

## Verbreitung und Bestand des Fischotters (*Lutra lutra*) in der Steiermark (Mammalia)

Werner E. HOLZINGER, Tamara SCHENEKAR, Steven WEISS und Philipp ZIMMERMANN

**Zusammenfassung.** Im Winter 2017/2018 wurde eine steiermarkweite Fischotterkartierung mittels Brückencheck-Methode durchgeführt. 656 Brücken wurden kontrolliert, an 92,2 % konnten Fischotternachweise erbracht werden. Parallel dazu wurden mit genetischen Methoden Fischotterdichten an 17 Fließgewässerabschnitten und zwei Teichkomplexen erhoben. Die höchsten Losungsdichten waren in der südöstlichen Steiermark zu finden, die Einzugsgebiete der Enns und der oberen Mur zeigen deutlich geringere Losungsdichten. Aus den Referenzgewässern hochgerechnet ergibt sich ein geschätzter Fischotter-Gesamtbestand (Adulte, Subadulte und Jungtiere) zwischen 800 und 1.500 Tieren (Mittelwert 1.141 Tiere), d. h. der Fischotterbestand ist seit der letzten landesweiten Kartierung 2013 deutlich gestiegen.

**Abstract.** Distribution and population size of the Eurasian Otter (*Lutra lutra*) in Styria (Mammalia). The Eurasian otter was surveyed in Styria in winter 2017/2018 by a bridge survey. Otter scat was found under 92.2 % of the 656 bridges studied. A genetic analysis on 17 river stretches and two pond areas enabled the determination of otter densities. The highest numbers of scat under bridges were found in southeastern Styria, whilst upper Styrian river systems showed distinctly lower numbers. Extrapolated from genetically studied reference stretches, an estimated total otter population (adults, subadults and juveniles) of between 800 and 1,500 animals (mean value 1,141 animals) results, i.e. the otter population has increased significantly since the last Styria-wide survey in 2013.

**Key words.** *Lutra lutra*, Styria, distribution, population size estimation, habitats directive, water framework directive, non-invasive genetic analysis.

## Einleitung und Fragestellung

Für einige der nach Anhang IV der FFH-Richtlinie (Fauna-Flora-Habitatrichtlinie = Richtlinie 92/43/EWG zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen) streng geschützten Tierarten wird vom Land Steiermark in regelmäßigen Abständen (alle 6 Jahre) eine landesweite Bestandsabschätzung veranlasst. Der Fischotter (*Lutra lutra* (LINNAEUS, 1758)) als potentielle „Konfliktart“ zählt dazu. Für diese Art wurden das Ökoteam – Institut für Tierökologie und Naturraumplanung und das Institut für Biologie der Universität Graz im Herbst 2017 beauftragt, ein steiermarkweites Monitoring durchzuführen (HOLZINGER et al. 2018). In dieser Arbeit werden die wesentlichen Ergebnisse des Monitorings präsentiert.

## Historische Entwicklung

Der Fischotter hatte ursprünglich die weiteste Verbreitung aller paläarktischen Säugetiere. Er besiedelte ganz Europa, fast ganz Asien und Teile Nordafrikas. Auch in Österreich und der Steiermark kam er einst an Still- und Fließgewässern vermutlich weitgehend flächendeckend (mit Ausnahme der alpinen Stufe) vor. Vor allem durch intensive Bejagung, aber auch durch die großflächige Lebensraumzerstörung (Flussregulierungen, Trockenlegung von Auen, Kraftwerksbau usw.), den damit verbundenen drastischen Rückgang seiner Nahrungsgrundlage (vor allem Fische, Amphibien und Großkrebse, aber auch kleinere Säugetiere, Vögel, Weichtiere und Insekten) und weitere anthropogene Faktoren (Gewässerverschmutzung und Umweltgifte in seiner Nahrung) wurde er im 20. Jahrhundert in Österreich an den Rand der Ausrottung gebracht. Daher wird er auch in Roten Listen der 1980-er und 1990-er-Jahre als „vom Aussterben bedroht“ geführt (z. B. BAUER & SPITZENBERGER 1994, GUTLEB et al. 1999).

Seit Anfang der 1990-Jahre erholen sich in ganz Mitteleuropa die Bestände. In der aktuellen Roten Liste für Österreich (SPITZENBERGER 2005) ist der Fischotter als NT = „Near Threatened“ eingestuft. Global gilt der Fischotter ebenfalls als „Near Threatened“, mit anhaltend negativem Bestandstrend (ROOS et al. 2015).

Die Entwicklung der Fischotter-Verbreitung in der Steiermark ist ab Mitte der 1980-er sehr gut dokumentiert. Die ersten systematischen Kartierungen erfolgten bereits durch KRAUS et al. (1986) und SACKL et al. (1996), eine erste österreichweite Zusammenstellung bietet JAHRL (1999). Ende der 1980-er-Jahre war nur noch in der Südoststeiermark ein stabiler Fischotterbestand präsent, Einzelnachweise aus der West- und Obersteiermark stammten vermutlich von migrierenden Tieren (KRANZ 1995, SACKL et al. 1996). Ab Mitte der 1990-er-Jahre kam es zu einer Erholung der Population und zur langsamen Wiederbesiedelung, zunächst entlang von Feistritz und Raab (SACKL et al. 1996), dann an der Mur und der Kainach (HOLZINGER et al. 2002). KOFLER (2003) erfasste Nachweise im Rahmen ihrer Diplomarbeit steiermarkweit an größeren Gewässern (438 Brücken). Sie konnte auch an Mürz, Laming, Thörlbach und Salza mehrfach Hin-

weise auf Fischottervorkommen dokumentieren. Die nächsten landesweiten Erfassungen erfolgten durch Andreas KRANZ und Mitarbeiter in den Jahren 2003, 2006 und 2011 (KRANZ et al. 2004, KRANZ & POLEDNÍK 2012). Zudem wurden auch lokale Bestandserfassungen durchgeführt (z. B. KRANZ 2008, 2010). 2010-2013 fanden in 33 Rasterfeldern (á 10 x 10 km<sup>2</sup>) Spurnschneekartierungen statt und darauf aufbauend wurde eine steiermarkweite Bestandsschätzung durchgeführt (KRANZ et al. 2013).

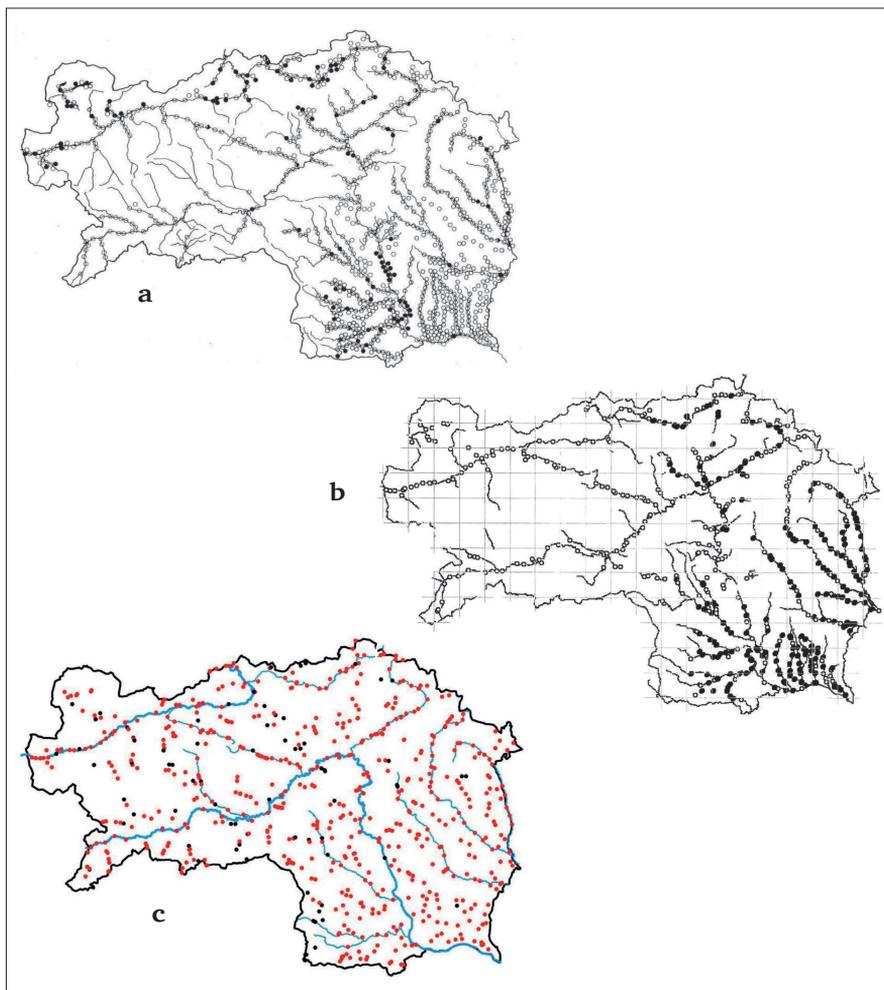


Abb. 1: Nachweispunkte und Negativnachweise der landesweiten Kartierungen 1996 (a), 2003 (b) und 2011 (c). In den Karten (a) und (b) symbolisieren volle und halbvolle Kreise Positivnachweise und leere Kreise Negativnachweise, in der Karte (c) bedeuten rote Punkte Nachweise und schwarze Punkte Negativkontrollen. Quellen: SACKL et al. (1996, a), (b) KOFLER (2003, b) und KRANZ & POLEDNÍK (2012, c). Kartengrundlage: GIS Steiermark.

## Methoden

### Brückencheck-Methode

Brücken sind ein wichtiger Markierplatz für Fischotter. Losungen werden meistens an erhöhten Stellen unter der Brücke abgesetzt. Die Erfassung dieser Losungen wird als „Brückencheck-Methode“ bezeichnet und ist die am weitesten verbreitete Vorgangsweise, um Präsenzdaten zum Fischotter zu erhalten. Auch in der Steiermark wird sie seit Jahrzehnten eingesetzt. Im Zuge dieser Kartierung wurden 656 Brücken bearbeitet. Die Auswahl der Brücken basiert auf jener von KRANZ & POLEDNÍK (2012); sie legten ein 10 x 10 km<sup>2</sup>-Raster über die gesamte Steiermark und wählten pro Rasterfeld vier geeignete Brücken zur Bearbeitung aus. Nur wenn Punkte von KRANZ & POLEDNÍK (l.c.) für eine Losungskontrolle grundsätzlich ungeeignet waren, wurden Ersatzpunkte im gleichen Rasterfeld ausgewählt. Zudem wurden einige weitere Punkte ergänzend aufgenommen. 631 (= 96,2 %) Aufnahmepunkte sind mit der Untersuchung von 2011/2012 identisch, 25 Punkte sind neu.

Für jede Brücke wurde die Anzahl an Fischotter-Losungen, differenziert nach vier Altersklassen (frische Losungen = max. 1 Tag alt; Losungen, die älter als einen Tag, aber jünger als etwa eine Woche sind; Losungen, die älter als eine Woche, aber jünger als etwa zwei Monate sind; Losungen, die älter als zwei Monate sind), erhoben. Zudem wurden Gewässerbreite und Brückenbreite, besondere Beobachtungen bei Losungen (Latrine, hoher Anteil an Krebsen oder Fischeiern in der Losung usw.) sowie festgestellte Fischotter-Trittsiegel dokumentiert. Die Begehungen von 645 Brücken (= 98,2 %) fanden zwischen 9. November und 15. Dezember 2017 statt, nur 11 Punkte wurden später (nach)kartiert.

### DNA-Analysen zur Dichteermittlung

An 17 vom Land Steiermark vorgegebenen, jeweils rund 10 km langen Fließgewässerabschnitten (zwei Abschnitte an der Enns und jeweils ein Abschnitt an Feistritz, Gnasbach, Ilzbach, Kainischtraun, Katschbach, Lafnitz, Laming, Mur, Mürz, Palten, Pusterwaldbach, Raab, Sallabach, Salza und Übelbach) und an zwei Teichgebieten (Hornegg und Weinburg) wurden etwa zeitgleich genetische Untersuchungen zur Ermittlung des Fischotterbestandes vorgenommen. Dabei wird Fischotter-DNA aus Losungen gewonnen und diese durch Sequenzierung von Mikrosatellitenloci einzelnen Fischotter-Individuen zugeordnet. Die Ergebnisse dieser Erhebungen sind nicht Inhalt der gegenständlichen Arbeit, sondern werden anderswo publiziert. Hier fließen nur ausgewählte Befunde dieser Arbeit (Fischotterdichten in Regionen bzw. Fließgewässern unterschiedlicher Größe) zur Bestandsschätzung ein.

## Bestandsschätzung

Auf Basis der genetischen Befunde (HOLZINGER et al. 2018) ergeben sich Fischotterdichten zwischen 0,11 und 0,68 Tiere pro Flusskilometer. Die mittlere Fischotterdichte der bearbeiteten Fließgewässerabschnitte beträgt 0,44 Fischotter pro Flusskilometer (FO/km), bei einer Standardabweichung (SD) von 0,16 und einem 95 % Konfidenzintervall (CI) von 0,37-0,51. Für die alpine biogeographische Region beträgt die Dichte 0,43 FO/km (SD = 0,18, CI = 0,34-0,53), für die kontinentale Region 0,47 FO/km (SD = 0,09, CI = 0,40-0,56). Differenziert man nach Flussordnungszahl, so ergibt sich für die FLOZ 4 ein Mittelwert von 0,36 ( $\pm 0,16$ ) FO/km und für die FLOZ 5 und 6 ein Mittelwert von 0,46 ( $\pm 0,16$ ) FO/km. Für die landesweite Populationsschätzung werden die an den o. a. Referenzstrecken mit genetischen Methoden ermittelten Fischotterdichten (inkl. Jungtiere) auf das besiedelte Fließgewässernetz der Flussordnungszahlen 4, 5 und 6 extrapoliert.

## Ergebnisse und Diskussion

### Verbreitung des Fischotters in der Steiermark

Im Winter 2017/2018 konnten in der Steiermark fast flächendeckend Fischotternachweise erbracht werden. An 90,1 % bzw. 591 der 656 Probepunkte waren Losungen aufzufinden. An 14 Punkten war die Losungserfassung nur schlecht möglich. Zieht man die Negativdaten dieser Punkte ab, steigt die Anzahl der positiven Punkte auf 92,2 %. Dies ist der bislang höchste Wert bei landesweiten Fischotterkartierungen. Die Anzahl der Nachweispunkte in den Jahren 2003, 2006, 2011 und 2017 wird in Abb. 3 dargestellt.

	Präsent	Absent	Anteil positiver Brücken
Alpine biogeographische Region	384	58	86,9 %
Kontinentale biogeographische Region	207	7	96,7 %
Gesamt	591	65	90,1 %

Tab. 1: Präsenz und Absenz von Fischotterlosungen an den untersuchten Brücken der biogeographischen Region in der Steiermark.

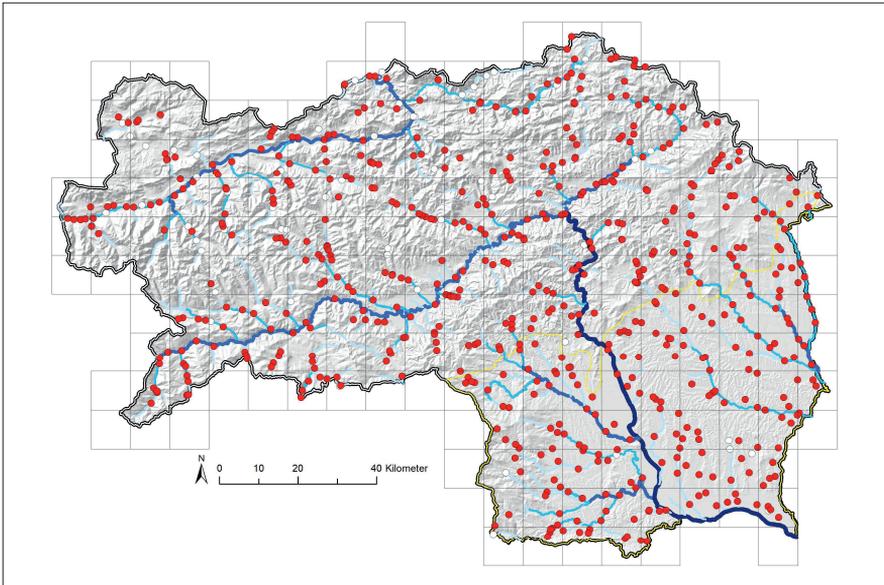


Abb. 2: Probestellen in der Steiermark, an denen in den Jahren 2017 erfolgreich (präsent, rote Punkte) oder erfolglos (kein Nachweis, weiße Punkte) nach Fischotterlosung gesucht wurde. Kartengrundlage: GIS Steiermark, Grafik: P. Zimmermann.

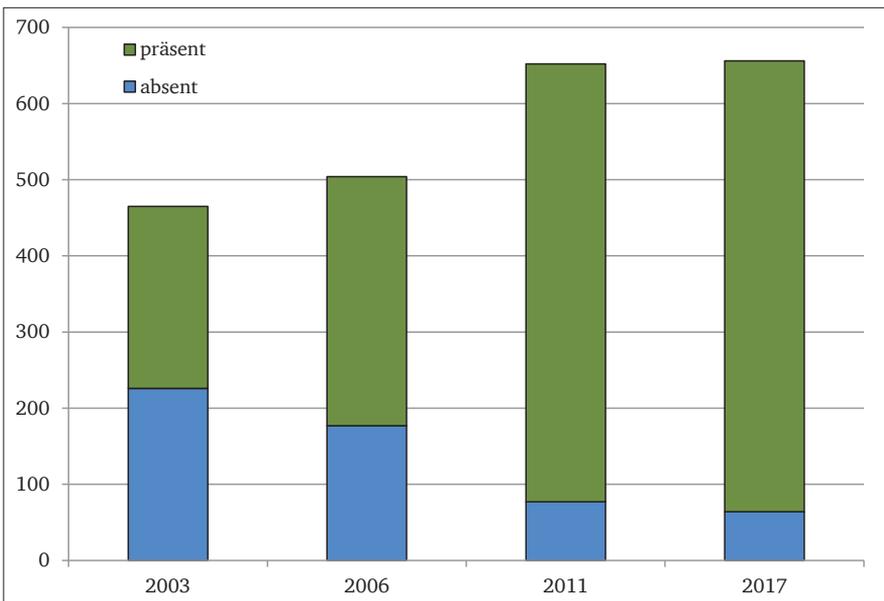


Abb. 3: Anzahl der Probestellen in der Steiermark, an denen in den Jahren 2003, 2006, 2011 und 2017 erfolgreich (grün) oder erfolglos (blau) nach Fischotterlosung gesucht wurde.

## Losungsdichten

Im Winter 2017/2018 wurden in Summe 14.828 Losungen gezählt. Im Durchschnitt wurden 22,6 Losungen pro Probepunkt festgestellt. Die Werte unterscheiden sich in den beiden biogeographischen Regionen leicht: in der alpinen Region waren es im Schnitt 20,6 Losungen, in der kontinentalen Region hingegen 27,0 Losungen. Betrachtet man die Summen der Losungen differenziert nach Haupteinzugsgebiet bzw. Einzugsgebiet, so erkennt man, dass jene Gebiete, in denen der Fischotter auch während seines absoluten Bestandsminimums in Österreich in der zweiten Hälfte des letzten Jahrhunderts noch präsent war, auch heute noch die höchsten Losungsdichten aufweisen (siehe Tab. 2 und Abb. 4b, 5 und 6).

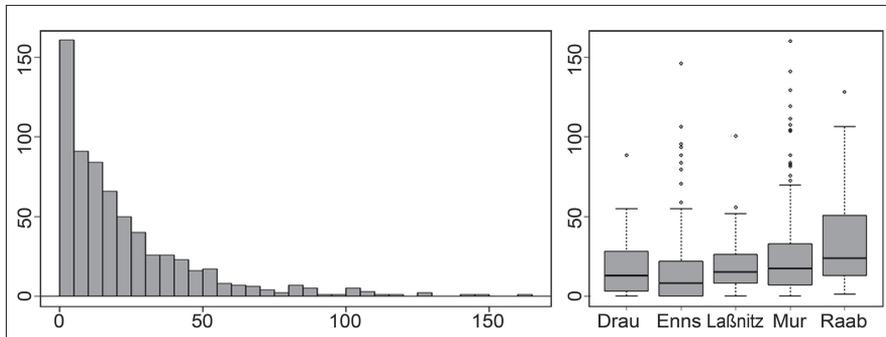


Abb. 4: (a) Verteilung der Anzahl der Fischotterlosungen, die 2017 unter den untersuchten Brücken gezählt werden konnten. X-Achse: Losungszahl, Y-Achse: Anzahl der Brücken. (b) Boxplots zur Anzahl der Losungen pro Probepunkt, differenziert nach Haupteinzugsgebiet.

Die Zahl der in einem Untersuchungsgebiet feststellbaren Fischotter-Losungen hängt von verschiedenen Faktoren ab. Besonders relevant sind, wie z. B. KALZ et al. (2006) zeigen, die Jahreszeit bzw. der Erhebungsmonat. Daher stellt sich die Frage, ob die aktuellen Befunde mit den Werten aus früheren Studien unmittelbar vergleichbar sind.

Die aktuellen Erhebungen fanden im Wesentlichen von 9. November bis 15. Dezember statt, während KRANZ & POLEDNÍK (2012) einen Monat früher, nämlich von 19. Oktober bis 13. November kartiert hatten. Aktuell wurden im Schnitt etwa 22,6 Losungen pro Brücke festgestellt, im Jahr 2011 fanden KRANZ & POLEDNÍK (2012) hingegen nur 7,1 Losungen pro Brücke. In den Jahren 2006 (Kartierungszeitraum: 15.9.-26.12.) waren es 3,6 Losungen/Brücke, 2003 (Kartierungszeitraum: 25.-31.10.) waren es 2,7 Losungen/Brücke.

Betrachtet man das Alter der Losungen, so wurden weniger als 18 % den Altersklassen „max. ein Tag alt“ und „max. eine Woche alt“ zugeordnet (d. h. im Schnitt ca. 4,2

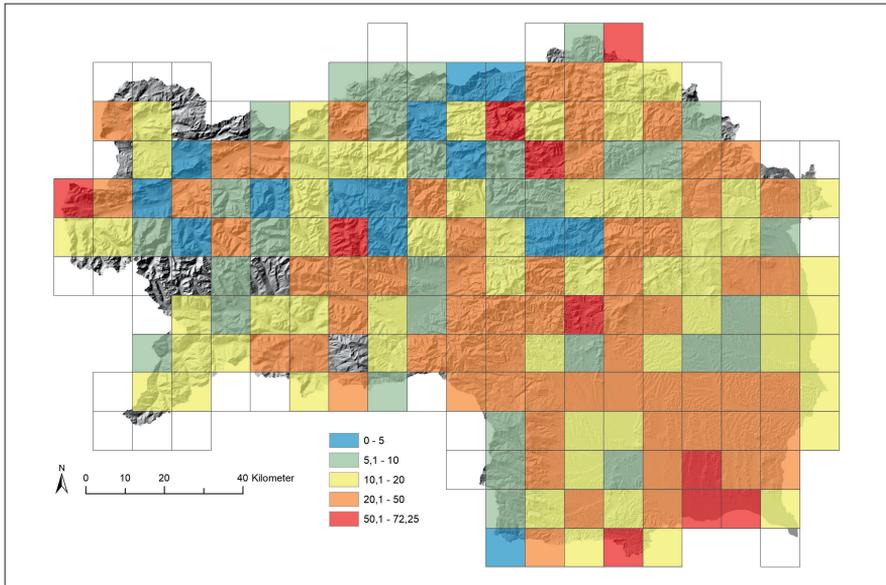


Abb. 5: Durchschnittliche Anzahl der Lösungen (aller Altersklassen) pro Brücke je Rasterfeld im Winter 2017/18. Kartengrundlage: GIS Steiermark, Grafik: P. Zimmermann.

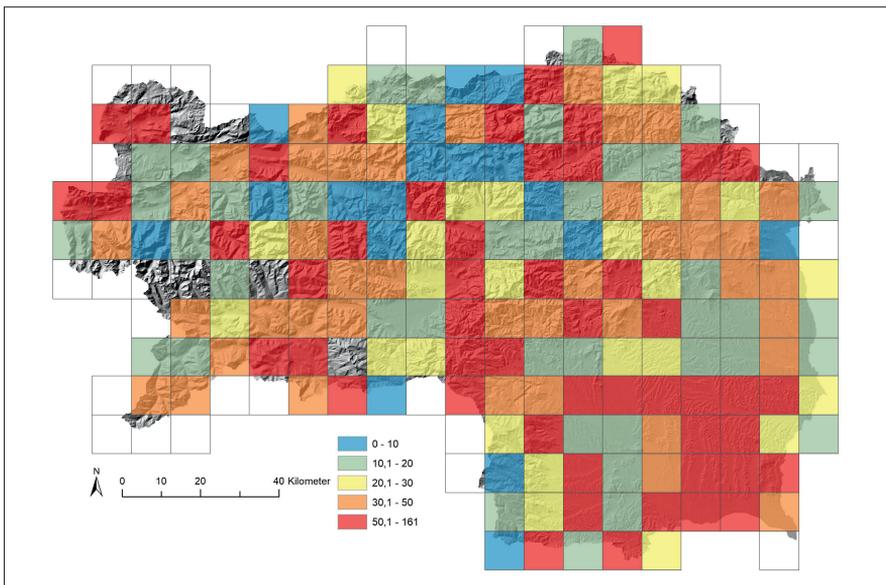


Abb. 6: Maximale Anzahl der Lösungen (aller Altersklassen) pro Brücke je Rasterfeld im Winter 2017/18. Kartengrundlage: GIS Steiermark, Grafik: P. Zimmermann.

<b>EZG</b>	<b>MW</b>	<b>Median</b>
Drau	6,3	2
Enns	16,6	8,5
Feistritz	20,2	13
Gurk	24,5	17
Kainach	26,7	26
Lafnitz	17,5	16
Laßnitz	19,1	13,5
Mürz	22,5	13
Pessnitz	16	16
Raab	33	24
Mur I (bis Zeltweg)	17,8	12
Mur II (Zeltweg - St.Michael)	20,7	18
Mur III (St.Michael - Graz Nord)	25	16,5
Mur IV (Graz Nord - Spielfeld)	32,1	24,5
Mur V („Grenzmur“)	38	25
Rittschein	29,4	25
Salza	17,3	8
Sulm	27,7	22
Traun	22,3	3

Tab. 2: Mittlere Anzahl an Losungen (arithmetisches Mittel [= MW] und Median) unter den Brücken der 19 Fluss-Einzugsgebiete (gemäß GIS Steiermark).

Losungen/Brücke), etwa 44 % (knapp 10 Losungen/Brücke) entfielen in die Altersklasse „max. zwei Monate alt“, 37 % (8,4 Losungen/Brücke) wurden als „älter als zwei Monate“ klassifiziert. Selbst wenn man daher nur die Losungen heranzieht, die „älter als zwei Monate“ sind, ist die Zahl der Losungen höher als 2011. Addiert man auch nur die Hälfte der Losungen der Altersklasse „max. zwei Monate alt“, so ist man bereits bei etwa der doppelten Losungszahl wie im Jahr 2011. Daher ist die Zahl der Losungen – unabhängig vom Erhebungszeitraum – jedenfalls deutlich höher als 2011.

Die Breite der Brücke (in Längsrichtung des Fließgewässers gemessen) und die Breite des Gewässers selbst könnten einen Einfluss auf die Anzahl der feststellbaren Losungen haben. Auch könnte die Seehöhe sich auf die Zahl der Losungen auswirken. Daher wurden diese Standortparameter mit den Ergebnissen der Losungszählungen korreliert. Es zeigt sich, dass basierend auf den vorliegenden Daten keiner der Parameter deutlich mit der Anzahl der Losungen korreliert (Abb. 7).

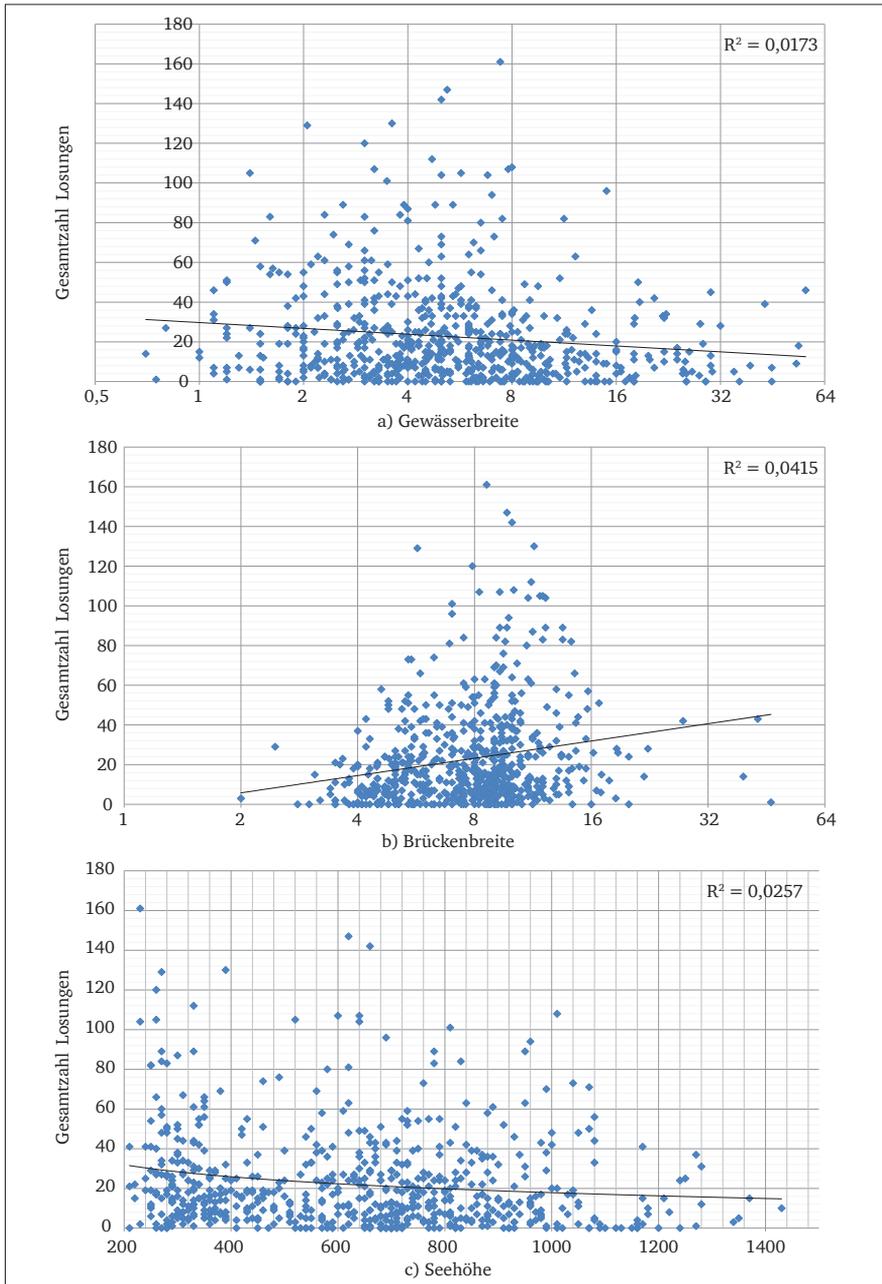


Abb. 7: Die Summe der festgestellten Fischotterlosungen korreliert weder mit der Gewässerbreite (a), noch mit der Breite der Brücke (b), noch mit der Seehöhe des Fundpunkts (c).

In vielen Studien werden Losungsdichten als Basis für Populationsgrößen­schätzungen für Fischotter herangezogen (auch bei KRANZ & POLEDNÍK 2012 für die Steiermark). Allerdings gibt es auch mehrere Literaturhinweise, die einen nur schwachen Zusammenhang zwischen Losungsdichte und Individuendichte für Fischotter belegen (z.B. KRUK 2006, LAMPA et al. 2015, MASON & MACDONALD 1987, YOXON & YOXON 2013). SITTENTHALER ET AL. (2020) konnten ebenfalls nur eine Korrelation zwischen der Dichte von frischen Otterlosungen und den tatsächlichen Otterdichten beobachten, jedoch keine mit der Dichte der Gesamt-Otterlosungen. Um die Robustheit der Brücken-Losungszählungen als Dichteindikator für Fischotter zu verifizieren, wurden die auf Basis genetischer Daten errechneten Individuendichten an Fließgewässer-Referenzstrecken mit den Losungszählungen der Brückencheck-Methode an diesen Gewässern verglichen. Hierzu wurden Brücken herangezogen, die sich direkt auf den im Rahmen der genetischen Untersuchungen begangenen Strecken befanden, sowie Brücken im Umkreis von zwei Flusskilometern (54 Brücken insgesamt). Pro Strecke wurde die mittlere Losungszahl unter den Brücken errechnet und der errechneten Individuendichte gegenübergestellt (Abb. 8). Hierbei zeigt sich kein Zusammenhang zwischen der errechneten Individuendichte basierend auf den genetischen Analysen und den mittleren Losungsdichten der Brückencheck-Methode. Dies weist darauf hin, dass Extrapolationen oder Modellierungen zu Fischotterdichten oder Populationsgrößenabschätzungen basierend auf Losungszählungen (welche sowohl frische als auch ältere Losungen enthalten) der Brückencheckmethode kaum zu rechtfertigen sind.

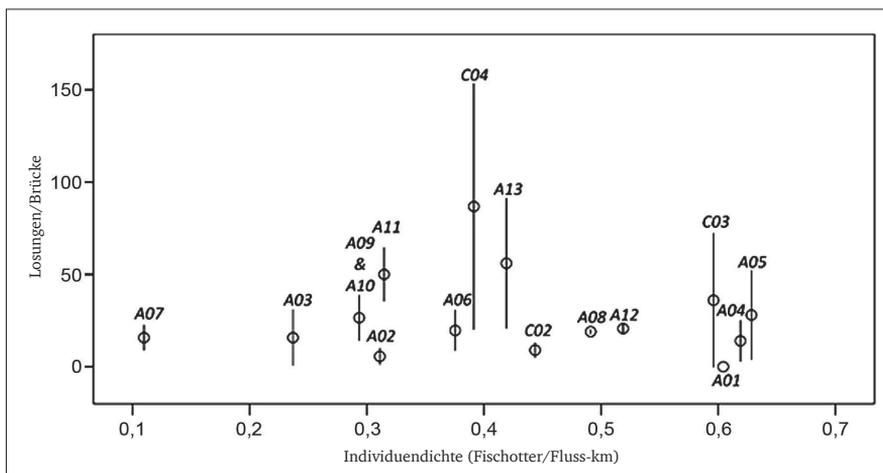


Abb. 8: Individuendichte (in Individuen pro Flusskilometer) von 16 genetisch untersuchten Fließgewässerabschnitten in Relation zur mittleren Losungszahl der Brückencheck-Zählungen von Brücken in unmittelbarer Nähe des jeweiligen Abschnitts. Die Datenbeschriftungen entsprechen Streckenkürzeln und Fehlerbalken stellen Standardabweichungen dar.

## Bestandsschätzung

Bestandsschätzungen erfolgen im Regelfall durch Hochrechnung von Individuendichten, die in repräsentativen Probeflächen ermittelt werden. Die Ermittlung derartiger Fischotterdichten ist allerdings ein methodisch schwieriges Unterfangen, wie auch vielfach in der Fachliteratur diskutiert (z.B. ARRENDAL et al. 2007, QUAGLIETTA et al. 2015). Die Kartierung und auch die Zählung von Losungen mittels Brückencheck-Methode eignet sich gut zur Präsenz-Absenz-Kontrolle, ermöglicht aber, wenn überhaupt, nur sehr grobe Angaben zur Dichte oder Populationsgröße des Fischotters. Etablierte Methoden zur Aktionsradien- und Dichteermittlung sind v. a. Fang-Wiederfang, Telemetrie, Snow Tracking (Spurschneekartierungen) und DNA-Analysen von frischer Losung. ARRENDAL et al. (2007) vergleichen die beiden letztgenannten Methoden im gleichen Gebiet (Mittelschweden). Sie kommen auch hier zu erheblichen Unterschieden im Befund: Während sie mittels Snow Tracking 10-15 Tiere feststellen, ergibt die DNA-Losungsanalyse 23 Tiere. Auch KALZ et al. (2006) erfassen mit molekulargenetischen Methoden Fischotter-Dichten und kommen zum Schluss, dass die damit ermittelten Bestandsgrößen etwa 2 ½ Mal so groß sind wie solche aus (früher durchgeführten) „konventionellen“ Schätzungen.

Aufgrund dieser methodenimmanenten Unschärfen ist auch die Antwort auf die Frage, welche Fischotterdichte für die Steiermark als (methodenspezifischer) Referenzzustand bzw. Messlatte für einen „guten Zustand“ im Sinne der FFH-Richtlinie anzunehmen ist, nicht trivial. Die Spanne ist relativ groß: Beispielsweise ergaben standardisierte Sichtbeobachtungen an Zubringern des Ebros (Spanien) 0,07 bis 0,26 Tiere pro Flusskilometer (RUIZ-OLMO et al. 2011). In einer umfassenden Studie aus Portugal kommen QUAGLIETTA et al. (2015) auf Dichten von 0,12 bis 0,26 Fischotter pro Flusskilometer (davon 0,07 bis 0,14 Adulte/km) bzw. zu einer Besiedelungsdichte von 12,6-13,0 Otter/100 km<sup>2</sup>. O'NEILL et al. (2009) kommen auf 0,13 Weibchen pro Flusskilometer und zeigen, dass die Reviergröße der Männchen erheblich von der Präsenz anderer Männchen beeinflusst wird. HUNG et al. (2004) ermitteln an zwei Flüssen in China sogar 1,5 bis 1,8 Fischotter pro km (0,8-1,1 Tiere/km ohne migrierende Individuen). SULKAVA (2007) ermittelt mittels Snow tracking in Finnland Fischotterdichten von 3,2 Tieren pro 100 km<sup>2</sup>. Letzterer Wert entspricht auch in etwa der Zahl, die KRANZ & POLEDNIK (2012) der Hochrechnung für die Steiermark zugrunde legen. PRIGIONI et al. (2006) melden Dichten von 0,18-0,20 Fischotter pro Flusskilometer in Süditalien. KALZ et al. (2006) kommen für Nordostdeutschland auf 0,21 Fischotter pro Flusskilometer. SITTENTHALER et al. (2015a) ermitteln Dichten von 0,22 bis 0,23 Fischotter pro Flusskilometer in Niederösterreich, allerdings wurden hierbei so genannte „Durchzügler“ abgezogen, was in fast allen anderen publizierten Studien nicht gemacht wurde bzw. werden konnte. Zusätzlich wurden in einer früheren Studie 28 Individuen in einer Teichregion (13,7 km<sup>2</sup>) gefunden, wobei 7 Tiere als Durchzügler klassifiziert wurden (SITTENTHALER et al 2015b). MARTIN et al. (2017) geben sogar 0,32 Fischotter pro Flusskilometer im tschechischen Böhmerwald an und kommen auf eine mittlere Dichte von einem Otter pro 8,5 km<sup>2</sup> bzw. 11,8 Tieren pro 100 km<sup>2</sup>.

Die letzten Bestandsschätzungen für die Steiermark erfolgten durch KRANZ & POLEDNÍK (2012) und KRANZ et al. (2013). Die Ergebnisse sind in nachstehender Tabelle dargestellt. Ein direkter Vergleich der aktuellen Ergebnisse mit diesen älteren Schätzungen ist allerdings, wie oben gezeigt, aufgrund unterschiedlicher Erhebungsmethoden nur sehr bedingt möglich.

Erhebungsjahr	2003	2006	2011	2013
Alpine biogeographische Region	92	126	242	
Kontinentale biogeographische Region	71	77	92	
Summe	163	203	334 (267-401)	468 (374-562)

Tab. 3: Fischotter-Bestandsschätzungen (nur subadulte und adulte Otter, d. h. ohne Jungtiere) für die Steiermark in den letzten zwei Jahrzehnten: Die Werte für 2003, 2006 und 2011 stammen aus KRANZ & POLEDNÍK (2012), der Wert für 2013 aus KRANZ et al. (2013). Werte in Klammern sind als „von-bis“-Schätzwerte zu verstehen.

Errechnet man aus den Rohdatentabelle von KRANZ et al. (2013) für die Otter-Gesamtzahl (d. h. inklusive Jungtiere) Mittelwerte aus den 33 Quadranten (n= 33; 4,0 Tiere/Quadrant) als auch ein 95 %-Vertrauensintervall (nach Bootstrap, SPSS ver. 24, ergibt 3,146-4,919) und extrapoliert auf die 166 Quadranten insgesamt, so ergibt sich daraus eine Bestandsschätzung von 522 bis 816 Fischotter (inkl. Jungtiere) für die Steiermark.

Nimmt man die durchschnittlichen Fischotterdichten der genetisch untersuchten Referenzstrecken als Basis für die Hochrechnung, so kommt man zu folgenden Werten: An rund 1.300 km Fließgewässern der FLOZ 4 leben rein rechnerisch etwa 465 Otter (CI = 282 bis 647), an ca. 1.500 km der FLOZ 5(-7) etwa 677 Otter (CI = 516 bis 837). In Summe ergibt dies hochgerechnet rund 798 bis 1.485 Fischotter für die Steiermark (Mittelwert 1.141 Tiere) bzw. zwischen 4,87 und 9,05 Tieren (aller Altersklassen) pro 100 km<sup>2</sup>. Nimmt man an, dass etwa 20 % der Tiere noch nicht adult sind und das Verhältnis Männchen zu Weibchen etwa 1:1 beträgt, so kommt man auf Revierlängen von durchschnittlich 5,0 bis 11,6 km für FLOZ 4 und 4,1 bis 6,6 km für FLOZ 5(-7).

Wie jede Populationsschätzung von Wildtieren über so eine große Fläche, beruhen auch unsere Schätzungen auf vereinfachenden Annahmen. Erstens ist zu beachten, dass diese Schätzung voraussetzt, dass die Anzahl und Auswahl der genetischen Untersuchungsstrecken für die Steiermark repräsentativ ist. Zweitens müssen wir davon ausgehen, dass die Referenzstrecken lange genug waren, um zu keiner Überschätzung zu führen. Solche Randeffekte könnten auch bei wesentlich längeren Referenzstrecken nicht gänzlich ausgeschlossen werden. Man kann allerdings davon ausgehen, dass sich durchschnittliche Dichten über eine größere Zahl von Referenzstrecken ausmitteln und sich diese Randeffekte in der Varianz abbilden. Eine weitere Problematik betrifft sogenannte „Geistergenotypen“. Diese sind genetisch identifizierte „Individuen“, die nicht wirklich existieren, da sie durch Genotypisierungsfehler entstanden sind. Solche „Individuen“

sind besonders problematisch, wenn die Populationsgröße mit einem Fang-Wiederfang-Modell errechnet wird, was allerdings in dieser Studie nicht der Fall ist. Zudem unterscheiden sich unsere Individuen an jeder Strecke durch mindestens drei Allele, was einen signifikanten Einfluss von Geistergenotypen ausschließt.

Eine grundsätzliche Annahme einer jeden solchen Schätzung ist, dass das gesamte verfügbare Habitat miteinbezogen wurde. Hierbei könnte unsere Schätzung von zwei signifikanten Faktoren beeinflusst worden sein: Erstens wurden bei der Modellierung keine Seen oder Teiche mit eingerechnet, und zweitens ist sie auf Flüsse mit FLOZ 4 oder höher beschränkt, obwohl auch Fließgewässer kleinerer FLOZ (wie Kainischtraun oder Laming) Fischotterlebensraum sein können.

### **Die Lebensräume des Fischotters in der Steiermark: Ist-Zustand und Perspektiven**

Fast alle Bäche und Flüsse in der Steiermark der Flussordnungszahl 4 und größer wurden seit Ende des 19. Jahrhunderts massiv beeinträchtigt und sind heute als erheblich gestörte Ökosysteme zu erachten. Drei anthropogene Wirkungen sind hierbei besonders relevant:

(1) Zunächst wurden Bäche und Flüsse steiermarkweit in der Regel mehr oder minder durchgängig begradigt und reguliert, die Ufer und in manchen Fällen auch die Sohle wurden hart verbaut. Dabei verloren sie ihre Überschwemmungsbereiche bei Hochwässern, ihre Seiten- und Totarme und auch die gewässerökologisch besonders bedeutsame Tiefen- und Strömungsvielfalt. Auch wurden in den letzten 50 bis 150 Jahren fast alle Flachmoore und Nasswiesen des Alpenvorlands und der inneralpinen Täler entwässert. Für eine der ehemaligen Hauptnahrungsquellen des Fischotters, die Amphibien, ging damit der Großteil der Laichgewässer verloren und alle Arten erlitten extreme Bestandsverluste. Später (zumindest seit den 1960/70-er-Jahren) führte die Zerschneidung der Landschaft durch Straßen und die Mortalität durch den Autoverkehr zu einem weiteren massiven Bestandsrückgang. Heute ist in der Steiermark davon auszugehen, dass Amphibien mangels entsprechender Verfügbarkeit nur mehr einen marginalen Teil der Gesamtbeute des Fischotters darstellen.

Aber auch Fische, Krebse und Muscheln erlitten durch die Gewässerregulierungen erhebliche Bestandsverluste. Ehemals mehr oder minder flächendeckend verbreitete „Trivialarten“ wie die Bachmuschel (*Unio crassus*) oder das ehemalige „Arme-Leute-Essen“ Edelkrebs (*Astacus astacus*) wurden damit an den Rand des Aussterbens gebracht.

(2) Der Ausbau der Wasserkraftnutzung ist der zweite Faktor, der die Fließgewässer landesweit zum Teil erheblich beeinträchtigt. Hier sind Lebensraumverluste durch Staubereiche (mit unnatürlichen Substratverhältnissen, Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten), durch Restwassersituationen (mit unnatürlichem Wasserdargebot und den daraus resultierenden Veränderungen der Wassertiefen, Fließgeschwindigkeiten, Temperaturverhältnisse usw.) und durch Schwallbelastungen bei (Pump)Speicher-

kraftwerken anzuführen. Zudem führt die Zerschneidung durch Querbauwerke (Kraftwerke, Sohlswellen, Geschiebesperren) zur Kompartimentierung und Fragmentierung von Lebensräumen, was vor allem für Fische populationsbiologisch dramatische Auswirkungen hat.

Eine Folge der Regulierungen der Flüsse und Bäche, der Zerschneidung durch Querbauwerke und der intensiven Wasserkraftnutzung waren so massive Rückgänge der Fischbestände, dass viele Arten heute gefährdet und einige aus den heimischen Gewässern sogar gänzlich verschwunden sind. In stark beeinträchtigten Gewässern können manche Arten nur noch deshalb angetroffen werden, weil ein regelmäßiger Besatz durch Fischereiberechtigte erfolgt.

(3) Der dritte wesentliche Faktor, der die Fließgewässer der Steiermark belastet, ist die Gewässerverschmutzung. Das über viele Jahrzehnte besonders relevante Problem der Einleitung stark verschmutzter kommunaler Abwässer und Straßenwässer ist heute durch Kläranlagen und Absetzbecken weitgehend entschärft, wenngleich die Belastung durch manche Stoffe (vor allem Salz und die Rückstände von pharmazeutischen Produkten) nach wie vor (zu) groß ist. Ebenfalls zu groß sind die Belastungen durch die industrialisierte Landwirtschaft, die zu erheblichen Einträgen von Stickstoff- und Phosphorverbindungen und auch von Pestiziden führen.

Diese drei Faktoren sind hauptverantwortlich für die erheblichen Störungen und Defizite, die heute an fast allen heimischen Fließgewässer-Ökosystemen festzustellen sind. Wie Fische, Amphibien, Krebse, Muscheln, Libellen und andere an Gewässer gebundene Tiere auch, war und ist der Fischotter von den vielgestaltigen gewässerökologischen Beeinträchtigungen betroffen. Auch er war in der Steiermark, wie eingangs angeführt, bereits vom Aussterben bedroht. Die Maßnahmen zur Verbesserung der Wasserqualität und das absolute Bejagungsverbot konnten allerdings ein völliges Aussterben verhindern, und in den letzten Jahren ist ein positiver Bestandstrend in der Steiermark zu verzeichnen.

Generell wurden die drei oben dargestellten Probleme seitens der Politik bereits um die Jahrtausendwende erkannt und Gegenmaßnahmen beschlossen. Mit der Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, kurz WRRL) wurde der legislative Rahmen dafür geschaffen, die schwersten Fehler im Umgang mit Fließgewässern zu korrigieren und zu versuchen, relativ gut funktionierende Ökosysteme wiederherzustellen. Eine zentrale Zielvorgabe der 2003 in Kraft getretenen Wasserrahmenrichtlinie ist es daher, die heimischen Fließgewässer wieder in einen „guten ökologischen Zustand“ oder zumindest in ein „gutes ökologisches Potential“ zurückzuführen.

Neben den bereits erwähnten Maßnahmen zur Hintanhaltung von Schadstoffeinträgen aus kommunalen Abwässern wurden an größeren Flüssen auch bereits umfangreiche Maßnahmen zur Reduktion der Barrierewirkung von Querbauwerken und lokal auch zur Diversifizierung von Tiefen- und Strömungsverhältnissen umgesetzt. Besonders für die größeren Lebewesen in heimischen Fließgewässern (Fische, Krebse, Mu-

scheln, Wasservögel, Biber, Fischotter) ist allerdings auch noch die Wiederherstellung von Fortpflanzungsstätten und Rückzugsräumen wichtig. Dies bedeutet vor allem die Schaffung von flachen Ufern und Uferstrandstreifen, die zumindest jährlich überschwemmt werden können. In der Hügellandstufe der Steiermark wäre das im Regelfall ein beidseitiger Uferstrandstreifen von zumindest 10 Metern Breite (bei größeren Fließgewässern auch mehr; als Orientierungswert kann die einfache bis doppelte Breite des Gewässers bei Mittelwasser dienen), der nur extensiv genutzt werden sollte (keine Düngung, keine Pestizide, keine Fahrwege parallel zum Ufer). Ein guter Zustand im Sinne der WRRL ist nur dann erreichbar, wenn diese Uferstreifen vorhanden sind und auch eine harte Verbauung erst im Außenbereich dieser Streifen ansetzt, sodass eine Gewässer- und Umlagerungsdynamik zumindest innerhalb dieses Streifens möglich ist.

Die ursprüngliche Umsetzungsfrist der WRRL ist bereits 2015 verstrichen, allerdings sieht die Richtlinie zwei Nachfristen von je 6 Jahren vor. Ein guter Zustand (bzw. ein gutes Potential) sollte nach dem Willen der Politik daher für alle Fließgewässer der Steiermark spätestens bis Ende 2027 erreicht werden.

Bis dahin sollten daher die Auenökosysteme zumindest einen Teil ihrer Dynamik wiedererhalten und es ist zu hoffen, dass sich auch die Fauna (Fische, Krebse, Amphibien usw.) durch entsprechende Maßnahmen wieder erholen können. Derartige Maßnahmen betreffen vor allem die Wiederherstellung regelmäßiger Überflutungen in Auen, die Wiedererrichtung von Neben- und Totarmen sowie von nur temporär Wasser führenden Lahn in Auen, die als Jungfischhabitate bzw. Amphibienlaichgewässer fungieren und damit die Nahrungsressourcen für den Fischotter wieder verbessern. Die Rückwanderung des Bibers (vgl. KOMPOSCH 2020) wird diese Maßnahmenerfordernisse erheblich erleichtern, da die gestalterischen Aktivitäten dieser Auwald-Schlüsselart (Grabungstätigkeit, Fällen von Bäumen, Vermehrung von Totholz im Wasser) die Umsetzung der Ziele der WRRL erheblich erleichtern, da sie u. a. die Fischdiversität und auch deren Biomasse wesentlich erhöhen. Zudem hat der Biber erwiesenermaßen stark positive Auswirkungen auch für die Amphibien- und Insektenfauna.

## **Dank**

Für Freilanderhebungen danken wir Lorenz Wido Gunczy, Antonia Körner, Brigitte Komposch, Peter Mehlmaier und Jödis Kahapka. Wir bedanken uns bei Andreas Kranz und Brigitte Komposch für kritische Anmerkungen, Hinweise und Verbesserungsvorschläge zur Entwurfsfassung des Berichts, und beim Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Abteilung 13 – Umwelt und Raumordnung, für die Finanzierung des Projekts.

## Literatur

- BONATO, L., CORBETTA, A., GIOVINE, G., ROMANAZZI, E., ŠUNJE, E., VERNESI, C. & CRESTANELLO, B. (2018): Diversity among peripheral populations: genetic and evolutionary differentiation of *Salamandra atra* at the southern edge of the Alps. – Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research 2018: 1-16.
- ARRENDAL, J., VILÀ, C. & BJÖRKLUND, M. (2007): Reliability of noninvasive genetic census of otters compared to field censuses. – Conservation Genetics 8: 1097-1107.
- BAUER, K. & SPITZENBERGER, F. (1994): Rote Liste der in Österreich gefährdeten Säugetierarten (Mammalia). – In: GEPP J. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. – Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie 2: 35-39.
- GUTLEB, B., KOMPOSCH, B. & SPITZENBERGER, F. (1999): Rote Liste der Säugetiere Kärntens (Vertebrata: Mammalia). – In: ROTTENBURG T., WIESER C., MILDNER P. & HOLZINGER W. E. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Kärntens. – Naturschutz in Kärnten 15: 99-104.
- HOLZINGER, W.E., KOMPOSCH, B. & DEPISCH, B. (2002): Die aktuelle Verbreitung des Fischotters (*Lutra lutra* L.) in der südlichen Steiermark. – Linzer Biologische Beiträge 34/1: 779-786.
- HOLZINGER, W.E., ZIMMERMANN, P., WEISS, S. & SCHENEKAR, T. (2018): Fischotter: Verbreitung und Bestand in der Steiermark 2017/2018. – Projektbericht im Auftrag des Amtes der Steiermärkischen Landesregierung, 1-151. Online verfügbar unter [https://www.verwaltung.steiermark.at/cms/dokumente/12463811\\_120317751/0fef99f3/Fischotter%20Steiermark%202018%2009%2003.pdf](https://www.verwaltung.steiermark.at/cms/dokumente/12463811_120317751/0fef99f3/Fischotter%20Steiermark%202018%2009%2003.pdf)
- HUNG, C.-M., LI, S.-H. & LEE, L.-L. (2004): Faecal DNA typing to determine the abundance and spatial organisation of otters (*Lutra lutra*) along two stream systems in Kinmen. – Animal conservation 7: 301-311.
- JAHL, J. (1999): Verbreitung des Eurasischen Fischotters (*Lutra lutra*) in Österreich, 1990-1998 (Mammalia). – Joannea Zoologie 1: 5-12.
- KALZ, B., JEWGENOW, K. & FICKEL, J. (2006): Structure of an otter (*Lutra lutra*) population in Germany – results of DNA and hormone analyses from faecal samples. – Mammalian Biology 71(6): 321-335.
- KOFLER, K. (2003): Der Fischotter in der Steiermark. Verbreitung, Trend und Konflikte. – Unveröffentlichte Diplomarbeit an der Karl-Franzens-Universität Graz, 1-95 & Anhang.
- KOMPOSCH, B. (2020): Der Biber (*Castor fiber*) in der Steiermark (Österreich): Monitoringergebnisse und erste Erfahrungen im Umgang mit Biberkonflikten. – Säugetierkundliche Informationen 56: 133-154.
- KRANZ, A. (1995): Verbreitung der bayerisch-böhmisch-österreichischen Otterpopulation (*Lutra lutra*) 1994 in Österreich. – BOKU-Berichte zur Wildtierforschung und Wildbewirtschaftung 9: 1-49.
- KRANZ, A. (2010): Die Laming als Lebensraum des Fischotters und mögliche Auswirkungen durch Ausleitungskraftwerke. – Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Landes Steiermark, Umweltschutz, 1-32.
- KRANZ, A. & POLEDNÍK, L. (2012): Fischotter - Verbreitung und Erhaltungszustand 2011 im Bundesland Steiermark. – Unveröffentlichter Endbericht im Auftrag der Fachabteilungen 10A und 13C des Amtes der Steiermärkischen Landesregierung, 1-77.

- KRANZ, A., POLEDNÍK, L., PAVANELLO, M. & KRANZ, I. (2013): Fischotterbestand in der Steiermark – Spurschneekartierungen 2010-2013. – Unveröffentlichter Endbericht im Auftrag der Abteilungen 10 und 13 des Amtes der Steiermärkischen Landesregierung, 1-25.
- KRANZ, A., POLEDNÍK, L. & POLEDNÍKOVÁ, K. (2004): Die Rückkehr des Fischotters. Des einen Freud, des anderen Leid. – Der Anblick 2004, Sonderheft 2: 1-8.
- KRANZ, A. (2008): Fischotter am Johnsbach: Vorkommen, Habitat-Analyse und Schutzmaßnahmen. – Schriften des Nationalparks Gesäuse 3: 53 – 63.
- KRAUS, E., KIRCHBERGER, K., PICHLER, R. & WENDL, F. (1986): Steirische Fischotter-Kartierung 1986. – Unveröffentlichter Endbericht im Auftrag der Steiermärkischen Landesregierung, 1-23.
- KRUUK, H. (2006): Otters Ecology, Behaviour and Conservation. – Oxford University Press, 1-265.
- LAMPA, S., MIHOUB, J.-B., GRUBER, B., KLENKE, R. & HENKLE, K. (2015): Non-Invasive Genetic Mark-Recapture as a Means to Study Population Sizes and Marking Behaviour of the Elusive Eurasian Otter (*Lutra lutra*). – PLOS ONE 10 (5), e0125684. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0125684>.
- MARTIN, E.A., HEURICH, M., MÜLLER, J., BUFKA, L., BUBLIY, O. & FICKEL, J. (2017): Genetic variability and size estimates of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) population in the Bohemian Forest Ecosystem. – Mammalian Biology 86: 42-47.
- MASON, C.F. & MACDONALD, S.M. (1987): The use of spraints for surveying otter *Lutra lutra* populations: an evaluation. – Biological Conservation 41(3): 167-177.
- PRIGIONI, C., REMONTI, L., BALESTRIERI, A., SGROSSO, S., PRIORE, G., MUCCI, N. & RANDI, E. (2006): Estimation of European Otter (*Lutra lutra*) Population Size by Fecal DNA Typing in Southern Italy. – Journal of Mammalogy 87(5): 855-858.
- Ó NEILL, L., VELDTHUIZEN, T., DE JONGH, A. & ROCHFORD, J. (2009): Ranging behaviour and socio-biology of Eurasian otters (*Lutra lutra*) on lowland mesotrophic river systems. – European Journal of Wildlife Research 55(4): 363-370.
- QUAGLIETTA, L., HÁJKOVÁ, P., MIRA, A. & BOITANI, L. (2015): Eurasian otter (*Lutra lutra*) density estimate based on radio tracking and other data sources. – Mammal Research 60: 127-137.
- ROOS, A., LOY, A., DE SILVA, P., HÁJKOVA, P. & ZEMANOVÁ, B. (2015): *Lutra lutra*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015; <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-2.RLTS.T12419A21935287.en>
- RUIZ-OLMO, J., BATET, A., MANAS, F. & MARTINEZ-VIDAL, R. (2011): Factors affecting otter (*Lutra lutra*) abundance and breeding success in freshwater habitats of the northeastern Iberian Peninsula. – European Journal of Wildlife Research 57: 827-842.
- SACKL, P., ILZER, W. & KOLMANITSCH, E. (1996): Historische und aktuelle Verbreitung des Fischotters (*Lutra lutra*) in der Steiermark. – Forschungsbericht Fischotter 3. Forschungsinstitut WWF Österreich 14: 4-25.
- SITTENTHALER, M., BAYERL, H., UNFER, G., KUEHN, R. & PARZ-GOLLNER, R. (2015a): Impact of fish stocking on Eurasian otter (*Lutra lutra*) densities: A case study on two salmonid streams. – Mammalian Biology 80(2): 106-113.
- SITTENTHALER, M., BODNER, M., PARZ-GOLLNER, R., GRATZL, G., HARING, E. & BAUER, C. (2015b): Fischteichmanagement und Fischotter – Fallstudie Teichgebiet Romaubach im Waldviertel NÖ. – Unveröffentlichter Abschlussbericht im Auftrag des Amtes der Niederösterreichischen Landesregierung, Abteilung Naturschutz, 1-88.

- SITTENTHALER, M., SCHÖLL, E.M., LEEB, C., HARING, E., PARZ-GOLLNER, R. & HACKLÄNDER, K. (2020): Marking behaviour and census of Eurasian otters (*Lutra lutra*) in riverine habitats: what can scat abundances and non-invasive genetic sampling tell us about otter numbers? – Mammal Research 65: 191–202.
- SPITZENBERGER, F. (2005): Rote Liste der Säugetiere Österreichs (Mammalia). – In: ZULKA K.-P. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Teil 1: Säugetiere, Vögel, Heuschrecken, Wasserkäfer, Netzflügler, Schnabelfliegen, Tagfalter, 45-62.
- SULKAVA, R. (2007): Snow tracking: a relevant method for estimating otter *Lutra lutra* populations. – Wildlife Biology 13(2): 208-218.
- YOXON, P. & YOXON, K. (2013): Estimating Otter numbers using spraints: Is it possible? – Journal of Marine Biology 2014, Art. ID 430683.

Anschriften der Verfasser/innen:

Werner E. HOLZINGER & Philipp ZIMMERMANN  
Ökoteam – Institut für Tierökologie und Naturraumplanung  
Bergmannsgasse 22  
8010 Graz  
E-Mail: holzinger@oekoteam.at bzw. zimmermann@oekoteam.at

Steven WEISS & Tamara SCHENEKAR  
Universität Graz, Institut für Biologie  
Universitätsplatz 2  
8010 Graz  
E-Mail: steven.weiss@uni-graz.at bzw. tamara.schenekar@uni-graz.at