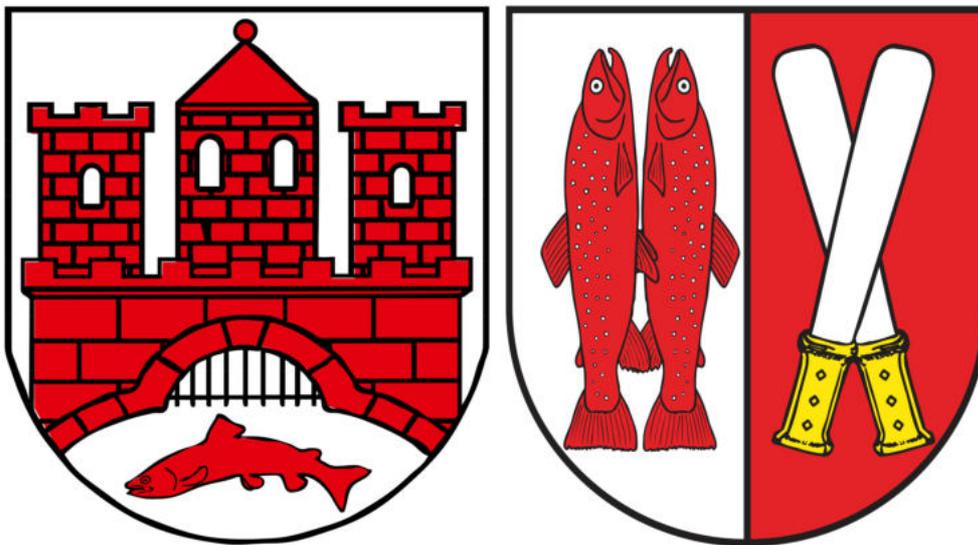


Abbildung 3.2: Die Harzer Bachforelle ist das Wappentier sowohl der Stadt Wernigerode (links) als auch des Landkreises Harz (rechts).

Auch die Fressgewohnheiten von Bachforellen ändern sich mit ihrem Alter. Während Fische bis zu einem Jahr hauptsächlich driftende Kleinstlebewesen und Larven von Wasserinsekten verzehren, bejagen ältere Tiere auch Fluginsekten und kleinere Krebse sowie Fische wie etwa junge Groppen, nehmen aber kein Aas zu sich (vgl. Alp 2006, S. 27). Neben der Groppe dürfte die an Holtemme und Zillierbach stark vertretene Ibisfliege (*Ibisia marginata*) zu den wichtigsten Beutetieren der Harzer Bachforelle gehören (vgl. Jentzsch und Kleinsteuber 2012, S. 33). Auch Fälle von Kannibalismus, bei denen die eigene Brut bejagt wird, sind bekannt (vgl. Golsch 2013, S. 8). Im Jahr 2014 belegte Hegelbach 2014, dass Bachforellen sogar junge Wasseramseln (*Cinclus cinclus*) erbeuten können.

Als Wanderfische sind Bachforellen über ihren Lebenszyklus hinweg auf das Vorhandensein ganz verschiedener Lebensräume angewiesen, die sie in verschiedenen Lebens- und Entwicklungsstadien aufsuchen können müssen: Laich- und Larvenhabitate (strömungsarme und flache Bereiche in Ufernähe mit besonders sauerstoffrei-

chem Wasser), Jungfischhabitats (tiefere Bereiche mit Steinstrukturen), Nahrungshabitats (Furtbereiche mit hoher Fließgeschwindigkeit) sowie Ruhe- und Winterhabitats (tiefe und strömungsarme Kolke) (vgl. Holzer 2010, S. 245). Als potamodrome Arten verbleiben sie dabei stets im Süßwasser (vgl. Anderer 2010, S. 34). Die immer flussaufwärts gerichtete Wanderung zu geeigneten Laichhabitats erfolgt zwischen Oktober und Januar.

Heimische – sogenannte autochthone – Stämme von Bachforellen bilden mit der Zeit eigene Stämme, die sich durch genetische Differenzen belegen lassen (vgl. Holzer 2004, S. 233). Mit der sogenannten „Harzer Bachforelle“ existiert auch im Harz ein solcher lokaler Forellenstamm, der sich – wie eingangs bereits erwähnt – genetisch von anderen ortsspezifischen Bachforellenstämmen unterscheidet.

Die Bachforelle wird in der Roten Liste der in Sachsen-Anhalt bedrohten Fischarten in der Kategorie 3 (gefährdet) geführt. Neben dem Kormoran wird sie auch von Wasseramsel und Eisvogel (*Alcedo atthis*) bejagt (vgl. Golsch 2013, S. 9). Bachforellen kommen im Wernigeröder Stadtgebiet sowohl in der Holtemme als auch im Zillierbach vor. Eine Verdrängung der Bachforelle durch die ursprünglich aus Nordamerika stammende invasive Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*), wie sie in vergleichbaren Gewässern bereits stattgefunden hat, konnte in Holtemme und Zillierbach bislang verhindert werden (vgl. Honsig-Erlenburg 2005, S. 286-289).

3.3.2 Groppe

Bei der Groppe bzw. Westgroppe handelt es sich um einen in Europa weit verbreiteten kleinen Süßwasserfisch, der vor allem in flachen Gewässern mit hoher Fließgeschwindigkeit zu finden ist. Gropfen können bis zu zehn Jahre alt werden, wobei sie die Geschlechtsreife nach zwei Jahren erreichen. Der Fisch ist ein Jäger, der sich primär von Insektenlarven wie etwa denen der Zuckmücke, der Eintags-, Stein- und Köcherfliege sowie von kleinen Insekten wie Flohkrebse und Asseln ernährt. Neben Raubfischen wie der Bachforelle wird die Groppe auch durch Vögel wie den Graureiher (*Ardea cinerea*) und die Wasseramsel bejagt. Für die wirtschaftliche Nutzung durch den Menschen spielt die Fischart dagegen keine Rolle, auch wenn es bis vor Jahrzehnten aufgrund der falschen Vorstellung, die Groppe würde als Laichräuber auch Nutzfischbestände dezimieren, teilweise zu gezielten Befischungen kam (vgl. Golsch 2013, S. 14).

Im Vergleich mit Bachforellen reagieren Gropfen sensibler auf Sediment- und Schadstoffbelastung sowie insbesondere Gewässerversauerung, weshalb sie in den Oberläufen der Harzer Gebirgsbäche – darunter auch der Holtemme – weniger weit als Bachforellen vordringen. „Die [Groppe] gilt als einer der empfindlichsten einheimischen Fischarten überhaupt und ist ein sicherer Indikator für saubere, salmonidentaugliche Fließgewässer“ (Kammerad und Scharf 2012, S. 204).



Abbildung 3.3: Eine im Rahmen einer Elektrofischung an der Holtemme betäubte und kurzzeitig dem Gewässer entnommene, ausgewachsene Groppe.

Obwohl es sich bei Groppen nicht um Wanderfische handelt, zeigen Tracking-Versuche mit einzelnen Tieren, dass diese sich durchaus in einem Radius von einigen hundert Metern bewegen. Dabei können sie Sprunghöhen von maximal 5 cm (nach Golsch 2013, S. 9) bzw. 20 cm (nach Kammerad und Scharf 2012, S. 203) überwinden und scheitern damit auch schon an Querbauwerken, die von leistungsstärkeren Arten wie etwa der Bachforelle noch übersprungen werden können. Ihre Wiederausbreitung in den Gewässern des Harzgebietes verlief daher nach Ende der DDR auch langsamer als die der Bachforelle (vgl. Kammerad und Scharf 2012, S. 203).

Die Groppe gehört laut Anhang II der FFH-Richtlinie zu den geschützten Arten und wird in der Roten Liste der in Sachsen-Anhalt bedrohten Fischarten in der Kategorie 2 (stark gefährdet) geführt. Sie kommt im Wernigeröder Stadtgebiet sowohl in der Holtemme als auch im Zillierbach vor und gilt laut Golsch 2013 (S. 7) als guter Bioindikator für die Qualität von Forellengewässern.

Kapitel 4

Wiederherstellung der Durchgängigkeit

4.1 Motivation

Die gewässerökologische Ausgangssituation im damaligen Landkreis Wernigerode zur Wendezeit (1989-1991) wurde bereits im vorangegangenen Kapitel im Hinblick auf Holtemme und Zillierbach kurz skizziert: Aufgrund der massiven Einleitung von Industrieabwässern – auch schon vor Entstehung der DDR zu Hochzeiten der Harzer Papierwirtschaft – war die Holtemme ökologisch nahezu vollständig tot, eine Durchgängigkeit sowohl in der Holtemme als auch im Zillierbach aufgrund der zahlreichen Querbauwerke nicht gegeben (vgl. Kammerad 2014, S. 214). Die Bachforelle als Wappentier sowohl der Stadt als auch des Landkreises war in der Holtemme nicht mehr auffindbar. Lediglich im Zillierbach und anderen Holtemme-Zuflüssen wie dem Drängelalbach, die weniger stark durch Abwässer belastet wurden, fanden sich nach 1990 noch überlebende Teilpopulationen etwa von Bachforellen und Groppen. Die erste Gewässergütekarte des Landes Sachsen-Anhalt weist die Holtemme im Mittellauf als übermäßig verschmutzt (Wassergüteklasse IV) sowie im Unterlauf als sehr stark verschmutzt (Wassergüteklasse III-IV) aus – den beiden höchsten Verschmutzungsgraden überhaupt (vgl. Kammerad 2014, S. 216).

Bereits 1985 gründeten Naturschützer und Angler aus Wernigerode und Umgebung den „Verein für Wildfisch- und Gewässerschutz“, der 1991 zum eingetragenen Verein „Wildfisch- und Gewässerschutz Wernigerode 1985 e.V.“ avancierte. Erklärtes Vereinsziel war und ist die Verbesserung des ökologischen Zustands der Gewässer in und um Wernigerode mit Schwerpunkt auf der Holtemme – eine Arbeit, der vor der Wende nur mühsam – etwa durch das Einsetzen von Steinen in den Gewässerlauf oder durch die Uferbegrünung – und unter stetiger Beobachtung staatlicher Organe nachgegangen werden konnte. Diese Situation änderte sich mit dem Ende der DDR grundlegend: Der Verein konnte freier agieren, durch die Insolvenz etlicher Betriebe verbesserte sich der chemische Zustand der Holtemme innerhalb von nur zwei Jahren erheblich und für Natur- und Umweltschutz standen öffentliche Mittel in ungleich

größerem Umfang zur Verfügung. Bereits 1992 hatte sich die Gewässergüte der Holtemme soweit verbessert, dass erste, über den Zillierbach eingewanderte Bachforellen nachgewiesen werden konnten (vgl. Golsch 2013, S. 4).

Vor dem Hintergrund der steigenden Gewässergüte sowie der neuen Handlungsmöglichkeiten diskutierten Vertreter des Vereins sowie anderer Vereinigungen des organisierten Naturschutzes bereits seit Beginn der 1990er mit Verwaltung und Kommunalpolitik über die Frage, ob der Versuch einer vollständigen Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit in Holtemme und Zillierbach unternommen werden soll – eine Zielstellung, die 1997 Eingang in das Arten- und Biotopenschutzprogramm für den Landschaftsraum Harz des Landes Sachsen-Anhalt fand (vgl. Wüstemann und Eichler 2002, S. 41). Im Ergebnis wurden dann zwischen 1996 und 2012 insgesamt 23 Querbauwerke in Holtemme und Zillierbach entweder rückgebaut oder durch FAA passierbar gemacht – ein langfristiges Unterfangen, das unter anderem zu mehreren Auszeichnungen der Stadt Wernigerode führte. Zu nennen sind hier insbesondere der 2. Platz beim Kommunalwettbewerb „Zukunftsfähige Kommune“ der Deutschen Umwelthilfe (2002), der Titel „Bundeshauptstadt Naturschutz in der Kategorie 30.000 bis 100.000 Einwohner“ der Deutschen Umwelthilfe (2007) sowie der Titel „Biodiversitätskommune“ der Stiftung Lebendige Stadt (2011).

4.2 Durchführung

Die Analyse der Ausgangssituation zu Beginn der 1990er Jahre zeigt, dass im Stadtgebiet von Wernigerode insgesamt 16 größtenteils oder vollständig unpassierbare Querbauwerke in der Holtemme sowie 5 größtenteils oder vollständig unpassierbare Querbauwerke im Zillierbach vorhanden waren. Diese wurden zwischen 1996 und 2011 in 13 Fällen durch einen vollständigen Rückbau und Ersatz durch eine Sohlrampe sowie in 8 Fällen durch die Schaffung einer Fischaufstiegsanlage passierbar gemacht, wobei drei Rauherinne-Beckenpässe, drei Schlitzpässe und zwei Mäander-Fischaufstiege entstanden. Während das letzte Querbauwerk im Zillierbach schon 2002 (Z5) rückgebaut werden konnte (vgl. Wüstemann und Eichler 2002, S. 45), konnte die – aus baulicher Sicht – vollständige ökologische Durchgängigkeit für die Holtemme erst 2011 mit dem Bau der letzten beiden FAA (H8 und H10) sowie dem Rückbau der letzten drei verbliebenen Querbauwerke erreicht werden.

Die zeitliche Abfolge der Baumaßnahmen, deren Anstoß 1996 im Rahmen einer Wehrsanierung an der Holtemme (H6) erfolgte, sowie die Art der Realisierung (Rückbau/FAA) lassen sich Tabelle 4.2 entnehmen. Aus Platzgründen muss an dieser Stelle auf eine gesonderte Betrachtung der einzelnen FAA sowie insbesondere des Entscheidungsfindungsprozesses hinsichtlich der drei realisierten FAA-Typen verzichtet werden, der u.a. durch Wüstemann und Eichler 2002 und Bollmann 2011 dokumentiert wurde. Das umfangreiche, über einen Zeitraum von 15 Jahren realisierte Gesamtvorhaben wurde neben Mitteln der öffentlichen Hand durch Gelder des

| Jahr | Bezeichnung | Durchgeführte Maßnahme | Heutiger Zustand |
|------|-------------|------------------------|------------------|
| 1996 | H6 | Fischaufstieg | Beckenpass |
| 1999 | Z1 | Rückbau | Sohlrampe |
| 1999 | H3 | Rückbau | Sohlrampe |
| 2001 | Z2 | Rückbau | Sohlrampe |
| 2001 | Z3 | Fischaufstieg | Beckenpass |
| 2001 | Z4 | Rückbau | Sohlrampe |
| 2002 | Z5 | Rückbau | Sohlrampe |
| 2002 | H2 | Fischaufstieg | Mäander |
| 2003 | H4 | Fischaufstieg | Beckenpass |
| 2003 | H5 | Rückbau | Sohlrampe |
| 2005 | H11 | Fischaufstieg | Mäander |
| 2006 | H13 | Rückbau | Sohlrampe |
| 2007 | H7 | Fischaufstieg | Schlitzpass |
| 2008 | H14 | Rückbau | Sohlrampe |
| 2008 | H15 | Rückbau | Sohlrampe |
| 2010 | H9 | Rückbau | Sohlrampe |
| 2011 | H8 | Fischaufstieg | Schlitzpass |
| 2011 | H10 | Fischaufstieg | Schlitzpass |
| 2011 | H12 | Rückbau | Sohlrampe |
| 2011 | H16 | Rückbau | Sohlrampe |
| 2011 | H17 | Rückbau | Sohlrampe |

Tabelle 4.1: Baumaßnahmen an beiden Flüssen zwischen 1996 und 2011

Europäischen Fischereifonds (EFF), der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU), der Vattenfall Umweltstiftung sowie durch zahlreiche weitere Förderer aus der Region finanziert. Die bauliche Ausführung geschah durch die in Blankenburg ansässige Fugo-HGN GmbH, als Planungsgrundlage dienten der „Leitfaden für Anlagen zur Herstellung der Durchgängigkeit von Fließgewässern“ der Landesanstalt für Umweltschutz des Landes Baden-Württemberg sowie das „Handbuch Querbauwerke“ und die „Planungsempfehlungen zu Fischaufstiegsanlagen“ des Umweltministeriums des Landes Nordrhein-Westfalen (vgl. Bollmann 2011, S. 18).

4.3 Ergebnisse

Im Ergebnis ist zunächst festzustellen, dass alle 21 vor 1996 in Holtemme und Zillierbach vorhandenen, für sämtliche heimischen Fischarten unüberwindbaren Querbauwerke entweder rückgebaut, oder durch FAA passierbar gemacht wurden. Nach Golsch 2013 (S. 33) ist jedoch davon auszugehen, dass eine vollständige ökologische Durchgängigkeit damit noch nicht erreicht wurde, da nach wie vor mehrere Sohlschwellen existieren, die für kleinere Fischarten wie Groppen nur schwer bzw. bei Niedrigwasser gar nicht passierbar sein dürften. Von einer vollständigen Durchgängigkeit für Makrozoobenthos und Sedimente, wie sie die EG-WRRL fordert, kann auf Basis der vorliegenden Projektinformationen ebenfalls nicht ausgegangen werden.

Eine 2013 von Golsch durchgeführte Evaluation des Gewässerzustands von Holtemme und Zillierbach ergab trotz aller Bemühungen um die Durchlässigkeit noch

weitere zu behebende Defizite, so etwa das weitgehende Fehlen tieferer Kolke für die Überwinterung von Bachforellen. Die auf S.43 getroffene Feststellung, dass beiden Gewässern zu wenig „Raum zum Entfesseln“ eingeräumt wird und die Nutzungsgrenze bei einem derart eingetieften Gewässer mindestens „viermal so weit vom Ufer entfernt liegen [sollte], wie die Strecke von der Gewässersohle bis zur Böschungsoberkante“ wurde im Juli 2017 durch ein extremes Hochwasserereignis bestätigt, das nicht nur für schwere Schäden insbesondere entlang des eng bebauten und stark begradigten innerstädtischen Holtemmeufers sorgte, sondern auch zum nahezu vollständigen Einsturz des durch eine FAA überbrückten Holtemme-Wehrs H4 führte.



Abbildung 4.1: Die Reste des im Juli 2017 durch ein Hochwasserereignis fast vollständig zum Einsturz gebrachten Querbauwerks H4 in der Holtemme. Im Hintergrund ist der Einstieg in die weitgehend unbeschädigt gebliebene FAA zu sehen, die durch den Wegfall des Querbauwerks vorübergehend obsolet gemacht wurde.

Kapitel 5

Datenanalyse

5.1 Visualisierung in QGIS

Die Kartierung der Fischaufstiege und Befischungspunkte erfolgte unter Einsatz des freien Geoinformationssystems (GIS) Quantum GIS (QGIS). Bei einem GIS handelt es sich um eine Software, die der Erfassung, Bearbeitung, Analyse und Wiedergabe von Daten mit Raumbezug (Geoinformationen) dient. Die Erfassung von Daten in QGIS erfolgt über die Anlage sogenannter Layer – einzelner Schichten mit Geoinformationen, die auf eine topografische Grundkarte projiziert werden können. Dabei ist in Punktlayer (für Einzelpunkte wie Fischaufstiege), Linienlayer (für Strecken wie Flussläufe) und Flächenlayer (für Flächen wie FFH-Gebiete) zu unterscheiden.

Die für die Erstellung der Grundkarte des Altkreises Wernigerode (siehe Abbildung 6.2 im Anhang) benötigten Geoinformationen (Wasserläufe, Agrarflächen, Waldflächen, Straßen, Schienen, Bebauung etc.) wurden zusammen mit den zugehörigen Bezeichnungen (Gewässernamen, Ortsnamen, Straßennamen etc.) aus der elektronischen Karte des Projekts Open Street Map (OSM) entnommen. Bei OSM handelt es sich um eine von einer stetig wachsenden ehrenamtlichen Gemeinschaft gepflegten Sammlung frei verfügbarer Geodaten, die für die Erstellung eigener Karten genutzt werden können, sofern abgeleitete Karten ebenfalls wieder unter den den Bedingungen der Open Database Commons License verfügbar gemacht werden.

Insgesamt wurden folgende Informationen in eigenständigen Layern erfasst, wobei sämtliche Daten durch den Wernigeröder Wildfisch- und Gewässerschutzverein zur Verfügung gestellt wurden:

- Fischaufstiege im Zillierbach (siehe Abbildung 5.1)
- Fischaufstiege in der Holtemme (siehe Abbildung 5.1)
- Befischungspunkte im Zillierbach (siehe Abbildung 6.3 im Anhang)
- Befischungspunkte in der Holtemme (siehe Abbildung 6.3 im Anhang)
- Querbauwerke (Stand 1996) im Zillierbach (siehe Abbildung 6.4 im Anhang)
- Querbauwerke (Stand 1996) in der Holtemme (siehe Abbildung 6.4 im Anhang)

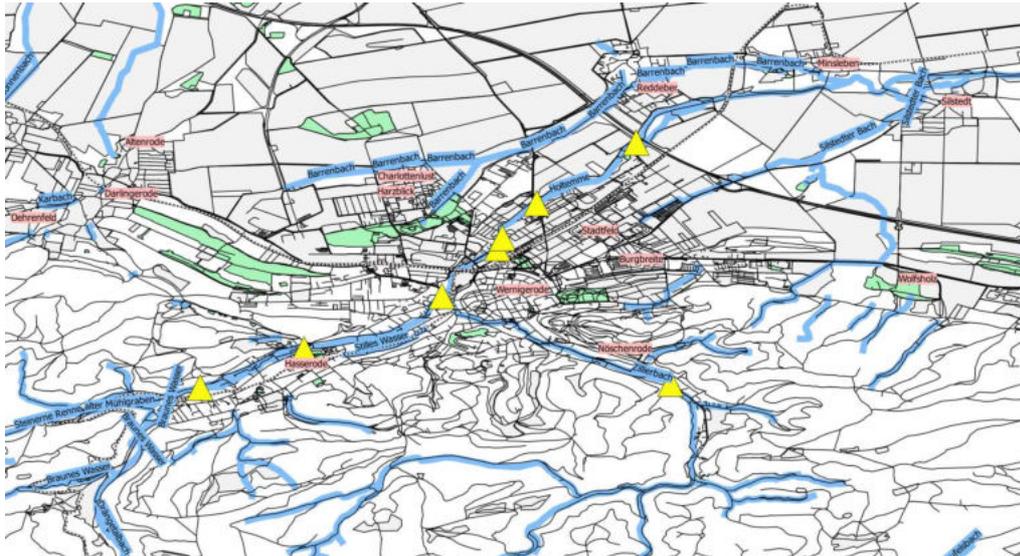


Abbildung 5.1: In QGIS kartierte Fischaufstiege in Holtemme und Zillierbach.

5.2 Aussagekraft und Hypothesen

Da die Auswahl von Zeit und Ort der zwischen 2002 und 2016 durchgeführten Elektrofischungen weder zufällig im Sinne einer statistisch repräsentativen Zufallsauswahl erfolgten, noch einem auf fischereifachlichen Überlegungen basierenden Erhebungsplan folgten, sondern ausschließlich durch Ort und Zeitpunkt der jeweiligen Baumaßnahmen bestimmt wurden, sind die vorliegenden Daten nicht als repräsentativ im Sinne der quantitativen Statistik zu bewerten. Die Anwendung von induktiven Verfahren wie insbesondere von statistischen Signifikanztests ist daher ausgeschlossen. Es kann allerdings vermutet werden, dass sich die durch eine Herstellung der ökologischen Durchgängigkeit zwischen 2002 und 2016 (bzw. zwischen 1996 und 2011) verbesserten Lebensbedingungen für Fische in Holtemme und Zillierbach auf dreifache Art und Weise in den erhobenen Daten niederschlagen müssten:

- Zunahme der Artenvielfalt
- Zunahme der Menge der abgefischten Tiere
- Zunahme der Größe der abgefischten Tiere

Unter der Annahme, dass im Betrachtungszeitraum keine anderen wesentlichen Verbesserungen der ökologischen Qualität beider Flussläufe eingetreten sind – die höchste Stufe der Gewässerqualität wurde in beiden Gewässern ja bereits Ende der 1990er Jahre erreicht – kann plausibel vermutet werden, dass etwaige Steigerungen bei Artenvielfalt, Menge, Größe und (nicht erhoben) Gewicht der im Rahmen der Elektrofischungen aufgefundenen Tiere auf die verbesserte ökologische Durchgängigkeit zurückgeführt werden können.

Bei der Bewertung der Hypothesen sind – darauf sei noch einmal explizit hingewiesen – die oben genannten Einschränkungen zu berücksichtigen, die sich aufgrund

der Verteilung der Befischungspunkte ergeben. Als problematisch ist insbesondere einzuschätzen, dass die Befischungen in baubedingt willkürlich wechselnden Lebensphasen von Bachforelle und Groppe durchgeführt wurden, womit Vergleiche von Größe und Gewicht nur eingeschränkt aussagekräftig sind. Diese baubedingte Willkür führt auch zu einer örtlichen Verteilung der Befischungspunkte, die von konkreten FAA-Standorten unabhängig und damit für eine Evaluation der FAA-Effizienz als ungünstig einzustufen ist, was auch die Aussagekraft von Vergleichen hinsichtlich der Anzahl der gefangenen Tiere sowie der Artenvielfalt einschränkt. Es ist evident, dass eine aussagekräftige Prüfung der oben aufgeführten Hypothesen nur auf Basis zusätzlichen Datenmaterials möglich sein wird. Nachfolgend soll dennoch eine erste deskriptive Auswertung zur Unterstützung der weiteren Konkretisierung von bzw. der Generierung weiterer Hypothesen durchgeführt werden.

5.3 Statistische Auswertung

5.3.1 Verteilung der Messpunkte

Es liegen insgesamt Daten aus 50 Elektrobefischungen vor, von denen 39 in der Holtemme und 11 im Zillierbach erfolgten. Dabei handelte es sich in 40 Fällen um Befischungen, die im Vorfeld von Baumaßnahmen durchgeführt wurden, in 10 Fällen um Befischungen, die der Funktionsaufstiegskontrolle dienten. Da die beiden Befischungstypen sich in ihrer Vorgehensweise stark voneinander unterscheiden, werden nachfolgend nur die 40 Baubefischungen in die Auswertung einbezogen: Während bei einer Baumaßnahme sämtliche Fische aller Arten an einem eng begrenzten Standort betäubt und umgesetzt werden, werden im Rahmen von Funktionsaufstiegskontrollen lediglich einzelne Fische bestimmter Arten (in allen hier vorliegenden Fällen Bachforellen) in einem größeren Bereich oberhalb eines zu kontrollierenden Fischaufstiegs betäubt und farblich markiert, unterhalb dieses Fischaufstiegs wiedereingesetzt und überprüft, welcher Anteil dieser Fische in einem vorher festgelegten Zeitraum einen Wiederaufstieg unternimmt. Da eine Vergleichbarkeit der Vorgehensweisen erkennbar nicht gegeben ist, werden die Ergebnisse der 10 Funktionskontroll-Befischungen nicht Gegenstand der nachfolgenden Analyse. Von den nach diesem Ausschluss noch betrachteten 40 Befischungen fanden 31 in der Holtemme und 9 im Zillierbach statt. Tabelle 6.2 im Anhang verdeutlicht die Verteilung auf Gewässer und Jahre, Abbildung 6.3 die geographische Verortung.

5.3.2 Zunahme der Artenvielfalt

Während Anzahl und Größe der jeweils umgesetzten Bachforellen und Groppen als „Leitfischarten“ im Wernigeröder Stadtgebiet erfasst wurden, wurde hinsichtlich anderer Arten wie etwa der Schmerle oder des Bachneunauges lediglich deren Anwesenheit vermerkt. Wie Tabelle 5.3.2 zeigt, wurden im Zillierbach während aller 9 dort durchgeführten Elektrobefischungen im Vorfeld von Baumaßnahmen in keinem Fall andere Arten aufgefunden, während dies in der Holtemme bei 6 von 31 und damit bei knapp 20% aller durchgeführten Befischungen der Fall war.

| Jahr | Holtemme | Zillierbach | Gesamt |
|--------|-------------------|-----------------|------------------|
| 2005 | 0 von 1 (00,0%) | 0 von 1 (00,0%) | 0 von 2 (00,0%) |
| 2006 | 0 von 3 (00,0%) | 0 von 0 (00,0%) | 0 von 3 (00,0%) |
| 2007 | 0 von 5 (00,0%) | 0 von 0 (00,0%) | 0 von 5 (00,0%) |
| 2008 | 3 von 8 (37,5%) | 0 von 1 (0,00%) | 3 von 9 (33,3%) |
| 2009 | 0 von 0 (00,0%) | 0 von 2 (0,00%) | 0 von 2 (00,0%) |
| 2010 | 0 von 0 (00,0%) | 0 von 1 (00,0%) | 0 von 1 (00,0%) |
| 2011 | 2 von 6 (33,3%) | 0 von 0 (00,0%) | 2 von 6 (33,3%) |
| 2012 | 1 von 4 (25,0%) | 0 von 0 (00,0%) | 1 von 4 (25,0%) |
| 2013 | 0 von 1 (00,0%) | 0 von 1 (00,0%) | 0 von 2 (00,0%) |
| 2014 | 0 von 1 (00,0%) | 0 von 0 (00,0%) | 0 von 1 (00,0%) |
| 2015 | 0 von 0 (00,0%) | 0 von 1 (00,0%) | 0 von 1 (00,0%) |
| 2016 | 0 von 2 (00,0%) | 0 von 2 (00,0%) | 0 von 4 (00,0%) |
| Gesamt | 6 von 31 (19,35%) | 0 von 9 (00,0%) | 6 von 40 (15,0%) |

Tabelle 5.1: Vorkommen sonstiger Arten in Holtemme und Zillierbach.

Im Hinblick auf die eingangs aufgestellte Hypothese, dass die beobachtete Artenvielfalt mit der sich verbessernden Durchlässigkeit zunehmen müsste, ist festzustellen, dass dieser Effekt in der Holtemme in der Tat zunächst einzutreten scheint – während in den Jahren 2005 bis 2007 bei keiner der 9 Befischungen Arten neben Bachforelle und Groppe beobachtet wurden, sind für 2008, 2011 und 2012 (2009 und 2010 fanden keine baubedingten Befischungen statt) jeweils bei jeder dritten bis vierten Befischung zusätzliche Arten zu vermelden. Bei den vier nach 2012 durchgeführten Befischungen konnte jedoch entgegen dem scheinbaren Trend keine zusätzliche Art mehr festgestellt werden — was durchaus auch auf die geringe Zahl der Befischungen in diesem Zeitraum zurückzuführen sein könnte. Nimmt man an, dass die Wahrscheinlichkeit für das Auffinden zusätzlicher Arten bei Befischungen nach 2007 bei rund 25% liegt, und ignoriert man die geographische Verteilung der Befischungspunkte, so liegt die Wahrscheinlichkeit dafür, dass bei den vier Messungen nach 2012 allein durch Zufall keine zusätzliche Art aufgefunden wurde, bei 31,6% ($0,75^4$). Auch vor diesem Hintergrund sollte dem Fehlen solcher Beobachtungen keine unangemessene Bedeutung beigemessen werden. Auf eine mögliche inhaltliche Ursache, die das Ausbleiben des vermuteten Trends erklären könnte, wird dennoch kurz im Fazit eingegangen. Im Zillierbach konnten bei allen Befischungen keine Arten neben Bachforelle und Groppe identifiziert werden – auch das ein überraschender Befund, der jedoch aufgrund der geringen Anzahl an Befischungen (neun in 12 Jahren) wenig Aussagekraft besitzt.

5.3.3 Zunahme der Menge der abgefischten Tiere

Wie Abbildung 5.2 zeigt, ist den Daten der Baubefischungen in der Holtemme – unter Berücksichtigung der bereits angesprochenen Einschränkungen sowie der Lücken in den Jahren 2009, 2010 und 2015 – entgegen der zuvor aufgestellten Hypothese keine Zunahme der Menge an abgefischten Bachforellen zu entnehmen, wohl aber ein initialer Anstieg (zwischen 2008 und 2011) sowie eine nachfolgende Stabilisierung des Gropfenbestands (unter Ausklammerung eines einzelnen abweichenden Befunds im

2014). Die Daten der Baubefischungen im Zillierbach werden aufgrund des geringen Umfangs an dieser Stelle nicht explizit betrachtet. Sie finden sich gemeinsam mit den Daten der Baubefischungen in der Holtemme im Tabellen- bzw. Bildanhang.

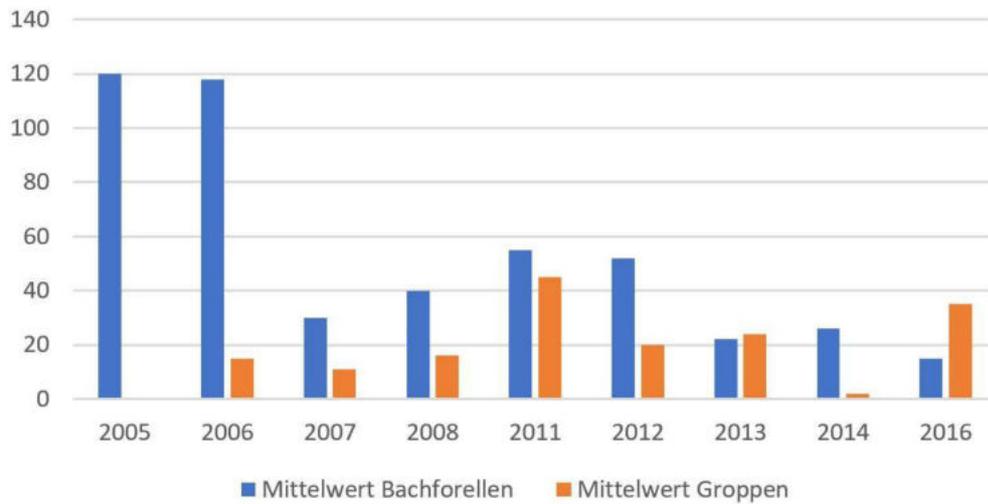


Abbildung 5.2: Jahresdurchschnittsmenge der in der Holtemme gefangenen Fische.

5.3.4 Zunahme der Größe der abgefischten Tiere

Auch die eingangs aufgestellte Hypothese, dass die im Rahmen der Baubefischungen erfassten Tiere über den betrachteten Zeitraum aufgrund der sich stetig verbessernden Rahmenbedingungen im Durchschnitt an Größe zunehmen würden, lässt sich – wiederum unter Berücksichtigung der ohnehin eingeschränkten Aussagekraft – anhand der vorliegenden Daten aus den Baubefischungen in der Holtemme nicht bestätigen. Die Daten der Baubefischungen im Zillierbach werden aufgrund des geringen Umfangs an dieser Stelle nicht explizit betrachtet. Sie finden sich gemeinsam mit den Daten der Baubefischungen in der Holtemme im Tabellen- bzw. Bildanhang.

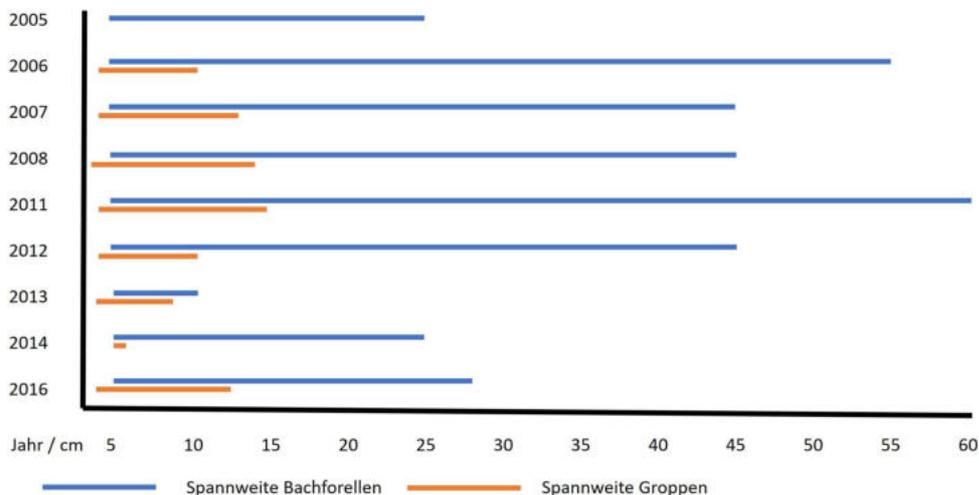


Abbildung 5.3: Jahresspezifische Spannweite der in der Holtemme gefangenen Fische.

Kapitel 6

Fazit und Ausblick

6.1 Fazit

Wie die statistische Auswertung im vorigen Kapitel gezeigt hat, wird keine der drei eingangs aufgestellten Hypothesen (Zunahme der Artenvielfalt, Zunahme der Menge der abgefischten Tiere, Zunahme der Größe der abgefischten Tiere) durch die vorliegenden Befischungsdaten bestätigt. Obwohl dieses Ergebnis – wie bereits ausführlich dargestellt – ausschließlich auf die Unzulänglichkeit der Datenbasis zurückzuführen sein könnte, soll an dieser Stelle dennoch kurz auf die Frage eingegangen werden, ob ein erkennbarer ökologischer Grund für das Ausbleiben der zahlenmäßigen Verbesserungen bei Vielfalt, Menge und Größe der in Holtemme und Zillierbach aufgefundenen Fischen existiert. Tatsächlich scheinen ja zwei der betrachteten Indikatoren in der ersten Hälfte des untersuchten Zeitraums zunächst den antizipierten Trends zu folgen, wobei es nach 2012 zu einem Einbruch der Werte kommt. Dass es sich hierbei nicht nur um eine Zufälligkeit, sondern um einen realen Effekt handeln könnte, der sich im Rahmen einer aussagekräftigeren Untersuchung bestätigen lassen könnte, lassen einige im gleichen Zeitraum verfasste Arbeiten vermuten, die sich mit einem wachsenden Problem für den Fischartenschutz im Harz auseinandersetzen: Der Bedrohung durch den Kormoran.

Beim Kormoran handelt es sich um einen in Sachsen-Anhalt ursprünglich nicht heimischen Brutvogel aus der Ordnung der Ruderfüßer (*Pelecaniformes*). Die erste bekannte Kormoran-Kolonie in Sachsen-Anhalt mit gerade neun Brutpaaren entstand erst 1987 im Naturschutzgebiet Steckby-Lödderitzer Forst, eine zweite, ebenfalls noch kleine Kolonie 1992 nahe der Saalemündung. Offenbar aufgrund guter Nahrungsbedingungen sowie eines Jagdverbots kam es in den Folgejahren allerdings zu einer unerwarteten, geradezu explosionsartigen Ausbreitung, wobei die Schwelle von 1.000 Brutpaaren im Jahr 2009 überschritten wurde (vgl. Dornbusch und Fischer 2010, S. 16). Da sich der Kormoran (ohne Spezialisierung auf bestimmte Arten) überwiegend von Fischen ernährt, wirkt sich die Präsenz einer größeren Anzahl von Kormoranen oft erheblich auf regionale Fischbestände wie etwa Äschen (vgl. Holzer et al. 2004, S. 234) oder Bachforellen aus. Aus Magenuntersuchungen von 64 zwischen 2007 und 2009 in Sachsen-Anhalt geschossenen Kormoranen ist bekannt, dass auch in Holtem-

me und Zillierbach auftretende Fischarten wie Bachforelle, Döbel, Schleie, Gründling und Dreistacheliger Stichling zum Nahrungsrepertoire der Tiere gehören (vgl. Dornbusch und Fischer 2010, S. 20).

Seit etwa 2005 kommt es zu einem vermehrten Auftreten des Kormorans im Harz-kreis, der sich Kammerad 2014 (S. 219) zufolge bereits erkennbar auf den Äschenbestand in der Holtemme ausgewirkt hat: „Bereits drei Kormoranwinter (2005/06, 2008/09, 2009/10) haben bei diesem schwer durch Wasserbaumaßnahmen geschädigten Fluss ausgereicht, um den Bestand an größeren Fischen zusammenbrechen zu lassen. Eine baldige Ausrottung des Äschenbestandes durch die zahlreichen Kormorane wird von den Fischereipächtern befürchtet.“ Der Begriff „Kormoranwinter“ spielt auf einen klimatisch besonders harten Winter mit lange zugefrorenen Standgewässern an, der die Kormorane dazu zwingt, sich ihre Nahrung ausschließlich in den noch freien Fließgewässern zu suchen (vgl. Kammerad und Scharf 2012, S. 15). Auch im Stadtgebiet von Wernigerode ist der Kormoran seit 2010 häufiger zu beobachten – und da es an Holtemme und Zillierbach nach wie vor große Defizite beim natürlichen und vor Bejagung schützenden Uferbewuchs gibt (vgl. Golsch 2013, S. 39), muss davon ausgegangen werden, dass die zunehmende Ausbreitung des Kormorans sich spätestens seit 2010 auch negativ auf den Bachforellenbestand im Wernigeröder Stadtgebiet auswirkt.

Da das exakte Ausmaß der Fraßschäden durch Kormorane Kammerad 2012 (S. 15) zufolge aufgrund fehlenden Monitorings oft über viele Jahre unerkannt bleibt, kann an dieser Stelle nur gemutmaßt werden, dass die im vorangegangenen Kapitel diskutierten Effekte zumindest partiell auch auf Bestandsschädigungen durch den Kormoran zurückzuführen sein könnten – eine Annahme, die im Rahmen einer umfassenderen Untersuchung mit größerer Aussagekraft überprüft werden könnte.

6.2 Ausblick

Zusammenfassend ist festzustellen, dass sich die Annahme, dass es aufgrund der Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit an Holtemme und Zillierbach zu einer erkennbaren Zunahme von Menge, und Größe der im Vorfeld von Baumaßnahmen abgefischten Tiere sowie zu einem Anstieg der Artenvielfalt gekommen sein müsste, auf Basis der vorliegenden Daten nicht bestätigen ließ. Da die grundsätzliche Funktionalität der FAA durch den Wildfisch- und Gewässerschutzverein vielfach mit Hilfe von Markierungszählungen nachgewiesen werden konnte, verwundert dieses Ergebnis selbst vor dem Hinblick der offenkundigen methodischen Unzulänglichkeiten der Datengewinnung. Eine Ursache hierfür könnte der stark zugenommene Kormoranfraß sein, auch andere, bislang unbekannte Einflüsse sind aber ebenso nicht auszuschließen wie die völlige Rückführbarkeit der Ergebnisse auf die methodisch unzureichende Datenbasis. Der Autor regt daher an, die vermutete Zunahme der Biodiversität sowie den Anwuchs der Fischbestände in Holtemme und Zillierbach im Rahmen einer

Primärerhebung auf Basis eines fischkundlich geeigneten Befischungsplans (insbesondere unter Berücksichtigung der FAA-Standorte sowie der Lebenszyklen der zu betrachtenden Leitfischarten) erneut zu untersuchen.

Im Hinblick auf den allgemeinen Gewässerzustand von Holtemme und Zillierbach lässt sich abschließend feststellen, dass trotz der mittlerweile sehr guten Ausgangslage weitere Verbesserungen vorstellbar und sinnvoll sind: So fehlen sowohl in der Holtemme als auch im Zillierbach aufgrund der im Rahmen dieser Arbeit umfassend dargestellten vielfältigen menschlichen Eingriffe Vertiefungen – sogenannte Kolke – die von größeren Fischen wie etwa der Bachforelle als Stand- und Ruheplätze sowie für die Überwinterung genutzt werden können (vgl. Kammerad 2014, S. 219). Darüber hinaus begünstigt der in großen Abschnitten nur spärlich vorhandene bis fehlende Uferbewuchs – wie bereits angesprochen – den kritischen Vogelfraß insbesondere durch Kormorane. Mehr Uferbewuchs würde außerdem dazu führen, dass die Wassertemperatur – ein limitierender Faktor für die Verbreitung von Fischen in Fließgewässern – im Sommer niedrig und damit der Sauerstoffgehalt stabil bleibt (vgl. Golsch 2013, S. 40). Alle drei Faktoren tragen wiederum dazu bei, dass die Entwicklung der Fischfauna insgesamt hinter ihren Standortmöglichkeiten zurückbleibt und anstelle der für den Gewässertyp eigentlich zu erwartenden Leitfischarten Bachforelle, Äsche und Barbe in beiden Flüssen nach wie vor „auf weiten Strecken mengenmäßig anspruchslose Kleinfischarten“ wie etwa die Groppe dominieren (Kammerad 2014, S. 219). Weitere bauliche sowie gewässerschutzfachliche Maßnahmen könnten diese Mißstände beseitigen und damit dazu beitragen, Holtemme und Zillierbach noch „fischfreundlicher“ zu gestalten.

Darüber hinaus ist zu konstatieren, dass – aller noch möglichen Verbesserungen zum Trotz – die durch die Stadt Wernigerode, den Landkreis Wernigerode bzw. (ab 2005) den Landkreis Harz sowie die zahlreichen Partner aus Wirtschaft und Stiftungswesen konsequent über einen Zeitraum von 15 Jahren durchgeführte Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit von Holtemme und Zillierbach eine gewässerschutzfachliche Anstrengung darstellt, die auf kommunaler Ebene bundesweit beispielgebend ist. Besonders bemerkenswert ist, dass das Vorhaben trotz mehrerer politischer Umbrüche in Stadtrat und Kreistag sowie Wechseln sowohl an der Spitze der Stadt als auch der Kreisverwaltung über den gesamten Ausführungszeitraum dank eines parteiübergreifenden Handlungskonsens nie ernsthaft in Frage gestellt wurde – nicht einmal nach 2008, als die Krise in der Automobilzulieferindustrie die Region hart traf und zu einem erheblichen Einbruch an Gewerbesteuereinnahmen führte. Eine vertiefende Evaluation der Auswirkungen dieses Großvorhabens auf die aquatische Biodiversität sowie auf die Qualität der Fischbestände erscheint also auch vor dem Hintergrund der kommunalpolitischen Bedeutung des Projekts als wünschenswert.

Bildanhänge

Sämtliche im Rahmen dieser Arbeit verwendeten Fotografien und Abbildungen wurden – sofern in der Bildunterschrift nicht abweichend angegeben – durch den Autor erstellt.



Abbildung 6.1: Ein Sohlabsturz mit geringer Höhe im Oberlauf der Holtemme.



Abbildung 6.2: Der Verlauf von Holtemme und Zillierbach durch das Innenstadtgebiet von Wernigerode, dargestellt in der QGIS-Grundkarte.

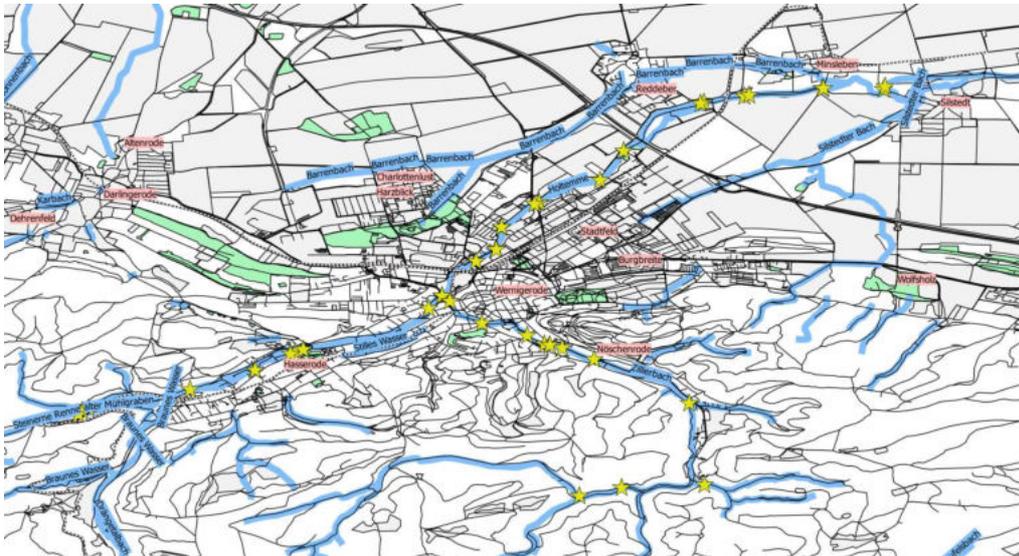


Abbildung 6.3: In QGIS kartierte Punkte in Holtemme und Zillierbach, an denen zwischen 2005 und 2016 Elektrofischungen durch den Wildfisch- und Gewässerschutz e.V. durchgeführt wurden.

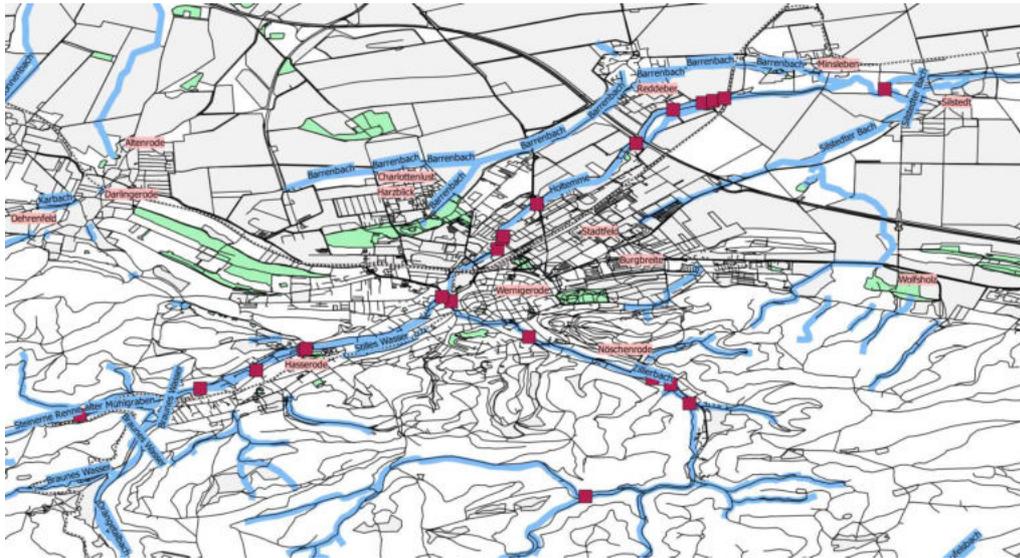


Abbildung 6.4: In QGIS kartierte Querbauwerke in Holtemme und Zillierbach, die zwischen 1996 und 2011 entweder überbaut oder passierbar gemacht wurden.



Abbildung 6.5: Blick von oben auf einen in der Holtemme zur Überbrückung des Querbauwerks H7 errichteten Schlitzpass.



Abbildung 6.6: Blick von oben auf einen in der Holtemme zur Überbrückung des Querbauwerks H7 errichteten Schlitzpass.



Abbildung 6.7: Ein durch Treibgutverstopfung und Niedrigwasser weitgehend trockengefallener Rauhgerinne-Beckenpass im Zillierbach (Z4), der seine Funktionsfähigkeit temporär eingebüßt hat.

Tabellenanhänge

| Jahr | Befischungen in der Holtemme | Befischungen im Zillierbach |
|--------|------------------------------|-----------------------------|
| 2005 | 1 | 1 |
| 2006 | 3 | 0 |
| 2007 | 5 | 0 |
| 2008 | 8 | 1 |
| 2009 | 0 | 2 |
| 2010 | 0 | 1 |
| 2011 | 6 | 0 |
| 2012 | 4 | 0 |
| 2013 | 1 | 1 |
| 2014 | 1 | 0 |
| 2015 | 0 | 1 |
| 2016 | 2 | 2 |
| Gesamt | 31 | 9 |

Tabelle 6.1: Verteilung der Baubefischungen auf Holtemme und Zillierbach.

| Messnr. | Datum | Bachforellen (Stück) | Gropfen (Stück) | Sonstige Arten |
|---------|------------|----------------------|-----------------|----------------|
| 1 | 13.11.2005 | 120 | 0 | Nein |
| 2 | 08.09.2006 | 250 | 15 | Nein |
| 3 | 21.10.2006 | 80 | 22 | Nein |
| 4 | 29.10.2006 | 25 | 8 | Nein |
| 5 | 22.06.2007 | 42 | 21 | Nein |
| 6 | 31.08.2007 | 43 | 26 | Nein |
| 7 | 21.09.2007 | 38 | 0 | Nein |
| 8 | 17.11.2007 | 12 | 6 | Nein |
| 9 | 01.12.2007 | 15 | 4 | Nein |
| 10 | 12.01.2008 | 22 | 3 | Nein |
| 11 | 19.01.2008 | 18 | 4 | Nein |
| 12 | 03.02.2008 | 17 | 15 | Nein |
| 13 | 14.05.2008 | 5 | 0 | Nein |
| 14 | 04.08.2008 | 4 | 4 | Ja |
| 15 | 04.08.2008 | 136 | 28 | Ja |
| 16 | 30.09.2008 | 16 | 12 | Nein |
| 17 | 30.09.2008 | 105 | 65 | Ja |
| 24 | 02.09.2011 | 75 | 35 | Nein |
| 25 | 19.09.2011 | 32 | 28 | Nein |
| 27 | 02.11.2011 | 80 | 90 | Ja |
| 28 | 07.11.2011 | 70 | 80 | Ja |
| 29 | 17.11.2011 | 55 | 20 | Nein |
| 30 | 22.12.2011 | 18 | 15 | Nein |
| 31 | 13.01.2012 | 45 | 12 | Ja |
| 32 | 06.04.2012 | 42 | 30 | Nein |
| 33 | 14.09.2012 | 84 | 22 | Nein |
| 34 | 23.11.2012 | 35 | 15 | Nein |
| 35 | 18.03.2013 | 22 | 24 | Nein |
| 36 | 08.09.2014 | 26 | 2 | Nein |
| 37 | 28.09.2016 | 0 | 45 | Nein |
| 38 | 28.09.2016 | 30 | 25 | Nein |

Tabelle 6.2: Anzahl der bei Baubefischungen in der Holtemme erfassten Tiere.

| Messnr. | Datum | Bachforellen (Stück) | Groppen (Stück) | Sonstige Arten |
|---------|------------|----------------------|-----------------|----------------|
| 39 | 18.11.2005 | 45 | 5 | Nein |
| 40 | 11.08.2008 | 32 | 36 | Nein |
| 41 | 18.06.2009 | 18 | 22 | Nein |
| 42 | 26.06.2009 | 6 | 12 | Nein |
| 43 | 22.08.2010 | 8 | 5 | Nein |
| 44 | 19.07.2013 | 18 | 22 | Nein |
| 45 | 23.10.2015 | 14 | 4 | Nein |
| 46 | 14.03.2016 | 90 | 45 | Nein |
| 47 | 07.04.2016 | 25 | 30 | Nein |

Tabelle 6.3: Anzahl der bei Baubefischungen im Zillierbach erfassten Tiere.

| Messnr. | Datum | Forellen min. | Forellen max. | Groppen min. | Groppen max. |
|---------|------------|---------------|---------------|--------------|--------------|
| 1 | 13.11.2005 | 5 | 25 | keine | keine |
| 2 | 08.09.2006 | 5 | 55 | 4 | 8 |
| 3 | 21.10.2006 | 5 | 45 | 4 | 10 |
| 4 | 29.10.2006 | 5 | 15 | 4 | 10 |
| 5 | 22.06.2007 | 5 | 35 | 3 | 12 |
| 6 | 31.08.2007 | 5 | 46 | 3 | 12 |
| 7 | 21.09.2007 | 10 | 40 | keine | keine |
| 8 | 17.11.2007 | 5 | 30 | 4 | 8 |
| 9 | 01.12.2007 | 5 | 30 | 4 | 8 |
| 10 | 12.01.2008 | 5 | 25 | 4 | 8 |
| 11 | 19.01.2008 | 5 | 25 | 4 | 8 |
| 12 | 03.02.2008 | 5 | 25 | 4 | 13 |
| 13 | 14.05.2008 | 5 | 20 | keine | keine |
| 14 | 04.08.2008 | 10 | 35 | 3 | 8 |
| 15 | 04.08.2008 | 4 | 45 | 2 | 10 |
| 16 | 30.09.2008 | 5 | 22 | 2 | 10 |
| 17 | 30.09.2008 | 5 | 45 | 3 | 12 |
| 24 | 02.09.2011 | 5 | 40 | 3 | 15 |
| 25 | 19.09.2011 | 6 | 40 | 3 | 15 |
| 27 | 02.11.2011 | 6 | 60 | 3 | 12 |
| 28 | 07.11.2011 | 6 | 40 | 3 | 14 |
| 29 | 17.11.2011 | 6 | 35 | 3 | 12 |
| 30 | 22.12.2011 | 6 | 22 | 4 | 12 |
| 31 | 13.01.2012 | 6 | 35 | 3 | 10 |
| 32 | 06.04.2012 | 6 | 30 | 3 | 10 |
| 33 | 14.09.2012 | 5 | 45 | 4 | 8 |
| 34 | 23.11.2012 | 6 | 30 | 5 | 10 |
| 35 | 18.03.2013 | 5 | 10 | 3 | 8 |
| 36 | 08.09.2014 | 5 | 25 | 5 | 5 |
| 37 | 28.09.2016 | keine | keine | 3 | 12 |
| 38 | 28.09.2016 | 5 | 28 | 3 | 12 |

Tabelle 6.4: cm-Spannweite der bei Baubefischungen in der Holtemme erfassten Tiere.

| Messnr. | Datum | Forellen min. | Forellen max. | Groppen min. | Groppen max. |
|---------|------------|---------------|---------------|--------------|--------------|
| 39 | 18.11.2005 | 5 | 30 | 5 | 12 |
| 40 | 11.08.2008 | 4 | 25 | 2 | 10 |
| 41 | 18.06.2009 | 3 | 16 | 3 | 12 |
| 42 | 26.06.2009 | 3 | 25 | 3 | 12 |
| 43 | 22.08.2010 | 6 | 20 | 4 | 10 |
| 44 | 19.07.2013 | 6 | 22 | 5 | 10 |
| 45 | 23.10.2015 | 6 | 22 | 6 | 10 |
| 46 | 14.03.2016 | 5 | 25 | 3 | 12 |
| 47 | 07.04.2016 | 5 | 20 | 3 | 12 |

Tabelle 6.5: cm-Spannweite der bei Baubefischungen im Zillierbach erfassten Tiere.

Literatur

Alp 2006: Alp, Maria: Nahrungsökologie der Bachforelle in alpinen Flüssen mit Schwallbetrieb, Diplomarbeit an der Humboldt-Universität zu Berlin, Berlin, 2006.

Anderer et al. 2010: Anderer, Pia; Dumont, Ulrich; Linnenweber, Christoph; Massmann, Edith; Schneider, Bernd: Entwicklungskonzept ökologische Durchgängigkeit Rheinland-Pfalz, in: WasserWirtschaft, Ausgabe 09/2010, S. 34-38, 2010.

Baier 2013: Baier, Eva: Ökologische Grundlagen und Standortevaluation für die Realisierung des Prototyps eines Fischpasses, Bachelorarbeit an der Eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich, Zürich, 2013.

Baier 2016: Baier, Eva: Fish pass Steffstep – a solution for disconnected rivers?, Masterarbeit an der Eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich, Zürich, 2016.

Bernet et al. 2001: Bernet, Daniel; Schmidt, Heike; Wahli, Thomas; Burkhardt-Holm, Patricia: Auswirkung von geklärtem Abwasser auf infektiöse Krankheiten bei der Bachforelle, in: Fischökologie, Ausgabe 12/2001, S. 1-16, 2001.

Bollmann 2011: Bollmann, Jörg: Planung und Realisierung von Fischaufstiegen in der Holtemme, Vortrag beim 7. Wernigeröder Wildfisch-Symposium, Wernigerode, 01.09.2011.

Brandt 2006: Brandt, Doreen: Das ökologische Verbundsystem in der Raumordnung am Beispiel der Aufstellung des Regionalen Entwicklungsplanes für die Planungsregion Harz, in: Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt, Sonderheft, S. 71-79, 2006.

Brauns und Offinger 2002: Brauns, Mario; Offinger, Wibke: Bemerkenswerte Nachweise von Wasserinsekten aus dem Nordharz, Sachsen-Anhalt, in: Lauterbornia, Ausgabe 44/2002, S. 73–82, 2002.

Dornbusch und Fischer 2010: Dornbusch, Gunthard; Fischer, Stefan: Nahrungsuntersuchungen an Kormoranen in Sachsen-Anhalt, in: Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt, Ausgabe 1/2/2010, Jahrgang 47, S. 16–25, 2010.

Dillmann 2000: Dillmann, Olaf Otto: Geologie und Paläontologie des Harzes – Arbeitsunterlagen zur geowissenschaftlichen Exkursion in den Harz, herausgegeben im Selbstverlag, Wegberg, 2000.

Gasser 2013: Gasser, Thomas: Entwurf eines provisorischen Fischpasses, Masterarbeit an der Eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich, Zürich, 2013.

Golsch 2013: Golsch, Janto: Strukturgüteverbesserung an der Holtemme für Bachforelle und Groppe, Bachelorarbeit an der Hochschule Anhalt, Köthen, 2013.

Hegelbach 2014: Hegelbach, Johann: Bachforelle *Salmo trutta fario* erbeutet junge Wasseramsel *Cinclus cinclus*, in: Der Ornithologische Beobachter, Ausgabe 2/2014, S. 121-124, 2014.

Hoffmann et al. 2010: Hoffmann, Andreas; Schmidt, Marc; Lehmhaus, Barbara; Langkau, Manuel; Kühlmann, Markus; Jesse, Matthias; Klinger, Heiner; Belting, Klemens; Weimer, Peter: Fischschutzmöglichkeiten an Wasserkraftanlagen, in: Natur in NRW, Ausgabe 4/2010, S. 21-25, 2010.

Holzer et al. 2004: Holzer, G.; Unfer, G.; Hinterhofer, M.: Gedanken und Vorschläge zu einer Neuorientierung der fischereilichen Bewirtschaftung österreichischer Salmonidengewässer, in: Österreichs Fischerei, Jahrgang 57, S. 232-248, 2004.

Holzer 2010: Holzer, Georg: Projekt zur Verbesserung des Reproduktionserfolgs der Bachforelle im Nationalpark Thayatal, in: Wissenschaftliche Mitteilungen des Niederösterreichischen Landesmuseums, Ausgabe 21/2010, S. 237–250, 2010.

Honsig-Erlenburg 2005: Honsig-Erlenburg, W.: Zum Einfluss der Regenbogenforelle und des Bachsaiblings auf Bachforellenpopulationen, in: Österreichs Fischerei, Jahrgang 58, S. 286–289, 2005.

Horlacher et al. 1999: Horlacher, Hans-B; Haufe, Holger; Bielitz, Eckehard; Fritze, Sebastian: Ökologische Durchgängigkeit von Hochwasserrückhaltebecken, in: Merkblätter des Landesumweltamtes Nordrhein-Westfalen, Heft 18, S. 191–196, Düsseldorf, 1999.

Jährling 2009: Jährling, Karl-Heinz: Konzeption zur Umsetzung der ökologischen Durchgängigkeit in den Fließgewässern des Landes Sachsen-Anhalt - Vorstellung des Landesprojektes, Vortrag beim 6. Wernigeröder Wildfisch-Symposium, Wernigerode, 11.09.2009.

Jentzsch und Kleinsteuber 2012: Jentzsch, Matthias; Kleinsteuber, Wolfgang: Die Ibisfliegen Sachsens-Anhalts, in: Lauterbornia, Heft 74/2012, S. 33-48, 2012.

Kammerad 2011: Kammerad, Bernd: Die Holtemme, in: Angler und Fischer in Sachsen-Anhalt, Ausgabe 14/2011, S. 19-20, 2011.

Kammerad und Scharf 2012: Kammerad, Bernd; Scharf, Julia: Fischarten und Fischgewässer in Sachsen-Anhalt – Teil I - Die Fischarten, herausgegeben durch das Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt, Magdeburg, 2012.

Kammerad 2014: Kammerad, Bernd: Fischarten und Fischgewässer in Sachsen-Anhalt – Teil II - Die Fischgewässer, herausgegeben durch das Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt, Magdeburg, 2014.

Kind 2004: Kind, Michael: Fischtreppe in der Ruhr als bauliche Maßnahme zur Wiedereinbürgerung der Lachse, Facharbeit, 2004.

Lehmann 2012: Lehmann, Boris: Ethohydraulik: Untersuchungen und Erkenntnisse zur Fischdurchgängigkeit, in: Tagungsband des 35. Dresdner Wasserbaukolloquiums, S. 299–306, Dresden, 2012.

Linnenweber 2015: Linnenweber, Christoph: Ökologische Durchgängigkeit der Fließgewässer – Entwicklung von Bewertungsmethoden bei der LAWA, herausgegeben von der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Berlin, 2015.

o.V. 2003: Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie, herausgegeben von der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser, Stuttgart, 2003.

Renggli 2016: Renggli, Sandra: Gelungenes Projekt Fischtreppe, Pressebericht in „Der Tößthaler“, S. 4, 2016.

Richter und Völker 2013: Richter, Sandra; Völker, Jeanette: Die Wasserrahmenrichtlinie - Eine Zwischenbilanz zur Umsetzung der Maßnahmenprogramme 2012, herausgegeben vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Berlin, 2013.

Schulze et al. 2014: Schulze, Hans-Martin; Reinboth, Christian; Fischer-Hirchert, Ulrich: Machbarkeitsuntersuchung zum NGA-Breitbandausbau im Landkreis Harz, angefertigt durch die HarzOptics GmbH im Auftrag des Landkreises Harz, Wernigerode, 2014.

Schütz und Henning 2015: Schütz, Cornelia; Henning, Martin: Pilotanlagen für den Fischaufstieg – angewandte Forschung für die Qualitätssicherung von Maßnahmen, herausgegeben von der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Berlin, 2015.

Sucker et al. 2011: Sucker, Carina; Wilpert, Klaus von; Puhlmann, Heike: Acidification reversal in low mountain range streams of Germany, in: Environmental Monitoring and Assessment, Ausgabe 1-4/2011, Jahrgang 174, S. 65–89, 2011.

Trinkl 1986: Trinkl, Kamillo: Wehre - Fischaufstieg - Zusammenhängendes Gewässersystem?, in: Österreichs Fischerei, Jahrgang 39, S. 209-214, 1986.

Unruh 2003: Unruh, Michael: Beitrag zur Kenntnis der Molluskenfauna des östlichen Nordharzes, in: Hercynia, Ausgabe 36/2003, S. 261–287, 2003.

Urban et al. 2012: Urban, Ute; Friedel, Carina; Heilmann, Andrea: Klimafreundliche Abwasserbehandlung – Teilkonzept zum Klimaschutzkonzept der Stadt Halberstadt, erstellt durch das Institut für Automatisierung und Informatik GmbH, herausgegeben durch die Abwassergesellschaft Halberstadt GmbH, Halberstadt, 2012.

Völker und Gause 2015: Völker, Fabian; Gause, Sven: Gewässerzustandsbewertung nach EU-WRRL, herausgegeben vom Sächsischen Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden, 2015.

Weichert und Scholten 2015: Weichert, Roman; Scholten, Matthias: Forschung und Entwicklung als Qualitätssicherung von Maßnahmen zur Herstellung der ökologischen Durchgängigkeit der Bundeswasserstraßen – konzeptionelles Vorgehen und inhaltliche Schwerpunkte, herausgegeben von der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Berlin, 2015.

Wüstemann und Eichler 2002: Wüstemann, Otfried; Eichler, Ulrich: Die Schaffung der ökologischen Durchgängigkeit im Zillierbach – Ein Beitrag zur Umsetzung des Arten- und Biotopenschutzprogramms Harz, in: Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt, Ausgabe 2/2002, Jahrgang 39, S. 41-46, 2002.

Eidesstattliche Erklärung

Hiermit erkläre ich, dass ich diese Hausarbeit selbständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt und die aus fremden Quellen direkt oder indirekt übernommenen Gedanken als solche kenntlich gemacht habe. Die Arbeit habe ich bisher keinem anderen Prüfungsamt in gleicher oder vergleichbarer Form vorgelegt. Sie wurde bisher auch nicht veröffentlicht. Ich erkläre mich damit einverstanden, dass die Arbeit mit Hilfe eines Plagiatserkennungsdienstes auf enthaltene Plagiate überprüft wird.

Wernigerode, den 13.10.2017

Christian Reinboth