

MARKUS BRUGGER, Großschönau

## Habitatsprüche des Fischotters im anthropogenen Lebensraum der Oberlausitz

Schlagworte/key words: Fischotter, Losung, Aktivitätsdichte, Habitatsprüche, Korrelationen, anthropogener Lebensraum, otter, spraint, activity density, habitat preference, correlations, anthropogenic habitat

### Einleitung

Das Habitat des semiaquatisch lebenden Eurasischen Fischotters *Lutra lutra* (LINNAEUS, 1758) ist gekennzeichnet durch ein Fließ- oder Standgewässer, welches idealerweise auch über den Winter hinweg immer befischbar bleibt, da Fisch mit Abstand die Hauptnahrungsquelle (70–92 %) des Fischotters darstellt (BEDFORD, 2009; RANYUK und ANSORGE, 2015). Der Fischotter gilt als der Spitzenprädatoren der Binnengewässerbiozöten Europas, benötigt aber stets großräumig intakte, vernetzte Gewässerlandschaften, welche durch die zunehmende Regulierung der Gewässersysteme, die Urbanisierung ländlicher Gebiete sowie die Urbarmachung von Feuchtgebieten zu Ackerflächen seltener geworden sind (REUTHER, 1993). Weitere wichtige Anforderungen an das Habitat sind das Vorhandensein von natürlich strukturierten, vielfältigen Ufersäumen, die durch natürliche Bestockung mit Auwald oder Schilfröhrichten und Großseggenrieden Platz für ausreichend Rast- und Schlafgelegenheiten bieten (REUTHER, 1993; BEDFORD, 2009). Geringe Nahrungsverfügbarkeit gilt als maßgebend für den Rückgang der Fischotterpopulation Europas in den vergangenen Jahrzehnten (REUTHER, 1993). Störung durch menschliche Freizeitaktivitäten und Gefährdung durch den

Straßenverkehr sind weitere Gründe für das Zurückweichen des Otters (ANSORGE et al., 1997; KLENKE et al., 2013). Der Rückgang der Fischotterpopulation in der Bundesrepublik Deutschland, vor allem in Sachsen, ist hingegen maßgeblich der intensiven Bejagung zuzuschreiben (KLENKE et al., 2013). Die rasche Erholung der Fischotterbestände seit den 1980er Jahren in Sachsen ist jedoch eine bis heute andauernde Erfolgsgeschichte (KLENKE et al., 2013), was nicht zuletzt an einem fundierten Artenschutzprogramm für den Fischotter in Sachsen liegt (SLFÜLG, 1996). Speziell der östliche Teil Sachsens, die Oberlausitz, mit dem Biosphärenreservat Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft, gilt als eines der Gebiete mit der höchsten Fischotterdichte Europas, was vor allem auf die bis ins 13. Jahrhundert zurückreichende Teichwirtschaft zurückzuführen ist (ANSORGE und STRIESE, 1993; BÖHNERT et al., 1996; GROHMANN und KLENKE, 1996). Von hier ausgehend fand ein Großteil der Fischotterrekolonisation westlicher Teile der Bundesrepublik Deutschland statt (REUTHER und ROY, 2001). Wissen über die Verbreitung, Individuenzahlen und Wanderbewegungen von Fischottern ist wichtig für die Beurteilung der Vitalität der Art. Fischotter sind als Zeigerart für eine intakte Natur und als Endglied der Nahrungskette (in der Oberlausitz: neben dem Seeadler *Haliae-*

*tus albicilla*) ein wichtiges Signal für die positive Entwicklung von Gewässerökosystemen (MACDONALD und DUPLAIX, 1983; REUTHER, 1993). Es ist jedoch schwierig, gezielt ökologische Parameter auszumachen, die für eine erfolgreiche Besiedlung des Otters maßgeblich sind (ROMANOWSKI et al., 2013). Es ist zudem unklar, inwiefern Fischotter auch in vom Menschen stark veränderten, suboptimalen Lebensräumen zurechtkommen können (ROMANOWSKI et al., 2013). Viele Hinweise deuten darauf hin, dass mit dem Wachstum und zunehmender Erholung der Fischotterpopulationen in Europa mehr und mehr ungünstige, an bestehende optimale Habitate angrenzende Lebensräume durch den Otter besetzt werden (BALTRŪNAITĖ et al., 2009; CLAVERO et al., 2010; ROMANOWSKI et al., 2013). Dadurch müssen klassische, für den Otter günstige Habitatindikatoren, wie z. B. Schadstoffarmut, Natürlichkeit und geringe anthropogene Störung (siehe auch REUTHER, 1993), für zukünftige Maßnahmenpläne zur Verbesserung des Lebensraumes für den Fischotter kritisch hinterfragt und ergänzt werden. Deshalb ist es wichtig, Habitatmerkmale, die eine Wanderung zwischen Gewässersystemen und eine Ansiedlung von Fischottern auch im anthropogenen Umfeld begünstigen, zu identifizieren. Kenntnisse über diese entscheidenden Merkmale sind auch von öffentlichem Interesse, da mit Wanderungen und Neuansiedlungen des Fischotters häufig Konflikte mit anthropogener Nutzung (z. B. Freizeit, Fischerei) einhergehen, die aber mit einer erfolgreichen Otterbesiedlung durchaus in Einklang gebracht werden können (KLENKE et al., 2013; ROMANOWSKI et al., 2013).

Bisherige Untersuchungen von Habitatmerkmalen ergaben, dass die Anwesenheit des Otters positiv mit der Breite und Tiefe des Flusses (ROMANOWSKI et al., 2013), der Verfügbarkeit von Unterschlupfmöglichkeiten am Ufer und, im Falle landwirtschaftlich geprägter Gebiete und Heidelandschaften, mit der Gehölzdeckung des Ufersaumes korreliert (OTTINO und GILLER, 2004). Andere Arbeiten konnten jedoch keinen Zusammenhang zwischen der Präsenz des Otters und der Ufergehölzdeckung (KRUUK et al., 1998; ROMANOWSKI et al., 2013; ROMANOWSKI, 2013) sowie der Menge an Unterschlupfmöglichkeiten nachweisen (RO-

MANOWSKI, 2013). ROMANOWSKI et al. (2013) konnten eine positive Korrelation zwischen unregulierten Flussläufen mit der Anwesenheit des Otters in Polen zeigen, BALTRŪNAITĖ et al. (2009) fanden für die untersuchte Otterpopulation in Litauen jedoch keinen solchen Zusammenhang. Auch für den negativen Effekt menschlicher Bebauung auf die Anwesenheit des Otters gibt es bislang keine eindeutigen Ergebnisse. So konnten zwar BALTRŪNAITĖ et al. (2009) und BRZEZIŃSKI und ROMANOWSKI (2006) eine negative Korrelation zur Anwesenheit des Otters zeigen, ROMANOWSKI et al. (2013) hingegen nicht. Die Vielfalt an nicht eindeutigen Ergebnissen zeigt, dass die Habitatpräferenzen des Fischotters auf einer regionalen Ebene erfasst und bewertet werden müssen.

Das Monitoring von Fischottern zur Erfassung ihrer Verbreitung und Populationsdynamik findet standardmäßig anhand von Losungen statt (REUTHER et al., 2000). Losungen eignen sich zur Bestandserfassung deshalb besonders gut, weisen sie doch das Vorhandensein des Fischotters beinahe sicher nach und lassen sich gut finden, da sie in der Regel auf exponierten Plätzen (z. B. auf Steinen, Baumstämmen, unter Brücken, auf Wechsell und an Zuflüssen) abgesetzt werden. Dabei ist zu beachten, dass das Fehlen von Losungen nicht auf die Abwesenheit von Ottern schließen lässt (KRUUK et al., 1986). Oft werden zu Markierungszwecken kleine Häufchen aus Sand, Gras oder Schlamm gescharrt, auf denen dann Losungen platziert werden. Durch das Scharren werden vermutlich weitere Markierungsflüssigkeiten aus kleinen Drüsen zwischen den Zehen der Otterpfote ausgesondert (KRUUK, 2006, S. 86). Welche Rolle die Urinausscheidung bei der Markierungsaktivität des Fischotters spielt, ist noch unklar (KRUUK, 2006, S. 86). Losungen eignen sich gut, die Verbreitung (STRACHAN und JEFFERIES, 1996), die Nahrung (GEIDEZIS und JURISCH, 1996) und die Belastung des Otters mit Schadstoffen (KRUUK und CONROY, 1991; MASON und MACDONALD, 1993; GUERTIN et al., 2010) zu analysieren. Losungen halten die Information über die Verbreitung des Otters für viele Wochen vor, da selbst nach 8 Wochen immer noch 10% aller Losungen vorhanden sind, an geschützten Plätzen wie unter Brücken sogar bis zu einem Jahr (MASON und MACDONALD, 1986, S. 32).

Umstritten ist jedoch, ob die Bestimmung der Individuenzahl des Fischotters, dessen Aktivitätsmuster und Habitatnutzung anhand von Losungen ohne Verzerrung möglich ist (KRUUK *et al.*, 1986; KRUUK und CONROY, 1987; MASON und MACDONALD, 1987; CHANIN, 2003). Die Argumente gegen eine Verwendbarkeit von Losung zur Populationsgrößenschätzung beziehen sich auf die Tatsache, dass die Losungsaktivität meist temporäre, saisonale und regionale Unterschiede aufweist, für welche die entsprechenden Schätzungen nur schwer kontrolliert werden können. Es gibt jedoch Studien, die eine positive Korrelation zwischen vorhandener Losung und beobachteten Fischottern (CONROY und FRENCH, 1987) bzw. Ottertotfunden (GREEN, 1991; MADSEN und GAARDMAND, 2000) belegen. Darüber hinaus deuten Untersuchungen mittels Fotofallen auf eine positive Korrelation zwischen der Losungsaktivität und der Individuenzahl an Ottern hin (GUTER *et al.*, 2008). Ungeachtet der Fragestellung, ob sich die Anzahl an Losungen für die Schätzung der Populationsgröße eignet, konnte gezeigt werden, dass das Erfassen von Unterschieden in der Zahl der Losungen auf regionaler Ebene durchaus dazu geeignet ist, den Status der Otterpopulation zumindest semiquantitativ einzuschätzen (GUTER *et al.*, 2008; ALMEIDA *et al.*, 2013; ROMANOWSKI, 2013).

Für die Flüsse Spree und Lausitzer Neiße in der Oberlausitz gibt es bislang kaum Daten zur Korrelation von Habitatmerkmalen mit der Anwesenheit des Fischotters. Beide Flüsse sind von für den Fischotter nach klassischen Kriterien zur Habitaterfassung ermittelten optimalen Habitaten in Form sehr gut geeigneter Standgewässer umgeben, weisen selbst jedoch eine sehr geringe Dichte an geeigneten Flussabschnitten auf und sind stark anthropogen geprägt (PEPER und PEPPER, 1996). In der vorliegenden Arbeit wurden die Habitatmerkmale identifiziert, die maßgeblich für eine gesteigerte Anwesenheit des Fischotters anhand der Zahl der gefundenen Losungen sein können. Dabei wurden auch Merkmale aufgenommen, die nicht unbedingt kausal mit der Anwesenheit des Fischotters in Verbindung stehen, sondern lediglich die Auffindbarkeit der Losungen für den Kartierenden positiv oder negativ beeinflussen können.

## Material und Methoden

### Studiengebiet

Das Studiengebiet der vorliegenden Arbeit umfasste die Flüsse Spree (Einzugsgebiet der Elbe) und Lausitzer Neiße (Einzugsgebiet der Oder) in der Oberlausitz, Sachsen, Deutschland. Die Spree wurde zwischen der Talsperre Bautzen im Süden (51,214° N, 14,471° O) und Neustadt/Spree im Norden (51,480° N, 14,460° O) kartiert. Die Lausitzer Neiße wurde zwischen Ludwigsdorf im Süden (51,177° N, 15,005° O) und Steinbach im Norden (51,420° N, 14,966° O) beprobt. Der kartierte Flusslauf der Spree liegt größtenteils eingebettet im Oberlausitzer Heide- und Teichgebiet und ist somit partiell auch Teil des Biosphärenreservats Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft. Einige Flusskilometer im nördlichen Teil sind durch stark anthropogene Nutzung der eigenständigen Landschaft der Bergbaufolgelandschaft der Oberlausitz zuzuordnen (HAASE und MANNSFELD, 2002). Östlich der Spree bis zur Lausitzer Neiße erstreckt sich weiterhin die Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft samt eines Teils des schon erwähnten Biosphärenreservats. Das Beprobungsgebiet der Lausitzer Neiße liegt eingebettet im Rothenburger Auen- und Heideländ als Teilgebiet der Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft (HAASE und MANNSFELD, 2002). Das Gebiet zwischen Spree und Lausitzer Neiße ist gekennzeichnet durch zahlreiche Standgewässer, die hauptsächlich fischereilich genutzt werden, und etlichen Verbindungsgräben sowie den mittelgroßen Flüssen Schwarzer und Weißer Schöps, die beide zum Einzugsgebiet der Spree zählen. Zwischen Weißem Schöps und Lausitzer Neiße verläuft somit die Wasserscheide zwischen Nord- und Ostsee. Da Otter auch in kleineren Gräben und Flüssen gelegentlich zu erwarten sind, weil diese zu Wanderzwecken und gelegentlichen Beutezügen benutzt werden (ROMANOWSKI *et al.*, 2013), wurden auch Schwarzer und Weißer Schöps sowie einige kleinere Flüsse und Gräben stichprobenartig erfasst. Zusätzlich zu den Fließgewässern wurden folgende Fischteiche beprobt: Unterer und Oberer Oberteich in Rietschen; Lubasteich; Großer Eichteich sowie Kleiner und Großer Ziegelteich in Niedergurig (Teichgrup-

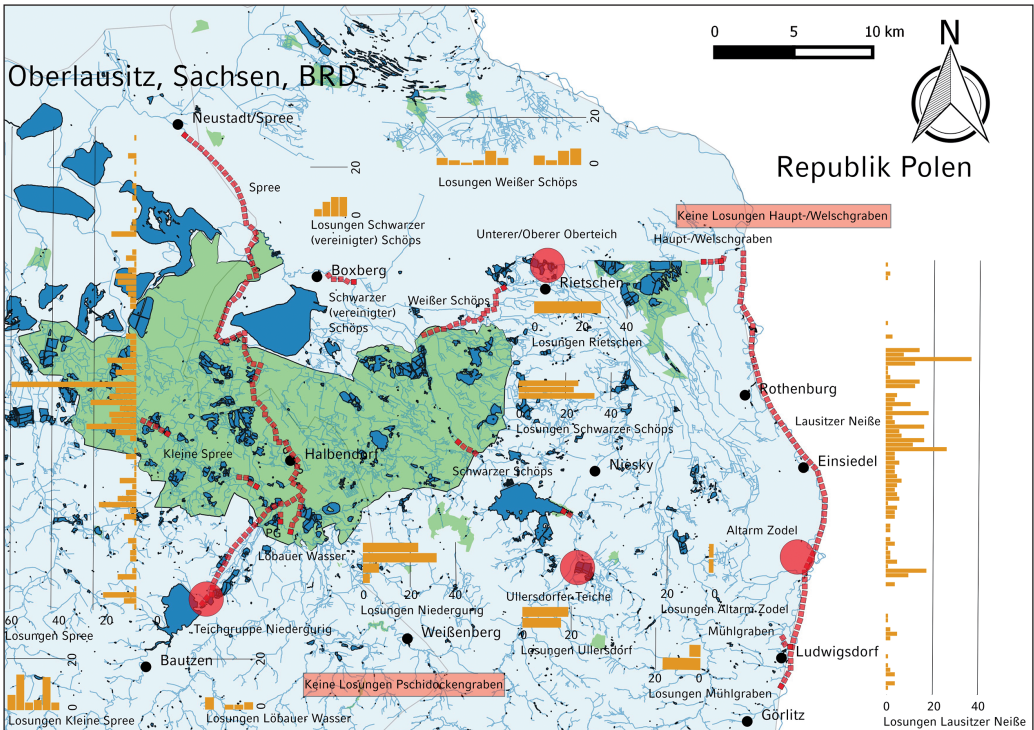


Abb. 1: Karte des Studiengebietes mit Fließ- und Standgewässern. Die Verteilung der Losungen über das Studiengebiet ist anhand von Säulendiagrammen gezeigt. Die Position der Säulendiagramme der Losungen für die Flüsse Spree und Lausitzer Neiße stimmen grob mit den tatsächlichen Fundorten überein. Rote Kreise markieren beprobte Standgewässer; rote Quadrate beprobte Flussläufe. Grüne, eingefasste Fläche: Biosphärenreservat Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft. PG: Pschidockengraben. Grüne Flächen: Naturschutzgebiete. © Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, Frankfurt am Main, 2011; Geofabrik GmbH und OpenStreetMap-Mitwirkende, 2015.

pe Niedergurig); Scheibenteich, Kleiner Jänkendorfer, Kleiner und Großer Teich in Ullersdorf (Ullersdorfer Teiche); Neiße-Altarm bei Zodel. Alle Beprobungsorte sind in Abbildung 1 dargestellt. Die Nahrungsgrundlage für den Fischotter ist aufgrund der fischreichen Teiche und Flüsse als sehr gut zu bewerten (FÜLLNER et al., 2016).

## Kartierung

Die Kartierung der Spree fand zwischen 21.10.2015 und 25.1.2016 statt, die der Lausitzer Neiße zwischen 25.11.2015 und 8.1.2016. Die übrigen Fließgewässer wurden vom 8.1.2016 bis 14.4.2016, die Fischteiche vom 2.12.2015 bis 12.1.2016 kartiert.

Die Kartiermethode erfolgte in Anlehnung an die Standardmethode zur Fischotterkartierung (REUTHER et al., 2000) mit leichten Modifikationen. Die Standardmethode sieht eine Abschnittslänge von 600 m vor, die längs einer Uferseite maximal abgegangen wird. Sobald eine Spur (z. B. Losung, Trittsiegel) des Fischotters gesehen wird, wird die Suche für diesen Abschnitt beendet und der Abschnitt als Otter-positiv vermerkt. In dieser Studie wurden hingegen stets die vollen 600 m abgegangen und alle Anwesenheitszeichen des Otters notiert (siehe auch STRACHAN und JEFFERIES (1996)), um für spätere Analysen zumindest semiquantitative Aussagen zu Habitatpräferenzen machen zu können. Insgesamt sind 81 Abschnitte an der Spree, 98 an der Lausitzer Neiße, 41 an ande-



ren Fließgewässern und 7 an Standgewässern beprobt worden. Es wurden hauptsächlich Losungen aufgenommen, wobei auch deren Zahl pro Latrine, d. h. in einem Radius von 1 m um die Losungsstelle (KRUUK *et al.*, 1986), notiert wurde. Eine eindeutige Identifikation jeder Losung fand anhand des typischen Geruchs nach Jasmin oder frisch gemähtem Heu statt, der vom zusätzlich zur Losung ausgeschiedenen Analsekret herrührt (KEAN *et al.*, 2011). Dazu wurde auch die Art der Losungsstelle (Baum, Brücke, Gras/Ufer, Sandbank, Stein, Wechsel) protokolliert. Des Weiteren wurden Trittsiegel, Baue, Fraßplätze und auch Sichtbeobachtungen und Totfunde aufgenommen. Fanden sich ganz offensichtlich Fischotterlosungen auf Strukturen im Wasser (Steine, Baumstämme), deren eindeutige Identifikation vom Ufer aus nicht möglich war, so wurden diese in einer separaten Variable analog zu den Losungen an Land aufgenommen.

Wie ROMANOWSKI *et al.* (2013) und ROMANOWSKI (2013) zeigen konnten, hängt die Erfassungsmöglichkeit von Otterspuren auch von der Zahl der Brücken und der Größe der Fläche und des Substrats unter ihnen ab. Sandbänke, Geröll oder Schlammablagerungen sind Substrate mit erhöhter Wahrscheinlichkeit für das Auffinden von Losung, wohingegen Betonflächen, Pflasterungen oder ein komplett fehlender Landgang wenig bzw. nicht aussichtsreich sind. Somit wurden Brücken anhand ihrer Beschaffenheit in geringes (<10% der Fläche unter der Brücke erlauben das Auffinden von Losung), mittleres (10–50%) und hohes (>50%) Potenzial unterteilt (ROMANOWSKI, 2013). Das Auffinden von Losungen fällt umso leichter, je mehr potenzielle exponierte Losungsstellen, z. B. in Form geeigneter Steine, Sandbänke und Bäume, vorhanden sind (ROMANOWSKI, 2013; ROMANOWSKI *et al.*, 1996). Dadurch wird wie auch im Falle der Brücken die Aussagekraft der aufgefundenen Losungen verzerrt, weshalb die Zahl potenzieller Losungsstellen als dichotome Variable (wenige: < 1 pro 100 m; viele: > 1 pro 100 m) mit erfasst wurde (ROMANOWSKI *et al.*, 2013). Weitere, für das Auffinden von Losungen relevante Habitatmerkmale sind die Menge an Anwesenheitszeichen des Menschen und domestizierter Tiere. Neben dem aus ihnen direkt resultierenden Störpotenzial in Bezug auf den

Fischotter können Menschen und domestizierte Tiere auch für einen schnelleren Abbau der Losungen verantwortlich sein (ROMANOWSKI, 2013). Deshalb wurden Anwesenheitszeichen der Menschen und domestizierter Tiere in folgenden drei Kategorien aufgenommen: wenig (<1 Zeichen pro 100 m); mittel (1–10); hoch (>10) (ROMANOWSKI, 2013). Der Einfluss anthropogener Bebauung auf die Anwesenheit des Fischotters wurde mittels einer dichotomen Variablen (ja: Gebäude in 50 m Entfernung; nein: keine Gebäude in 50 m Entfernung) erfasst (ROMANOWSKI, 2013). Für die Natürlichkeit des Flusslaufs (ja/nein) und die Flussbreite (in m) konnte ein positiver Zusammenhang mit der Anwesenheit des Otters gezeigt werden (ROMANOWSKI, 2013), weshalb diese Variablen im Falle eines Fließgewässers auch erfasst wurden. Die Flussbreite wurde mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems (GIS) bestimmt. Aufgrund der regen Wechseltätigkeit von Fischottern zwischen Flüssen und Fischteichen, wurde die dichotome Variable Standgewässer in 500 m Entfernung (ja/nein) durch eine Kartenanalyse mittels GIS erstellt und in die Analyse mit einbezogen.

Der allgemeine Kartier- und Bewertungsschlüssel für das Habitat war angelehnt an den des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (SLFULG) für FFH-Anhang-II-Arten (HAUER, 2005). Zentraler Kern dieses Schlüssels sind die Bewertungsmerkmale für Fließ- und Standgewässer nach PEPER und PEPER (1996) aus dem Artenschutzprogramm Fischotter in Sachsen (SLFULG, 1996). Nach erfolgter Bewertung der Habitatmerkmale (Morphologie/Art des Gewässers, Strukturelemente im Gewässer, Gewässergrund/-sohle, Ufer- und Böschungsbefestigung und Vegetation im Ufersaum) wurde gemäß des FFH-Kartierschlüssels des SLFULG eine Habitatbewertung durch Kategorisierung des Habitats anhand der erreichten Punktzahl durchgeführt. Ein 600-m-Abschnitt wurde demzufolge entweder als „schlecht“ (<13 Punkte), „mittel“ (13–19) oder „gut“ (>20) bewertet. Des Weiteren wurden das Gewässerumfeld, die Kohärenz (Isolation) und die Nahrungsverfügbarkeit für den Fischotter als weitere Bewertungsparameter für den Zustand des Habitats des FFH-Kartierschlüssels des SLFULG aufgenommen

(HAUER, 2005). Die Nahrungsverfügbarkeit für den Fischotter konnte dabei nicht auf Basis vorliegender Daten zu ganzjährigen Fischbeständen gemacht werden, sondern konnte lediglich anhand von Einschätzungen durch Fischbeobachtungen und vom Fischotter hinterlassenen Fraßresten gemacht werden. Zur Bewertung von Beeinträchtigungen wurden ebenfalls die entsprechenden Parameter des FFH-Kartierschlüssels des SLfULG zurate gezogen (HAUER, 2005). Zudem wurde die Anwesenheit eines Querbauwerks als dichotome Variable (ja/nein) erfasst. Querbauwerke könnten einerseits einen nachteiligen Effekt auf die Habitateignung durch die resultierende Zerschneidung haben, stellen aber auch einen Ort mit vielen potenziellen, exponierten Losungsstellen dar. Für weitere Details zur Habitatbewertung siehe auch BRUGGER et al. (2018). Eine Übersicht über die erfassten Habitatmerkmale gibt Tabelle 1.

Zur Bewertung der Effektivität der Kartiermethode wurde die Distanz zum Erstfund protokolliert, für die überraschenderweise eine positive Korrelation mit der Habitatqualität gezeigt werden konnte (ROMANOWSKI, 2013; ROMANOWSKI et al., 1996). Als Erklärung hierfür gelten unübersichtliche Verhältnisse an naturbelassenen Ufersäumen von meist breiten Flüssen, die der Kartierende oft nicht überblickt und das Auffinden von Losungen erschweren (ROMANOWSKI, 2013). Für eine gelungene Kartierung, die semiquantitative Aussagen treffen möchte, ist daher kein oder wenn überhaupt ein negativer Zusammenhang zwischen der Distanz zum Erstfund und der Habitatqualität zwingend erforderlich.

### Statistische Auswertung

Das Hauptzielkriterium der Studie war definiert als die Anzahl der Fischotterlosungen in jedem Abschnitt, d.h. die Losungsdichte für 600 m untersuchte Uferstrecke. Es wurde im ersten Schritt eine explorative Datenanalyse (TUKEY, 1977) durchgeführt, in welcher die einzeln erfassten Habitatmerkmale, die Bewertungsparameter für den Zustand des Habitats und der Beeinträchtigungen, sämtliche anthropogenen Störfaktoren inklusive der Faktoren, die im Verdacht stehen, das Auffin-

den von Losung zu beeinflussen, und weitere Anwesenheitszeichen des Otters mit Hilfe von Boxplots und Punktwolkendiagrammen gegen die Anzahl an Losungen aufgetragen wurden. Die entsprechenden Zusammenhänge wurden jeweils für die Spree, die Lausitzer Neiße, die Standgewässer und, aufgrund der ansonsten zu geringen Fallzahl, für alle anderen Fließgewässer gesondert dargestellt. Die explorative Datenanalyse wurde anschließend durch Testung auf Unterschiede in der Zahl der Losungen zwischen den Ausprägungen der einzelnen erfassten Merkmale erweitert. Da es sich bei der Zahl der Losungen nicht um eine normalverteilte Größe handelte, wurden nicht-parametrische Tests durchgeführt. Für den Vergleich zweier Gruppen kam ein exakter Mann-Whitney-U-Test (MANN und WHITNEY, 1947) zum Einsatz. Im Falle von mehr als zwei zu vergleichenden Gruppen wurde der Kruskal-Wallis-Test (H-Test (KRUSKAL und WALLIS, 1952)) verwendet. Falls die Gruppen in einer festen Rangordnung zueinander standen, so wurde der Jonckheere-Terpstra-Trendtest durchgeführt, der eine Variante des H-Tests für geordnete Gruppenvergleiche darstellt (JONCKHEERE, 1954). P-Werte wurden für den H-Test und Jonckheere-Terpstra-Trendtest mittels  $10^6$  Permutationen unter der Nullhypothese keines Unterschieds zwischen den Gruppen ermittelt. Zusammenhänge zwischen der Zahl der Losungen und einer Messgröße aus einer beliebigen stetigen Verteilung wurden mittels des Rang-Korrelationskoeffizienten  $\rho_s$  nach Spearman geprüft. Für den Test auf  $\rho_s \neq 0$  wurden  $10^5$  Replikate unter der Nullhypothese keiner Korrelation erzeugt. Mittels  $10^4$  Bootstratreplikaten (EFRON und TIBSHIRANI, 1993) wurden entsprechende Konfidenzintervalle für den Korrelationskoeffizienten erstellt. Für den Teil der explorativen Datenanalyse wurden p-Werte  $< 0,05$  als signifikant angesehen. Im Gegensatz zu einer konfirmatorischen Analyse wurde hier auf die Korrektur der p-Werte, aufgrund des multiplen Testproblems, verzichtet. Dieses Vorgehen ist im Falle einer explorativen Datenanalyse gerechtfertigt, da es hierbei lediglich um die Herausstellung von Merkmalen ging, die für weitere Untersuchungen oder in Zukunft interessant sein könnten (GOEMAN und SOLARI, 2011). Alle Berechnungen der explorativen Datenanalyse wurden mit

Tabelle 1: Deskriptive Kennzahlen der untersuchten Merkmale. Die Variablen Monat und Wetter sind nicht gezeigt. In Klammern sind die Streumaße für ordinalskalierte Merkmale (Median-Deviation (MAD)), für intervallskalierte Merkmale (Standardabweichung (SD)) und für Proportionen angegeben.

Böschungsb.: Böschungsbefestigung; i. G.: im Gewässer; a. U.: am Ufer; Entf.: Entfernung; i. W.: im Wasser; S: Spree; LN: Lausitzer Neiße; AF: andere Fließgewässer; SG: Standgewässer.

| Merkmal                                           | *Median/**Mittelwert/**Anteil<br>(MAD/SD/ $\sqrt{p(1-p)}$ ) |                    |                    |                  |
|---------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------|--------------------|--------------------|------------------|
|                                                   | S<br>(n = 81)                                               | LN<br>(n = 98)     | AF<br>(n = 41)     | SG<br>(n = 7)    |
| Anzahl Lösungen*                                  | 3 (3)                                                       | 2 (2)              | 3 (3)              | 19 (10)          |
| Flusslauf/Gewässerform*                           | 4 (1)                                                       | 4 (0,5)            | 4 (0)              | –                |
| Uferzone/Sohle*                                   | 4 (0)                                                       | 4 (1)              | 4 (0)              | 4 (0)            |
| Strukturelemente*                                 | 2 (1)                                                       | 1 (0)              | 2 (1)              | 4 (1)            |
| Böschungsb./Vegetation i. G.*                     | 4 (0)                                                       | 4 (0)              | 4 (0)              | 4 (0)            |
| Vegetation a. U.*                                 | 3 (1)                                                       | 4 (1)              | 3 (1)              | 4 (0)            |
| Gewässergüte (A=1, B=2, C=3)*                     | 2 (0)                                                       | 2 (0)              | 2 (0)              | 1 (0)            |
| Gewässerumfeld (A=1, B=2, C=3)*                   | 2 (1)                                                       | 2 (0)              | 2 (1)              | 1 (0)            |
| Isolation (A=1, B=2, C=3)*                        | 2 (0)                                                       | 2 (0)              | 2 (0)              | 1 (0)            |
| Nahrung Otter (A=1, B=2, C=3)*                    | 1 (0)                                                       | 1 (0)              | 1 (0)              | 1 (0)            |
| Gefährdung durch Verkehr (A=1, B=2, C=3)*         | 1 (0)                                                       | 1 (0)              | 1 (0)              | 1 (0)            |
| Verfolgung/Störung (A=1, B=2, C=3)*               | 2 (1)                                                       | 1 (0)              | 2 (0)              | 1 (0)            |
| Gebäude in 50 m Entf. (Anteil mit 1=ja)***        | 0,23 (0,42)                                                 | 0,11 (0,32)        | 0,24 (0,43)        | 0 (0)            |
| Menschen (0=wenig, 1=mittel, 2=hoch)*             | 1 (1)                                                       | 1 (0)              | 1 (0)              | 2 (0)            |
| Domestizierte Tiere (0=wenig, 1=mittel, 2=hoch)*  | 0 (0)                                                       | 1 (1)              | 1 (0)              | 1 (0)            |
| Potenzielle Lösungsstellen (Anteil mit 1=ja)***   | 0,21 (0,41)                                                 | 0,11 (0,32)        | 0,07 (0,26)        | 0,57<br>(0,50)   |
| Baue Otter (Anteil mit 1=ja)***                   | 0,02 (0,16)                                                 | 0,02 (0,14)        | 0,02 (0,15)        | 0 (0)            |
| Querbauwerk (Anteil mit 1=ja)***                  | 0,12 (0,33)                                                 | 0,08 (0,27)        | 0,05 (0,22)        | 0 (0)            |
| Struktur i. W. mit Lösung (Anteil > 0)***         | 0,13 (0,37)                                                 | 0,01 (0,10)        | 0,02 (0,15)        | 0 (0)            |
| Fraßplatz Otter (Anteil > 0)***                   | 0,04 (0,19)                                                 | 0,08 (0,27)        | 0,15 (0,35)        | 0 (0)            |
| Anzahl der Brücken (Anteil > 0)***                | 0,28 (0,45)                                                 | 0,09 (0,29)        | 0,39 (0,49)        | 0,29<br>(0,45)   |
| Trittsiegel Otter (Anzahl > 0)***                 | 0,11 (0,31)                                                 | 0,28 (0,45)        | 0,29 (0,45)        | 0 (0)            |
| Gewässergüte Summe*                               | 16 (1)                                                      | 16 (1)             | 17 (1)             | 22 (0)           |
| Deckung der Gehölze a. U. (%)*                    | 35 (25)                                                     | 35 (17,5)          | 25 (20)            | 60 (10)          |
| Distanz zum Erstfund (m)**                        | 179,42<br>(174,43)                                          | 249,36<br>(188,90) | 204,00<br>(200,27) | 74,86<br>(58,67) |
| Anzahl der Lösungsstellen*                        | 2 (1)                                                       | 1 (1)              | 2 (2)              | 8 (2)            |
| Natürlicher Flusslauf (Anteil mit 1=ja)***        | 0,46 (0,50)                                                 | 0,14 (0,35)        | 0,27 (0,44)        | –                |
| Standgewässer in 500 m Entf. (Anteil mit 1=ja)*** | 0,59 (0,49)                                                 | 0,42 (0,49)        | 0,54 (0,50)        | –                |
| Flussbreite (m)**                                 | 11,42 (7,61)                                                | 44,66 (18,00)      | 10,15 (8,05)       | –                |
| Otter-positiver Anteil (%)                        | 77                                                          | 72                 | 76                 | 100              |

der Statistiksoftware *R* (R CORE TEAM, 2016) durchgeführt. Die Berechnungen der Mann-Whitney-U-Tests, Kruskal-Wallis-Tests und Jonckheere-Terpstra-Trendtests wurden mit Hilfe des *R*-Pakets *coin* (HOTHORN et al., 2006), die der Konfidenzintervalle der Korrelationskoeffizienten mittels *RVAideMemoire* (HERVÉ, 2016) durchgeführt.

Der zweite Teil der Datenanalyse bestand aus der statistischen Modellbildung im Rahmen einer multiplen Regression, die konfirmatorischen Charakter hatte. Die Anzahl an Losungen pro Abschnitt war das Hauptzielkriterium des Regressionsmodells. Die Daten für die Standgewässer wurden aufgrund der geringen Fallzahl und des Fehlens entscheidender Merkmale (Flusslauf, Flussbreite) aus der Analyse genommen. Um dem Problem der Multikollinearität vorzubeugen (HEDDERICH und SACHS, 2011, S. 703), wurden Korrelationsplots aller erhobenen Merkmale untereinander erstellt und mittels hierarchischem Clusterverfahren so angeordnet, dass gezielt Variablen eines Korrelationsclusters ausgewählt werden konnten. Unter Hinzunahme der Ergebnisse der Korrelationsplots wurden als Prädiktoren zunächst bekannte Störgrößen (*confounder*) einbezogen, die sowohl mit dem Hauptzielkriterium und einigen oder mehreren Prädiktoren assoziiert sein können, jedoch nicht im Zentrum des Interesses stehen. Darunter fielen die Zahl an potenziellen Lösungsstellen, das Vorhandensein eines Querbauwerks, die Anzahl an Brücken, Standgewässer in 500m Entfernung und das Wetter. Da die Anzahl an Brücken im Studiengebiet relativ gering war, wurde die Unterteilung in Brücken unterschiedlichen Potenzials zugunsten der Gesamtanzahl an Brücken aufgegeben. Als mögliche Einflussgrößen auf die Anwesenheit des Fischotters wurden der Fluss (Spree, Lausitzer Neiße oder andere), vier der fünf Habitatmerkmale des Kartierschlüssels (Flusslauf, Uferzone/Sohle, Strukturelemente im Gewässerbett und Böschungsbefestigung), das Gewässerumfeld, die Nahrungsverfügbarkeit für den Fischotter, die verkehrsbedingte Gefährdung, die Anwesenheit des Menschen und die Deckung der Gehölze am Ufer in das Modell einbezogen. Ordinalskalierte Variablen wurden wie intervallskalierte Einflussgrößen modelliert (GERTHEISS und OHRLEIN, 2011),

was angesichts der Einschätzung, dass die Ordinalskala der untersuchten Merkmale äquidistante Abstände (zumindest in ihrer Bedeutung) aufwiesen, ein zulässiges, flexibles Verfahren im Rahmen der multiplen linearen Regression darstellt (AGRESTI, 2002, S. 4). Die Zahl der berücksichtigten Einflussgrößen (insgesamt 20) überstieg dabei nicht die Anzahl an Prädiktoren, die nach der 10-Beobachtungen-pro-Variable-Regel von DRAPER und SMITH (1998) für die multiple lineare Regression noch zulässig ist (Zahl der Beobachtungseinheiten, d. h. Abschnitte: 220; 7 Standgewässerabschnitte wurden nicht berücksichtigt).

Da die Zahl der Fischotterlosungen eine Zählvariable darstellt, die für gewöhnlich eine rechtsschiefe Verteilung und viele Nullwerte aufweist, ist die Verwendung eines linearen Modells ungeeignet. Speziell ist davon auszugehen, dass die Residuen des (gewöhnlichen) linearen Modells keiner Normalverteilung folgen, was aber Grundvoraussetzung für die Verwendung dieses Modells ist. Stattdessen folgt die Zahl der Losungen eher einer Poisson- oder negativen Binomialverteilung mit oder ohne zusätzlichen Parameter für die überschüssige Zahl an Nullwerten (*zero-inflation*) (MCELDUFF et al., 2010). Deshalb wurden im Rahmen der statistischen Modellbildung verschiedene Regressionsmodelle anhand des informationstheoretischen Bayesian Information Criterion (*BIC*) berechnet, um das optimale Modell für diese Art von Daten zu finden (MCELDUFF et al., 2010). Das *BIC* ist ein Kriterium zur Bewertung der Modellgüte und berücksichtigt die Zahl an Einflussgrößen mit Hilfe eines Strafterms, um dem Problem der Überanpassung des Modells an die Daten durch die Verwendung von zu vielen Einflussgrößen entgegenzusteuern. Obwohl in der Literatur scharf kritisiert (O'HARA und KOTZE, 2010), können Daten, die nicht normalverteilt sind oder unterschiedliche Varianzen in den jeweiligen Gruppen zeigen, mittels einer Transformation den Anforderungen eines linearen Modells wieder gerecht werden ((siehe McDONALD (2014, S. 140 ff.) und IVES (2015))). Deshalb wurde neben dem linearen Modell, der Poisson- und der negativen Binomialregression mit und ohne Parameter für die überzähligen Nullwerte für die Rohdaten, ein lineares Regressionsmodell mit den  $(\log+1)$ - und quadratwurzeltrans-



formierten Werten berechnet. Die Addition von 1 war bei der Transformation aufgrund des Vorhandenseins von Nullwerten notwendig; log bezeichnet den natürlichen Logarithmus. Dieses Vorgehen für die Transformation der Losungsdichte entsprach dem von ALMEIDA et al. (2013), die in ihrer Arbeit eine Losungsdichte pro 100 m Uferstrecke berechneten. Für das anhand des *BIC* für optimal befundene Modell wurde anschließend eine Residuenanalyse durchgeführt, um die Normalverteilung der Residuen zu prüfen. Des Weiteren wurden Tests auf Heteroskedastizität, Schiefe und Wölbung mittels eines globalen Tests auf das Vorhandensein der Modellannahmen des linearen Modells anhand der Residuen gemacht (PEÑA und SLATE, 2006) oder, im Falle eines generalisierten linearen Modells (Poisson-, negatives Binomialmodell), die Devianzstatistik für die Güte der Modellanpassung berechnet (HEDDERICH und SACHS, 2011, S. 724). Um das Problem der Multikollinearität des Regressionsmodells zu erfassen, wurde für jeden Prädiktor der Varianzinflationsfaktor (*VIF*) (HEDDERICH und SACHS, 2011, S. 703) bzw. für nominalskalierte Variablen die generalisierte Form *GVIF* (FOX und MONETTE, 1992) berechnet. Ein *VIF* > 10 spricht für einen Hinweis auf einen wahrscheinlichen, ein Wert größer 100 für einen sicheren Hinweis auf Multikollinearität (HEDDERICH und SACHS, 2011, S. 703). Zur graphischen Darstellung der Modellanpassung der einzelnen Variablen wurde ein partieller Residuenplot (DRAPER und SMITH, 1998) gewählt. Die Effektstärke jedes Prädiktors wurde anhand von Cohens  $f^2$  (COHEN, 1988) durchgeführt. Alle Analysen wurden mittels der Statistiksoftware *R* (R CORE TEAM, 2016) durchgeführt. Der globale Test auf Einhaltung der Annahmen des linearen Modells ist Bestandteil des *R*-Pakets *gvlma* (PEÑA und SLATE, 2014), die Funktionen zur Berechnung des *VIF*, des Spreadlevelplots und des partiellen Residuenplots sind Bestandteil des *R*-Pakets *car* (FOX und WEISBERG, 2011). Die lineare und die Poissonregression sind im Standard-*R*-Paket *stats* enthalten, die negative Binomialregression ist Bestandteil des *R*-Pakets *MASS* (VENABLES und RIPLEY, 2002) und die Modelle mit Nullenüberschuss sind im Paket *pscl* (ZEILEIS et al., 2008) enthalten. P-Werte < 0,05 wurden als statistisch signifikant betrachtet.

## Ergebnisse

Einen Überblick über die in dieser Studie erhobenen Merkmale gibt Tabelle 2. Es konnten für insgesamt 62 der 81 Abschnitte (77%) an der Spree Losungen des Fischotters sichergestellt werden. Die Zahl der Otter-positiven Abschnitte an der Spree lag ebenfalls bei 62. An der Lausitzer Neiße konnten an 65 von 98 Abschnitten (66%) Losungen gefunden werden, wobei die Zahl Otter-positiver Abschnitte bei 71 (72%) lag. An den anderen Fließgewässern konnten an 31 von 41 der untersuchten Abschnitte (76%) Fischotterlosungen gefunden werden, was auch der Zahl Otter-positiver Abschnitte entsprach. An allen Standgewässern ( $n = 7$ ) konnten Fischotterlosungen sichergestellt werden. Insgesamt konnten also an 73% der untersuchten Abschnitte Losungen gefunden werden, wobei Anwesenheitszeichen des Fischotters für 75% der Abschnitte festgestellt werden konnten (siehe Abbildung 2 für verschiedene Formen der Anwesenheitszeichen des Otters). In Abbildung 1 ist die geographische Verteilung der Losungen über das Studiengebiet zu sehen. Für die Otter-positiven Abschnitte wurden an der Spree im Mittel  $6,5 \pm 8,7$  (Standardabweichung, *SD*), an der Lausitzer Neiße  $6,1 \pm 6,8$ , an den anderen Fließgewässern  $7,3 \pm 7,8$  und an Standgewässern  $18,6 \pm 10,8$  Losungen gefunden. Die meisten Losungsstellen über alle untersuchten Gewässer hinweg waren Grasstellen am Ufer, welche in Summe auch die meisten Losungen beisteuerten. Bezüglich der mittleren Zahl an Losungen pro Losungsstelle waren die Unterschiede zwischen den Losungsstellen eher gering. An der Spree fanden sich somit im Mittel die meisten Losungen pro Losungsstelle unter Brücken, an der Lausitzer Neiße auf Bäumen, bei den anderen Fließgewässern auf Wechsellern und an den Standgewässern auf Gras.

Die Ergebnisse der Tests auf Zusammenhänge und Unterschiede zwischen den untersuchten Merkmalen und der Zahl der Losungen im Rahmen der explorativen Datenanalyse sind in Tabelle 2 zusammengefasst. Hier stachen für die Spree insbesondere die Merkmale Flusslauf ( $p = 0,022$ ), Nahrungsverfügbarkeit für den Fischotter ( $p = 0,019$ ), Verfolgung/Störung ( $p = 0,005$ ), Strukturen im Wasser mit Losung ( $p = 0,019$ ), Monat ( $p < 0,001$ ), Trittsiegel Otter

Tabelle 2: Ergebnisse der explorativen Datenanalyse. S: Spree; LN: Lausitzer Neiße; AF: andere Fließgewässer; SG: Standgewässer; KI: Konfidenzintervall; JTT: Jonckheere-Terpstra-Trendtest; MWU: Mann-Whitney-U-Test; KWT: Kruskal-Wallis-Test; SKT: Spearman-Korrelationstest; NA: Wert nicht verfügbar (z. B. bei zu geringer Fallzahl); –: kein Wert aufgrund der Eigenschaften der Testmethode. Differenz bei MWU-Tests: Gruppe „0/nein“ – Gruppe „1/ja“. Werte in **fett und kursiv** bedeuten  $p$ -Werte  $< 0,05$ .

| Merkmal                      | Test    | Differenz/Korrelation |        |        |        |  |
|------------------------------|---------|-----------------------|--------|--------|--------|--|
|                              |         | S                     | LN     | AF     | SG     |  |
| Flusslauf/Gewässerform       | JTT     | –                     | –      | –      | –      |  |
| Uferzone/Sohle               | JTT     | –                     | –      | –      | –      |  |
| Strukturelemente             | JTT     | –                     | –      | –      | –      |  |
| Böschungsb./Vegetation i. G. | JTT     | –                     | –      | –      | –      |  |
| Vegetation a. U              | JTT     | –                     | –      | –      | –      |  |
| Gewässergüte (A-B-C)         | JTT/MWU | –                     | 0      | 2      | –14,5  |  |
| Gewässerumfeld               | JTT/MWU | –                     | 1      | –      | –14,5  |  |
| Isolation                    | JTT     | –                     | –      | –      | –      |  |
| Nahrung Otter                | JTT     | –                     | –      | –      | –      |  |
| Gefährdung durch Verkehr     | JTT/MWU | 1                     | –      | 3      | –      |  |
| Verfolgung/Störung           | JTT/MWU | –                     | –      | –      | 6,5    |  |
| Gebäude in 50 m Entf.        | MWU     | 0                     | 0      | 0      | NA     |  |
| Menschen                     | JTT/MWU | –                     | –      | –      | 4,5    |  |
| Domestizierte Tiere          | JTT     | –                     | –      | –      | –      |  |
| Potenzielle Lösungsstellen   | MWU     | –1                    | –8     | 1      | –6,5   |  |
| Baue Otter                   | MWU     | –7                    | 1      | –21    | NA     |  |
| Querbauwerk                  | MWU     | 1                     | –3     | –17    | NA     |  |
| Struktur i. W. mit Losung    | JTT/MWU | –                     | 0      | 2      | NA     |  |
| Fraßplatz Otter              | JTT/MWU | –7                    | –8     | –      | NA     |  |
| Anzahl der Brücken           | JTT/MWU | –                     | –2     | –      | 6,5    |  |
| Monat                        | KWT/MWU | –                     | –      | –3     | 6,5    |  |
| Trittsiegel Otter            | MWU     | –3                    | 0      | –2     | NA     |  |
| Wetter                       | KWT/MWU | –                     | –      | –      | 6,5    |  |
| Gewässergüte Summe           | SKT     | 0,002                 | –0,06  | 0,131  | –0,571 |  |
| Deckung der Gehölze a. U.    | SKT     | –0,107                | –0,137 | 0,037  | 0,468  |  |
| Distanz zum Erstfund         | SKT     | –0,498                | –0,413 | –0,404 | –0,214 |  |
| Anzahl der Lösungsstellen    | SKT     | 0,972                 | 0,972  | 0,946  | 0,685  |  |
| Natürlicher Flusslauf        | MWU     | –1                    | 0      | –2     | –      |  |
| Standgewässer in 500 m Entf. | MWU     | –1                    | 1      | –3     | –      |  |
| Flussbreite                  | SKT     | –0,331                | –0,067 | 0,204  | –      |  |

( $p = 0,019$ ), Distanz zum Erstfund ( $p < 0,001$ ), Anzahl der Lösungsstellen ( $p < 0,001$ ) und die Flussbreite ( $p = 0,003$ ) heraus. Positive Korrelationen mit der Distanz zum Erstfund und der Anzahl der Lösungsstellen ergaben sich auch für die Lausitzer Neiße und die anderen Fließgewässer. Das bedeutet, dass je eher man Losung bei der Kartierung eines Abschnittes gefunden

hatte, desto mehr Lösungen fielen bis zum Ende des Abschnitts auch an, und dass mehr Lösungsstellen pro Abschnitt in der Summe auch mehr Lösungen bedeuteten. Interessanterweise waren der Flusslauf und die Flussbreite sowie die Verfolgung/Störung nur im Falle der Spree relevant für die Anwesenheit des Otters. Hinsichtlich der Korrelationen zwischen Lösungen mit anderen

|  | 95-%-KI        |                |                |               | p-Wert            |                   |                   |       |
|--|----------------|----------------|----------------|---------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------|
|  | S              | LN             | AF             | SG            | S                 | LN                | AF                | SG    |
|  | –              | –              | –              | –             | <b>0,022</b>      | 0,410             | 0,054             | NA    |
|  | –              | –              | –              | –             | 0,311             | 0,911             | 0,064             | 0,733 |
|  | –              | –              | –              | –             | 0,755             | 0,096             | 0,849             | 0,993 |
|  | –              | –              | –              | –             | 0,814             | 0,888             | <b>0,027</b>      | 0,952 |
|  | –              | –              | –              | –             | 0,886             | 0,725             | 0,287             | 0,286 |
|  | –              | –2; 6          | –1; 7          | NA            | 0,810             | 0,637             | 0,257             | 0,191 |
|  | –              | 0; 2           | –              | NA            | 0,776             | 0,255             | <b>&lt; 0,001</b> | 0,191 |
|  | –              | –              | –              | –             | 0,153             | 0,992             | 0,164             | NA    |
|  | –              | –              | –              | –             | <b>0,019</b>      | NA                | <b>&lt; 0,001</b> | NA    |
|  | –2; 4          | –              | NA             | –             | 0,56              | NA                | 0,366             | 0,476 |
|  | –              | –              | –              | NA            | <b>0,005</b>      | 0,951             | 0,118             | 0,857 |
|  | –4; 1          | –1; 2          | –2; 4          | NA            | 0,922             | 0,714             | 0,57              | NA    |
|  | –              | –              | –              | NA            | 0,062             | 0,494             | 0,085             | 0,629 |
|  | –              | –              | –              | –             | 0,272             | 0,242             | 0,076             | 0,143 |
|  | –5; 1          | –14; –2        | –3; 8          | NA            | 0,318             | <b>&lt; 0,001</b> | 0,58              | 0,40  |
|  | NA             | NA             | NA             | NA            | 0,087             | 0,372             | 0,073             | NA    |
|  | –1; 3          | –14; 1         | NA             | NA            | 0,228             | 0,148             | <b>&lt; 0,001</b> | NA    |
|  | –              | NA             | NA             | NA            | <b>0,019</b>      | 1                 | 0,488             | NA    |
|  | –12; 2         | –16; –2        | –              | NA            | 0,198             | <b>&lt; 0,001</b> | <b>&lt; 0,001</b> | NA    |
|  | –              | –4; 1          | –              | NA            | 0,571             | 0,216             | 0,079             | 0,857 |
|  | –              | –              | –6; 2          | NA            | <b>&lt; 0,001</b> | <b>&lt; 0,001</b> | 0,098             | 0,857 |
|  | –6; –1         | –1; 1          | –4; 0          | NA            | <b>0,019</b>      | 0,586             | 0,054             | NA    |
|  | –              | –              | –              | NA            | 0,164             | <b>&lt; 0,001</b> | 0,053             | 0,857 |
|  | –0,248; 0,248  | –0,273; 0,156  | –0,217; 0,454  | –1; 0,277     | 0,989             | 0,554             | 0,414             | 0,200 |
|  | –0,314; 0,116  | –0,331; 0,057  | –0,312; 0,374  | –0,434; 0,957 | 0,343             | 0,177             | 0,815             | 0,289 |
|  | –0,651; –0,299 | –0,628; –0,162 | –0,690; –0,059 | –1; 0,765     | <b>&lt; 0,001</b> | <b>&lt; 0,001</b> | <b>0,025</b>      | 0,662 |
|  | 0,946; 0,986   | 0,949; 0,986   | 0,868; 0,982   | –0,228; 1     | <b>&lt; 0,001</b> | <b>&lt; 0,001</b> | <b>&lt; 0,001</b> | 0,098 |
|  | –              | –              | –              | –             | 0,054             | 0,900             | 0,327             | –     |
|  | –              | –              | –              | –             | 0,132             | <b>0,030</b>      | <b>0,028</b>      | –     |
|  | –0,536; –0,112 | –0,259; 0,132  | –0,155; 0,521  | –             | <b>0,003</b>      | 0,513             | 0,200             | –     |

Anwesenheitszeichen des Fischotters, waren diejenigen mit Trittsiegeln und Strukturen im Wasser mit Losung nur für die Spree relevant, wohingegen die Zahl der Fraßplätze und potenziellen Losungsstellen an der Lausitzer Neiße positiv mit der Zahl der Losungen korrelierte (beide  $p < 0,001$ ). Ein Zusammenhang zwischen den Kartiermonaten und der Zahl der Losun-

gen konnte zwar sowohl für die Spree als auch für die Lausitzer Neiße gezeigt werden (beide  $p < 0,001$ ), jedoch ist dies gleichzeitig mit einer Korrelation zur geographischen Breite verbunden, da die Abschnitte nicht in zufälliger Reihenfolge kartiert wurden und es keine Mehrfachbeobachtungen der Abschnitte im Jahresverlauf gab. Rückschlüsse auf die Saisonalität der Anzahl



Abb. 2: Anwesenheitszeichen des Fischotters: a) Totfund eines Jungotters am 4. 12. 2015 nahe des Altarms Zodel; b) typische Losung (rechter Kreis) mit Schleimlosung (linker Kreis) an der Weißen Schöps zwischen Hammerstadt und Reichwalde; c) Trittsiegel eines Fischotters auf einer Sandbank in der Lausitzer Neiße mit gut erkennbarem, typischem Trabgang; d) kleiner Hecht (*Esox lucius*) an einem Fraßplatz des Otters im Herbst an der Spree.

von Losungen sind daher nicht möglich. Die Abhängigkeit der Anzahl an gefundenen Losungen vom Wetter konnte zwar für die Lausitzer Neiße bestätigt werden ( $p < 0,001$ ), jedoch ohne klare Tendenz für mehr oder weniger niederschlagsreiches Wetter. Entgegen den Erwartungen zeigten sich für die Lausitzer Neiße für die Anwesenheit von Standgewässern in 500 m Entfernung weniger Losungen als ohne (1 Losung mehr bei keinem Standgewässer in 500 m Entfernung,  $p = 0,03$ ). Für die anderen Fließgewässer jedoch war der Zusammenhang wie erwartet (3 Losungen mehr bei Standgewässer in 500 m Entfernung,  $p = 0,028$ ). Für die anderen Fließgewässer konnten des Weiteren positive Zusammenhänge zwischen der Zahl der Losungen und der Böschungsbefestigung ( $p = 0,027$ ), des Gewässerumfelds ( $p < 0,001$ ), der Nahrungsverfügbarkeit

für den Otter ( $p < 0,001$ ) und der Anwesenheit von Querbauwerken ( $p < 0,001$ ) verzeichnet werden. Vermutlich aufgrund der kleinen Fallzahl ( $n = 7$ ) konnten für die Standgewässer keine relevanten Beziehungen der Merkmale zu der Anzahl an Losungen ermittelt werden.

Die Korrelation der Distanz zum Erstfund und der Gewässergüte anhand der Summe des SLfULG-Schlüssels war negativ, jedoch statistisch nicht signifikant (Spearman-Korrelation  $\rho_s = -0,137$ ,  $p = 0,077$ ). Somit deutete nichts auf eine Verzerrung der Anzahl an gefundenen Losungen durch eine geringere Auffindbarkeit derselben durch den Kartierenden hin, welche aufgrund zunehmender Unübersichtlichkeit des Habitats mit steigender Habitatgüte erwartet wurde (ROMANOWSKI, 2013). Die Ergebnisse der Korrelationsanalyse wurden mittels einer



Korrelationsmatrix und eines hierarchischen Anordnungsverfahrens graphisch in Abbildung 3 oben (S. 356) dargestellt. Es ist zu beachten, dass die Variable für die Distanz zum Erstfund bei Abwesenheit des Fischotters nicht definiert war und deshalb aus der Korrelationsmatrix weggelassen wurde. Hierbei ging es nicht um die prinzipielle Ausschließung einer oder mehrerer korrelierter Variablen aus dem Regressionsmodell, sondern lediglich um die Aufdeckung redundanter Zusammenhänge zwischen den Variablen. Wenn Variablen trotz einer Korrelation unterschiedliche Qualitäten erfassten, so wurde nicht kategorisch eine davon aussortiert. Es konnte z. B. das Merkmal Isolation zugunsten des Merkmals Querbauwerk aus dem Kreis möglicher Prädiktoren genommen werden. Selbiges galt für die Merkmale Anwesenheit domestizierter Tiere und Verfolgung/Störung zugunsten des Merkmals für die Anwesenheit des Menschen. Des Weiteren wurde das Merkmal Vegetation am Ufer des SLFULG-Schlüssels zugunsten der Variable Deckung der Gehölze am Ufer aus dem Modell genommen. Die endgültigen Prädiktoren und deren Korrelation sind in Abbildung 3 unten (S. 356) zusammengefasst.

Als Ergebnis der Selektion der Regressionsmodelle für die Anzahl der Losungen als Hauptzielkriterium ergab sich das kleinste *BIC* von 667,5 für das lineare Modell mit den ( $\log+1$ )-transformierten Daten. Innerhalb der generalisierten linearen Modelle konnten weder die Poissonregressionen, noch die Negativ-Binomialregression mit und ohne Parameter für überzählige Nullwerte eine Verbesserung der Modellgüte anhand des *BIC* bewirken (alle *BIC* > 1000). Somit wurde die Regression in konfirmatorischer Weise für die ( $\log+1$ )-transformierten Daten durchgeführt. Die Ergebnisse der Tests auf die Einhaltung der Annahmen des linearen Modells anhand der Residuen und der Multikollinearitäten ergaben, dass ein lineares Modell angenommen werden konnte (*p*-Wert für Globaltest nach PEÑA und SLATE (2006): 0,108; alle *VIF* < 10). Die Ergebnisse der Regressionsanalyse finden sich in Tabelle 3. Im Folgenden werden Ergebnisse anhand der zurücktransformierten Schätzwerte gemacht, um den Bezug zur Anzahl an Losungen zu bewahren. Anhand der Regressionsergebnisse in Tabelle 3 konnten somit für die Variablen

Flusslauf ( $\beta = 0,423$ ,  $p = 0,005$ ), Potenzielle Lösungsstellen ( $\beta = 0,757$ ,  $p = 0,007$ ), Anzahl der Brücken ( $\beta = 0,398$ ,  $p = 0,042$ ), Nahrungsverfügbarkeit für den Fischotter ( $\beta = -0,448$ ,  $p < 0,001$ ), Flussbreite ( $\beta = -0,013$ ,  $p = 0,024$ ), die Anwesenheit des Menschen ( $\beta = -0,226$ ,  $p = 0,015$ ) und für die Ausprägung „Regen“ der nominalskalierten Variable Wetter ( $\beta = 0,592$ ,  $p = 0,029$ ) signifikante Einflüsse auf die Anzahl der Losungen festgestellt werden. Eine um 1 gesteigerte Natürlichkeit des Flusslaufs gemäß des SLFULG-Schlüssels ging also mit 0,423 mehr Losungen einher. Wenn der Abschnitt viele potenzielle Lösungsstellen aufwies, erhöhte sich die Zahl der gefundenen Losungen sogar im Schnitt um 0,757. Ein weiteres Merkmal im Zusammenhang mit einer verbesserten Auffindbarkeit der Losung mit ähnlichem Effekt war die Anzahl der Brücken, wo für jede weitere Brücke 0,398 Losungen mehr gefunden werden konnten. Interessanterweise wurden bei Regenwetter im Mittel 0,592 Losungen mehr gefunden als bei sonnigem Wetter als Referenzkategorie. Der größte Effekt ( $f^2 = 0,07$ ) zeigte sich für den Einfluss der Nahrungsverfügbarkeit des Fischotters ( $\beta = -0,448$ ,  $p < 0,001$ ), wo eine Verschlechterung der Nahrungsverfügbarkeit um eine Einheit mit 0,594 weniger Losungen einherging. Des Weiteren wurden bei einer Verringerung der Flussbreite um 1 m 0,013 Losungen weniger gefunden, was nicht viel war, aber aufgrund des geringen Standardfehler der Schätzung (*standard error*, *SE* = 0,006) einen signifikanten Einfluss hatte ( $p = 0,024$ ). Der Einfluss einer Zunahme menschlicher Anwesenheit um eine Einheit äußerte sich in 0,256 weniger Losungen pro Abschnitt ( $\beta = -0,226$ ,  $p = 0,015$ ). Die verhältnismäßig große Restvarianz von 72,7 % (bei einem  $r^2 = 0,283$ ) lässt allerdings den Schluss zu, dass noch weitere, unerfasste Merkmale einen Einfluss auf die Zahl der Losungen haben müssen. Die entsprechenden partiellen Residuenplots sind in Abbildung 4 (S. 357) dargestellt.

## Diskussion

Der Fischotter ist zweifellos ein wichtiger Spitzenprädator der europäischen Binnengewässerökosysteme, der extrem wichtig für die Erhal-



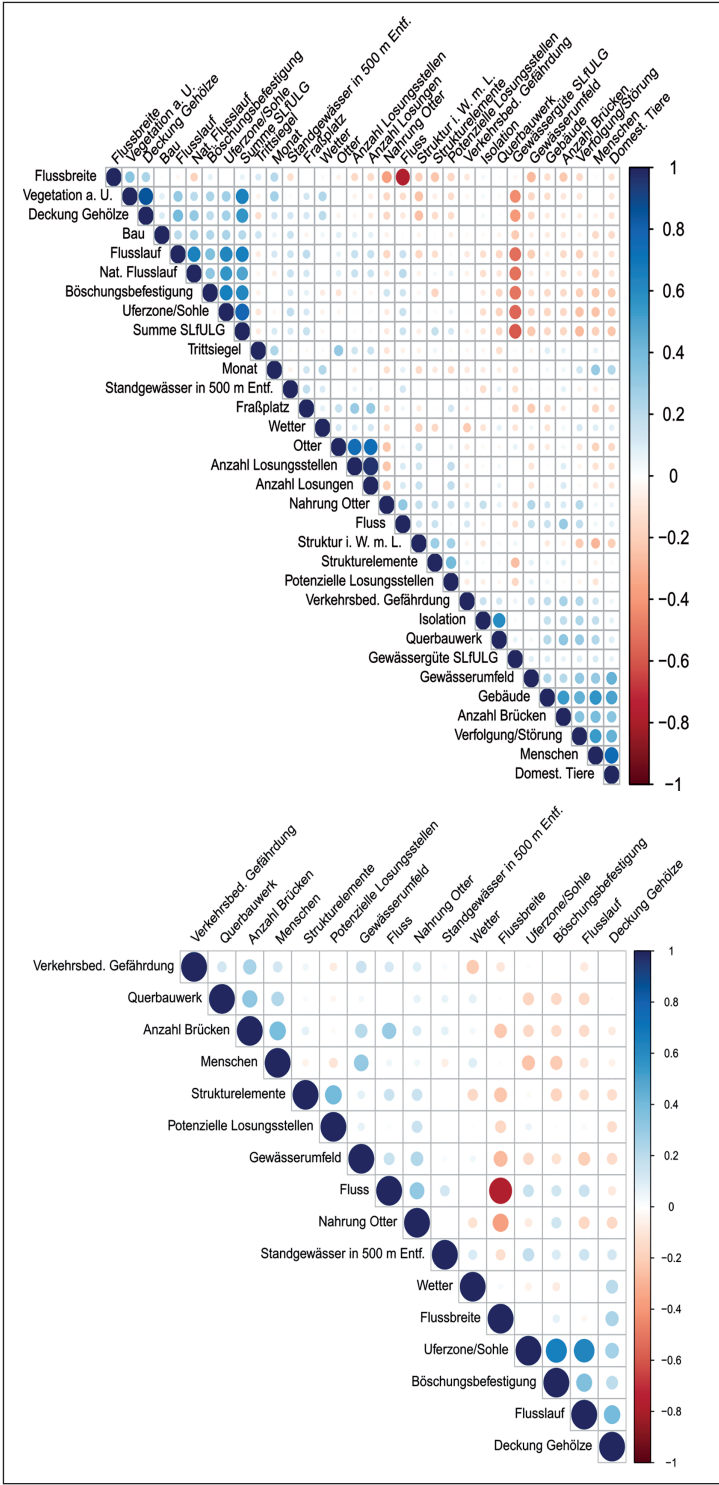


Abb. 3: Spearman-Korrelationsmatrix der erhobenen Merkmale (oben) und der ins Modell eingeschlossenen Prädiktoren (unten). Die Korrelationskoeffizienten der paarweisen Vergleiche sind farblich anhand der rechts stehenden Farbskala kodiert. Mit größer werdendem absolutem Wert für die Korrelation werden der entsprechende Kreis und die dazugehörige Farbintensität größer. Fusionskriterium der Clusterbildung: Complete Linkage. a. U.: am Ufer; Nat.: Natürlicher; Entf.: Entfernung; i. W. m. L.: im Wasser mit Losung; Verkehrsbed.: Verkehrsbedingt; Domest.: Domestizierte.

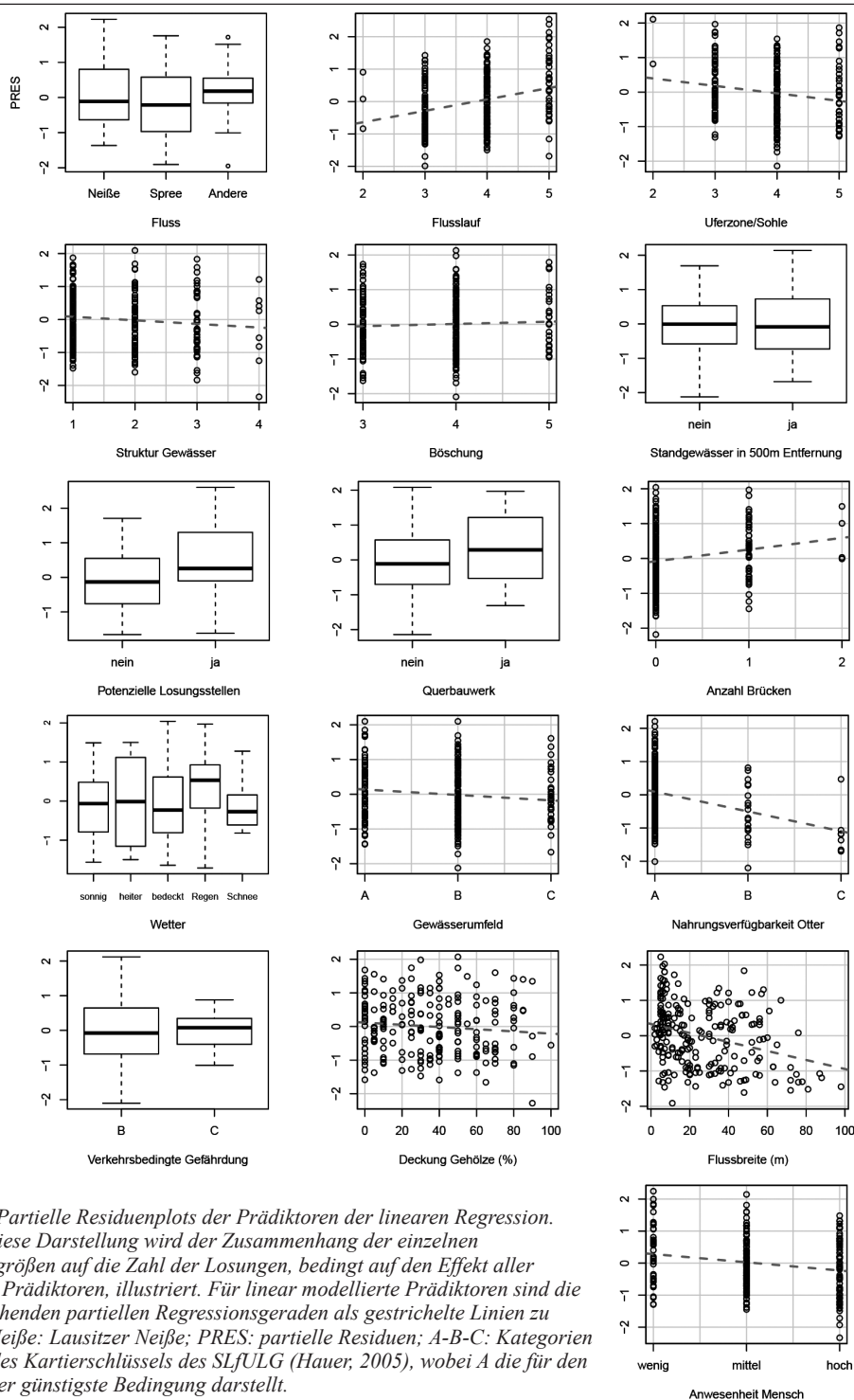


Tabelle 3: Ergebnisse der linearen Regression der (log+1)-transformierten Daten.  $\beta$ : Regressionskoeffizient; SE: Standardfehler; n: Stichprobengröße;  $r^2$ : Bestimmtheitsmaß; Entf.: Entfernung; a. U.: am Ufer. Für hervorgehobene Variablen besteht ein signifikanter Zusammenhang mit der Aktivitätsdichte des Otters ( $p$ -Wert < 0,05).

| Merkmal                           | Schätzer für $\beta_{log+1}$ | $\beta = \exp(\beta_{log+1} - 1)$ | SE    | $\exp(SE) - 1$ | t-Statistik | p-Wert         | Cohens $f^2$ |
|-----------------------------------|------------------------------|-----------------------------------|-------|----------------|-------------|----------------|--------------|
| y-Achsenabschnitt                 | 2,185                        | 7,894                             | 0,755 | 1,128          | 2,894       | 0,004          | 0,02         |
| Spree                             | -0,314                       | -0,270                            | 0,248 | 0,282          | -1,266      | 0,207          |              |
| Andere Fließgewässer              | 0,046                        | 0,048                             | 0,302 | 0,352          | 0,154       | 0,878          |              |
| <b>Flusslauf</b>                  | 0,352                        | 0,423                             | 0,123 | 0,131          | 2,857       | <b>0,005</b>   | <b>0,04</b>  |
| Uferzone/Sohle                    | -0,217                       | -0,195                            | 0,150 | 0,161          | -1,447      | 0,149          | 0,01         |
| Strukturelemente                  | -0,109                       | -0,103                            | 0,083 | 0,087          | -1,305      | 0,193          | 0,01         |
| Böschungsbefestigung              | 0,065                        | 0,067                             | 0,146 | 0,157          | 0,444       | 0,658          | < 0,01       |
| Standgewässer in 500 m Entf.      | 0,041                        | 0,042                             | 0,129 | 0,137          | 0,317       | 0,751          | < 0,01       |
| <b>Potenzielle Lösungsstellen</b> | 0,564                        | 0,757                             | 0,208 | 0,232          | 2,708       | <b>0,007</b>   | <b>0,04</b>  |
| Querbauwerk                       | 0,428                        | 0,534                             | 0,234 | 0,263          | 1,828       | 0,069          | 0,02         |
| <b>Anzahl der Brücken</b>         | 0,335                        | 0,398                             | 0,163 | 0,177          | 2,049       | <b>0,042</b>   | <b>0,02</b>  |
| Heiteres Wetter                   | 0,050                        | 0,051                             | 0,329 | 0,389          | 0,152       | 0,879          | 0,04         |
| Bedecktes Wetter                  | -0,005                       | -0,005                            | 0,171 | 0,186          | -0,028      | 0,978          |              |
| <b>Regen</b>                      | 0,465                        | 0,592                             | 0,212 | 0,236          | 2,198       | <b>0,029</b>   |              |
| Schnee                            | -0,009                       | -0,009                            | 0,285 | 0,330          | -0,031      | 0,975          | 0,01         |
| Gewässerumfeld                    | -0,156                       | -0,145                            | 0,111 | 0,118          | -1,402      | 0,163          |              |
| <b>Nahrung Otter</b>              | -0,594                       | -0,448                            | 0,159 | 0,172          | -3,739      | < <b>0,001</b> | <b>0,07</b>  |
| Gefährdung durch Verkehr          | -0,024                       | -0,024                            | 0,388 | 0,473          | -0,063      | 0,950          | < 0,01       |
| Deckung der Gehölze a. U.         | -0,003                       | -0,003                            | 0,003 | 0,003          | -1,145      | 0,254          | 0,01         |
| <b>Flussbreite</b>                | -0,013                       | -0,013                            | 0,006 | 0,006          | -2,267      | <b>0,024</b>   | <b>0,03</b>  |
| <b>Menschen</b>                   | -0,256                       | -0,226                            | 0,104 | 0,110          | -2,465      | <b>0,015</b>   | <b>0,03</b>  |
| $n = 220, r^2 = 0,283$            |                              |                                   |       |                |             |                |              |

tung eines sich im Gleichgewicht befindlichen Nahrungsnetzes ist (BUENO-ENCISO et al., 2014). Durch den Rückgang der Otterpopulationen in Europa, vornehmlich durch Bejagung, Habitatzerstörung, Flussregulation und Wasserverschmutzung, konnte sich der Otter nur in vereinzelte, weniger anthropogen beeinflusste Gebiete zurückziehen (WEINBERGER et al., 2016). Von dort aus ist der Otter jedoch gerade im Begriff, den Kontinent flächendeckend wiederzubesiedeln, wobei er dabei auch stark anthropogen veränderte Landschaften besetzt (KLOSKOWSKI et al., 2013; WEINBERGER et al., 2016). Im Gegensatz zu früheren Annahmen, dass der Fischotter eine Zeigerart für intakte Landschaften und

Flusssysteme darstellt (REUTHER, 1993), belegen neuere Studien, dass der Fischotter einem breiten Spektrum an Habitatmerkmalen neutral gegenüber steht, was für eine hohe Anpassungsfähigkeit des Fischotters an veränderte Umweltbedingungen gewertet wird (REID et al., 2013; WEINBERGER et al., 2016). Um jedoch in Zukunft Arterhaltungsprogramme in anthropogen veränderten Landschaften für den Otter aufzulegen, müssen die für eine erfolgreiche Besiedlung des Otters kritischen Habitatmerkmale, die es zweifelsohne gibt, identifiziert werden. Dies erscheint umso wichtiger, wenn man bedenkt, dass sich Fischotter in anthropogen genutzten Gebieten auch im Konflikt mit

menschlichen Interessen befinden, die hauptsächlich die Fischereiwirtschaft betreffen.

Um kritische Habitatmerkmale für die Spree, die Lausitzer Neiße und weitere ausgewählte, kleinere Flüsse sowie einzelne Fischteiche zu identifizieren, wurden in dieser Arbeit Korrelationsanalysen zu Habitatpräferenzen des Fischotters gemacht. Dabei wurde als Indikator für die Anwesenheit des Fischotters seine Losung genommen (REUTHER et al., 2000). Um semiquantitative Aussagen machen zu können, wurde als Hauptzielkriterium der Analysen die Gesamtzahl der Losungen pro Abschnitt genommen. Dieses Vorgehen erlaubte zwar nicht die direkte Schätzung der Individuenzahl an Ottern, es konnten aber aufgrund der Tatsache, dass Losungen im Prinzip als Gedächtnis der Aktivität einer Otterpopulation fungieren, beschränkte Aussagen zur Nutzungshäufigkeit eines Habitats (Aktivitätsdichte) gemacht werden (GUTER et al., 2008; ALMEIDA et al., 2013). Einer mangelnden Vergleichbarkeit aufgrund saisonaler Losungsaktivitäten des Otters (MASON und MACDONALD, 1987) innerhalb und zwischen Studien kann durch rasches Abgehen des aktuellen Studiengebietes zur gleichen Jahreszeit wie bei der Vergleichsstudie vorgebeugt werden. Da es beim Sammeln von Losungen zu Ergebnisverzerrungen durch für den Kartierenden relevante Habitatmerkmale (z. B. Anzahl der Brücken) kommen kann, wurden entsprechende Variablen mit aufgenommen, für welche im abschließenden Regressionsmodell korrigiert wurde. Eine genaue Schätzung der Otterdichte anhand von Losungen und *DNA-Fingerprinting* für die Flüsse Spree und Lausitzer Neiße findet sich in BRUGGER et al. (2018). Hieraus ging hervor, dass das Studiengebiet äußerst dicht mit bis zu 1,46 Ottern pro Flusskilometer besiedelt ist, wodurch die Gültigkeit der in dieser Arbeit getroffenen Aussagen aufgrund der statistischen Auswertung noch untermauert wird.

Anhand der Ergebnisse der einfachen, explorativen Korrelationsanalysen konnten für die Spree die Habitatmerkmale Flusslauf und Flussbreite als für den Fischotter relevant identifiziert werden ( $p = 0,022$ ;  $p = 0,003$ ). Je natürlicher der Flusslauf und je schmaler der Fluss beschaffen war, desto mehr Losungen fanden sich. Das lag vermutlich daran, dass die meisten Losungen im Gebiet des Biosphärenreservats Oberlausitzer

Heide- und Teichlandschaft gefunden worden waren, wo sich das Zentrum der Fischotterpopulation Sachsens befindet und wo stellenweise Altarme der Spree noch erhalten geblieben sind. Dementsprechend schlechter ist es um die Flussläufe im vom Bergbau veränderten nördlichen Teil der untersuchten Spree bestellt, wo sich für den Otter auch wenige Wandermöglichkeiten west- und ostwärts ergeben (siehe Abbildung 1). Dass die Flussbreite negativ mit der Anwesenheit des Otters korreliert war, stand im Widerspruch zur Arbeit von ROMANOWSKI et al. (2013), stimmte jedoch mit den Ergebnissen von WEINBERGER et al. (2016) überein. Die Beeinträchtigung durch Verfolgung und Störung ( $p = 0,005$ ) war ebenfalls nur an der Spree für die Anwesenheit des Fischotters relevant, was dafür spricht, dass die Verteilung der Fischotter an der Spree nach klassischen Mustern erfolgte, bei denen die besseren Fischotterhabitate durch weitgehend ungestörte und unberührte Flussabschnitte gekennzeichnet waren. An der Lausitzer Neiße konnte für die Anwesenheit von Standgewässern in 500 m Entfernung ein negativer Zusammenhang mit der Anwesenheit des Fischotters gefunden werden ( $p = 0,03$ ). Diese Standgewässer sind in aller Regel kleinere Fischteiche, die dadurch eine optimale Nahrungsquelle für den Fischotter darstellen. Angesichts der Tatsache, dass die Fischbiomasse sich umgekehrt proportional zur Flussbreite verhält (SCHAGER und PETER, 2001), könnten diese kleinen Standgewässer aufgrund der vergleichsweise großen Breite der Lausitzer Neiße (Mittelwert: 45 m) für den Otter als Nahrungsquelle attraktiv sein, was jedoch aus bislang unbekannten Gründen nicht der Fall war. Für die kleineren Fließgewässer zeigten sich Zusammenhänge zwischen der Anwesenheit des Otters und der Böschungsbefestigung ( $p = 0,027$ ), des Gewässerumfelds ( $p < 0,001$ ), der Nahrungsverfügbarkeit für den Otter ( $p < 0,001$ ) und der Nähe zu Standgewässern in 500 m Entfernung ( $p = 0,028$ ). Fischotter bevorzugen aufgrund der höheren relativen Fischbiomasse kleinere Flüsse für die Jagd (DURBIN, 1996; SCHAGER und PETER, 2001), jedoch sind kleinere Flüsse anfälliger für anthropogene Veränderungen und haben eine geringere Pufferkapazität für eingetragene Schadstoffe als größere Flüsse. Dadurch sind die Korrelationen mit höheren An-



forderungen an die Böschungsbefestigung und das Gewässerumfeld zu erklären. In anthropogen beeinflussten Gewässersystemen können kleine Kanäle zwar wichtig für Wanderbewegungen des Otters sein, als Jagdrevier kommen sie aber nur dann infrage, wenn Nahrung in Form von z. B. Fischen oder ausreichend Nahrungsquellen in der Nähe (Standgewässer, Fischteiche) zu finden sind. Dies spiegelte sich in den positiven Korrelationen zwischen der Anwesenheit des Otters und der Nahrungsverfügbarkeit und der Nähe zu Standgewässern wider. Der Einfluss der für den Kartierenden relevanten Merkmale (z. B. potenzielle Losungsstellen, Anzahl der Brücken) erwiesen sich in dieser Studie als sehr wichtig, da sie tatsächlich in signifikante Korrelationen mit der Anzahl der Losungen involviert waren (potenzielle Losungsstellen an der Lausitzer Neiße,  $p < 0,001$ ; Querbauwerk an den anderen Fließgewässern,  $p < 0,001$ ).

Anhand der für mögliche Störgrößen korrigierten Ergebnisse der Regressionsanalyse wurde das Zusammenwirken der untersuchten Einflussgrößen deutlicher. Die für eine gesteigerte Auffindbarkeit der Losungen mit ins Modell einbezogenen Störgrößen für potenzielle Losungsstellen und Anzahl der Brücken zeigten einen signifikanten positiven Zusammenhang mit der Zahl der Losungen ( $p = 0,007$ ;  $p = 0,042$ ). Einen ebenfalls positiven Zusammenhang zeigte Regenwetter ( $p = 0,029$ ), was ein Hinweis auf bessere Sichtbarkeit der Losung bei Regen im Herbst/Winter hindeutet, wo eine sonst tiefstehende Sonne die Sichtbarkeit für den Kartierenden stark beeinträchtigt. Ein deutlich positiver Zusammenhang mit der Zahl der Losungen zeigte sich für den Flusslauf (0,423 Losungen mehr pro Einheit,  $p = 0,005$ ), was aber auch das einzige signifikante Merkmal zur Erfassung der Habitatqualität war. Demgegenüber zeigte sich eine negativer Einfluss mit der Anwesenheit des Menschen und der Flussbreite ( $p = 0,015$ ;  $p = 0,024$ ). Den größten Einfluss auf die Anwesenheit des Otters hatte jedoch die Nahrungsverfügbarkeit (0,45 Losungen mehr pro Kategorie,  $p < 0,001$ , Cohens  $f^2 = 0,07$ ).

Die Ergebnisse dieser Arbeit stimmten mit denen von WEINBERGER et al. (2016) und REID et al. (2013) überein. Es deutet somit vieles darauf hin, dass die Anwesenheit des Otters an das Nahrungsangebot geknüpft ist, wohin-

gegen er sich anthropogen veränderten Lebensräumen gut anpassen kann. Er ist dabei vermutlich nicht einmal an die Verfügbarkeit von Fischen gebunden, da neuere Studien eine große Spannbreite und Flexibilität in der Nahrungszusammensetzung des Otters belegen und ihn eher als einen Opportunisten (Gelegenheitsnutzer) als einen Spezialisten ansehen (OTTINO und GILLER, 2004; REID et al., 2013). Eine solche Plastizität der Nahrungspräferenz des Otters macht ihn vermutlich sogar zu einem ausgesprochen schlechten Bioindikator für intakte Nahrungsnetze aquatischer Ökosysteme (REID et al., 2013). Dagegen könnte der sonst als Schädling geltende Mink (*Neovision vison*) ein besserer Indikator für Habitate mit feingliederiger Biodiversität und höherer Brutvogeldichte sein, da er über ein breiteres Nahrungsspektrum als der Otter verfügt und auch gerne Vögel als Beute ergreift (LUNDY und MONTGOMERY, 2010). Die in dieser Studie gezeigten Ergebnisse stimmten mit der Einschätzung überein, dass Fischotter erfolgreich Gebiete wiederbesiedeln können, die anhand standardmäßiger Kartierschlüssel, wie der des SLFULG (HAUER, 2005), als eher ungeeignet betrachtet werden. Deshalb sind für zukünftige Arterhaltungsprogramme wahrscheinlich Maßnahmen wichtiger, welche die Interaktion zwischen Ottern und den Interessen des Menschen betreffen. Konflikte mit Teichwirten und Gefährdung durch Straßentod sind für den Otter wahrscheinlich relevanter als die Natürlichkeit seines Habitats. Noch einfachere Kartierschlüssel mit speziellen, methodenabhängigen Störgrößen sind auf Grundlage dieser Arbeit für die Oberlausitz daher angezeigt. Da der Einfluss von Habitatmerkmalen stark regionenspezifisch ist, müssen weitere Studien in anthropogen veränderten Landschaften mit erfolgreicher Otterbesiedlung unternommen werden, um allgemeinere Aussagen über die Demökologie des Fischotters, speziell in Bezug auf dessen Ausbreitungsverhalten, treffen zu können. Vom Menschen veränderte Fließgewässer, wie z. B. Kanalsysteme, könnten bei der Wiederbesiedlung durch den Otter in Zukunft sogar eine noch größere Rolle spielen, da deren Fischbestände einer verringerten Konkurrenz mit dem Menschen unterworfen sind (KLOSKOWSKI et al., 2013) und somit für den Otter eine

weniger konfliktreiche Nahrungsquelle darstellen.

## Zusammenfassung

Der Eurasische Fischotter (*Lutra lutra* L.) gilt als Spitzenprädatör unserer Binnengewässer-ökosysteme und genießt deshalb einen besonderen Schutz. Nach Jahrzehnten des Bestandsrückgangs, aufgrund von Bejagung, Habitatzerstörung und der Verschmutzung der Gewässer, befindet sich die Fischotterpopulation in Deutschland wieder im Aufwind. Fischotter sind als Zeigerart für eine intakte Natur bekannt und stellen ein wichtiges Signal für die positive Entwicklung von Gewässerökosystemen dar. In letzter Zeit dringt der Fischotter überraschenderweise aber zunehmend in suboptimale Habitate vor, deren Eignung anhand bisher vorhandener ökologischer Parameter ungenügend zu sein schien. Im Rahmen des Populationswachstums und deren Expansion scheint der Fischotter demnach auch suboptimale, anthropogen stark veränderte Habitate bevölkern zu können, deren Eignungsparameter für den Fischotter aber weitestgehend unbekannt sind. In der vorliegenden Arbeit wurde am Beispiel der Oberlausitz, die sehr dicht mit Ottern besiedelt ist, eine Habitatkorrelationsanalyse für den Fischotter in anthropogenen Lebensräumen an den Flüssen Spree und Lausitzer Neiße sowie einigen kleineren Flüssen und Standgewässern durchgeführt, um mögliche Eignungsparameter zu bestimmen. Als Hauptzielkriterium für die Anwesenheit des Otters wurde die Zahl der gefundenen Losungen pro untersuchtem Gewässerabschnitt als Aktivitätsdichte definiert. Das Habitat wurde gemäß des Kartierschlüssels für FFH-Anhang-II-Arten des SLfULG bewertet. Weitere, für die Anwesenheit des Otters relevante und die Wahrscheinlichkeit des Auffindens der Losungen beeinflussende Merkmale wurden ebenfalls aufgenommen. Die Auswertung erfolgte im Rahmen einer explorativen Datenanalyse mit anschließender statistischer Modellbildung (Regression). Anhand der Ergebnisse war die Aktivitätsdichte des Fischotters vor allem von der Nahrungsverfügbarkeit abhängig. Dies erlaubt die Schlussfolgerung, dass Fischotter erfolgreich Gebiete besiedeln können, die anhand

standardmäßiger Kartierschlüssel als eher ungeeignet betrachtet werden. Es deutet somit vieles darauf hin, dass der Fischotter sich anthropogen veränderten Lebensräumen gut anpassen kann und somit ein eher schlechter Bioindikator für intakte Nahrungsnetze aquatischer Ökosysteme darstellt.

## Summary

### Habitat preferences of the otter in anthropogenic environments in Upper Lusatia

The Eurasian otter (*Lutra lutra* L.) is the top predator of European freshwater ecosystems and therefore strictly protected. After decades of massive decline due to hunting, habitat destruction, and water pollution, the otter population in Germany currently recovers. The otter is known for its role as a key species indicating intact nature and presents an important signal for the positive development of freshwater ecosystems. Lately, the otter gradually intrudes into suboptimal habitats, based on established ecological parameters for otter colonization. During the course of population growth and expansion, the otter seems to be able to colonize anthropogenically altered environments, for which no otter colonization parameters have been established so far. The aim of the present study was hence to identify otter colonization parameters for the rivers Spree, Lausitzer Neiße as well as few other channels and standing water bodies in anthropogenically altered environments in Upper Lusatia, Saxony, Germany. The primary outcome of the study was defined as the number of otter spraints per investigated river section as a measure of otter activity density. The habitat was evaluated according to the habitat evaluation form of the SLfULG. Furthermore, several method-specific confounders for the detectability of the otter were also considered in the analysis. Data were analyzed in an exploratory manner using correlation analysis, followed by statistical modelling using regression methods. According to the results, the activity density mainly depended on the food availability. Hence, one may conclude that otters are indeed able to successfully colonize suboptimal habitats that are described as unsuitable according

to standard habitat evaluation forms. The results clearly indicate that otters can readily adapt to anthropogenically altered environments and should therefore be considered as a rather poor bioindicator for intact food webs of freshwater ecosystems.

## Literatur

- AGRESTI, A. (2002): Categorical Data Analysis. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken.
- ALMEIDA, D., RODOLFO, N., SAYER, C. D. & COPP, G. H. (2013): Seasonal use of ponds as foraging habitat by Eurasian otter with description of an alternative handling technique for common toad predation. – *Folia Zoologica* **62**: 214–221.
- ANSORGE, H., SCHIPKE, R. & ZINKE, O. (1997): Population structure of the otter, *Lutra lutra*. Parameters and model for a Central European region. – *Zeitschrift für Säugetierkunde* **62**: 143–151.
- ANSORGE, H. & STRIESE, M. (1993): Zum Bestand des Fischotters in der östlichen Oberlausitz. – *Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz* **67**: 1–20.
- BALTRŪNAITĖ, L., BALČIAUSKAS, L., MATULAITIS, R. & STIRKĖ, V. (2009): Otter distribution in Lithuania in 2008 and changes in the last decade. – *Estonian Journal of Ecology* **58**: 94–102.
- BEDFORD, S. J. (2009): The effects of riparian habitat quality and biological water quality on the European Otter (*Lutra lutra*) in Devon. – *Bioscience Horizons* **2**: 125–133.
- BÖHNERT, W., BUCHWALD, R. G. & REICHOFF, L. (1996): Analyse und Bewertung des Landschaftsraumes – Fauna. Biosphärenreservat Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft, Mücka.
- BRUGGER, M., JÄHRIG, M., PEPPER, J., NOWAK, C., COCCHIARARO, B. & ANSORGE, H. (2018): Interaction between Eurasian beaver (*Castor fiber*) and Eurasian otter (*Lutra lutra*) – evidence for mutual avoidance in anthropogenic habitats in eastern Germany. Manuskript eingereicht.
- BRZEZIŃSKI, M. & ROMANOWSKI, J. (2006): Experiments on sprinting activity of otters (*Lutra lutra*) in Bieszczady Mountains, south-eastern Poland. – *Mammalia* **70**: 58–63.
- BUENO-ENCISO, J., DIAZ-RUIZ, F., ALMEIDA, D. & FERREAS, P. (2014): Effects of flow regulation and non-native species on feeding habits of Eurasian otter *Lutra lutra* in Mediterranean temporary rivers. – *River Research and Applications* **30**: 1296–1308.
- CHANIN, P. (2003): Monitoring the otter *Lutra lutra*. – *Conserving Natura 2000 Rivers Monitoring Series* **10**: 1–43.
- CLAVERO, M., HERMOSO, V., BROTONS, L. & DELIBES, M. (2010): Natural, human and spatial constraints to expanding populations of otters in the Iberian Peninsula. – *Journal of Biogeography* **37**: 2345–2357.
- COHEN, J. (1988): Statistical power analysis for the behavioral sciences (2nd ed.). L. Erlbaum Associates, Hillsdale.
- CONROY, J. W. H. & FRENCH, D. D. (1987): The use of spraints to monitor populations of otters (*Lutra lutra* L.). – *Symposia of the Zoological Society of London* **58**: 247–262.
- DRAPER, N. R. & SMITH, H. (1998): Applied Regression Analysis, 3rd Edition. Wiley, New York.
- DURBIN, L. S., (1996): Individual differences in spatial utilization of a river-system by otters *Lutra lutra*. – *Acta Theriologica* **41**: 137–147.
- EFRON, B. & TIBSHIRANI, R. J. (1993): An Introduction to the Bootstrap. CRC Press, Boca Raton.
- FIEDLER, F. (1996): Verbreitung und Lebensraum des Fischotters in Sachsen: Abriß der historischen Verbreitung bis zum Anfang des 20. Jahrhunderts. In: Artenschutzprogramm Fischotter in Sachsen – Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Radebeul, 7–9.
- FOX, J. & MONETTE, G. (1992): Generalized collinearity diagnostics. – *Journal of the American Statistical Association* **87**: 178–183.
- FOX, J. & WEISBERG, S. (2011): An R Companion to Applied Regression (2nd ed.). Sage, Thousand Oaks.
- FÜLLNER, G., PFEIFER, M., VÖLKER, F. & ZARSKE, A. (2016): Atlas der Fische Sachsens. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden.
- GEIDEZIS, L. & JURISCH, C. (1996): Nahrungsuntersuchungen: Ergebnisse aus dem Oberlausitzer Teichgebiet. In: Artenschutzprogramm Fischotter in Sachsen – Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Radebeul, 39–50.
- GERTHEISS, J. & OHRLEIN, F. (2011): Testing linearity and relevance of ordinal predictors. – *Electronic Journal of Statistics* **5**: 1935–1959.
- GOEMAN, J. J. & SOLARI, A. (2011): Multiple testing for exploratory research. – *Statistical Science* **26**: 584–597.
- GREEN, R. (1991): The impact of hunting, poaching and accidents on otter survival and measures to protect individual animals. In: REUTHER, C. & RÖCHERT, R. (eds.), Proceedings V. International Otter Colloquium Hankensbüttel 1989. – *Habitat* **6**: 171–190.
- GROHMANN, O. & KLENKE, R. (1996): Methodische Aspekte und praktische Beispiele zur Raumnutzung: Farbmarkierte Nahrung. In: Artenschutzprogramm Fischotter in Sachsen – Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Radebeul, 30–32.
- GUERTIN, D. A., HARESTAD, A. S., BEN-DAVID, M., DROUILLARD, K. G. & ELLIOTT, J. E. (2010): Fecal genotyping and contaminant analyses reveal variation in individual river otter exposure to localized persistent contaminants. – *Environmental Toxicology and Chemistry* **29**: 275–284.
- GUTER, A., DOLEV, A., SALTZ, D. & KRONFELD-SCHOR, N. (2008): Using videotaping to validate the use of spraints as an index of Eurasian otter (*Lutra lutra*) activity. – *Ecological Indicators* **8**: 462–465.
- HAASE, G. & MANNSFELD, K. (eds.) (2002): Naturraumeinheiten, Landschaftsfunktionen und Leitbilder am

- Beispiel von Sachsen. Deutsche Akademie für Landeskunde, Selbstverlag, Flensburg.
- HAUER, S. (2005): Kartier- und Bewertungsschlüssel von FFH-Anhang II-Arten in SCI: 1355 Fischotter (*Lutra lutra*). [https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/download/natur/KBS\\_Fischotter\\_Mai\\_2005.doc.pdf](https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/download/natur/KBS_Fischotter_Mai_2005.doc.pdf). Abgerufen am 11.4.2018.
- HEDDERICH, J. & SACHS, L. (2011): Angewandte Statistik: Methodensammlung mit R (14. Auflage). Springer, Berlin, Heidelberg.
- HERVÉ, M. (2016): *RVAideMemoire*: Diverse basic statistical and graphical functions. R package version 0.9-56.
- HOTHORN, T., HORNIK, K., VAN DE WIEL, M.A. & ZEILEIS, A. (2006): A Lego system for conditional inference. – The American Statistician **60**: 257–263.
- IVES, A.R. (2015): For testing the significance of regression coefficients, go ahead and log-transform count data. – Methods in Ecology and Evolution **6**: 828–835.
- JONCKHEERE, A.R., (1954): A distribution-free k-sample test against ordered alternatives. – Biometrika **41**: 133–145.
- KEAN, E.F., MÜLLER, C.T. & CHADWICK, E.A. (2011): Otter scent signals age, sex, and reproductive status. – Chemical Senses **36**: 555–564.
- KLENKE, R.A., RING, I., MÁÑEZ, K.S., HABIGHORST, R., WEISS, V., et al. (2013): Otters in Saxony: a story of successful conflict resolution. In: KLENKE, R.A., RING, I., KRANZ, A., JEPSEN, N., RAUSCHMAYER, F. & HENLE, K. (eds.): Human-wildlife conflicts in Europe. Fisheries and fish-eating vertebrates as a model case. Springer, Heidelberg, 107–140.
- KLOSKOWSKI, J., RECHULICZ, J. & JARZYNOWA, B. (2013): Resource availability and use by Eurasian otters *Lutra lutra* in a heavily modified river-canal system. – Wildlife Biology **19**: 439–451.
- KRUSKAL, W.H. & WALLIS, W.A. (1952): Use of ranks in one-criterion variance analysis. – Journal of the American Statistical Association **47**: 583–621.
- KRUUK, H. (2006): Otters: ecology, behaviour and conservation. Oxford University Press, New York.
- KRUUK, H., CARSS, D.N., CONROY, J.W.H. & GAYWOOD, M.J. (1998): Habitat use and conservation of otters (*Lutra lutra*) in Britain: a review. – Symposia of the Zoological Society of London **71**: 119–133.
- KRUUK, H. & CONROY, J. (1987): Surveying otter *Lutra lutra* populations: a discussion of problems with spraints. – Biological Conservation **41**: 179–183.
- KRUUK, H., CONROY, J., GLIMMERVEEN, U. & OUWERKERK, E. (1986): The use of spraints to survey populations of otters (*Lutra lutra*). – Conservation **35**: 187–194.
- KRUUK, H. & CONROY, J.W.H. (1991): Mortality of otters (*Lutra lutra*) in Shetland. – Journal of Applied Ecology **28**: 83–94.
- LUNDY, M.G. & MONTGOMERY, W.I. (2010): A multi-scale analysis of the habitat associations of European otter and American mink and the implications for farm scale conservation schemes. – Biodiversity and Conservation **19**: 3849–3859.
- MACDONALD, S.M. & DUPLAIX, N. (1983): The otter, symbol of our threatened fauna. – Naturopa **45**: 14–19.
- MADSEN, A.B. & GAARDMAND, B. (2000): Otter (*Lutra lutra*) monitoring in Denmark based on spraint surveys, collected carcasses and reported observations. – Lutra **43**: 29–38.
- MANN, H.B. & WHITNEY, D.R. (1947): On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. – The Annals of Mathematical Statistics **18**: 50–60.
- MASON, C.F. & MACDONALD, S.M. (1986): Otters: ecology and conservation. Cambridge University Press, New York.
- MASON, C.F. & MACDONALD, S.M. (1987): The use of spraints for surveying otter *Lutra lutra* populations: an evaluation. – Biological Conservation **41**: 167–177.
- MASON, C.F. & MACDONALD, S.M. (1993): PCBs and organochlorine pesticide residues in otter (*Lutra lutra*) spraints from Welsh catchments and their significance to otter conservation strategies. – Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems **3**: 43–51.
- MCDONALD, J.H. (2014): Handbook of biological statistics (3rd ed.). Sparky House Publishing, Baltimore.
- MCELDUFF, F., CORTINA-BORJA, M., CHAN, S.-K. & WADE, A. (2010): When t-tests or Wilcoxon-Mann-Whitney tests won't do. – Advances in Physiology Education **34**: 128–133.
- O'HARA, R.B. & KOTZE, D.J. (2010): Do not log-transform count data. – Methods in Ecology and Evolution **1**: 118–122.
- OTTINO, P. & GILLER, P. (2004): Distribution, density, diet and habitat use of the otter in relation to land use in the Araglin Valley, Southern Ireland. – Biology & Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy **104**: 1–17.
- PEÑA, E.A. & SLATE, E.H. (2006): Global validation of linear model assumptions. – Journal of the American Statistical Association **101**: 341.
- PEÑA, E.A. & SLATE, E.H. (2014): *gvlma*: global validation of linear models assumptions. R package version 1.0.0.2.
- PEPER, S. & PEPPER, T. (1996): Verbreitung und Lebensraum des Fischotters in Sachsen: Kartierung und Bewertung der Lebensräume. In: Artenschutzprogramm Fischotter in Sachsen – Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Radebeul, 17–24.
- R CORE TEAM (2016): R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- RANYUK, M. & ANSORGE, H. (2015): Low epigenetic variability of the Eurasian otter *Lutra lutra* (L.) from Europe to Kamchatka. – Russian Journal of Ecology **46**: 195–201.
- REID, N., THOMPSON, D., HAYDEN, B., MARNELL, F. & MONTGOMERY, W.I. (2013): Review and quantitative meta-analysis of diet suggests the Eurasian otter (*Lutra lutra*) is likely to be a poor bioindicator. – Ecological Indicators **26**: 5–13.
- REUTHER, C. (1993): Der Fischotter: Lebensweise und Schutzmaßnahmen. Naturbuch-Verlag, Augsburg.
- REUTHER, C., DOLCH, D., GREEN, R., JÄHRL, J., JEFFERIES, D.J., et al. (2000): Surveying and monitoring distribu-

- tion and population trends of the Eurasian otter (*Lutra lutra*). Guidelines and evaluation of the standard method for surveys as recommended by the European section of the IUCN/SSC Otter Specialist Group. – Habitat **12**: 1–52.
- REUTHER, C. & ROY, A. (2001): Some results of the 1991 and 1999 otter (*Lutra lutra*) surveys in the River Ise catchment, Lower-Saxony, Germany. – IUCN Otter Specialist Group Bulletin **18**: 28–40.
- ROMANOWSKI, J. (2013): Detection of otter (*Lutra lutra* L.) signs in a survey of Central and Eastern Poland: methodological implications. – Polish Journal of Ecology **61**: 597–604.
- ROMANOWSKI, J., BRZEZIŃSKI, M. & CYGAN, J. P. (1996): Notes on the technique of the otter field survey. – Acta Theriologica **41**: 199–204.
- ROMANOWSKI, J., BRZEZIŃSKI, M. & ŻMIHORSKI, M. (2013): Habitat correlates of the Eurasian otter *Lutra lutra* recolonizing Central Poland. – Acta Theriologica **58**: 149–155.
- SCHAGER, E. & PETER, A. (2001): Bachforellensommerlinge Phase I. Netzwerk Fischrückgang Schweiz 315.
- SLfULG (1996): Artenschutzprogramm Fischotter in Sachsen – Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Radebeul.
- STRACHAN, R. & JEFFERIES, D. (1996): Otter survey of England 1991–1994. A report on the decline and recovery of the otter in England and on its distribution, status and conservation in 1991–1994. The Vincent Wildlife Trust, London.
- TUKEY, J. W. (1977): Exploratory data analysis. Addison-Wesley Publishing Company, Boston.
- VENABLES, W. N. & RIPLEY, B. D. (2002): Modern applied statistics with S (4th ed.). Springer, New York.
- WEINBERGER, I. C., MUFF, S., DE JONGH, A., KRANZ, A. & BONTADINA, F. (2016): Flexible habitat selection paves the way for a recovery of otter populations in the European Alps. Biological Conservation **199**: 88–95.
- ZEILEIS, A., KLEIBER, C. & JACKMAN, S. (2008): Regression models for count data in R. – Journal of Statistical Software **27**: 8.

#### *Anschrift des Verfassers:*

MARKUS BRUGGER  
 Mauerweg 7  
 D-02779 Großschönau  
 E-Mail: Markus\_Fridolin.Brugger@hszg.de



# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Beiträge zur Jagd- und Wildforschung](#)

Jahr/Year: 2018

Band/Volume: [43](#)

Autor(en)/Author(s): Brugger Markus

Artikel/Article: [Habitatansprüche des Fischotters im anthropogenen Lebensraum der Oberlausitz 343-364](#)