



Auf gutem Weg?

Zur Situation der Wildkatze in Deutschland und Europa

TAGUNGSBAND ZUM EUROPÄISCHEN
WILDKATZEN-SYMPOSIUM 2019



DEUTSCHE
WILDTIER
STIFTUNG

Herausgeberin
Deutsche Wildtier Stiftung
Christoph-Probst-Weg 4
20251 Hamburg
Telefon 040 9707869-0
Fax 040 9707869-99
Info@DeutscheWildtierStiftung.de
www.DeutscheWildtierStiftung.de

Vorstand:
Prof. Dr. Klaus Hackländer (Vorsitzender)
Dr. Jörg Soehring
Vorsitzende des Kuratoriums:
Alice Rethwisch

Spendenkonto:
Bank für Sozialwirtschaft
IBAN DE63251205100008464300
BIC BFSWDE33HAN

978-3-936802-31-3
Alle Rechte vorbehalten, Nachdruck auch
auszugsweise nur nach Zustimmung der
Deutschen Wildtier Stiftung

Zitiervorschlag: Portanier, E.; Devillard, S.;
Ruetz, S. (2021): The Wildcat in France:
unexpected landscape connectivity
revealed by landscape genetics. In:
Deutsche Wildtier Stiftung/Hrsg. (2021):
Auf gutem Weg? Zur Situation der
Wildkatze in Deutschland und Europa.
Tagungsband zum Europäischen Wildkat-
zen-Symposium 2019, Schloss Engers,
D-56566 Neuwied, 156 Seiten.

Gedruckt auf 100 % Altpapier
Druck: BEISNER DRUCK GMBH & CO. KG,
Buchholz

Fotos: M. Radloff, R. Ziemens;
blickwinkel/ M. Kuehn, R. Linke, T. Martin,
McPHOTO/H. Jegen, S. Meyers, E. Thielscher,
W. Willner, H.-J. Zimmermann;
imageBROKER.com / Stefan Huwiler, Christina
Krutz, Ottfried Schreiter, Jürgen & Christine
Sohns, Manfred Stutz

Einleitung

Der vorliegende Tagungsband fasst alle Vorträge zusammen, die beim Europäischen Wildkatzen-Symposium der Deutschen Wildtier Stiftung am 26. und 27. September 2019 in Neuwied gehalten und diskutiert wurden. Diese gelungene Veranstaltung führte Menschen zusammen, die eines eint: das Interesse an einem charismatischen Wildtier, der Wildkatze.

Das Symposium im Schloss Engers bot auch die Möglichkeit, erste Ergebnisse unseres umfangreichen Forschungsprojektes zur Wildkatze, das wir von 2017 bis 2019 in Rheinland-Pfalz durchführten, Fachleuten aus ganz Europa vorzustellen. Folgende Fragestellung hatten wir uns aufgegeben: Welche Faktoren beeinflussen die Raumnutzung von Wildkatzen, und lässt sich durch eine Zunahme menschlicher Aktivitäten in Waldlebensräumen ein Einfluss auf die Wildkatze feststellen? Um Antworten darauf zu erhalten, telemetrierten wir eine hohe Anzahl von Wildkatzen. Diese und andere Studien lieferten wertvolle Ergebnisse für einen fachlichen Austausch. Deshalb waren wir stolz und froh, auch Kollegen aus Schottland, Frankreich, Italien, Griechenland, der Schweiz und Österreich bei unserem Symposium begrüßen zu können.

Neben dem aktuellen Status der Europäischen Wildkatze in ihrem Verbreitungsgebiet wurden neue Erkenntnisse zur Ökologie und Lebensraumnutzung, zu Gefährdungen, insbesondere durch Hybridisierung, und Anforderungen an das Monitoring sowie notwendige Schutzmaßnahmen diskutiert. Dabei stand immer wieder der Lebensraum Wald im Mittelpunkt und damit die Frage: Wie gehen wir eigentlich mit unseren Wäldern um – sowohl mit Blick auf die Forstwirtschaft als auch in puncto Tourismus und neuer Herausforderungen, wie etwa dem Betrieb von Windenergieanlagen in Lebensräumen der Wildkatze?

Im Anschluss an das Symposium traf sich auf Einladung der Deutschen Wildtier Stiftung das EUROWILDCAT-Netzwerk, um über die zukünftige Zusammenarbeit der Wildkatzenforschung in Europa zu beraten.

Die Deutsche Wildtier Stiftung bedankt sich bei allen Referenten und Teilnehmern, die zum Gelingen des Symposiums beigetragen haben, und bittet alle Autoren, die lange Phase der Fertigstellung des Tagungsbandes zu entschuldigen. Den Großteil der Beiträge finden Sie in deutscher und englischer Sprache vor, einige lediglich in einer Sprache.

Die vorliegende Zusammenstellung wichtiger Erkenntnisse aus Wissenschaft, Monitoring und Citizen Science wird uns motivieren, weitere Projekte zum Schutz der Wildkatze zu initiieren und umzusetzen.

Introduction

The present conference proceedings summarise all presentations given and discussed at the European Wildcat Symposium of the German Wildlife Foundation on 26 and 27 September 2019 in Neuwied. This successful event brought together people who have one thing in common: an interest in a charismatic wild animal, the wildcat.

The symposium in Engers Castle also offered the opportunity to present the first results of our extensive research project on wildcats, which we conducted in Rhineland-Palatinate from 2017 to 2019, to experts from all over Europe. We had set ourselves the following question: What factors influence the spatial use of wildcats, and can an increase in human activities in forest habitats be determined to have an influence on wildcats? To get answers to these questions, we tracked a high number of wildcats. These and other studies provided valuable results for a demanding discussion. Therefore, we were proud and happy to welcome colleagues from Scotland, France, Italy, Greece, Switzerland and Austria at our symposium.

In addition to the current status of the European wildcat in its range, new findings on ecology and habitat use, threats, especially through hybridisation, and requirements for monitoring as well as necessary protection measures were discussed. Again and again, the focus was on the forest habitat and thus the question: How do we actually deal with our forests - both with regard to forestry and in terms of tourism and new challenges, such as the operation of wind turbines in wildcat habitats?

The German Wildlife Foundation would like to thank all speakers and participants who contributed to the success of the symposium and asks all authors to excuse the long period of time needed to complete the conference proceedings. You will find the majority of the contributions in German and English, some only in one language.

Following the symposium, the EUROWILDCAT network met at the invitation of the German Wildlife Foundation to discuss future cooperations in wildcat research in Europe.

This compilation of important findings from science, monitoring and citizen science will motivate us to initiate and implement further projects for the protection of the wildcat.



Inhalt

6	Breitenmoser, U. et al. Herausforderungen bei der Erhaltung der Europäischen Wildkatze (<i>Felis silvestris</i>)	60	Slotta-Bachmayr, L. Die Europäische Wildkatze in Österreich
110	<i>Challenges in the conservation of the European wildcat (Felis silvestris)</i>	62	Streif, S. <i>Linking activity data with habitat selection of wildcats in a fragmented landscape</i>
11	Dietz, M. Der Wald – ein nachhaltig gesicherter Rückzugsraum für die Wildkatze? <i>Are forests sustainably protected refuges for the wildcat?</i>	63	Heurich, M. et al. <i>EUROWILDCAT: Collaborative science for studying European wildcat movement ecology at the range of its distribution</i>
12	Simon, O. et al. Auswirkungen anthropogener Eingriffe im Lebensraum Wald auf die Europäische Wildkatze unter besonderer Berücksichtigung von Windenergieanlagen	64	Bastianelli, M. L. et al. Überlebensmuster von <i>Felis silvestris silvestris</i> in Europa - eine Beispielstudie innerhalb des EUROWILDCAT-Netzwerks
114	<i>Impacts on the European wildcat of anthropogenic interventions in forest habitats, with particular reference to wind turbines</i>	140	<i>Survival patterns of Felis silvestris silvestris across Europe - an example study within the EUROWILDCAT network</i>
23	Reiners, T. E. 12 Jahre genetische Erfassung der Wildkatze bei Senckenberg – aktuelle Verbreitung und neue Besiedlungsräume	68	Maronde, L. et al. Lebensräume der Wildkatze am Ufer des Neuenburger Sees (Schweiz)
24	Ludwig, M. et al. Monitoring und Erhaltungszustandsbewertung der Wildkatze in Deutschland	72	Jerosch, S. und Götz, M. Zum Status der Wildkatze in einer reich strukturierten Agrarlandschaft
30	Lang, J. Die Bedeutung systematisch und nicht systematisch erhobener Daten im Rahmen des Wildkatzen-FFH-Monitorings	144	<i>Status of the European wildcat in a richly structured agricultural landscape</i>
31	Scholz, F. et al. Rettungsnetz Wildkatze: erfolgreiches Monitoring mit Bürgerbeteiligung	78	Portanier, E. et al. <i>The Wildcat in France – unexpected landscape connectivity revealed by landscape genetics</i>
32	Port, M. et al. Wie fotografiert man Wildkatzen? – Die Verwendung von Fotofallen zur Erfassung der Europäischen Wildkatze	79	Langridge, K. Hybridisierung und die schottische Wildkatze: Lehren aus Europa
36	Huck, S. Citizen-Science-Projekt: Methoden zur Erfassung von Totfunden seltener Arten/der Europäischen Wildkatze durch Recherche in den sozialen Medien	150	<i>Hybridisation and the Scottish wildcat: lessons learned from Europe</i>
40	Streif, S. <i>An overview of wildcat’s ecology in Europe: Impact of new threats</i>	84	Simon, O. Wildkatzenförderliche Maßnahmen in der forstlichen Praxis und wirksame Artenschutzmaßnahmen bei Eingriffsvorhaben
42	Götz, M. & Jerosch, S. Vom Glück, alt zu werden – Daten zur „Life History“ von Europäischen Wildkatzen	154	<i>Wildcat conservation measures in forest management and consideration of species in impact assessment procedures</i>
124	<i>Of the luck to grow old – Life history data of European wildcats</i>	90	Herrmann, M. Lebensraumansprüche der Wildkatze – Landschaftszerschneidung, Korridore und Querungshilfen
48	Howard-McCombe, J. et al. Hybridisierung und Introgression schottischer Wildkatzen	91	Gaisbauer, A. und Warnk, T. STADTWaldkatzen: Wildkatzen im urbanen Raum
130	<i>Hybridisation and introgression in the scottish Wildcat</i>	93	Leonhardt, I. et al. Das Wildkatzen-Totfundmonitoring in Rheinland-Pfalz (2018-2019)
52	Kilshaw, K. et al. GPS-Telemetry von Wildkatzenhybriden und ihr Einsatz beim Artenschutzmanagement der Wildkatze in Schottland – vorläufige Ergebnisse <i>GPS radio tracking of wildcat hybrids and its use in conservation management of the wildcat in Scotland - preliminary results</i>	94	Catello, M. et al. Fotofallenstudie zur Erfassung der Europäischen Wildkatze in Nordost-Italien
		98	Schneider, A. et al. Genetisches Wildkatzenmonitoring im Nationalpark Hunsrück-Hochwald
		100	Huck, S. und Trinzen, M. Verwilderte Hauskatze oder doch „Echte“ Wildkatze?

Herausforderungen bei der Erhaltung der Europäischen Wildkatze (*Felis silvestris*)

Urs Breitenmoser, Peter Gerngross, Tabea Lanz, Christine Breitenmoser-Würsten

ABSTRACT

Challenges in the conservation of the European Wildcat – the perspective of the IUCN SSC Cat Specialist Group

The wildcat is considered „Least Concern“ in the IUCN Red List of Threatened Species for their global assessment. However, according to the review by Kitchener et al. (2017), IUCN nowadays considers the European wildcat *Felis silvestris* as an own species distinct from the *Felis lybica* group. Consequently, a new assessment of the conservation status of the European wildcat is required. The distribution range of the wildcat is divided into four continental metapopulations and several isolated island populations. While the north-west European metapopulation obviously and the Italian one likely are augmenting and expanding, the Iberian and the south-east European metapopulations seem to stagnate or even decline. The reasons for the increase or decrease are anecdotal or speculative as there is no standardised and robust monitoring for any of the metapopulations allowing understanding the causes for the respective trends. Although the European wildcat is highly protected through international agreements and national legislation, work related to the species is predominantly based on personal initiative and non-governmental conservation organisations. An expedient European cooperation including all meta- and island populations would however have the potential allowing fundamental insight for the conservation of the wildcat and other ecologically demanding species in Europe's modern cultivated landscapes. We hence plead for a joint pan-European monitoring and conservation of the wildcat following the IUCN formula „Assess – Plan – Act“: Based on a comprehensive analysis of the conservation status, a European conservation strategy should be developed and subsequently implemented through population-based or national action plans and expedient conservation projects.

1. EINLEITUNG – WARUM SICH UM DIE WILDKATZE IN EUROPA SORGEN?

„Über 300.000 Jahre hat die Wildkatze in den Waldgebieten Mitteleuropas als hochbefähigtes Jagdtier im Einklang mit der Natur gelebt und getötet. Nun ist die Katze selbst am Ende ihres Weges. Die elegante [...] Waldbewohnerin [...] ist so selten geworden, dass sie [...] nach Ansicht der Fachleute binnen weniger Jahrzehnte ganz verschwunden sein wird.“ Kein Grund zur Panik! Das ist ein fast dreißigjähriges Zitat aus dem Spiegel (46/1991), und die pessimistische Voraussage hat sich nicht bewahrheitet. Ganz im Gegenteil: Die nordwestliche Metapopulation im kontinentalen Europa (Abb. 1) erlebt ein erstaunliches Comeback und besiedelt wieder Gebiete, wo seit Jahrhunderten keine Wildkatzen mehr gesehen wurden.

Auf dem Gebiet der Europäischen Union existieren lediglich drei Katzenarten, und von denen ist nur der Pardelluchs *Lynx pardinus* ein europäischer Endemit. Die anderen beiden Feliden, der Eurasische Luchs *Lynx lynx* und die Wildkatze (gemäß der ursprünglichen taxonomischen Zuordnung), haben ihr Hauptverbreitungsgebiet im nördlichen Asien, beziehungsweise in Afrika und dem südwestlichen Asien. Indes betrachten Kitchener et al. (2017) in der revidierten Taxonomie der Felidae *Felis silvestris* als eigenständige Art mit zwei Unterarten, *F. s. silvestris* und *F. s. caucasica* (Abb. 1). Die Erhaltung der Europäischen Wildkatze wird damit zu einer weitgehend europäischen Verpflichtung, die nicht nur von den Verbreitungsländern und Naturschutzinstitutionen, sondern auch von übergeordneten Organisationen wie der Europäische Union (unter der Habitatrichtlinie), dem Europarat (unter der Berner Konvention) und der Internationalen Naturschutzorganisation IUCN wahrgenommen werden muss.

Die erstaunliche Renaissance der Wildkatze im nordwestlichen Kontinentaleuropa darf jedoch nicht darüber hinwegtäuschen, dass es der Art nicht überall so gut geht. Die Bestände in Italien scheinen ebenfalls anzuwachsen (A. Angelici, pers. Mittlg.). Der Erhaltungszustand der ausgedehnten Populationen in Ost- und Südosteuropa ist weitgehend unbekannt, aber zumindest stabil in Bulgarien (D. Zlatanova, pers. Mittlg.). Die Iberische Population wird als abnehmend eingestuft (P. Monterroso, pers. Mittlg.). Das Vorkommen der Schottischen Wildkatze ist praktisch erloschen (Breitenmoser et al. 2019). Aber für viele Teile des Verbreitungsgebiets von *F. s. silvestris* und das ganze Verbreitungsgebiet von *F. s. caucasica* fehlen uns schlicht zuverlässige Informationen, um ihren Erhaltungszustand zu beurteilen.



Abbildung 1. Ungefähre Verbreitung von *Felis silvestris* und vorläufige Abgrenzung von Metapopulationen. Die Karte beruht auf Yamaguchi et al. (2015), die allerdings für einige Populationen nicht mehr aktuell ist. Metapopulationen: (1) Anatolisch-Kaukasische, (2) Osteuropäische, (3) Apenninische, (4) Nordwest-Europäische, (5) Iberische. Grün: *F. silvestris*, orange: *F. silvestris caucasica*. Abgrenzung der Unterarten nach Kitchener et al. (2017).

2. HERAUSFORDERUNGEN BEI DER ERHALTUNG VON FELIS SILVESTRIS

2.1. Komplizierte Verbreitung – die Metapopulationsstruktur
Das Verbreitungsgebiet von *F. s. silvestris* (Abb. 1) ist in vier kontinentale Metapopulationen aufgeteilt, die ihrerseits in einem nur teilweise bekannten Grad fragmentiert sind. Dazu kommen die Inselpopulationen in Schottland und Sizilien; die Population auf Kreta ist eingeführt. Die ebenfalls fragmentierte Verbreitung von *F. s. caucasica* (Abb. 1) in Anatolien und dem Kaukasus beruht weitgehend auf Annahmen von Experten. Die heutige Verbreitung der Wildkatze spiegelt einerseits die mehrmalige Wiederbesiedlung des Areals aus eiszeitlichen Refugien heraus wider, andererseits die anthropogene Zerteilung des Habitats der Wildkatze (Piechocki 2001; vergl. auch Mattucci et al. 2015). Daraus ergeben sich einige knifflige Fragen im Hinblick auf die „korrekten“ geografischen Erhaltungseinheiten (conservation units). Während man neuzeitliche anthropogene Fragmentierung verhindern oder rückgängig machen sollte, müssten regionale phylogenetische Adaptionen über Tausende von Jahren erhalten werden.

2.2. Geschützt und doch vernachlässigt

Felis silvestris wird durch mehrere internationale Abkommen (EU Habitatrichtlinie, Berner Konvention, CITES) und den entsprechenden nationalen Gesetzen der Verbreitungsländer geschützt. Der Schutzstatus führte in einigen Ländern zu beachtlicher Aufmerksamkeit und Erhaltungseffekten – herausragend sind dabei Schottland und Deutschland –, aber allgemein hat die Wildkatze im Vergleich zu anderen geschützten Karnivoren bisher sehr wenig internationale oder multinationale Beachtung erhalten. Obwohl die Art vollständig für das EU LIFE (L'Instrument Financier pour l'Environnement) Programm qualifiziert wäre, ist in der Liste der LIFE-Projekte mit Raubtieren für die Periode 1992–2017 nicht ein einziges Wildkatzenprojekt aufgeführt (Abb. 2). Das mag zum Teil darauf zurückzuführen sein, dass die Wildkatze nicht als prioritäre Art eingestuft wurde und daher der Anteil an Eigenmitteln für ein LIFE-Projekt für die Wildkatze höher war als für die Spitzenreiter Braunbär, Wolf und Pardelluchs (Abb. 2), aber auch darauf, dass der Fokus bei der Erhaltung der Wildkatze meist auf lokaler Ebene war. Dabei genossen die verschiedenen Populationen bzw. Metapopulationen sehr unterschiedliche Beachtung. In Schottland spiegelten die Anstrengungen den kritischen Status der Population wider, anderswo schienen sie nicht mit der Ausdehnung der Population oder mit ihrem vermuteten Erhaltungszustand gekoppelt zu sein (Abb. 3). Aber selbst

innerhalb eines mehr oder weniger geschlossenen Verbreitungsgebiets, wie das der nordwest-europäischen Metapopulation (Nr. 4 in Abb. 1), woher die meisten wissenschaftlichen Berichte kamen (Nr. 4 in Abb. 3), dominierte die lokale und allenfalls nationale Betrachtung, und grenzüberschreitende Betrachtungen waren die Ausnahme.

2.3. Fragen, Herausforderungen und Gelegenheiten

Die Entwicklungen (trend) der einzelnen Populationen sind entscheidende Merkmale für die Beurteilung des Erhaltungszustands einer Art. Für einige lokale Populationen der Wildkatze liegen robuste Informationen zur Dynamik der Abundanz und Verbreitung vor, aber es gibt keine einheitliche grenzüberschreitende Betrachtung oder wissenschaftlich zuverlässige Betrachtung für ganze Metapopulationen. Lokale oder nationale Beurteilungen reichen von „raschem Rückgang“ (z. B. in Schottland) bis zu „raschem Anstieg“ (z. B. in Deutschland oder der Schweiz) und sind nicht repräsentativ für den Trend der Art an sich. Wahrscheinlich sind Bedrohungslage und Entwicklung der verschiedenen Metapopulationen unterschiedlich, und sogar innerhalb einer Metapopulation ist mit unterschiedlichen lokalen Tendenzen zu rechnen – aber wir verfügen zurzeit über keine zuverlässigen und einheitlichen Informationen, um diese Vermutung zu überprüfen. Eigentlich sollte das Reporting im Rahmen der EU Habitatrichtlinie (Abb. 4) eine vergleichbare Beurteilung des Erhaltungszustands und der Entwicklung der nationalen Vorkommen erlauben, aber die tabellarische Zusammenstellung¹ ist sehr kryptisch und nicht nachvollziehbar hinsichtlich der aufgeführten relativen Daten und daher schwierig zu interpretieren. Zudem bleiben Informationsquellen und die den Daten zugrunde liegenden Monitoringmethoden unerwähnt.

Wildkatzen sehen sich den gleichen Bedrohungen gegenüber wie die meisten kleineren Katzenarten auf der ganzen Welt, aber nach Yamaguchi et al. (2015) sind „Wildkatzen hauptsächlich durch Hauskatzen gefährdet“. Verwilderte Hauskatzen machen Wildkatzen Beute und Lebensraum streitig und übertragen Krankheiten. Zudem sind Wildkatzen durch Auszucht (outbreeding) bedroht, da die beiden Arten hybridisieren und Wildkatzen gegenüber ihren domestizierten Pendanten im gesamten gemeinsamen Verbreitungsgebiet zahlenmäßig stark unterlegen sind. Die Bedeutung der Hybridisierung ist jedoch unklar. In Schottland führte sie zu einem Hybridschwarm und dadurch zur praktischen Auslöschung der Wildkatze (Senn & Ogden 2015, Senn et al. 2019). Im Schweizer Jura zeigte sich während der Wiederbesiedlungs-

¹ Die Bewertung von *Felis silvestris* biogeografischen Zonen der EU für die Periode 2013–2018 kann unter <https://www.eionet.europa.eu/article17/reports2012/species/summary/?period=5&group=Mammals&subject=Felis+silvestris®ion=> abgerufen werden (Webseite besucht 23. Dezember 2019).

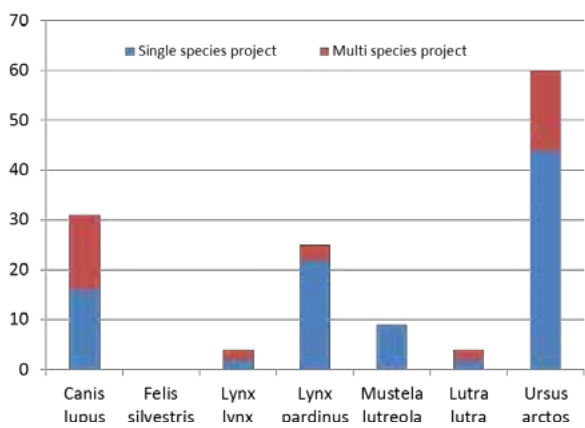


Abbildung 2. Verteilung von 215 EU LIFE Projekten von 1992–2017 auf Raubtierarten, die unter der EU Habitatrichtlinie geschützt sind. Quelle: <http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm>)

phase eine namhafte Hybridisierung und Introgression (Quilodrán et al. 2019), während bei der Ausbreitung der Wildkatzenpopulationen in Deutschland keine signifikante Hybridisierung festgestellt wurde (Steyer et al. 2016). Ungeachtet unterschiedlicher Interpretationen der Bedeutung von Hybridisierung und Introgression durch die jeweilige Forschergruppe ist es offensichtlich, dass der Grad an Bastardierung abhängig von den Umständen ist, z. B. der Stärke der Wildkatzenpopulation, der Abundanz, Verbreitung und Einnischung von (verwilderten) Hauskatzen, den örtlichen ökologischen Bedingungen und dem Land- und Wildtiermanagement. Obwohl heute eine beachtliche Zahl von wissenschaftlichen Publikationen zur Hybridisierung und Introgression aus molekulargenetischer Sicht vorliegt, verstehen wir die ethologischen, ökologischen und selektiven Muster der Hybridisierung noch nicht. Es ist z. B. unklar, ob Wildkatzen Hauskatzen als Artgenossen wahrnehmen oder ob Bastarde die gleiche Fitness haben wie reine Wildkatzen.

Eine andere schwierige Frage ist die nach dem Einfluss des Klimawandels auf *Felis silvestris* (z. B. Stefen 2015). Im nördlichen Teil ihres Areals scheinen mildere Winter und weniger lang anhaltende Schneebedeckung die Ausbreitung der Wildkatze zu fördern, sogar in Habitaten wie den nördlichen Alpen, wo sie historisch nicht nachgewiesen ist. Milderes Klima könnte andererseits bei der Wildkatze die Inzidenz von Krankheiten erhöhen, die durch Hauskatzen übertragen werden. Zudem sollten wir davon ausgehen, dass sich der Klimawandel in verschiedenen Teilen des Areals der Wildkatze unterschiedlich auswirkt, da die Art in unterschiedlichen Klimazonen und Ökosystemen vorkommt.

Um solche Fragen zu beantworten, die wichtig für die Erhaltung der Wildkatze sind, brauchen wir mehr Studien von mehr Populationen. Die Wildkatze bildet ein interessantes Modell für den Artenschutz in den Kulturlandschaften Europas. Anhand dieser Art können wir den Effekt verschiedener Einflüsse und (Schutz-)Konzepte testen, etwa des Klimawandels, der Fragmentierung von Lebensräumen, der Bedeutung von forstwirtschaftlichen Konzepten, des Natura-2000-Netzwerks und der Koexistenz mit (verwilderten) Hauskatzen. Angesichts der Spannweite der ökologischen und anthropogenen Bedingungen, unter denen Wildkatzen leben, ist es jedoch unwahrscheinlich, dass Erkenntnisse aus einer Population undifferenziert auf die gesamte Art übertragen werden dürfen.

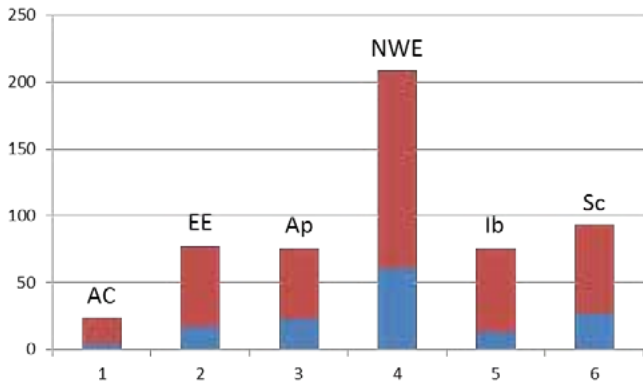


Abbildung 3: Publikationen zu *Felis silvestris* nach Populationen (AC = Anatolisch-Kaukasische, EE = Osteuropäische, Ap = Apenninische, NWE = Nordwest-Europäische, Ib = Iberische, Sc = Schottische. Quelle: 657 Populations-orientierte Publikationen, die bis Ende 2019 in die Digital Cat Library der IUCN SSC Cat Specialist Group aufgenommen wurden (<http://www.catsg.org/catsglib/index.php>).

3. ASSESS – PLAN – ACT: EIN KONZEPT ZUR SICHERUNG DER ZUKUNFT DER EUROPÄISCHEN WILDKATZE

3.1. Die IUCN-Rote-Liste-Bewertung und die Situation der Europäischen Wildkatze

Die IUCN SSC Cat Specialist Group führt zurzeit eine Neubewertung von *Felis silvestris* für die Rote Liste der gefährdeten Arten durch (Gerngross et al., in Vorbereitung). Yamaguchi et al. (2015) betrachteten *F. silvestris* und *F. lybica* bei ihrer Beurteilung noch als eine Art, und die beiden bisherigen regionalen Beurteilungen, Herrmann et al. (2007) und Nowell et al. (2010), gelten als überholt. Die aktualisierte Bewertung des Erhaltungszustands der Europäischen Wildkatze bringt eine einheitliche Beurteilung des gegenwärtigen Kenntnisstandes, vermag aber nicht, die Lücken in unserem Verständnis zu schließen. Aber die Neubewertung wird das gemeinsame Bewusstsein fördern und als Ausgangspunkt für ein besseres koordiniertes Vorgehen bei der Erhaltung der Europäischen Wildkatze über ihr gesamtes Verbreitungsgebiet dienen.

3.2. Entwicklung einer langfristigen Erhaltungsstrategie für die Europäische Wildkatze

Eine Rote-Liste-Bewertung dient dem Monitoring des Erhaltungszustandes einer Art, aber sie ist keine aktive Schutzmaßnahme. Für die Lenkung eines umfassenden Erhaltungsplans empfiehlt die Species Survival Commission (SSC) der IUCN ein Vorgehen in drei Schritten, den sogenannten „APA-Kreis“ (Assess – Plan – Act, also Beurteilen – Planen – Handeln; IUCN SSC 2017): (1) Beurteilung im Rahmen des Rote-Liste-Prozesses, (2) Planen für die Erhaltung der beurteilten Art und (3) Handeln durch die planvolle Umsetzung der zielorientierten Aktivitäten. Als Leitfaden für den Planungsprozess hat die IUCN SSC die Guidelines for Species Conservation Planning (IUCN SSC Species Conservation Planning Sub-Committee 2017) entwickelt. Spezifischere Empfehlungen für das praktische Vorgehen beim Planen von Erhaltungsprogrammen für Katzen wurden von der IUCN SSC Cat Specialist Group veröffentlicht (Breitenmoser et al. 2015). Wir plädieren hier für die Entwicklung einer Erhaltungsstrategie für die Europäische Wildkatze, um mit ihrer Hilfe die Schutzanstrengungen für die Art zu propagieren, zu koordinieren und zu implementieren und um damit eine strategische Richtlinie für die Entwicklung von weitergehenden nationalen und internationalen Wildkatzen-Projekten zu erhalten.

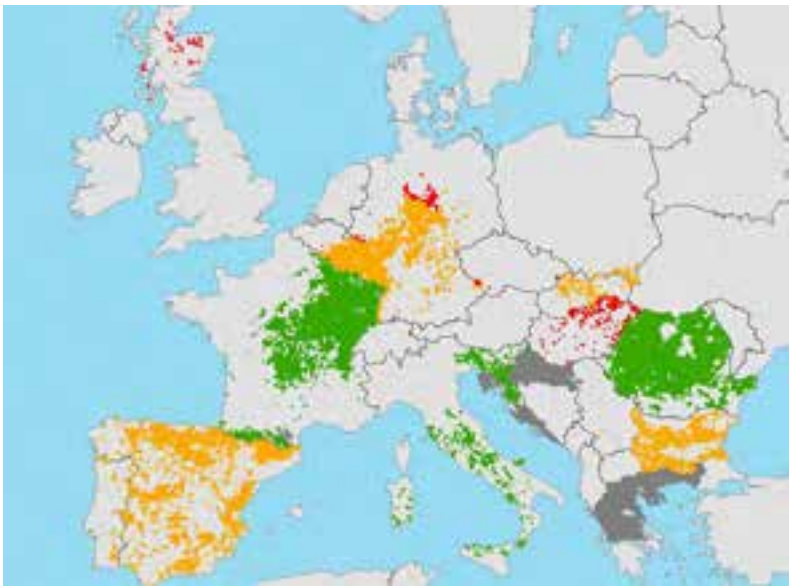


Abbildung 4. Verbreitungsgebiet und Erhaltungszustand von *Felis silvestris* in den Berichten 2013–18 für die EU 27 Habitatrichtlinie. Grün: günstiger Erhaltungszustand, orange: ungünstig-unzureichend, rot: ungünstig-schlecht, grau: unbekannt. Von den Mittelmeerinseln beherbergt nur Sizilien eine autochthone Population von *F. silvestris*. Quelle: EEA Reporting zum des Erhaltungszustands der Arten 2013–18 (<https://eea.maps.arcgis.com/apps/opsdashboard/index.html#/ef8920cf11824e47b64d4ac0aa3626d6?CCode=1363>; aufgerufen Dezember 2019)

3.3. Umsetzung von Erhaltungsmaßnahmen durch nationale Aktionspläne

Eine Erhaltungsstrategie für das gesamte Verbreitungsgebiet hat zum Ziel, den globalen Kontext und die gemeinsamen Standards für die Erhaltung einer Art festzulegen, aber für weit verbreitete Arten ist sie üblicherweise kein geeignetes Instrument für die Definition, Umsetzung und Überwachung von gezielten Maßnahmen. Solche müssen den landesspezifischen Gegebenheiten und Bedürfnissen angepasst werden. Als praktisches Instrument für die Konkretisierung eines übergeordneten Plans eignet sich ein nationaler Aktionsplan (NAP), bei dem die generellen Empfehlungen der Strategie in praktische Maßnahmen auf nationaler Ebene übersetzt werden (Breitenmoser et al. 2015). Zudem kann und soll ein NAP in einem partizipativen Prozess entwickelt werden, in den alle Betroffenen und Interessengruppen eingebunden sind, und natürlich muss er in den betreffenden Landessprachen veröffentlicht werden.

LITERATUR

BREITENMOSER U.; LANZ T.; VOGT K. & BREITENMOSER-WÜRSTEN CH. 2015): How to save the cat - Cat Conservation Compendium, a practical guideline for strategic and project planning in cat conservation. Cat News Special Issue 9, 36 pp.

BREITENMOSER U.; LANZ T. & BREITENMOSER-WÜRSTEN CH. (2019): Conservation of the wildcat in Scotland: an evaluation. Cat News 69, 42-43.

HERRMANN M.; KITCHENER A.; MEINIG H.; STUBBE M.; FERNANDES M.; CONROY J.; GIANNATOS G.; HERRERO J.; KRANZ A. & OLSZANSKA A. (2007): *Felis silvestris* (errata version published in 2017). The IUCN Red List of Threatened Species 2007: <https://www.iucnredlist.org/species/60354712/112955994>. Downloaded on 24 December 2019.

IUCN SSC SPECIES CONSERVATION PLANNING SUB-COMMITTEE (2017): Guidelines for Species Conservation Planning. Version 1.0. Gland; Switzerland: IUCN. xiv + 114 pp.

IUCN SSC (2017): End of year report December 2017. 48 pp. https://www.iucn.org/sites/dev/files/content/documents/iucn_ssc_quarterly_report_dec2017_hd.pdf

KITCHENER AC; BREITENMOSER-WÜRSTEN CH; EIZIRIK E; GENTRY A ET AL. (2017): A revised taxonomy of the Felidae. The final report of the Cat Classification Task Force of the IUCN/SSC Cat Specialist Group. Cat News Special Issue 11; 80 pp.

MATTUCCI F.; OLIVEIRA R.; LYONS L. A.; ALVES P. C. & RANDI E. (2015): European wildcat populations are subdivided into five main biogeographic groups: consequences of Pleistocene climate changes or recent anthropogenic fragmentation? Ecology and

Evolution 6(1): 3-22.

NOWELL K.; JDEIDI T.; MASSETI M.; NADER I.; DE SMET K. & CUZIN F. (2010): *Felis silvestris*. The IUCN Red List of Threatened Species 2010: e.T60354712A12918931. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-2.RLTS.T60354712A50652361.en>. Downloaded on 24 December 2019.

PIECHOCKI R. (2001): Die Verbreitung der Wildkatze in Europa. Pages 14–28 in Grabe H. & Worel G. Die Wildkatze – Zurück auf leisen Pfoten. Buch & Kunstverlag Operpfalz; Amberg.

QUILODRÁN CS.; NUSSBERGER B.; MONTOYA-BURGOS JL. & CURRAT M. (2019): Hybridization and introgression during density-dependent range expansion: European wildcats as a case study. Evolution 73-4: 750-761.

SENN H. V. & OGDEN R. (2015): Wildcat hybrid scoring for conservation breeding under the Scottish Wildcat Conservation Action Plan 2015. Royal Zoological Society of Scotland; 74 pp.

SENN H. V.; GHAZALI M.; KADEN J.; BARCLAY D.; HARROWER B.; CAMPBELL R. D.; MACONALD D. W. & KITCHENER A.C. (2019): Distinguishing the victim from the threat: SNP-based methods reveal the extent of introgressive hybridization between wildcats and domestic cats in Scotland and inform future in situ and ex situ management options for species restoration. Evolutionary Applications 12; 399-414.

STEFEN; C. (2015): Does the European wildcat (*Felis silvestris*) show a change in weight and body size with global warming? Folia Zool. 64(1): 65-78.

STEYER K.; KRAUS R. H. S.; MOELICH T.; ANDERS O.; COCCHI-ARARO B.; FROSCHE C.; GEIB A.; GOETZ M.; HERRMANN M.; HUPE K.; KOHNEN A.; KRUEGER M.; MUELLER F.; PIR J. B.; REINERS T. E.; ROCH S.; SCHADE U.; SCHIEFENHOEVEL P.; SIEMUND M.; SIMON O.; STEEB S.; STREIF S.; STREIT B.; THEIN J.; TIESMEYER A.; TRINZEN M.; VOGEL B. & NOWAK C. (2016). Large-scale genetic census of an elusive carnivore; the European wildcat (*Felis s. silvestris*). Conservation Genetics; 1-17.

YAMAGUCHI; N.; KITCHENER; A.; DRISCOLL; C. & NUSSBERGER; B. (2015). *Felis silvestris*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T60354712A50652361. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-2.RLTS.T60354712A50652361.en>. Downloaded on 24 December 2019.

KONTAKT

Dr. Urs Breitenmoser
IUCN/SSC Cat Specialist Group c/o KORA
U.Breitenmoser@kora.ch



Der Wald – ein nachhaltig gesicherter Rückzugsraum für die Wildkatze?

Markus Dietz

ABSTRACT

Are forests sustainably protected refuges for the wildcat?

The European wild cat is strongly related to forests. Structurally diverse forests provide hiding places for raising their young and habitats with sufficient prey offer. Germany is well covered to one third with woodlands and the wild cat has survived the last century exclusively in middle mountain ranges of woodlands. From there, a spread is taking place in landscapes formerly populated by wildcats. By forest corridors the subpopulations come in contact and the distribution area of the species is expanding. However, the forests in Germany are under considerable pressure on human use. The extent of forestry determines the structure of the forest, increasingly overlaid by the effects of climate change. Land use and land fragmentation due to infrastructure measures, energy production and recreational activities lead to habitat fragmentation and disruptive effects. Changes in the forest hit the wildcat in a period of re-dispersal and the question arises as to how these habitat changes will affect this process.

Die Wildkatze weist eine starke Bindung an Wälder auf. Strukturreiche Wälder bieten Verstecke zur Aufzucht der Jungen und ausreichend Flächen mit gutem Beutetierangebot. Deutschland ist zu gut einem Drittel bewaldet und die Wildkatze hat das letzte Jahrhundert ausschließlich in waldreichen Mittelgebirgslagen überlebt. Von dort aus findet gerade eine Ausbreitung in ehemals von Wildkatzen besiedelte Landschaften statt. Über Waldkorridore vernetzen sich die Populationszentren und das Verbreitungsareal der Art erweitert sich. Die Wälder in Deutschland stehen jedoch unter einem erheblichen Nutzungsdruck des Menschen. Die Form der Forstwirtschaft bestimmt die Struktur des Waldes, zunehmend überlagert von den Auswirkungen des Klimawandels. Flächeninanspruchnahmen und Flächenzerschneidungen durch Infrastrukturmaßnahmen, Energiegewinnung und Freizeitnutzung führen zu Fragmentierungen des Lebensraums und zu Störwirkungen. Die Veränderungen im Wald treffen die Wildkatze in einer Phase der Wiederausbreitung und es stellt sich die Frage, wie sich diese Veränderungen im Lebensraum auf diesen Prozess auswirken werden.

KONTAKT

Dr. Markus Dietz

Institut für Tierökologie und Naturbildung
markus.dietz@tieroekologie.com

Auswirkungen anthropogener Eingriffe im Lebensraum Wald auf die Europäische Wildkatze unter besonderer Berücksichtigung von Windenergieanlagen

Erste Ergebnisse eines Forschungsprojektes der Deutschen Wildtier Stiftung

Olaf Simon, Markus Dietz, Malte Götz, Mathias Herrmann, Bernd Klenk, Axel Krannich, Gabriele Neumann, Manfred Trinzen und Hilmar Freiherr von Münchhausen

Unter Mitarbeit von Merle Bruhns, Ingrid Büttner-Trinzen, Franziska Hebert, Elena Krannich, Max Kröschel, Johannes Lang, Ines Leonhardt, Moritz Mercker und Analena Severon

EINLEITUNG

Die Deutsche Wildtier Stiftung untersuchte in einem Telemetrieprojekt die Lebensraumansprüche von Wildkatzen in bewaldeten Kernlebensräumen unter besonderer Berücksichtigung anthropogener Eingriffe innerhalb ihrer Aktionsräume (Deutsche Wildtier Stiftung in prep.). In drei Untersuchungsgebieten in Rheinland-Pfalz wurden im Zeitraum 2017-2018 die Raum- und Habitatnutzung von 36 besenderten Wildkatzen analysiert. Einen Schwerpunkt der Studie bilden die Ansprüche der Wildkatze an Ruhe- und Reproduktionshabitate.

HINTERGRUND UND FRAGESTELLUNGEN

Wälder in Mittelgebirgslagen sind die verbliebenen Kernlebensräume der Wildkatze in Mitteleuropa. Die dort stabilen Vorkommen sind die wichtigste Grundlage für den Erhalt der Wildkatze und zudem Quellen der Wiederausbreitung – dem übergeordneten Ziel europaweiter Schutzbemühungen (Birlenbach et al. 2009, Standing Committee of Bern Convention 1992). Diese Wälder sind aber auch in forstwirtschaftlicher Nutzung und sie dienen vielen Menschen als Erholungsraum. Durch neue wirtschaftliche Waldnutzungen kommen Einflüsse hinzu. Wie sich diese erweiterten Nutzungsansprüche an Wälder auf die Wildkatze auswirken, ist bisher unklar.

Grundlegende Fragestellungen des Forschungsprojektes der Deutschen Wildtier Stiftung waren:

- Welche Faktoren bestimmen die Lebensraumnutzung der Wildkatze und welche Rolle spielen dabei anthropogene Einflüsse und das Habitatangebot?
- Lassen sich die Auswirkungen möglicher Störungen durch den

Menschen auf das Verhalten und die Physiologie von Wildkatzen erkennen und erfassen?

- Führen Bau und Betrieb von Windenergieanlagen (WEA) und andere Wirkfaktoren, wie Straßen und Siedlungen, in Waldlebensräumen der Wildkatze zum Verlust wichtiger Lebensraumfunktionen – wie der Verfügbarkeit von Ruhe- und Reproduktionsstätten?

Auf Grundlage der Ergebnisse sollen Empfehlungen für einen Umgang mit Waldlebensräumen abgeleitet werden, die den Schutz der Wildkatze sicherstellen.

VORGEHENSWEISE

Grundlage der Untersuchungen war die Ermittlung von Bewegungsmustern frei lebender Wildkatzen unter Berücksichtigung der Habitatnutzung. Der Fokus lag dabei auf der Lokalisation von Kernlebensräumen und der Erfassung essenzieller Lebensraumrequisiten, wie häufig genutzte Ruheplätze und Orte der Jungenaufzucht.

Um eine belastbare Stichprobe an Untersuchungstieren zu erreichen, erfolgte die Untersuchung zeitlich parallel in drei vergleichbaren Untersuchungsgebieten (UG) in Eifel und Hunsrück im westlichen Populationsareal der Wildkatze in Deutschland: UG Eifel, UG Haardtwald und UG Soonwald (Abb. 1). In jedem UG wurden 12 adulte Wildkatzen (je 6 Katzen und 6 Kater) mit GPS-Halsbandsendern (E-OBS, München) ausgestattet. Die Datenaufnahme (GPS-Lokalisationen im 5-h-Zeitintervall) erfolgte bis zu 14 Monate lang. Da ein Schwerpunkt der Untersuchungen auf der Analyse möglicher Auswirkungen von WEA in Wäldern lag, wurden die Wildkatzen in räumlicher Nähe und vergleichend dazu in größerer Distanz zu WEA gefangen und besendert.

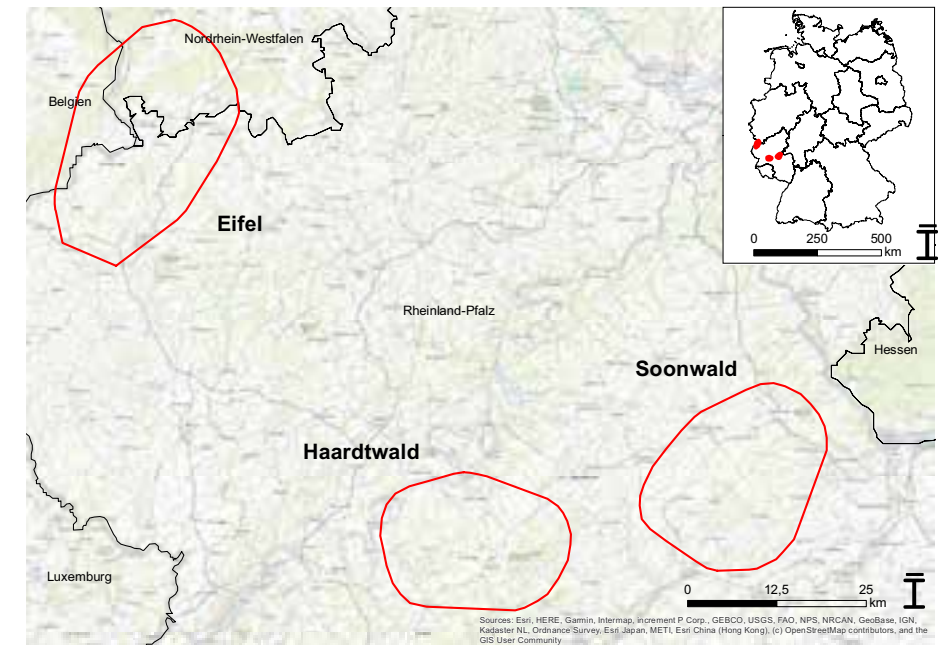


Abbildung 1: Lage der drei Untersuchungsgebiete in Rheinland-Pfalz

Die erfassten Aktivitätsmuster und Raum-Nutzungsdaten wurden anschließend mit Landschafts- und Geodaten sowie möglichen Störgrößen (z. B. Wege- und Verkehrsdichte, Standorte von WEA) verschnitten und im Gesamtkontext aller drei Gebiete statistisch, u. a. durch Anwendung der integrated-Step-Selection-Methode (iSSMs) (Augar et al. 2016), untersucht. Aktivitätsdaten (ACC), die in 2-min-Intervallen von den Daten-Loggern aufgezeichnet wurden, ermöglichten in Kombination mit GPS-Lokalisationen während längerer Ruhephasen (≥ 3 h) eine feinskalierte Erfassung von Ruheplätzen. Mithilfe der ACC-Daten wurden auch die Geburtstermine der Weibchen ermittelt. Die Analyse der Habitatnutzung wurde a) für alle Lokalisationen, b) für alle Ruheplätze und c) für Mutter-Ruheplätze vorgenommen. Als Mutter-Ruheplätze wurden die Ruheorte definiert, die führende Weibchen im Zeitraum bis 8 Wochen nach der Geburt auch fernab ihrer Jungtierverstecke nutzen (jeweils ≥ 3 h Ruhe). Da die Anwesenheit von Jungtieren zu späteren Zeitpunkten nur schwer festzustellen ist, wurde der hier betrachtete Zeitraum der Jungenaufzucht auf 8 Wochen nach der Geburt begrenzt. Für eine umfassende Berücksichtigung von Habitatstrukturen, die das Raum-Zeit-Muster von Wildkatzen beeinflussen können, erfolgte neben der Nutzung vorhandener Landschafts- und Geo-Daten eine fernerkundungsgestützte Erfassung sämtlicher Waldlücken in den Untersuchungsregionen (RLP-AgroScience GmbH, Neustadt an der Weinstraße).

Für Jungtierverstecke (Reproduktionsstätten), die während der ersten 8 Wochen der Aufzuchtphase genutzt und über die Bewegungsmuster der Mutterkatzen ermittelt wurden, und für Ruheplätze, die nach der Häufigkeit ihrer Nutzung klassifiziert wurden (2-3 Tage, 4-10 Tage, > 10 Tage), erfolgten zusätzliche Distanzanalysen zu möglichen Wirkfaktoren. Für jede einzelne Wildkatze wurde zunächst geprüft, ob der jeweilige Wirkfaktor innerhalb des individuellen Aktionsraumes (MCP100%) auftrat. War dies nicht der Fall, wurde das Individuum aus der weiteren Analyse ausgeschlossen. Zudem wurden nur Distanzen von < 2 km in den Analysen berücksichtigt, da für weiter entfernt gelegene Wirkfaktoren ein geringer Einfluss anzunehmen war.

Auf Ebene der UG erfolgten zudem gesonderte Auswertungen zur Raumnutzung einzelner Wildkatzen, die von speziellen Wirkfaktoren betroffen waren oder besondere Strukturen nutzten.

Um Hinweise auf physiologische Reaktionen durch Störungen zu gewinnen, wurden in den drei UG akkumulierte Stresshormon-Werte (Cortisol) in Haarproben von Wildkatzen analysiert (IZW, Berlin). Die Haarproben wurden den gefangenen Individuen im Zuge der Besendungen entnommen sowie experimentell auch nicht-invasiv über die Lockstockmethode nach Hupe & Simon (2007) gewonnen.

ERGEBNISSE

Erhobene Datengrundlage

Bei 30 besenderten Wildkatzen gelang eine Datenaufnahme über mindestens 7 bis zu 14 Monate (Abb. 2, Abb. 3-5). Für 19 Wildkatzen konnten über einen gesamten Jahreszyklus (12 Monate) hinweg Lokalisationen aufgezeichnet werden. Bei 6 Individuen endete die Beobachtungszeit bereits nach weniger als 4 Monaten.

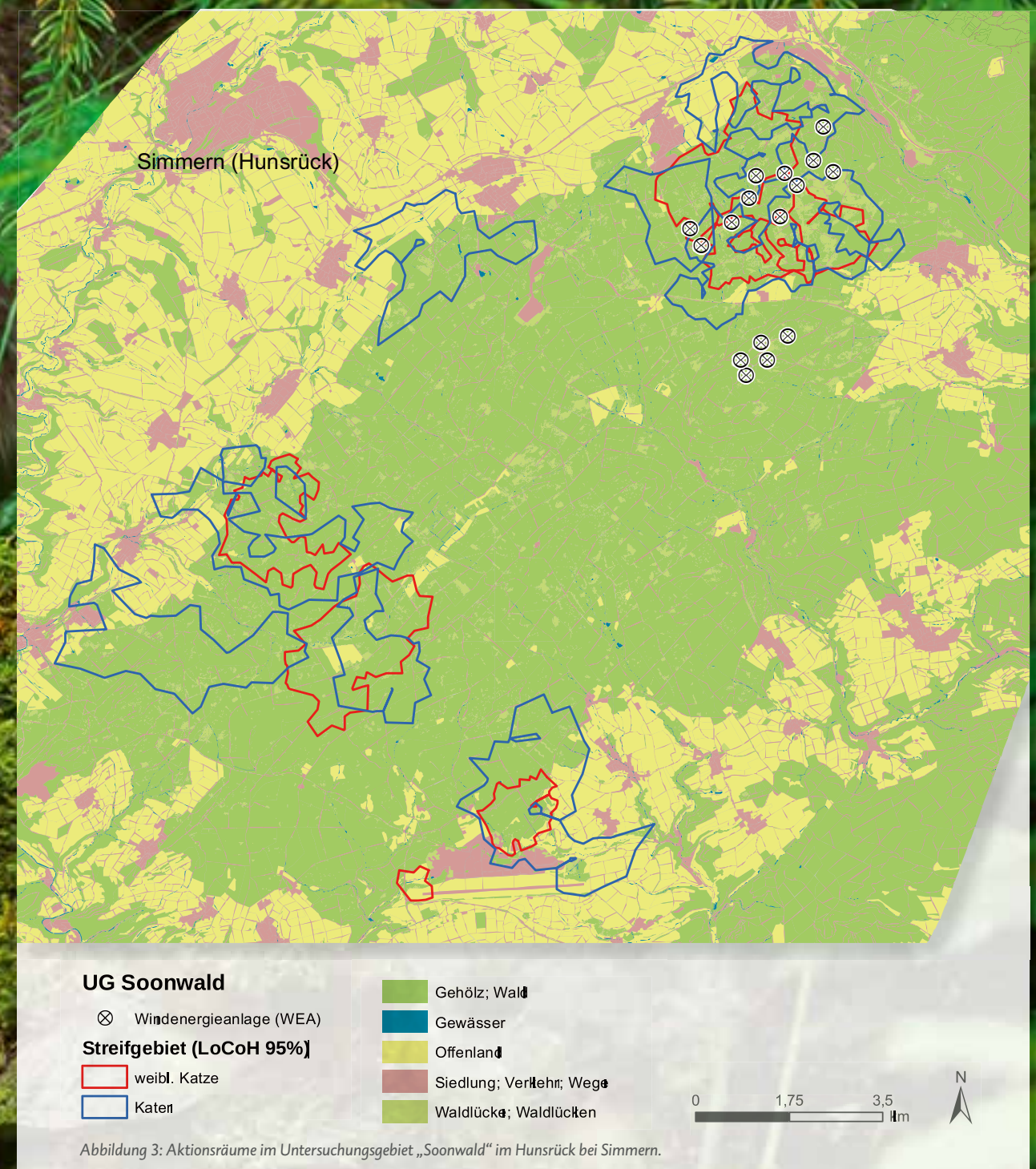
Bis zum Ende der Datenaufnahme im März 2018 wurden insgesamt 42.703 GPS-Lokalisationen im Zeitabstand von 5 h erhoben, die als Grundlage für die Streifgebiets- und Habitatnutzungs-Analysen zur Verfügung standen.

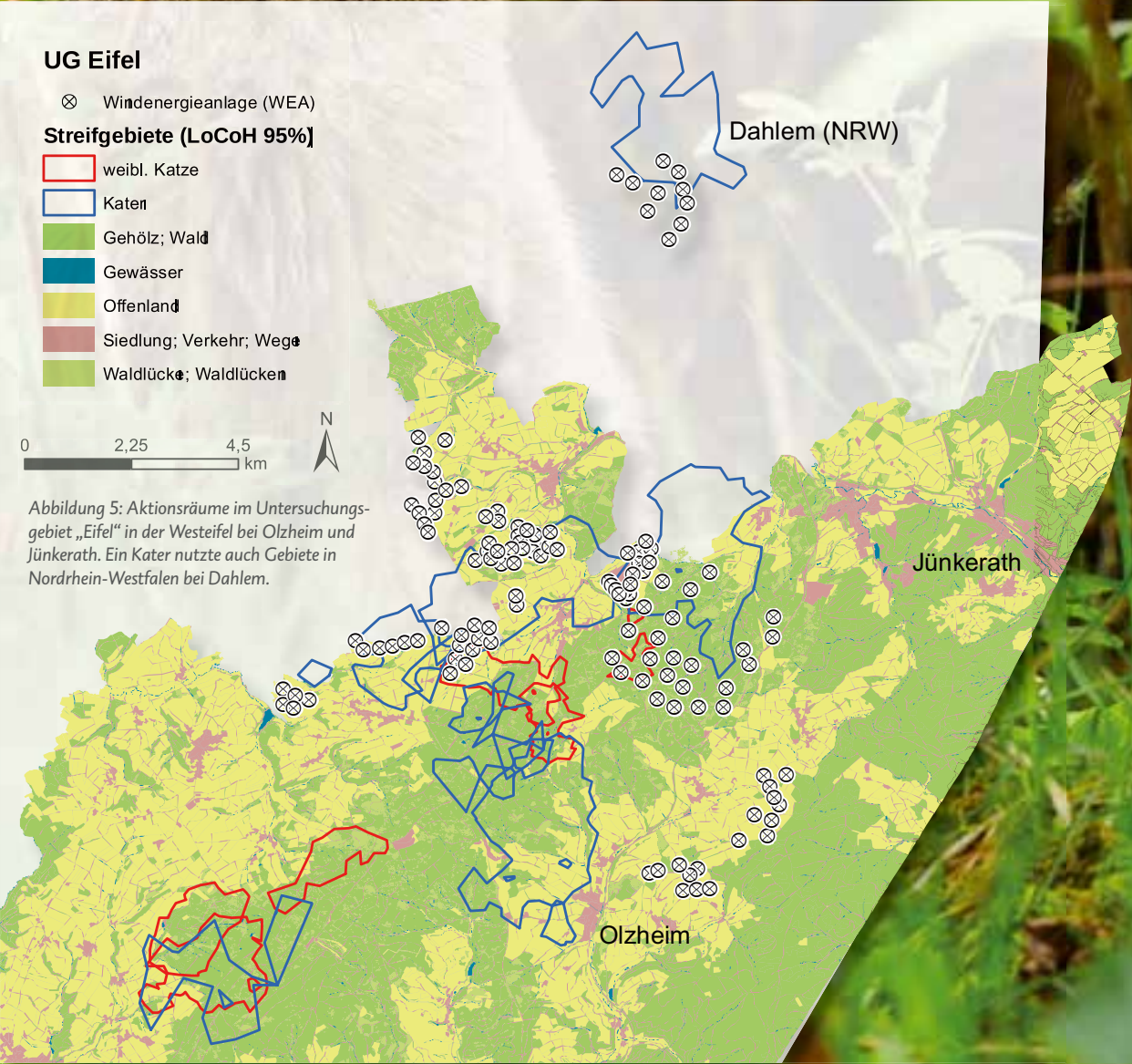
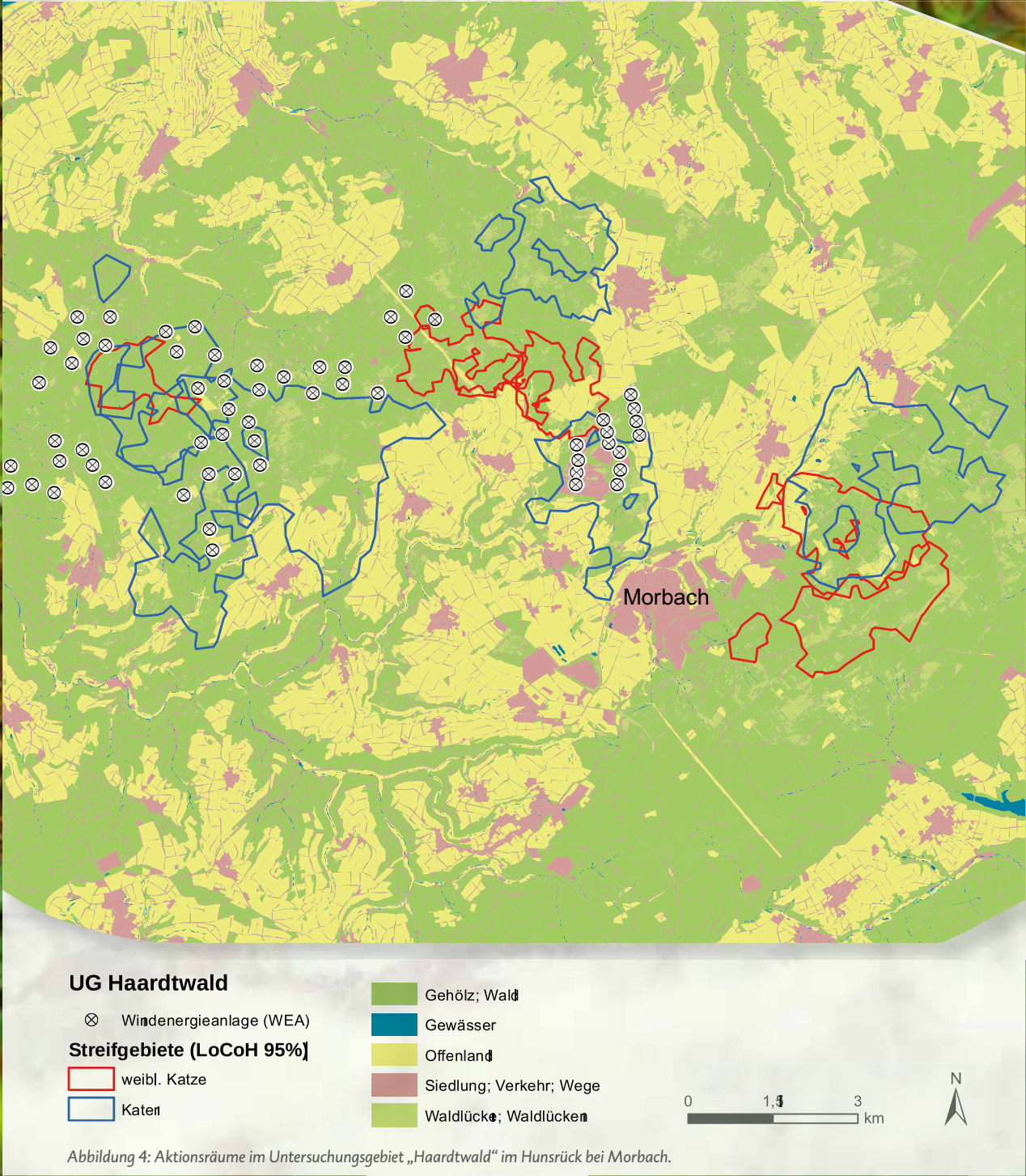
Für 14 der 18 untersuchten adulten Wildkatzenweibchen (78 %) wurden Würfe im Untersuchungszeitraum 2017 festgestellt (Abb. 2). Bei 10 der 14 reproduzierenden Wildkatzenweibchen konnte aufgrund des Raum-Zeit-Musters und aufgrund zusätzlicher Fotofallenbilder und Direktbeobachtungen ein Überleben von mindestens einem Jungtier im betrachteten Zeitraum der Jungenaufzucht angenommen werden. Bei 4 Wildkatzenmüttern endete die Beobachtung der Aufzuchtphase bereits in der ersten, dritten bzw. vierten Lebenswoche der Jungen durch den Verlust des Sendersignals der Mutter, durch das Lösen des Senderhalsbandes vom Tier oder durch den Straßenverkehrstod der Mutter. Insgesamt konnten von den 14 Mutterkatzen 59 während der Aufzucht genutzte Jungtierverstecke, inklusive der Geburtsorte, lokalisiert und beschrieben werden.

8.896 Lokalisationen erfolgten während andauernder Ruhephasen (≥ 3 h). Diese Ruheortungen wurden 4.223 Ruheplätzen unterschiedlicher Bedeutung, also unterschiedlicher Nutzungshäufigkeit zugeordnet. Bei 79,6 % der erfassten Ruheplätze handelte es sich um einmalig genutzte Ruheplätze, 19,6 % wurden wiederholt genutzt, und bei 0,8 % der Orte handelte es sich um Ruheplätze von sehr hoher Bedeutung, die an mehr als 10 Tagen innerhalb des Untersuchungszeitraums aufgesucht wurden.



Abbildung 2: Senderlaufzeiten und erfasste Phasen der Jungenaufzucht.





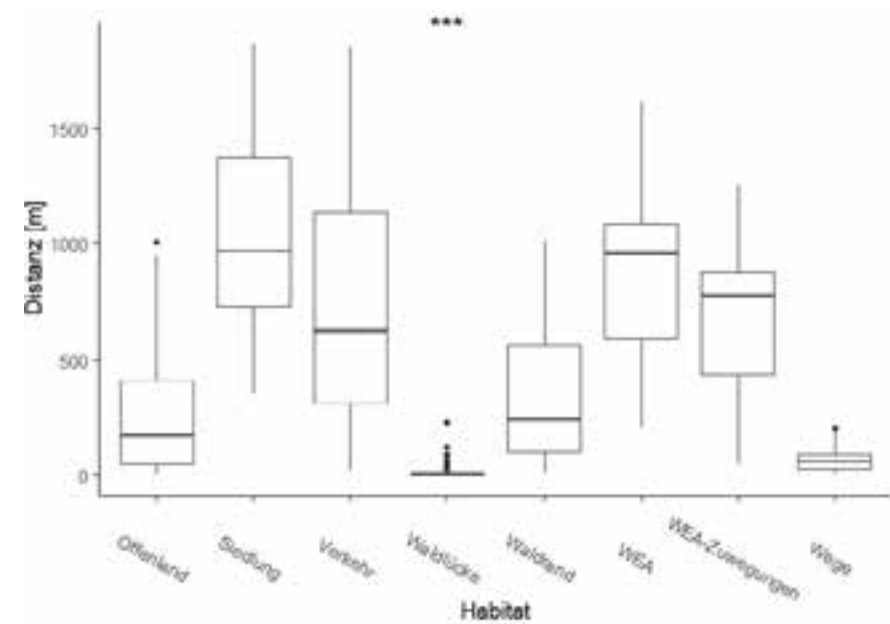


Abbildung 6: Häufigkeitsverteilung von Minimaldistanzen zwischen Wirkfaktoren und betroffenen Jungtierverstecken (n = min. 22 bis max. 59) sechs reproduzierender Weibchen.

Habitatnutzung

Die Habitatanalyse mithilfe des iSSM-Verfahrens auf Grundlage aller Lokalisationen verdeutlicht, dass Siedlungsräume, Verkehrsflächen und Wege von den Wildkatzen gemieden wurden. Für die verschiedenen dem Wald assoziierten Kategorien, wie Laub- und Nadelwald, Waldalter und Waldlücken, zeigte sich deutlich, dass innerhalb der Waldflächen die Waldlücken (insbesondere Flächen > 125 m²) für die Wildkatzen von großer Bedeutung waren. Laubwälder und auch eine geringe Distanz zu Laubwaldflächen (solche Grenzflächen gehen häufig mit strukturreichen Waldinnensäumen einher) wurden präferiert. Dies galt ebenso für den Habitattyp Mischwald, während Nadelwald weniger häufig aufgesucht wurde. Die Analyse der Gehölzhöhen im Wald als Indikator für das Bestandsalter bestätigte, dass sich die Wildkatzen bevorzugt in Waldlücken aufhielten. Besonders attraktiv waren Waldlücken in kurzer Distanz zu Waldflächen mit älterem und altem Baumbestand. Konkret in den UG bestehen solche Lücken oft in Buchen-Eichen-, aber auch Fichten-Altbeständen, in denen einzelne Bäume und Baumgruppen fehlen und auf deren Lichtlücken Brombeerdickichte, liegendes Totholz oder Buchen-, Hainbuchen- und Fichtenverjüngungsdickichte wachsen.

Mit Blick auf Flächen im Offenland wurde zwar deren Nähe bevorzugt aufgesucht, die Offenlandhabitate selbst wurden im Mittel jedoch weniger häufig genutzt. Wildkatzen hielten sich also häufiger nah am Waldrand auf, von wo aus es möglich war, die Waldsäume und angrenzende Wiesen zu nutzen. Gehölzstrukturen im Offenland wirkten attraktiv auf Wildkatzen. Gewässer zeigten bei Betrachtung aller Lokalisationen eine geringere Attraktivität als in früheren Untersuchungen (Klar et al. 2008).

Ruheplätze lagen bevorzugt in Waldlücken sowie in allen drei Waldtypen (Laub-, Misch-, Nadelwald) und in Gehölzstrukturen im Offenland. Im Gegensatz zur Betrachtung sämtlicher Lokalisationen zeigte die Lage von Ruheorten zudem eine Präferenz für die Nähe zu Gewässern. Im Offenland präferierten die besenderten Wildkatzen zum Ruhen Flächen mit Feldfrüchten (Ackerland), im Grünland ruhten sie eher selten.

Mutter-Ruheplätze wurden bevorzugt im Laubwald aufgesucht; insbesondere in geringer Distanz zu Waldlücken mittlerer Größe (125-2.500 m²).

Die durch Stellflächen von WEA entstandenen Waldlücken wurden von den untersuchten Wildkatzen im Gegensatz zu natürlichen Waldlücken tendenziell gemieden. Sowohl für sämtliche Lokalisationen, für Ruheplätze

ze und für die Mutter-Ruheplätze konnte keine Bevorzugung, sondern eher eine weiträumige Meidung festgestellt werden, die in der statistischen Prüfung jedoch nicht signifikant war. Nur einzelne Kater suchten im unmittelbaren Umfeld von WEA auch Ruheplätze auf.

Distanzen von Jungtierverstecken und Ruheplätzen zu Wirkfaktoren

Die Untersuchung der Distanzen zwischen Jungtierverstecken und den nächstgelegenen WEA-Standorten zeigte, dass die von den Weibchen gewählten Jungtierverstecke zwischen 204 m und 1.620 m entfernt von WEA-Standorten lagen. Mittels Kolmogorov-Smirnov-Test wurde geprüft, ob die Daten gleichverteilt sind, d. h. eine spezifische Distanz bevorzugt wurde oder nicht. Das Testergebnis war nicht signifikant (p = 0.48). Dies deutete darauf hin, dass die WEA-Standorte vordergründig keinen starken Einfluss auf die Wahl der Jungtierverstecke hatten. Die Untersuchung der Distanzen zwischen ermittelten Jungtierverstecken und den nächstgelegenen WEA-Standorten zeigte jedoch deutlich, dass keine Jungtierverstecke in einer Distanz < 200 m um WEA-Standorte nachgewiesen werden konnten, obwohl hier grundsätzlich geeignete Habitatstrukturen vorhanden waren. Im Vergleich zu anderen Kategorien sind die WEA-Standorte in ihrer Wirkung wie Verkehrs- und Siedlungsflächen einzustufen (Abb. 6). Jungtierverstecke befanden sich häufig in Waldlücken, sie wiesen eine klare Präferenz für kurze Distanzen zu dieser Habitatstruktur auf.

Die Ruheplätze aller Nutzungsklassen beider Geschlechter lagen in Distanzen von mindestens Median 539 m (Weibchen) und 500 m (Kater) von WEA-Standorten und mindestens Median 260 m (Weibchen) bzw. 315 m (Kater) von WEA-Zuwegungen entfernt. Gegenüber dem Wirkfaktor Verkehr lagen die Ruheplätze je nach Nutzungsklasse in Distanzen von Median 432 m bis 476 m (Weibchen) und 468 m bis 583 m (Kater) entfernt. Die Distanzen zu Wirtschaftswegen/Pfaden waren im Gegensatz dazu deutlich geringer (Weibchen: Median 47 m bis 59 m; Kater: Median 41 m bis 54 m). Kater zeigten kleinere Minimaldistanzen (Median 479 m bis 616 m) gegenüber Siedlungen als Weibchen (Median 738 m bis 873 m). Die ermittelten Minimaldistanzen zwischen den Ruheplätzen und Offenland sowie Waldrand waren ebenfalls bei Katern (Median Offenland: 33 m bis 178 m, Median Waldrand: 76 m bis 218 m) geringer als bei Weibchen (Median Offenland: 294 m bis 346 m, Median Waldrand: 296 m bis 299 m). Beide Geschlechter bevorzugten Ruheplätze in oder nah an Waldlücken, unabhängig von der Häufigkeit der Nutzung.

Beobachtete Bewegungsmuster in den Untersuchungsgebieten

Im UG Haardtwald zeigte sich im Verlauf des Telemetriejahres 2017 eine Raumverschiebung der Kernstreifgebiete besenderter Kater, die zeitlich mit dem Baubeginn von 23 WEA in den Streifgebieten der Kater zusammenfiel. Ab September bzw. Oktober hatten die Kater ihre Streifgebiete in angrenzende Wald-Offenland-Lebensräume verlagert, ohne zuvor genutzte Waldbereiche wieder aufzusuchen. Als treibender Faktor wurden Störungen durch den WEA-Bau vermutet.

Jedoch wurden auch bei Katern aus WEA-freien Teilen der UG Haardtwald und Soonwald Raumverlagerungen ins Offenland beobachtet, ohne dass diese Kater von Baumaßnahmen innerhalb ihrer Streifgebiete betroffen waren. Ein kausaler Zusammenhang zwischen der Verschiebung von Kernstreifgebieten und dem WEA-Baustellenbetrieb konnte für die betroffenen Haardtwald-Kater methodisch bedingt nicht belegt werden. Dazu wäre mindestens ein weiteres Telemetriejahr derselben Kater zuvor oder danach notwendig.

Im UG Eifel wurde die Bedeutung anthropogener Strukturen als Tages- und Jungtierverstecke bewertet. So nutzten die besenderten Wildkatzen häufig Überreste von ehemals militärisch genutzten Bunkeranlagen als Tagesschlafplatz und als Wurfplatz. Feldscheunen in der Agrarlandschaft wurden als wettergeschützte Tagesschlafplätze, vor allem bei rauem Winterwetter genutzt. Die im Zweiten Weltkrieg als Panzersperre aus Betonbarrieren angelegte und bis heute existierende „Höckerlinie“ bot als inzwischen verwildertes, lineares Landschaftselement innerhalb einer strukturarmen Agrarlandschaft geeignete Verstecke für die Tagesruhe. In der Eifel gab es einige weiträumige Exkursionen besenderter Wildkatzen durch die Agrarlandschaft in nächstgelegene Waldgebiete. Die Bewegungsmuster dokumentierten dabei die hohe Bedeutung der mit Hochstauden, Sträuchern oder Vorwaldstadien bewachsenen „Höckerlinie“ als Deckung bietende Struktur in der Landschaft.

Im UG Soonwald wurden die Bewegungsmuster und ACC-Daten von Wildkatzen im Verlauf großflächiger Bewegungsjagden mit zahlreichen Jagdhunden betrachtet, um Reaktionen auf diese Form der Beunruhigung zu erfassen. Betroffen waren die Streifgebiete von insgesamt 5 besenderten Wildkatzen an zwei Jagdtagen im Herbst. Die Analyse ihrer Aufenthaltsorte vor, während und nach der Jagd ließen keine weiträumige und nachhaltige Flucht aus den beunruhigten Gebieten erkennen. Einige

Wildkatzen überdauerten den Jagdtag mit auffällig langen Ruhephasen. Ein Weibchen verließ das Jagdgebiet vorübergehend.

Stresshormon-Analysen

Haarproben von 67 gefangenen Wildkatzen und weitere 41 mithilfe von Lockstöcken erfasste Wildkatzenhaarproben wurden auf ihre Cortisolwerte als Stressindikator hin analysiert. Ein Einfluss von WEA auf die Cortisolwerte der Wildkatzen ließ sich nicht feststellen. Weder konnte ein Zusammenhang zwischen Cortisolwerten und der Distanz zur nächstgelegenen WEA festgestellt werden, noch zeigte sich ein Zusammenhang zwischen Cortisolwerten und der WEA-Anzahl im Streifgebiet.

WELCHES GEFÄHRDUNGSPOTENZIAL GEHT VON WINDENERGIEANLAGEN IN WILDKATZENLEBENSÄUMEN AUS?

Das Verhalten von Wildkatzen als Reaktion auf Bau und Betrieb von WEA systematisch zu beobachten ist – wie bei anderen heimlich lebenden Wildtieren – im Freiland nicht möglich und bleibt auf Zufallsbeobachtungen beschränkt. Der Ansatz dieser Studie war es deshalb, die Raumnutzung von Wildkatzen mittels Telemetrie in mit WEAs bebauten Wäldern vergleichend in drei Regionen zu analysieren. Aus Sicht der Wildkatze erwachsen mögliche Konflikte vor allem durch Lebensraumverlust, neue Waldwirtschaftswege mit Folgenutzern und betriebsbedingte Störwirkungen durch Lärm, Schattenwurf und Bewegung der Rotoren.

Die Ergebnisse zeigen zusammenfassend,

- dass die vorhandenen Freiflächen unter den WEA (Kategorie WEA) gemieden wurden, wenn auch der Einfluss dieser Variable aufgrund seiner Kleinflächigkeit eine untergeordnete Rolle im Verhältnis zu den anderen Habitattypen spielte. Beide Geschlechter suchten Flächen mit WEA weniger auf und bevorzugten weite Distanzen gegenüber diesen Flächen (Step-Selection-Analyse).
- dass bezogen auf die Jungtierverstecke die WEA-Standorte vergleichbar mit Siedlungsräumen und Straßen sind. Es konnten keine Jungtierverstecke in einer Distanz < 200 m um WEA-Standorte nachgewiesen werden, obwohl hier grundsätzlich geeignete Habitatstrukturen vorhanden waren (Distanzanalyse).

Unter den Männchen suchte ein Kater im strukturarmen Offenland wiederholt Gehölzstrukturen unter einer WEA als Ruheplatz auf (UG Eifel).

Weiterhin zeigen die Untersuchungen:

- dass die Präferenz der Wildkatzen für weitgehend baumfreie Sukzessionsflächen infolge von Sturmwurf und Kalamitäten zu Konflikten bei der WEA-Standortwahl führen kann. Gerade diese baumfreien Flächen sind bevorzugte Reproduktionsorte und gleichzeitig werden sie für den Bau von WEA bevorzugt, da kein stehender Waldbestand gerodet werden muss.
- dass die Bauphase von WEA potenziell Gefahren birgt, die zur Tötung insbesondere von Jungtieren oder zu Vertreibung führen können.

SCHLUSSFOLGERUNG

Bisher wurden für die Wildkatze mögliche Beeinträchtigungen durch WEA im Wald während der Bauphase, nicht aber während der Betriebsphase angenommen. Qualifizierte Wirkungsstudien gab es bislang nicht (Reichenbach et al. 2015). Das Umweltministerium in Rheinland-Pfalz verneint eine betriebsbedingte Betroffenheit (Drucksache 16/4736 des Landtages Rheinland-Pfalz vom 12.03.2015). Die jetzt vorliegenden Ergebnisse weisen darauf hin, dass es eine betriebsbedingte Betroffenheit weiblicher Wildkatzen insbesondere bei der Wahl der Jungtierverstecke und Ruhestätten gibt. Es deutet sich an, dass WEA im Wald zumindest bei der Wahl der sensiblen Orte der Jungenaufzucht eine vergleichbare Wirkung haben wie Siedlungsräume und Straßen, d. h. die Katzen halten eine Mindestdistanz ein. Artenschutzrechtlich betrachtet ist somit eine erhebliche Betroffenheit der Fortpflanzungs- und Ruhestätte möglich, mindestens jedoch nicht pauschal auszuschließen.

Die Raumnutzungsanalysen der 36 besenderten Wildkatzen belegen eindrücklich, ebenso wie Studien in der Eifel und im Rothaargebirge (Hötzel et al. 2007, Dietz et al. 2016), den tierökologischen Wert von Sturmwurf- und Kalamitätsflächen, die insbesondere in strukturarmen Fichtenforsten Vorzugsräume u. a. für streng geschützte Tierarten schaffen. Neben der Wildkatze gilt dies ebenso für die Haselmaus (*Muscardinus avellanarius*), die jüngere Sukzessionsstadien in Wäldern bevorzugt (Lang et al. 2013; Sozio et al. 2016), und den Luchs (*Lynx lynx*) (Fillar et al. 2017, Vanbianchi et al. 2017 für *Lynx canadensis*).

Rechtlich betrachtet weisen Windwurfflächen somit ein hohes Potenzial als Fortpflanzungs- und Ruhestätte im Sinne von § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG (Verbotstatbestände des besonderen Artenschutzes) und gegebenenfalls sogar als essenzielles Nahrungshabitat auf. Dies ist insbesondere bei der Inanspruchnahme von Windwurfflächen im Zuge der Errichtung von WEA zu berücksichtigen. Eine Verschiebung von Anlagenstandorten aus baumbestandenem Waldflächen in Windwurfflächen aufgrund artenschutzrechtlicher Konflikte mit Fledermäusen oder anderen Artengruppen ist somit nicht zwangsläufig eine Vermeidungsmaßnahme, sondern kann ein weiterer artenschutzrechtlich relevanter Eingriff sein. Dies muss berücksichtigt werden, gerade wenn Länderempfehlungen wie z. B. der Leitfaden „Wind im Wald“ (NRW; MKULNV 2012) oder das „Rundschreiben Windenergie Rheinland-Pfalz“ (u. a. MWKEL 2013) Windwurfflächen als bevorzugte Flächen für Anlagenstandorte empfehlen, da sie als „vorbelastet“ gelten.

Nicht betrachtet werden konnten in dieser Studie die möglichen Summationseffekte großer Windparke mit hohen Anzahlen an WEA. Insbesondere auf kleinen Waldflächen sind artenschutzrechtlich relevante Summationseffekte, die über die jetzt erkannten Störwirkungen hinausgehen, nicht auszuschließen (Reichenbach et al. 2015).

DANK

Wir danken der Struktur- und Genehmigungsdirektion Nord, Rheinland-Pfalz, für die artenschutzrechtliche Ausnahmegenehmigung zum Fang der Wildkatzen. Dem Landesuntersuchungsamt Rheinland-Pfalz danken wir für die Tierversuchsgenehmigung zu Fang und Besenderung der Wildkatzen. Die Forstämter Prüm, Soonwald, Simmern und Idarwald sowie die Gemeindeforstverwaltung Morbach haben das Projekt mit Interesse unterstützt und Fahrgenehmigungen erteilt. Den Unteren Naturschutz- und Jagdbehörden der Landkreise Vulkaneifel, Bitburg-Prüm, Bernkastel-Wittlich, Rhein-Hunsrück und Bad Kreuznach danken wir für ihr Einverständnis zu den Forschungsarbeiten und ihre Unterstützung des Projektes. Dank gilt auch den Veterinären, die den Fang in den Untersuchungsgebieten Soonwald und Haardtwald begleitet haben. Für die Überlassung von Geo-Daten zu den WEA danken wir juwi Energieprojekte GmbH, Verbund Hydro Power GmbH, der Kreisverwaltung Wittlich, dem Windpark Am Ranzenkopf GmbH & Co. KG, der Windenergie Wintrich Planungsgesellschaft WWP bzw. Agrowea und der Stadtverwaltung Morbach.

LITERATUR

- AVGAR, T.; POTTS J. R.; LEWIS, M. A. & BOYCE, M. S. (2016): Integrated step selection analysis: bridging the gap between resource selection and animal movement. 7: 619–630.
- BIRLENBACH, K. & KLAR, N., unter Mitarbeit von Jedicke, E.; Wenzel, M.; Wachendörfer, V.; Fremuth, W.; Kaphegyi, T.A.M.; Mölich, T. & Vogel, B. (2009): Aktionsplan zum Schutz der Europäischen Wildkatze (*Felis silvestris silvestris* SCHREBER 1775) in Deutschland. Naturschutz und Landschaftsplanung 41, 11: 325-332.
- DIETZ, M.; LANG, J.; RÜTH, K.; KRANNICH, A. & SIMON, O. (2016): Wiederbesiedlung und Habitatpräferenzen der Europäischen Wildkatze im Rothaargebirge. Naturschutz und Landschaftsplanung 48 (11), 2016: 337-344.
- FILLAR, M.; PREMIER, J.; MAGG, N.; DUPKE, C.; KHOROZYAN, I.; WALTERT, M.; BUFKA, L. & HEURICH, M. (2017): Habitat selection by Eurasian lynx (*Lynx lynx*) is primarily driven by avoidance of human activity during day and prey availability during night. Ecology and Evolution, 7: 6367-6381.
- HÖTZEL, M.; KLAR, N.; SCHRÖDER, S.; STEFFEN, C. & THIEL, C. (2007): Die Wildkatze in der Eifel – Habitate, Ressourcen, Streifgebiete. Laurenti-Verlag, Bielefeld, ISBN 978-3-933066-35-0, 191 S.
- KLAR, N.; FERNÁNDEZ, N.; KRAMER-SCHADT, S.; HERRMANN, M.; TRINZEN, M.; BÜTTNER, I. & NIEMITZ, C. (2008) Habitat selection models for European wildcat conservation. Biological Conservation 141, 1:308-319.
- LANG, J.; BÜCHNER, S.; EHLERS, S. & SCHULZ, B. (2013): Kompensationsmaßnahmen für Haselmäuse im Wald. AFZ-DerWald 10/2013: 14-17.
- MINISTERIUM FÜR KLIMA, UMWELT, LANDWIRTSCHAFT, NATURSCHUTZ UND VERBRAUCHERSCHUTZ (MKULNV) (2012): Leitfaden Rahmenbedingungen für Windenergieanlagen auf Waldflächen in NRW, 65 S.
- MINISTERIUM FÜR WIRTSCHAFT, KLIMA, ENERGIE UND LANDESPLANUNG RPF (2013): Hinweise für die Beurteilung der Zulässigkeit der Errichtung von Windenergieanlagen in Rheinland-Pfalz (Rundschreiben Windenergie), 51 S.
- REICHENBACH, M.; BRINKMANN, R.; KOHNEN, A.; KÖPPEL, J.; MENKE, K.; OHLENBURG, H.; REERS, H.; STEINBORN, H. & WARNKE, M. (2015): Bau- und Betriebsmonitoring von Windenergieanlagen im Wald. Abschlussbericht 30.11.2015. Erstellt im Auftrag des Bundesministeriums für Wirtschaft und Energie, 371 S.

- HUPE, K. & SIMON, O. (2007): Die Lockstockmethode – eine nicht invasive Methode zum Nachweis der Europäischen Wildkatze (*Felis silvestris silvestris*) in: Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen, Heft 1/07: 66-69.
- SOZIO, G.; IANNARILLI, F.; MELCORE, I.; BOSCHETTI, M.; FIPALDINI, D.; LUCIANI, M.; ROVIANI, D.; SCHIAVANO, A. & MORTELLITI, A. (2016): Forest management affects individual and population parameters of the hazel dormouse *Muscardinus avellanarius*. Mammalian Biology 81: 96-103.
- STANDING COMMITTEE OF BERN CONVENTION (1992): Draft Recommendation on the Conservation of the Wildcat (*Felis silvestris*) in Europe. In: Council of Europe. Seminar on the Biology and Conservation of the Wildcat (*Felis silvestris*). Environmental encounters, 16: 5-11.
- VANBIANCHI, C.; GAINES, W. L.; MURPHY, M. A.; PITHER, J. & HDGES, K. E. (2017): Habitat selection by Canada lynx: making do in heavily fragmented landscapes. Biodiversity and Conservation, 26: 3343–3361.

KONTAKT

Olaf Simon

Institut für Tierökologie und Naturbildung
Olaf.Simon@tieroekologie.com

Malte Götz

Deutsche Wildtier Stiftung
m.goetz@dewist.de



12 Jahre genetische Erfassung der Wildkatze bei Senckenberg – aktuelle Verbreitung und neue Besiedlungsräume

Tobias E. Reiners

Seit 2007 wurden am Senckenberg-Standort Gelnhausen >15.000 Wildkatzenproben aus Deutschland und anderen Ländern genetisch untersucht. Aus diesen Untersuchungen ergaben sich bislang rund 9000 Nachweise und über 2800 individuelle Wildkatzenprofile. Mit der steigenden Anzahl an Proben hat sich das Wissen über die Verbreitung stetig verändert. Anhand von zwei intensiv untersuchten Projektregionen wird die Dynamik in Wildkatzenpopulationen exemplarisch aufgezeigt. Im Wildkatzenmonitoring im Nationalpark Kellerwald-Edersee werden seit 2007 jährlich über die Lockstockmethode systematisch DNA-Proben von Wildkatzen gesammelt. Ausgehend von wenigen Individuen in 2007 werden dort mittlerweile in jedem Jahr >30 Individuen nachgewiesen, wobei gut die Hälfte der Tiere in jedem Jahr erstmals nachgewiesen werden. In der Rhön und umliegenden Regionen war die Wildkatze bis 2007 nur durch vereinzelte Totfunde nachgewiesen. Ein systematisches Monitoring im Biosphärenreservat Rhön zwischen 2009-2013 zeigte schließlich, dass das Gebiet trotz des hohen Offenlandanteils großflächig von der Wildkatze besiedelt ist. Es treffen sich im Gebiet des Biosphärenreservats zwei genetisch getrennte Linien. Während der Süden von in Bayern ausgewilderten Tieren besiedelt ist, finden sich in der zentralen und nördlichen Rhön vornehmlich Tiere aus nördlichen autochthonen Wildkatzenbeständen. Ein Anstieg der Nachweise und eine hohe Populationsdynamik konnten auch im Rahmen des BUND-Projekts Wildkatzensprung gezeigt werden. Geringe genetische Distanzen und große Fluktuationen in den Monitoringgebieten zeigen, dass Wildkatzenvorkommen keineswegs statisch sind. Aktuelle genetische Belege aus zahlreichen Gebieten belegen, dass sich die Wildkatze weiter ausbreitet. So stieg die Anzahl an durch genetische Wildkatzennachweise belegten 10 km-Rasterzellen zwischen den Zeiträumen 2007-2010 = 248 auf >600 in 2015 auf aktuell 725 Rasterzellen. Besonders zu erwähnen sind hier die Ausbreitungstendenzen in Teilen Bayerns, Niedersachsens sowie in Sachsen-Anhalt. Ob sich die Ausbreitung auch jenseits der Mittelgebirgsregionen in nördlicher und östlicher Richtung weiter fortsetzen wird, kann aktuell noch nicht beantwortet werden. Die zu beobachtende Arealerweiterungen im Bereich der Lüneburger Heide sowie weiterer Regionen deuten jedenfalls darauf hin, dass auch hier eine dauerhafte Besiedlung möglich sein könnte.

KONTAKT

Dr. Tobias E. Reiners

Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung
Fachgebiet Naturschutzgenetik
tobias.reiners@senckenberg.de

Monitoring und Erhaltungszustandsbewertung der Wildkatze in Deutschland

Martin Ludwig, Götz Ellwanger, Melanie Neukirchen & Annika Tiesmeyer

ABSTRACT

With the Habitats Directive the states of the European Union undertake to monitor and regularly report on the conservation status of listed habitat types and species, including the wildcat. To this end, the Federal Government and the federal states in Germany have agreed on a joint procedure. This article presents the requirements of the Habitats Directive and Habitats monitoring in Germany. It goes into more detail on current changes in wildcat monitoring and shows potentials for further developments in monitoring, taking into account new technologies. Finally, the results on the wildcat from the national report are presented.

ZUSAMMENFASSUNG

In der FFH-Richtlinie verpflichten sich die Staaten der Europäischen Union, den Erhaltungszustand von gelisteten Lebensraumtypen und Arten, darunter die Wildkatze, zu überwachen und regelmäßig zu berichten. Dazu haben Bund und Länder ein gemeinsames Vorgehen abgestimmt. Dieser Artikel stellt die Vorgaben der FFH-Richtlinie und das FFH-Monitoring in Deutschland vor. Er geht näher auf aktuelle Änderungen im Monitoring der Wildkatze ein und zeigt Potentiale für weitere Entwicklungen des Monitorings unter Berücksichtigung neuer Technologien auf. Schließlich werden die Ergebnisse zur Wildkatze aus dem FFH-Bericht vorgestellt.

EINLEITUNG

Mit der FFH-Richtlinie (92/43/EWG) haben sich die Staaten der Europäischen Union dazu verpflichtet, den Erhaltungszustand von Lebensraumtypen und Arten von gemeinschaftlichem Interesse zu überwachen (Art. 11) und alle sechs Jahre über die Bewertung der Erhaltungszustände zu berichten (Art. 17). In Deutschland haben Bund und Länder zur Überwachung der Erhaltungszustände ein gemeinsames Monitoringkonzept abgestimmt (Sachteleben & Behrens 2010). Die Wildkatze ist eine von 134 für Deutschland relevanten auf Anhang IV der Richtlinie gelisteten Arten die streng zu schützen sind. Im Folgenden werden für das Monitoring der Wildkatze relevante Vorgaben der FFH-Richtlinie und das Konzept des FFH-Monitoring in Deutschland erläutert. Es werden aktuelle Änderungen im Monitoring der Wildkatze vorgestellt und Potentiale für weitere Entwicklungen des Monitorings unter Berücksichtigung neuer Technologien aufgezeigt. Schließlich wird die Bewertung des Erhaltungszustandes der Wildkatze im Ende August 2019 fertiggestellten vierten FFH-Bericht beschrieben.

Vorgaben der FFH-Richtlinie zur Bestimmung des Erhaltungszustandes

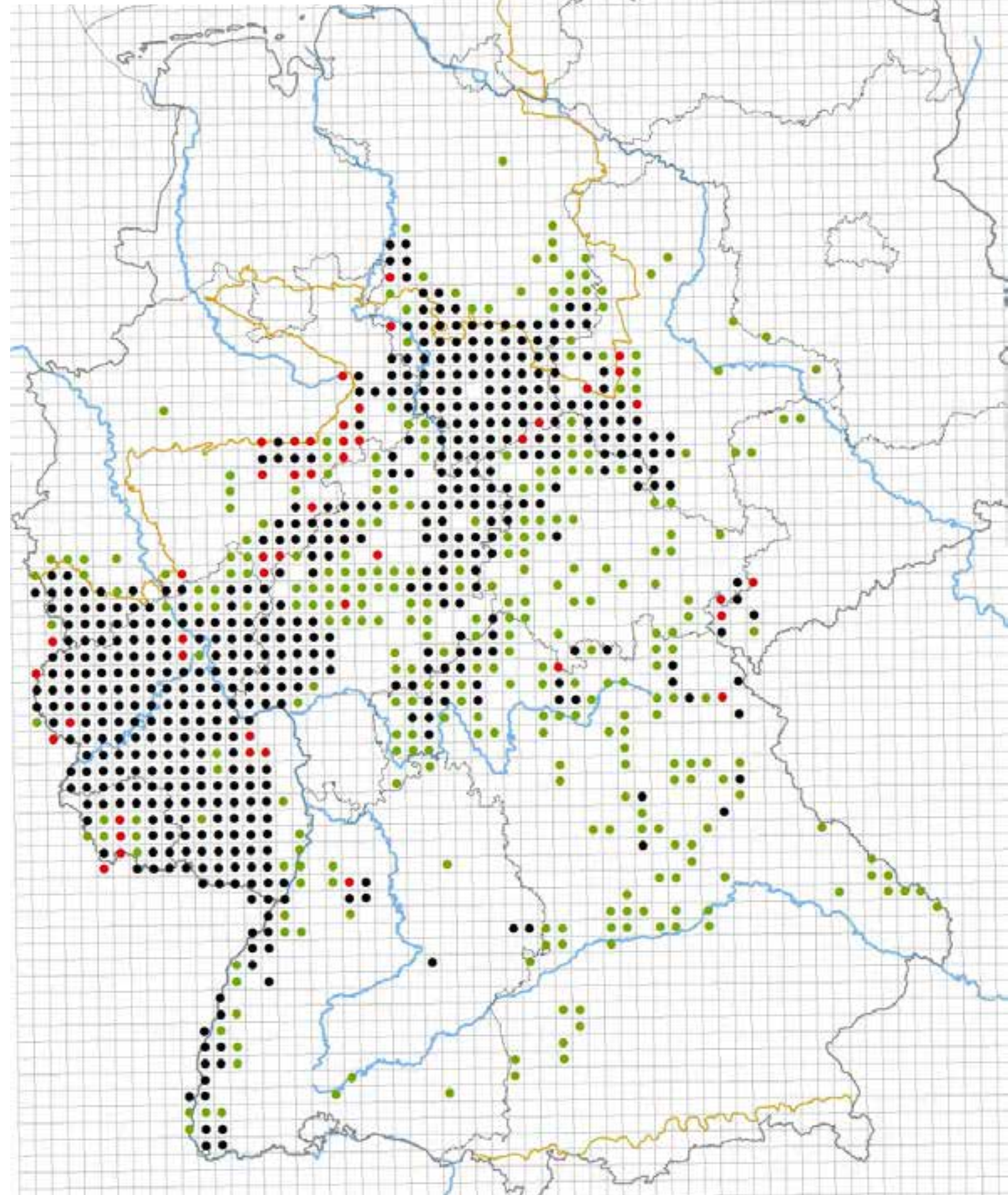
Das Berichtsformat der EU zum FFH-Bericht sieht vor, dass die Staaten getrennt nach biogeographischen Regionen über die Schutzgüter (Arten und Lebensraumtypen) berichten (DG Environment 2016). Deutschland hat Anteil an drei biogeographischen Regionen: der atlantischen, der kontinentalen und der alpinen Region (Abb. 2). Nur aus der atlantischen und kontinentalen Region sind Vorkommen der Wildkatze bekannt. Im Bericht werden für jede der 195 Arten die vier Parameter „Verbreitungsgebiet“, „Population“, „Habitat der Art“ und „Zukunftsansichten“ bewertet. Die Bewertung erfolgt in den drei Stufen „günstig“, „ungünstig-ungenügend“ und „ungünstig-schlecht“. Aus der Bewertung der vier Parameter wird die Bewertung des (Gesamt-) Erhaltungszustandes abgeleitet (DG Environment 2016). Zusätzlich wird zu den Parametern „Verbreitungsgebiet“, „Population“, „Habitat der Art“ und zum Gesamterhaltungszustand ein Trend zur Entwicklung in den vergangenen 12 Jahren angegeben. Detaillierte Angaben zur Erstellung der entsprechenden Angaben finden sich in den „Explanatory Notes and Guidelines for the period 2013-2018“ (DG Environment 2017).

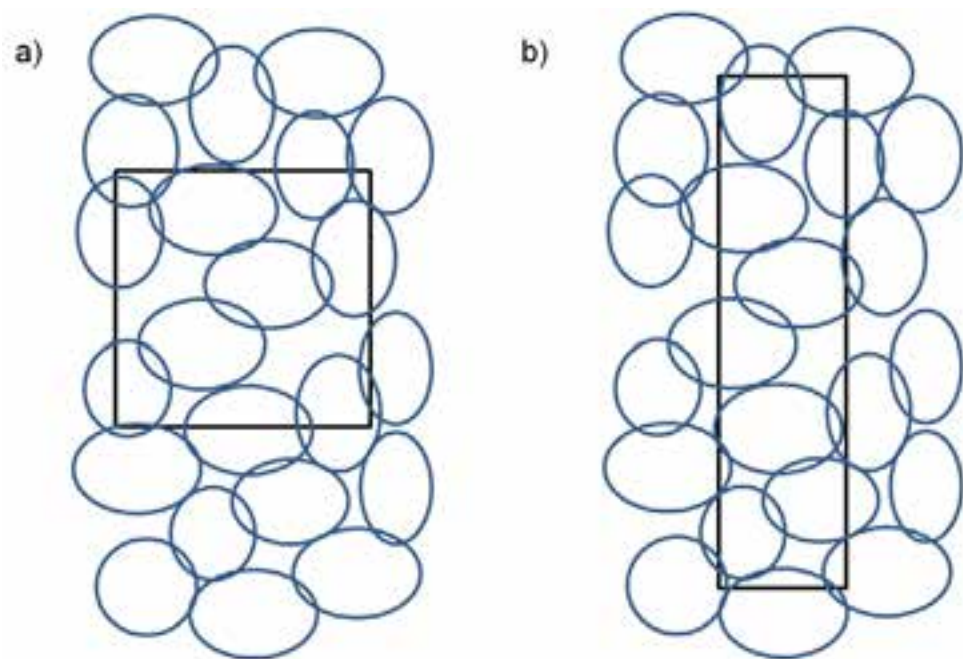
Das FFH-Monitoring in Deutschland

Der Verpflichtung zur Überwachung des Erhaltungszustandes der Arten und Lebensraumtypen wird in Deutschland im Wesentlichen durch das FFH-Monitoring nachgekommen. Durch die föderale Struktur Deutschlands erfolgt die Erfassung der notwendigen Daten durch die Bundesländer, während der Bund für die Erstellung des Entwurfs des nationalen FFH-Berichts verantwortlich ist, der anschließend mit den Ländern abgestimmt wird. Zur Abstimmung des Untersuchungsumfangs, der Erfassungsmethodik und des Vorgehens bei der Bewertung der einzelnen Vorkommen der Schutzgüter haben Bund und Länder ein gemeinsames Konzept entwickelt (Sachteleben & Behrens 2010) und Bewertungsschemata für die Schutzgüter erstellt (z.B. BfN & BLAK 2017).

Das Konzept sieht vor, dass je Schutzgut und biogeographischer Region auf mindestens 63 Probeflächen Daten zu drei Kriterien erfasst werden. Für die Arten sind diese Kriterien der Zustand der Population, die Habitatqualität und Beeinträchtigungen. Bei Schutzgütern, für die weniger als 63 Vorkommen in einer biogeographischen Region bekannt sind, sollen sämtliche bekannte Vorkommen beprobt werden.

Abbildung 2: Verbreitungsangaben der Bundesländer zur Wildkatze aus den FFH-Berichten 2013 und 2019. Schwarze Punkte markieren Rasterzellen mit Nachweisen in beiden Berichtszeiträumen, rote Punkte markieren Rasterzellen mit Nachweisen nur im Bericht 2013 und grüne Punkte Rasterzellen mit Nachweisen im Bericht 2019. Die drei biogeographischen Regionen Deutschlands sind durch eine orangene Linie getrennt. Im Nordwesten befindet sich die atlantische, in der Mitte die kontinentale und am Südrand die alpine Region. Geobasisdaten (c) GeoBasis-DE / BKG





Fläche: 10 km * 10 km =100 km²
Umfang: 40 km
Dichte: 13 Katzen pro 100 km²

Fläche: 5 km * 20 km =100 km²
Umfang: 50 km
Dichte: 16 Katzen pro 100 km²

Abbildung 1: Schematisches Beispiel für den Einfluss der geometrischen Form eines Referenzgebietes auf die ermittelte Wildkatzen-Populationsdichte. In blau sind Wildkatzenstreifgebiete, in schwarz die Form des Referenzgebietes dargestellt.

Damit die Daten von Probeflächen aus verschiedenen Bundesländern vergleichbar sind, enthalten die Bewertungsschemata für jede Art Angaben, wie Daten zu den drei oben genannten Kriterien erhoben werden sollen und wie diese bewertet werden können. Jedem Kriterium werden dabei ein bis mehrere Merkmale zugeordnet (Tab. 1). Für die Ausprägungen eines Merkmals werden Bewertungsschwellen vorgegeben. Die Bewertung der Kriterien und Merkmale erfolgt in drei Stufen. Die Aufteilung der Bewertungsstufen ist aber anders als für die EU-Parameter: Für den Zustand der Population und die Habitatqualität bedeuten die Stufe A „hervorragend“, B „gut“ und C „mittel bis schlecht“. Für die Beeinträchtigungen bedeutet A „keine bis geringe“, B „mittlere“ und C „starke“ Beeinträchtigung. Mit einem Verrechnungsverfahren, das die Stufen gewichtet, werden die Bewertungen aus dem FFH-Monitoring zusammen mit weiteren Daten, wie dem Verbreitungsgebiet, der Habitatgröße und den Zukunftsaussichten zur Bestimmung eines Vorschlages für die Bewertung des Erhaltungszustandes in den biogeographischen Regionen Deutschlands genutzt.

Das Bewertungsschema der Wildkatze weicht in mehreren Punkten von dem oben beschriebenen Regelfall ab. So sind hier nicht mindestens 63 Probeflächen pro biogeographischer Region vorgesehen, sondern nur eine Bewertung pro Bundesland und biogeographischer Region. Darüber hinaus werden einige Merkmale direkt auf nationaler Ebene der biogeographischen Region bewertet.

DAS BEWERTUNGSSCHEMA FÜR DIE WILDKATZE
Tabelle 1 zeigt die Merkmale zur Bewertung der Wildkatze. Im Folgenden wird näher auf das Merkmal “Populationsdichte“ eingegangen. Außerdem werden die Merkmale zur Habitatqualität behandelt, die sich im Bewertungsprozess als überarbeitungsbedürftig herausgestellt haben.

Das Merkmal Populationsdichte

Für den Bericht 2019 konnten mit Hilfe der Lockstockmethode (Hupe & Simon 2007) gewonnene Daten zur Populationsdichte aus dem Projekt Wildkatzensprung genutzt werden (Steyer et al. 2013, Balzer et al. 2018). Hierbei wurden mit Baldriantinktur besprühte Lockstöcke aufgestellt, an denen sich Wildkatzen reiben und dabei Haare hinterlassen, die genetisch untersucht wurden. In 10 von 16 sogenannten Referenzgebieten konnten Wildkatzen nachgewiesen werden; für diese ergab sich eine durchschnittliche Wildkatzendichte von 0,24 Individuen/km² (Min. 0,05; Max. 0,49 Individuen/km²).

Für die folgenden Berichte sollen mit einer leicht angepassten Methode durch die Bundesländer Daten zur Populationsdichte erhoben werden. Im Rahmen der Vorbereitungen für die Erhebungen wurde festgestellt, dass die im Bewertungsschema (BfN & BLAK 2017) festgehaltenen Empfehlungen zur Einrichtung der Referenzgebiete einer Ergänzung bedürfen, um sicherzustellen, dass die Lockstockdichte – und damit die Wahrscheinlichkeit, mit der Wildkatzen auf einen Lockstock treffen – bundesweit in allen Referenzgebieten ähnlich ist. Dies ist für eine aussagekräftige bundesweite Auswertung erforderlich.

Laut Bewertungsschema sollen je Bundesland mit Wildkatzenvorkommen ein bis zwei quadratische, 10*10 km² große Referenzgebiete mit je 50 Lockstöcken eingerichtet werden. Die Nutzung einer einheitlichen geometrischen Form für alle Referenzgebiete ist wichtig, um vergleichbare Dichtewerte zu erhalten, da bei Formen mit höherem Umfang (einer längeren Randlinie) die Wahrscheinlichkeit steigt, dass mehr Wildkatzenstreifgebiete erfasst werden (Abb. 1).

Um eine gleichmäßige Verteilung der Lockstöcke über die Referenzgebiete sicherzustellen, sollen ergänzend zum Bewertungsschema die Referenzgebiete in 25 2*2 km² Zellen mit je genau zwei Lockstöcken aufgeteilt werden. Die Empfehlung, dass die Lockstöcke mit einem Mindestabstand von 800 m zueinander aufgestellt werden, soll weiterhin eingehalten werden. Sie ist aber alleine unzureichend, da sie zulassen würde, alle 50 Lockstöcke auf einem Drittel des Referenzgebietes zu konzentrieren.

Das Bewertungsschema sieht weiterhin vor, dass die Lockstöcke in Bereichen mit hoher Habitateignung aufgestellt werden. Wenn möglich soll dabei ein Abstand von 200 m zu Straßen und Siedlungen eingehalten werden. Das Einhalten des quadratischen Gesamtrasters ist jedoch wichtiger als die Wahl optimal geeigneter Lockstock-Standorte. Bei der Aufteilung der Referenzgebiete in 2*2 km² Zellen können Zellen entstehen, die nur Bereiche ohne hohe Habitateignung enthalten (z. B. Siedlung, Ackerland). Abweichend vom Bewertungsschema sollen in solchen Zellen dennoch Stöcke aufgestellt und wöchentlich beprobt werden. Wenn möglich sollen die Lockstöcke dabei nicht im Sichtfeld von Passanten liegen und auch einen gewissen Abstand zu Wegen aufweisen, um vor Mensch und Hund geschützt zu sein. Sollte es Zellen geben, in denen es dennoch nicht möglich ist Lockstöcke aufzustellen, sollte keinesfalls an anderer Stelle die Dichte der Stöcke im Raster erhöht werden, da dies vergleichende Dichteschätzungen erheblich erschweren würde.

Tabelle 1: Tabelle 1: Gekürztes und vereinfachtes Bewertungsschema zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Wildkatze. Den drei Kriterien (fett) werden verschiedene Merkmale zugeordnet. Die ungekürzte, gültige Tabelle findet sich in BfN & BLAK (2017). UZV = unzerschnittene verkehrsarme Räume; BGR = biogeographische Region

Zustand der Population	hervorragend	gut	mittel bis schlecht
Durchschnittliche Populationsdichte in Referenzgebieten	Für den Bericht 2019 erfolgt eine Experteneinschätzung. Schwellenwerte zur Bewertung der Dichte-Entwicklung im Vergleich der Berichtsperioden können erst für den Bericht 2025 vorgeschlagen werden.		
Populationsgröße: bestätigter Anteil Rasterzellen an der gesamten Anzahl Raster pro Land pro BGR mit gesichertem Vorkommen	flächendeckend und regelmäßig (Bestätigung von > 60 % der UTM-Raster)	regelmäßig, jedoch nicht flächenhaft (Bestätigung von 20–60 % der UTM-Raster)	selten bzw. räumlich nur sehr begrenzte Nachweise von Einzeltieren (Bestätigung von < 20 % der UTM-Raster)
Fakultativ: Populationsstruktur: qualitativer Reproduktionsnachweis	mehrere Reproduktionsnachweise	ein Reproduktionsnachweis	kein Reproduktionsnachweis
Habitatqualität	hervorragend	gut	mittel bis schlecht
Größe zusammenhängender Lebensräume (mittlere Größe der UZV pro BGR)	> 100 km²	50–100 km²	< 50 km²
Größe zusammenhängender Waldgebiete (mittlere Größe pro BGR)	> 100 km²	30–100 km²	< 30 km²
Laubwaldanteil (%) in den UZV	Schwellenwerte können erst nach den GIS-Analysen vorgeschlagen		
Verfügbarkeit von strukturreichem, walddahem und siedlungsfernem Offenland innerhalb der Vorkommensschwerpunkte (Expertenvotum)	Sehr gute bis gute Verfügbarkeit	Mittlere Verfügbarkeit	Gering bis fehlend
Beeinträchtigungen	keine bis gering	mittel	stark
Jagd (illegale Abschüsse, Fallenfänge)	keine Beeinträchtigung erkennbar (keine Verluste durch Jagd)	Beeinträchtigung erkennbar, aber unerheblich (≤ 1 % des Gesamtbestandes getötet)	erhebliche Beeinträchtigung (> 1 % des Gesamtbestandes getötet)
Fallwild (Auswertung von Totfunden)	keine bis geringe Beeinträchtigungen	unerhebliche Beeinträchtigung (≤ 1 % des Landesbestandes getötet)	erhebliche Beeinträchtigung (> 1 % des Landesbestandes getötet)
Forst- und landwirtschaftliche Maßnahmen (Expertenvotum, in Referenzgebieten stichprobenhafte Erhebung) keine bis geringe Beeinträchtigungen	keine bis geringe Beeinträchtigungen	erhebliche Beeinträchtigungen auf kleiner Fläche (in ≤ 25 % der besetzten UTM-Q)	erhebliche Beeinträchtigungen auf größerer Fläche (in > 25 % der besetzten UTM-Q)
Fakultativ bei vorhandenen Daten: virale Erkrankungen (überprüft bei Totfunden)	geringe Gefahr		erhöhte Gefahr
Hybridisierung (auf Basis populationsgenetischer Daten aus den Referenzgebieten)	geringe Gefahr		erhöhte Gefahr

Im Zeitraum zwischen Februar und April finden pro Untersuchungs-jahr 10 Kontrollen im Abstand von etwa einer Woche statt. Da die Erfassungen in zwei über alle Bundesländer identischen aufeinanderfolgenden Untersuchungsjahren stattfinden sollen, haben sich die Länder auf die Jahre 2021 und 2022 geeinigt. Für die nachfolgenden Berichtszeiträume soll die Erfassung im 6-Jahresturnus fortgeführt werden. Die genetische Analyse der Haarproben soll für den Bericht 2025 unter Finanzierung des BfN zentral erfolgen.

Generell ist für das Merkmal Populationsdichte zu bedenken, dass deren Ermittlung in voraussichtlich (nur) 14 Referenzgebieten keine Rückschlüsse auf die Gesamtwildkatzendichte in den biogeographischen Regionen zulässt. Hinzu kommt, dass häufig Referenzgebiete ausgewählt wurden, die als besonders geeigneter Lebensraum eingeschätzt werden. Dementsprechend ist vorgesehen, das Merkmal Populationsdichte nicht anhand des absoluten Wertes, sondern vergleichend zwischen den Berichtsperioden zu bewerten. Bei einer vergleichenden Bewertung ist es wichtig, die Methodik so zu gestalten, dass natürliche populations- und witterungsbedingte Schwankungen das Ergebnis nicht stark beeinflussen. Aus diesem Grund ist die Erhebung in zwei Jahren pro Berichtszeitraum vorgesehen.

Das Kriterium Habitatqualität

Zur Bewertung der Habitatqualität sollen die Merkmale „Größe der zusammenhängenden Lebensräume“, „Größe zusammenhängender Waldgebiete“, „Laubwaldanteil“ und „Verfügbarkeit von strukturreichem, walddahem und siedlungsfernem Offenland“ bewertet werden (Tab. 1). Die ersten drei Merkmale sollen dabei direkt auf Bundesebene für die biogeographischen Regionen bewertet werden. Dazu sollen vorhandene Daten (ATKIS oder Corine Land Cover) genutzt werden. Das vierte Merkmal wird durch die Länder bewertet.

Aktuelle Studien haben gezeigt, dass die Wildkatze neben laubholzgeprägten Wäldern auch reich strukturierte offendländgeprägte Kulturlandschaften nutzen kann (Jerosch et al. 2017). Das Bewertungsschema versucht diese Erkenntnisse zu Habitat-Ansprüchen der Wildkatze zu berücksichtigen: zum einen, indem es zwischen Lebensräumen im Allgemeinen („Größe der zusammenhängenden Lebensräume“) und

Wald als Kernlebensraum („Größe zusammenhängender Waldgebiete“) differenziert, zum anderen durch das gutachterlich zu beurteilende Merkmal „Verfügbarkeit von strukturreichem, walddahem und siedlungsfernem Offenland“. Die Bewertung der entsprechenden Merkmale gestaltet sich unter anderem dadurch schwierig, dass unbekannt ist, unter welchen Voraussetzungen Offenlandbereiche als Lebensraum für die Wildkatze geeignet sind (z.B. wie hoch der Grad an Strukturreichtum sein muss). Ein weiteres Problem bei der Bewertung der „Größe zusammenhängender Lebensräume“ ist, dass eine Bewertung anhand von ATKIS- oder Corine Land Cover-Daten möglicherweise nur begrenzt dazu geeignet ist, den Strukturreichtum offener Landschaften zu beschreiben. Um zuverlässigere Aussagen zur Habitatqualität zu treffen, sind daher zum einen weitere Erkenntnisse dazu notwendig, unter welchen Voraussetzungen offene Landschaften für Wildkatzen geeignet sind. Zum anderen ist es möglicherweise erfolgversprechender, Fernerkundungsdaten anstelle der ATKIS- oder Corine Land Cover-Daten als Basis für die Bewertung der Habitatqualität zu nutzen.

ERGEBNISSE AUS DEM FFH-BERICHT 2019

Der Erhaltungszustand der Wildkatze wurde im Bericht 2019 wie im Bericht 2013 für die atlantische Region mit „ungünstig-schlecht“ und für die kontinentale Region mit „ungünstig-unzureichend“ bewertet. In beiden Regionen ist aber eine Verbesserung des Erhaltungszustandes festzustellen, was sich in der Bewertung des Gesamttrends mit „sich verbessernd“ zeigt.

Das Verbreitungsgebiet der Wildkatze in Deutschland hat in diesem Zeitraum zugenommen, wurde aber im Bericht 2019 genau wie im Bericht 2013 in der atlantischen Region als ungünstig-schlecht und in der kontinentalen Region aufgrund der großen Verbreitungslücken im Süden und Osten noch als ungünstig-unzureichend bewertet. Auch die Population wurde in Folge der Bewertung des Verbreitungsgebietes ebenfalls mit ungünstig-schlecht (atlantische Region) bzw. ungünstig-unzureichend (kontinentale Region) bewertet. Bei der Bewertung des Habitats haben insbesondere die starken Beeinträchtigungen durch den Straßenverkehr zur Bewertung ungünstig-unzureichend in beiden Regionen geführt. Die Änderung der Bewertung der Zukunftsaussichten von günstig auf ungünstig-unzureichend beruht nicht auf einer tatsächlichen Verschlechterung der Aussichten, sondern auf neuen methodischen Vorgaben durch die EU (DG Environment 2017, S.148).

FAZIT

Trotz einer Ausdehnung des bekannten Verbreitungsgebietes der Wildkatze in Deutschland wird der Erhaltungszustand der Art weiterhin als ungünstig bewertet. Verbreitungsgebiet und Population liegen weiterhin deutlich unter einem günstigen Wert.

Aufgrund ihrer heimlichen Lebensweise ist die Art schwer zu erfassen. Neue Monitoringmethoden (Populationsdichte-Berechnungen anhand populationsgenetischer Verfahren, Fernerkundung) können am Beispiel der Wildkatze erprobt und weiterentwickelt werden und helfen den Erhaltungszustand seltener und schwer erfassbarer Arten zu bewerten.

LITERATUR

Balzer, S., Mölich, T., Streif, S., Tiesmeyer, A., Thein, J. & Nowak, C. (2018): Status der Wildkatze in Deutschland. Natur und Landschaft 93(4): 146-152. <https://doi.org/10.17433/4.2018.50153561.146-152>

BfN/Bundesamt für Naturschutz & BLAK/Bund-Länder Arbeitskreis Monitoring und Berichtspflichten (Hrsg.) (2017): Bewertungsschemata für die Bewertung des Erhaltungsgrades von Arten und Lebensraumtypen als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring. Teil I: Arten nach Anhang II und IV der FFH-Richtlinie (mit Ausnahme der marinen Säugetiere), BfN-Skript 480: 375 S. <https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/service/Dokumente/skripten/Skript480.pdf> (aufgerufen am 30.01.2020)

DG Environment (2016): Reporting under Article 17 of the Habitats Directive: Report format for the period 2013–2018. Brussels: 29 S. http://cdr.eionet.europa.eu/help/habitats_art17 (aufgerufen am 30.01.2020)

DG Environment (2017): Reporting under Article 17 of the Habitats Directive: Explanatory notes and guidelines for the period 2013-2018. Brussels: 188 S. http://cdr.eionet.europa.eu/help/habitats_art17 (aufgerufen am 30.01.2020)

Hupe K. & Simon O. (2007): Die Lockstockmethode – eine nicht invasive Methode zum Nachweis der Europäischen Wildkatze (*Felis silvestris silvestris*). Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 27(1): 66-69.

Jerosch, S., Götz, M., Klar, N., & Roth, M. (2010): Characteristics of diurnal resting sites of the endangered European wildcat (*Felis silvestris silvestris*): Implications for its conservation. Journal for Nature Conservation. 18: 45-54. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2009.02.005>

Sachteleben J. & Behrens M. (2010): Konzept zum Monitoring des Erhaltungszustands von Lebensraumtypen und Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland: erarbeitet im Rahmen des F+E-Vorhabens „Konzeptionelle Umsetzung der EU-Vorgaben zum FFH-Monitoring und Berichtspflichten in Deutschland“. BfN-Skripten 278: 180 S. https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/service/Dokumente/skripten/skript_278.pdf (aufgerufen am 30.01.2020).

Steyer, K., Simon, O., Kraus, R.H.S., Haase, P. & Nowak C. (2013): Hair trapping with valerian-treated lure sticks as a tool for genetic wildcat monitoring in low-density habitats. European Journal of Wildlife Research 59(1): 39-46. <https://doi.org/10.1007/s10344-012-0644-0>

KONTAKT

Dr. Martin Ludwig
Bundesamt für Naturschutz (BfN)
martin.ludwig@bfn.de

Die Bedeutung systematisch und nicht systematisch erhobener Daten im Rahmen des Wildkatzen-FFH-Monitorings

Johannes Lang

Durch die EU-Berichtspflichten für Tierarten der Anhänge V, IV und II sind die Bundesländer gehalten, im sechsjährigen Turnus nachvollziehbare Aussagen zum Erhaltungszustand der streng geschützten Anhang IV Art Wildkatze zu tätigen. Dabei sind Angaben zu den Parametern „Verbreitung“, „Zustand der Population“, „Habitatqualität“ und „Beeinträchtigungen“ notwendig.

Die Eignung und Bedeutung verschiedener Methoden zur Erfassung und Beschreibung von Wildkatzenvorkommen werden vor diesem Hintergrund diskutiert. Dabei fließen praktische Erfahrungen mit dem Monitoring und der Erforschung von Wildkatzenvorkommen aus verschiedenen Bundesländern ein. Für ein langfristiges Monitoring geeignete Methoden werden dabei solchen gegenübergestellt, die sich für kurzfristige Erfassungen im Rahmen spezieller Fragestellungen (Forschungsprojekte) anbieten.

Als geeignete Methoden für ein landesweites Monitoring werden vor allem die Erfassung und Untersuchung von Totfunden und die molekulargenetische Untersuchung von an Lockstöcken gewonnenen Haaren empfohlen. Aufgezeigt werden Möglichkeiten und Chancen einer länderübergreifend einheitlichen Vorgehensweise, die es ermöglicht, den Kenntnisstand auf nationaler Ebene zusammenzuführen und damit den EU-Berichtspflichten nachzukommen. Noch steht dieses bundesweite Monitoring am Anfang seiner Möglichkeiten.

KONTAKT

Johannes Lang

Justus-Liebig-Universität Gießen
Arbeitskreis Wildbiologie an der Justus-Liebig-Universität Gießen e.V.
Johannes.Lang@vetmed.uni-giessen.de

Rettungsnetz Wildkatze: erfolgreiches Monitoring mit Bürgerbeteiligung

Friederike Scholz, Andrea Andersen, Thomas Mölich, Nicola Moczek, Burkhard Vogel, Christiane Bohn

Die Rückkehr der Europäischen Wildkatze (*Felis silvestris silvestris*) in große Teile ihres hiesigen Verbreitungsgebietes ist ein großer Erfolg für den Naturschutz. Dennoch steht der Wildkatzenschutz in Deutschland auch heute noch vor großen Herausforderungen. Der Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland (BUND) widmet sich seit über 30 Jahren dem Wildkatzenschutz und bündelt seit 2004 seine Aktivitäten in mittlerweile 11 Bundesländern im Vorhaben „Rettungsnetz Wildkatze“. Im Fokus stehen die Schaffung von grünen Korridoren zwischen isolierten Waldgebieten, Waldaufwertungen und Öffentlichkeitsarbeit. Seit 2011 baute der BUND in Kooperation mit der Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung innerhalb des Projektes „Wildkatzensprung“ ein umfangreiches Monitoring unter erfolgreicher Einbeziehung von Freiwilligen auf und entwickelte eine Wildkatzen-Genotypendatenbank. Gefördert wurde dieses Vorhaben vom Bundesamt für Naturschutz im Rahmen des Bundesprogramms Biologische Vielfalt. Mehr als 4.800 Wildkatzen-Haarproben von 1300 Individuen wurden bis heute mit Hilfe von rund 800 freiwilligen Lockstockbetreuenden zusammengetragen. Eine Evaluation dieses Citizen Science-Ansatzes untersuchte die Beweggründe für das Engagement: Das Interesse am Naturschutz und der Wildkatze war für viele ausschlaggebend. Als bedeutsame Voraussetzung wurde eine durchdachte Projektorganisation und die Erreichbarkeit der Verantwortlichen gewertet. Wichtig dafür, dass das freiwillige Engagement als sinnvoll, nützlich und erwünscht erlebt wurde, war die sorgfältige Qualifizierung zum wissenschaftlichen Arbeiten sowie die Rückmeldung über die Ergebnisse der Haaranalysen. Das Interesse an der systematischen, wissenschaftlichen Tätigkeit der Lockstock-Kontrolle und des Haaresammelns im Wald war in allen Phasen des Engagements sehr bedeutsam. Für die Mehrheit war auch der soziale Austausch mit Gleichgesinnten eine motivierende Erfahrung.

KONTAKT

Dr. Friederike Scholz

Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland e.V. (BUND)
Bundesgeschäftsstelle
friederike.scholz@bund.net

Wie fotografiert man Wildkatzen?

Die Verwendung von Fotofallen zur Erfassung der Europäischen Wildkatze (*Felis silvestris*)

Markus Port, Harald Wening und Lynne Werner

ABSTRACT

Studying the European Wildcat using camera traps: Problems and prospects

*Camera traps have become a widely used tool to survey elusive terrestrial animals. They are often used in concert with capture-recapture analyses to estimate animal abundance and population density. To make full use of this methods, it is essential to be able to discriminate individual animals of the target species on camera trap data. Moreover, for this method to generate reliable estimates, it is necessary to obtain high photographic capture rates. We illustrate prospects and potential pitfalls of this method using a dataset of European wildcats (*Felis silvestris silvestris*) collected in summer 2017 in the north of the German federal state of Hesse. This dataset consists of 168 photographic captures of wildcats collected over a period of three months across 25 camera trapping sites located in a 20 km² study area. We measured several features of these trappings sites, such as forest structure, the distance of the site to the next forest boundary and the degree of human disturbance at the site, and examined whether any of these site characteristics were associated with wildcat capture success. However, none of site characteristics examined in our study predicted wildcat capture success. Interestingly, wildcats were detected at similar rates on dirt or gravel roads (heavily used by humans) as on soft-surfaced paths or logging trails (less frequently used by humans), and the degree of human disturbance across sites did not affect wildcat capture success. We also discuss problems and pitfalls involved in the individual identification of wildcats based on camera trap data, and illustrate how data quality can affect the reliability of the abundance estimate.*

EINLEITUNG

Der Einsatz automatischer Kameras (sogenannter Fotofallen) ist eine inzwischen weit verbreitete und gut etablierte Methode, um Vorkommen, Verbreitung und Abundanz heimlicher Tierarten zu erfassen. Bei Tierarten, bei denen einzelne Individuen aufgrund von Fellmustern oder anderer Merkmale voneinander unterschieden werden können, werden Fotofallen oft in Kombination mit Fang-Wiederfang (capture-recapture) Methoden eingesetzt, um Abundanz und/oder Populationsdichte der untersuchten Tierart zu bestimmen (Zimmermann & Foresti 2016). Diese Methode wurde auch bei der Europäischen Wildkatze (*Felis silvestris silvestris*) bereits erfolgreich eingesetzt (z.B. Anile et al. 2014, Kilshaw et al. 2015, Velli et al. 2015). In Deutschland spielten Fotofallen zur Ermittlung von Abundanz und Populationsdichte der Wildkatze jedoch bislang eine untergeordnete Rolle.

Diese Studie zeigt den Einsatz von Fotofallen am Beispiel einer Wildkatzenpopulation im Hessischen Bergland (Nordhessen). Um mithilfe von Fotofallen und Fang-Wiederfang-Methoden zu einer verlässlichen Bestandsschätzung zu gelangen, ist es nötig, eine ausreichend hohe Anzahl von Aufnahmen zu erhalten. Diese Studie untersucht daher verschiedene Eigenschaften der ausgewählten Fotofallen-Standorte, z. B. Habitat, Entfernung des Standortes zum Waldrand oder Häufigkeit menschlicher Störungen. Wir stellen die Frage, ob diese Standorteigenschaften in einem Zusammenhang mit den Häufigkeiten stehen, mit denen Wildkatzen an den jeweiligen Standorten erfasst wurden. Dabei erwarten wir, dass Wildkatzen an solchen Standorten häufiger erfasst werden, die in von Wildkatzen präferierten Habitaten liegen, beispielsweise innerhalb von Windwurfflächen oder in der Nähe des Waldrandes. Diese Untersuchung soll helfen, die Auswahl geeigneter Fotofallen-Standorte für zukünftige Untersuchungen zu optimieren.

METHODEN

Untersuchungsgebiet und -zeitraum

Unsere Untersuchung wurden über einen Zeitraum von etwa drei Monaten von Anfang Juli bis Anfang Oktober 2017 im Melsunger Riedforst nordöstlich der Kleinstadt Melsungen in Nordhessen durchgeführt (Abbildung 1). Der Melsunger Riedforst ist dem sogenannten Nordhessischen Bergland zuzuordnen. Er zeichnet sich durch überwiegend mit Mischwäldern bestandene Höhenzüge mit einer Höhe zwischen etwa 300 und 500 Metern ü. d. M. aus. Es handelt sich um einen Wirtschaftswald, der neben der forstwirtschaftlichen Nutzung auch für eine Reihe von Freizeitaktivitäten wie Wandern

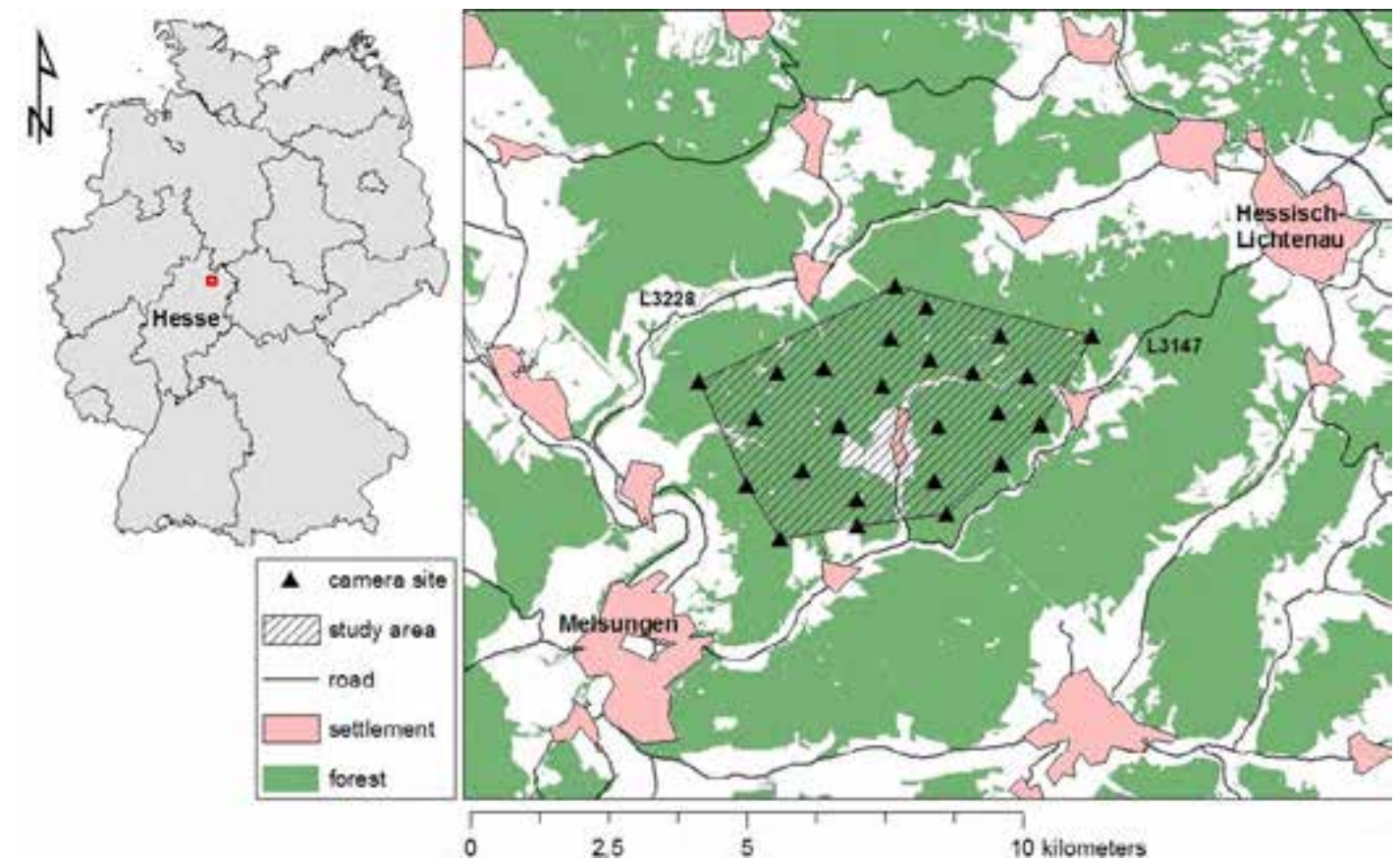


Abbildung 1. Lage des Untersuchungsgebietes.

oder Mountainbiken genutzt wird. Neben der Wildkatze beheimatet der Melsunger Riedforst eine Vielzahl der für den mitteldeutschen Wald charakteristischen Wildtiere (z. B. Rothirsch, Reh, Wildschwein, Fuchs, Dachs).

Fotofallen

Unsere Untersuchung wurde in einem etwa 20 km² großen, nahezu vollständig bewaldeten Teilbereich des Melsunger Riedforstes durchgeführt. Zur Auswahl der Fotofallen-Standorte wurde ein 1 x 1 km Raster verwendet und pro Rasterzelle ein Kamerastandort eingerichtet. Insgesamt wurden 25 Fotofallen-Standorte eingerichtet, die sich entweder an befestigten Forstwegen befanden oder an Erdwegen oder Pfaden. Während Forstwege mit gewöhnlichen Fahrzeugen (einschließlich LKW) befahrbar waren, waren Erdwege und Pfade ausschließlich mit Geländewagen oder Forstmaschinen befahrbar. Der mittlere Abstand zwischen zwei Fotofallen-Standorten betrug 863 m (Standardabweichung [SD]= 207 m)

An jedem Kamerastandort wurden zwei Kameras aufgestellt, jeweils leicht versetzt zueinander auf jeder Seite des Weges oder Pfades, um eine vorbeiziehende Wildkatze von beiden Körperflanken fotografieren zu können. Die Kameras wurden in einer Höhe von etwa 30 cm über der Oberfläche des Weges an Bäumen oder Pfählen angebracht. Sie wurden mithilfe von Schutzkästen und Kabelschlössern vor Diebstahl geschützt. Zum Einsatz kamen ausschließlich Kameras der Modelle Cuddeback®, Ambush® oder C1®. Beide Kamera-Modelle operieren mit Echtblitz und ermöglichen auch während der Nacht ausreichend scharfe Aufnahmen (Abbildung 2). Die Kameras wurden etwa alle vier Wochen kontrolliert, um Batterien und Speicherkarten auszutauschen und um den Erfassungsbereich der Kameras frei von nachwachsender Vegetation zu halten. Je nach Standort waren die Kameras zwischen 99 und 105 Tagen im Einsatz.

Standorteigenschaften

Im Rahmen dieser Studie wurden die folgenden Eigenschaften unserer Fotofallen-Standorte untersucht: (1) Die Entfernung des Standortes zum Waldrand oder zur nächsten mindestens 20 x 20 m großen Freifläche innerhalb des Waldes (z. B. einer Waldwiese), (2) die Entfernung des Standortes

zum nächsten Gewässer (Wasserlauf, Teich), (3) die Entfernung des Standortes zur nächsten menschlichen Siedlung, (4) der Wegetyp (Forstweg oder Erdweg/Pfad) sowie (5) der vorherrschende Habitattyp im Bereich des Standortes. Aufgrund der kleinen Stichprobe (25 Fotofallen-Standorte) wurde hierbei nur grob zwischen den folgenden Habitattypen unterschieden: (A) Windwurffläche (unabhängig von den vorherrschenden Baumarten), (B) Laub- oder Mischwald, (C) Nadelwald. Außerdem wurde an jedem der Fotofallen-Standorte die Anzahl der Fotos notiert, die Aufnahmen von Menschen (inkl. Hunden) und Fahrzeugen zeigten. Diese Größe diente uns als Maß für das Ausmaß der menschlichen Störung am Fotofallen-Standort. In Übereinstimmung mit den Datenschutz-Vorgaben des Landes Hessen wurden Fotos von Menschen und Fahrzeugen im Anschluss gelöscht. Details zur Auswahl und Aufnahme der Standorteigenschaften können Wening et al. (2019) entnommen werden.

Definition Foto-Ereignis und Photographic Capture Rate

Wenn eine Fotofalle von einem Wildtier oder einer Gruppe von Wildtieren ausgelöst wird, kommt es nicht selten vor, dass mehrere Aufnahmen (z. B. Foto-Serien) des Tieres oder der Tiergruppe entstehen. Daher fassen wir alle Aufnahmen, die in einem zeitlichen Abstand von < 5 Min. entstehen, zu einem sogenannten Foto-Ereignis (detection) zusammen. Diese Foto-Ereignisse (nicht die Anzahl der Fotos pro Ereignis) bilden die Grundlage unserer Analysen. Für unsere Analysen der Standorteigenschaften wurden die Foto-Ereignisse als sogenannte Photographic Capture Rates (PCR) (Rovero & Marshall 2009) dargestellt, in unserem Fall als Foto-Ereignisse pro 100 effektiver Standorttage. Die Anzahl effektiver Standorttage ergab sich aus der Anzahl der Tage, an denen mindestens eine Kamera pro Standort aktiv war. Die Analyse der PCRs anstelle der absoluten Häufigkeiten trägt der Tatsache Rechnung, dass aufgrund von technischen Störungen oder Diebstählen die Datenaufnahme an einigen Standorten unterbrochen sein konnte.

ERGEBNISSE

Erfolgreiche Standorte, Foto-Ereignisse, Photographic Capture Rate

An fast allen Standorten war über die gesamte Dauer der Untersuchung von 99 bis 105 Tagen mindestens eine Kamera aktiv. Lediglich an einem



Abbildung 2. Fotofallen-Aufnahme einer Wildkatze. Für die individuelle Unterscheidung der Tiere sind qualitativ hochwertige Aufnahmen nötig.

der Standorte fielen aufgrund einer technischen Störung zeitgleich beide Kameras aus, sodass für diesen Standort nur 86 effektive Standorttage vorliegen. Insgesamt waren unsere Kameras über einen Zeitraum von 2552 Standorttagen aktiv (Anzahl der Standorte x Anzahl der Tage, an denen mindestens eine Kamera aktiv war). Während dieses Zeitraums wurden 164 Foto-Ereignisse von Wildkatzen aufgenommen. Dies entspricht einer PCR von 6.43 Foto-Ereignissen pro 100 Standorttagen. Die Anzahl der Foto-Ereignisse pro Standort variierte zwischen einem und 14 Foto-Ereignissen (Mittelwert= 6.56, SD= 4.69). An jedem der 25 Standorte wurde mindestens einmal eine Wildkatze fotografiert.

Standorteigenschaften

Die Fotofallen-Standorte waren zwischen 0 und 577 m vom nächstgelegenen Waldrand/von der nächstgelegenen Freifläche entfernt. Sie waren zwischen 1 und 629 m vom nächsten Wasserlauf und zwischen 461 und 1475 m von der nächsten menschlichen Siedlung entfernt. Jedoch hatte keine dieser Entfernungen einen Einfluss auf die Anzahl der an den jeweiligen Standorten aufgenommenen Foto-Ereignisse (Details: Wening et al. 2019).

Elf Standorte befanden sich innerhalb von Windwurfflächen, elf Standorte in Laub- oder Mischwäldern, drei Standorte innerhalb reiner Nadelholz-Bestände. Innerhalb der Nadelholz-Bestände wurden im Mittel nur 4 (SD= 2) Foto-Ereignisse aufgenommen, während es in Laubwäldern im Mittel 7.36 (SD= 4.8) und in Windwurfflächen im Mittel 6.45 (SD= 4.8) Foto-Ereignisse waren. Dieser Unterschied ist jedoch statistisch nicht signifikant (Wening et al. 2019).

16 Fotofallen-Standorte befanden sich an Erdwegen oder Pfaden, neun Standorte an Forstwegen. Im Mittel wurden an Forstwegen deutlich mehr Fotos von Menschen und Fahrzeugen aufgenommen als an Erdwegen und Pfaden: An Forstwegen entstanden über den gesamten Zeitraum der Untersuchung im Mittel 317.7 (SD= 358.9) Aufnahmen von Menschen oder Fahrzeugen, an Erdwegen und Pfaden im Mittel nur 42.9 (SD=51.5). Dennoch entstanden an Forstwegen sogar etwas mehr Foto-Ereignisse von Wildkatzen (Mittelwert= 7.4, SD= 5.01) als an Erdwegen und Pfaden

(Mittelwert= 6, SD= 4.5). Dieser Unterschied ist jedoch statistisch nicht signifikant (Wening et al. 2019). Auch die Häufigkeiten von menschlichen Störungen an den Standorten (Aufnahmen von Menschen und Fahrzeugen) hatten keinen Einfluss auf die Anzahl der pro Standort aufgenommenen Foto-Ereignisse (Wenig et al. 2019, Abbildung 3).

DISKUSSION

Keine der in dieser Studie untersuchten Standorteigenschaften hatte einen Einfluss auf die Häufigkeit, mit der Wildkatzen an den jeweiligen Standorten fotografiert wurden. Dies mag zum Teil an der kleinen Stichprobe (25 Fotofallen-Standorte) liegen, die möglicherweise nicht groß genug war, um eventuell bestehende Unterschiede zwischen den Standorttypen herauszustellen. Außerdem bieten Fotofallen nur eine kurze „Momentaufnahme“ und sind im Vergleich zu Telemetrie-Studien sicher weniger gut geeignet, um Habitatpräferenzen von Tierarten aufzuzeigen. Unsere Untersuchung konnte jedoch zeigen, dass sich Wildkatzen, ähnlich wie viele größere Katzenartige, gern entlang von menschengemachten Wegen bewegen. Dabei nutzen sie stark von Menschen und Fahrzeugen frequentierte Forstwege in etwa gleicher Häufigkeit wie Erdwege oder Pfade. Außerdem schienen sie tolerant gegenüber dem Ausmaß an menschlicher Störung (gemessen als Anzahl der Aufnahmen von Menschen und Fahrzeugen) entlang dieser Wege zu sein.

An allen unserer 25 Fotofallen-Standorte wurde mindestens einmal eine Wildkatze fotografiert. Die PCR von 6.43 Foto-Ereignissen pro 100 Standorttagen war annähernd so hoch wie die PCR einer Studie auf Sizilien (Anile et al. 2014). Diese erreichte mit einer PCR von 6.48 Foto-Ereignissen pro 100 Standorttagen das bislang beste Ergebnis einer Fotofallen-Studie der Wildkatze. Diese Zahlen deuten auf eine vermutlich hohe Abundanz der Wildkatze im Melsunger Riedforst hin (eine genauere Schätzung steht derzeit allerdings noch aus). Sie machen außerdem deutlich, dass Fotofallen hervorragend zur Erfassung von Wildkatzen geeignet sind. Ein Nachteil der Fotofallen-Methode soll in diesem Zusammenhang jedoch nicht unerwähnt bleiben: Durch den Einsatz von Fotofallen ist es grundsätzlich nur möglich, Katzen zu erfassen, die dem phänotypischen Erscheinungsbild

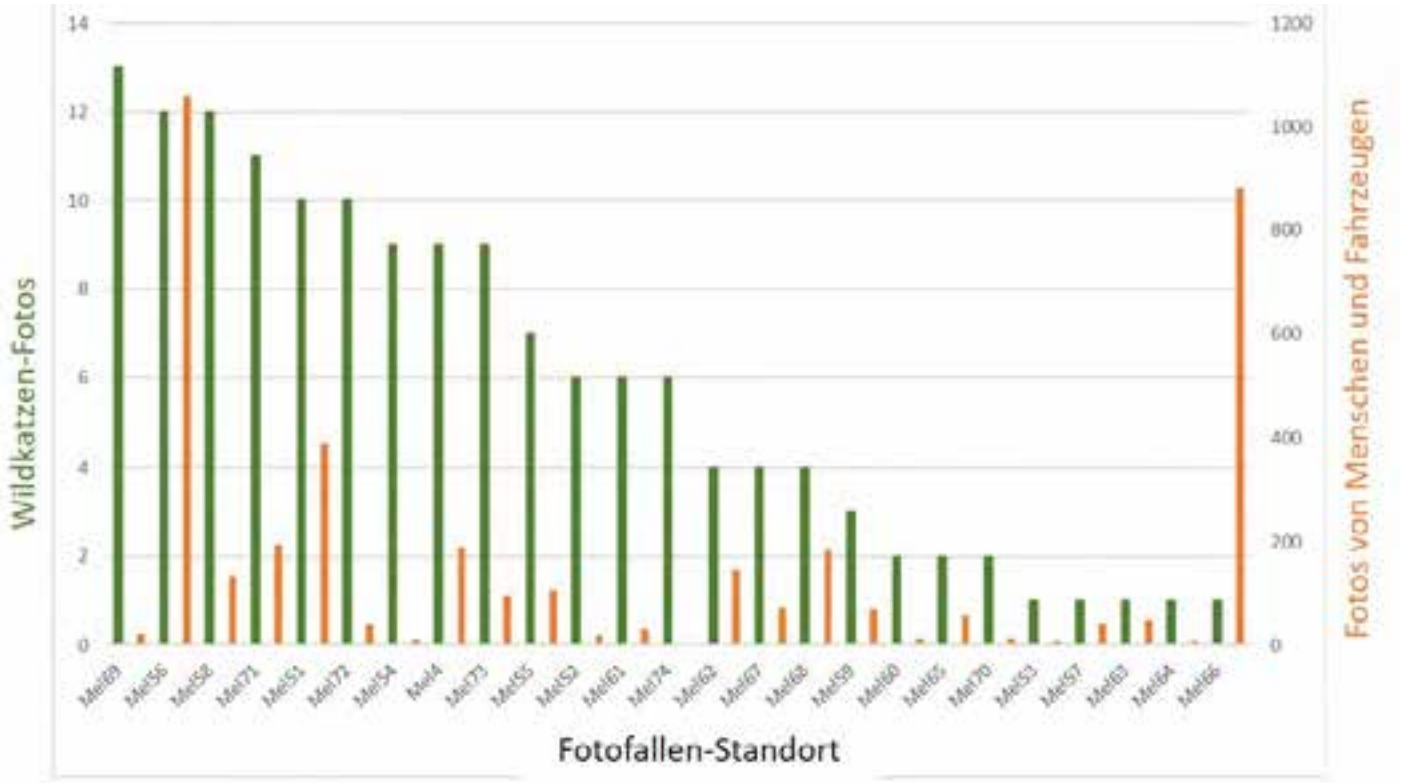


Abbildung 3. Anzahl Wildkatzen-Aufnahmen (linke Achse) und Anzahl Aufnahmen von Menschen und Fahrzeugen (rechte Achse) pro Fotofallen-Standort.

einer Wildkatze gleichen. Es ist jedoch nicht möglich, Wildkatzen sicher von potenziellen Hybriden oder ähnlich gefärbten Hauskatzen abzugrenzen. Hierfür werden auch weiterhin genetische Erfassungsmethoden oder detaillierte morphologische Untersuchungen nötig sein. Andererseits haben genetische Erhebungen gezeigt, dass der Grad der Hybridisierung mit etwa 3,5 Prozent bei deutschen Wildkatzen gering ist (Steyer et al. 2018). Ausgehend von dieser geringen Hybridisierungsrate liegt die Stärke der Fotofallen-Methode vor allem bei Langzeitstudien, beispielsweise um Bestandstrends von Wildkatzenpopulationen aufzuzeigen. Gerade zur Beurteilung von Eingriffen in den Lebensraum von Wildkatzenpopulationen ist es unerheblich, ob neben den Wildkatzen auch ein geringer Anteil von Hybriden von den Auswirkungen solcher Eingriffe betroffen ist.

Um mithilfe von Fotofallen-Aufnahmen und Fang-Wiederfang-Methoden zu einer Schätzung der Abundanz und/oder Populationsdichte der Wildkatze zu gelangen, ist eine individuelle Unterscheidung der aufgenommenen Wildkatzen nötig. Auf die hierfür verwendeten Methoden können wir im Rahmen dieses kurzen Artikels nicht eingehen. Unsere Erfahrung zeigt, dass Wildkatzen schwieriger zu individualisieren sind als viele andere Katzenartige (z. B. Luchse). Dennoch zeigen die Daten bisheriger Studien, dass auch für die Wildkatze Abundanz- und Dichteschätzungen durchgeführt werden können (Anile et al. 2014, Kilshaw et al. 2015, Velliet al. 2015). Um zu replizierbaren und zwischen verschiedenen Studien vergleichbaren Ergebnissen zu gelangen, werden wir zukünftig Richtlinien und/oder Protokolle benötigen, welche die Anforderungen an die verwendeten Methoden sowie an Quantität und Qualität der Daten regeln.

LITERATUR

- ANILE, S., RAGNI, B., RANDI, E., MATTUCCI, F., & ROVERO, F. (2014) Wildcat population density on the Etna volcano, Italy: a comparison of density estimation methods. Journal of Zoology 293: 252-261.
- KILSHAW, K., JOHNSON, P.J., KITCHENER, A.C. & MACDONALD, D.W. (2015) Detecting the elusive Scottish wildcat *Felis silvestris silvestris* using camera trapping. Oryx 49:207-215.
- ROVERO, F. & MARSHALL, A.R. (2009) Camera trapping photogra-

- phic rate as an index of density in forest ungulates. Journal of Applied Ecology 46: 1011-1017.
- STEYER, K., THIESMEYER, A., MUÑOS-FUENTES, V., NOWAK, C. (2018) Low rates of hybridization between European wildcats and domestic cats in a human-dominated landscape. Ecology and Evolution 8: 2290-2304.
- VELLI, E., BOLOGNA, M.A., SILVIA, C., RAGNI, B. & RANDI, E. (2015) Non-invasive monitoring of the European wildcat (*Felis silvestris silvestris* Schreber, 1777): comparative analysis of three different monitoring techniques and evaluation of their integration. European Journal of Wildlife Research 61:657-668.
- WENING, H., WERNER, L., WALTERT, M. & PORT, M. (2019) Using camera traps to study the elusive European wildcat (*Felis silvestris silvestris* SCHREBER, 1777 (*Carnivora: Felidae*) in central Germany: What makes a good camera trapping site? Journal of Threatened Taxa 11: 13421-13431.
- ZIMMERMANN, F. & FORESTI, D. (2016) Capture-recapture methods for density estimation. In: ROVERO, F. & ZIMMERMANN, F. (2016). Camera Trapping for Wildlife Research. Pelagic Publishing, Exeter, UK, S. 95 – 141.

KONTAKT

Dr. Markus Port

Georg-August-Universität Göttingen
Institut für Zoologie und Anthropologie, Arbeitsgruppe Naturschutzbiologie
mport@gwdg.de

Citizen-Science-Projekt: Methode zur Erfassung von Totfunden seltener Arten/der Europäischen Wildkatze (Totfundmonitoring) durch Recherche in den sozialen Medien

Stefanie Huck

Bisheriges Totfundmonitoring ist darauf ausgelegt, Totfunde wissenschaftlich exakt zu verifizieren und daher strikt „Kadaver-orientiert“. Dies erfolgt in der Regel nur über solche Meldestellen, die einer geordneten Ansprache durch Behörden zugänglich sind (Veterinärämter, Jäger, Untersuchungsinstitute, usw.). Bereits dieser Umstand lässt erkennen, dass ein Großteil der tatsächlichen Totfunde unentdeckt bleiben muss und bleibt.

Die Entwicklung des Citizen-Science-Projektes sollte die Situation verbessern und fußt auf der Annahme, dass die weit überwiegende Anzahl der für Bürgerinnen und Bürger zugänglichen Totfunde im Straßenverkehr anfallen. Die Analyse und quantitative Einschätzung kann daher auch am ehesten auf dieser Basis erfolgen.

Das Haustier hat inzwischen einen hohen Stellenwert in der Bevölkerung erreicht und gilt vielfach sogar als Statussymbol. Die Möglichkeit der Kennzeichnung mittels Transponder und die Registrierung in Haustierregistern wird immer häufiger genutzt, zumal die Kennzeichnung heute als eindeutiger Besitznachweis gewertet wird. Es sind inzwischen nicht nur Tierschutzorganisationen, sondern auch Diskussionsgruppen in den sozialen Medien entstanden, die sich um vermisste, verstorbene oder verunfallte Haustiere kümmern.

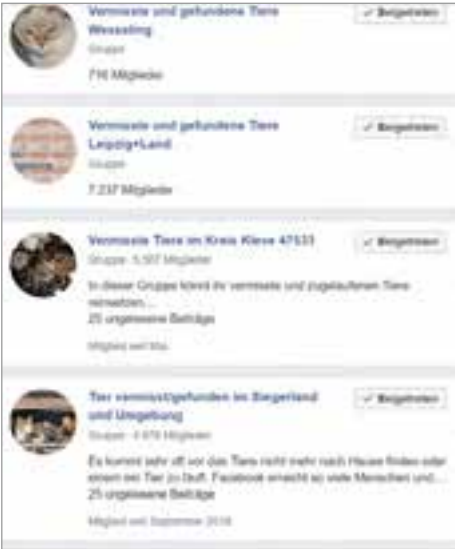


Abbildung 1: Haustiergruppen bei Facebook

Diese Arbeit galt bislang ausschließlich den Hauskatzen, meist mit dem Ziel, den Besitzern Gewissheit über den finalen Verbleib ihres Tieres zu verschaffen. Neben der Erhebung von Funddaten (Datum, Zeit, Ort, usw.) werden die Kadaver daher häufig auch fotografisch dokumentiert. Aufgefundene verstorbene Tiere werden vor Ort gesichert und mit Chip-Readern auf Transponder geprüft, diese werden ausgelesen und der Besitzer wird informiert.

Da es eine Kennzeichnungspflicht für Hauskatzen in Deutschland noch nicht flächendeckend gibt, zusätzlich verwilderte Hauskatzen-Populationen vorkommen, wird die Suche nach dem Besitzer häufig mittels Fotos in einschlägigen regionalen, aber auch überregionalen Gruppen durchgeführt.

Seit 2015 wird auf dem Retscheider Hof in Bad Honnef (Nähe Bonn) an der Entwicklung eines bundesweiten Totfund-Monitorings für Wildkatzen auf der Basis eines Citizen-Science-Projektes gearbeitet. Ziel des Projektes ist es, ehrenamtlich tätige Bürgerinnen und Bürger in den bereits bestehenden Meldenetzen der sozialen Medien durch Aufklärung, Qualifizierung und technische Unterstützung so weit zu schulen, dass sie Wildkatzen-Verdachtsfälle als solche erkennen, dokumentieren und zur Erfassung weiterleiten können.

Im Rahmen von Vor-Ort-Schulungen, Webseminaren und Online-Vorträgen wird regelmäßig die Sensibilität möglicher Melder für die Wildkatzenproblematik verbessert. Außerdem werden ehrenamtlich tätige „Wildkatzen-Finder“ in Identifikationsmethoden geschult. Was lernen die Teilnehmer? Spezielle Hinweise zu Erkennung, Sicherung (und Eigensicherung!), Meldewege und rechtliche Rahmenbedingungen sowie generelle Informationen über die Wildkatze.

Die Identifikation von Wildkatzen-Totfunden erfolgt mittels gestaffelter Methoden, die zunächst eine kostengünstige Erfassung, im Bedarfsfall aber auch eine wissenschaftliche Verifikation mit höherer Genauigkeit erlauben. So werden im ersten Schritt die Meldungen anhand von Fotos und Funddaten – im Zweifel durch mehrere, fachkundige Personen hintereinander – eingestuft und bewertet. Sprechen die vorhandenen Daten für den Fund einer Wildkatze, wird der Melder kontaktiert und um ergänzende Informationen gebeten. In Absprache mit den zuständigen Behörden kann im zweiten Schritt die fachkundige Sicherung genetischen Materials oder auch des gesamten Kadavers zu Sektionszwecken erfolgen.



Abbildung 2 & 3: Beispiele veröffentlichter Totfunde bei Facebook

Inzwischen stehen den Meldern verschiedene Möglichkeiten zur Verfügung, über die Meldungen abgesetzt werden können. Meldungen sind per WhatsApp an die zentrale Rufnummer des Retscheider Hofes möglich (24/7), über eine eigens eingerichtete Website „totfund.de“, über die Nachrichten-Funktion der bei Facebook eingerichteten Seiten Retscheider Hof/Deutsche Iltishilfe/Totfund.de oder auch per E-Mail und Telefon.

Die Europäische Wildkatze erfährt als Leittierart sehr viel Aufmerksamkeit, sodass auch die Bereitschaft der Bürgerinnen und Bürger, als ehrenamtliche Melder („Wildkatzen-Finder“) tätig zu sein, sehr hoch ist. Inzwischen arbeiten etwa 20 Ehrenamtliche in der Recherche der sozialen Medien und dokumentieren nicht nur Totfunde von Wildkatzen, sondern helfen Tierarztpraxen, Katzenschutzvereinen und -pflegestellen bei der Identifikation, Erstversorgung und Unterbringung verunfallter Wildkatzen oder verwaister Jungtiere in fachkundigen Einrichtungen. Mit der steigenden Aufmerksamkeit und Sensibilisierung der Bürgerinnen und Bürger steigt auch die Quote beim Auffinden und Melden von Wildkatzen.

Als erstes Bundesland hat im Februar 2018 Hessen eine Vereinbarung mit dem Totfundprojekt geschlossen. Der Retscheider Hof liefert dem Land Hessen strukturierte Datensätze zu Wildkatzen und Iltissen (Tot- und Lebendfunde). Für die Entnahme, Untersuchung und Aufbewahrung von genetischen Proben hat das Land Hessen eine umfassende Ausnahme-genehmigung erteilt, die an das Projekt geknüpft ist.

KONTAKT
Stefanie Huck
Retscheider Hof e. V.
steffi@retscheid.de



Abbildung 4: Equipment zur Sicherung genetischen Materials, Foto: Andrea Hergersberg



Abbildung 5: Sicherung Kadaver, Foto: Retscheider Hof

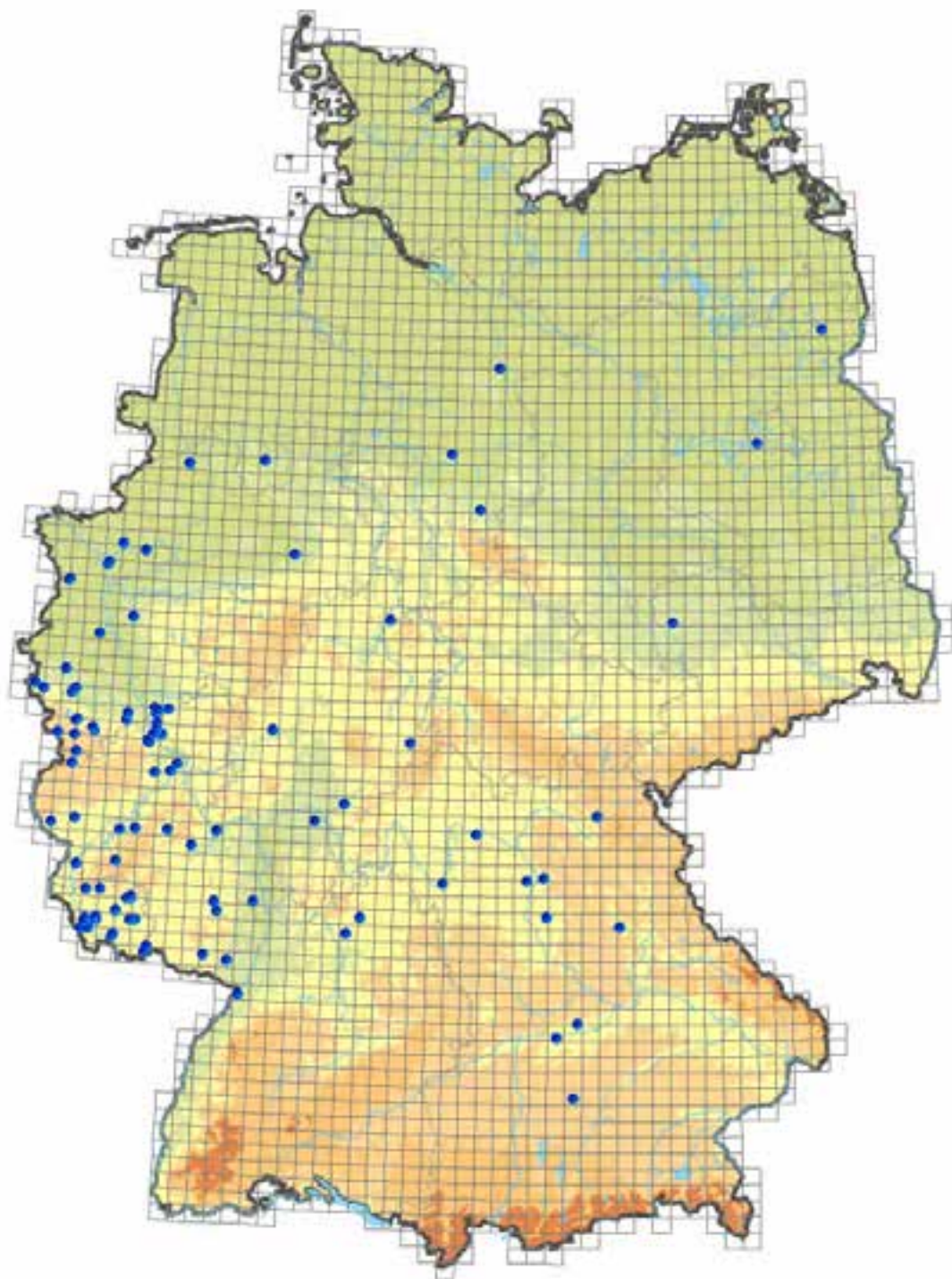


Abbildung 6: Auszug Datenbank 2014-2016, Karte: Retscheider Hof

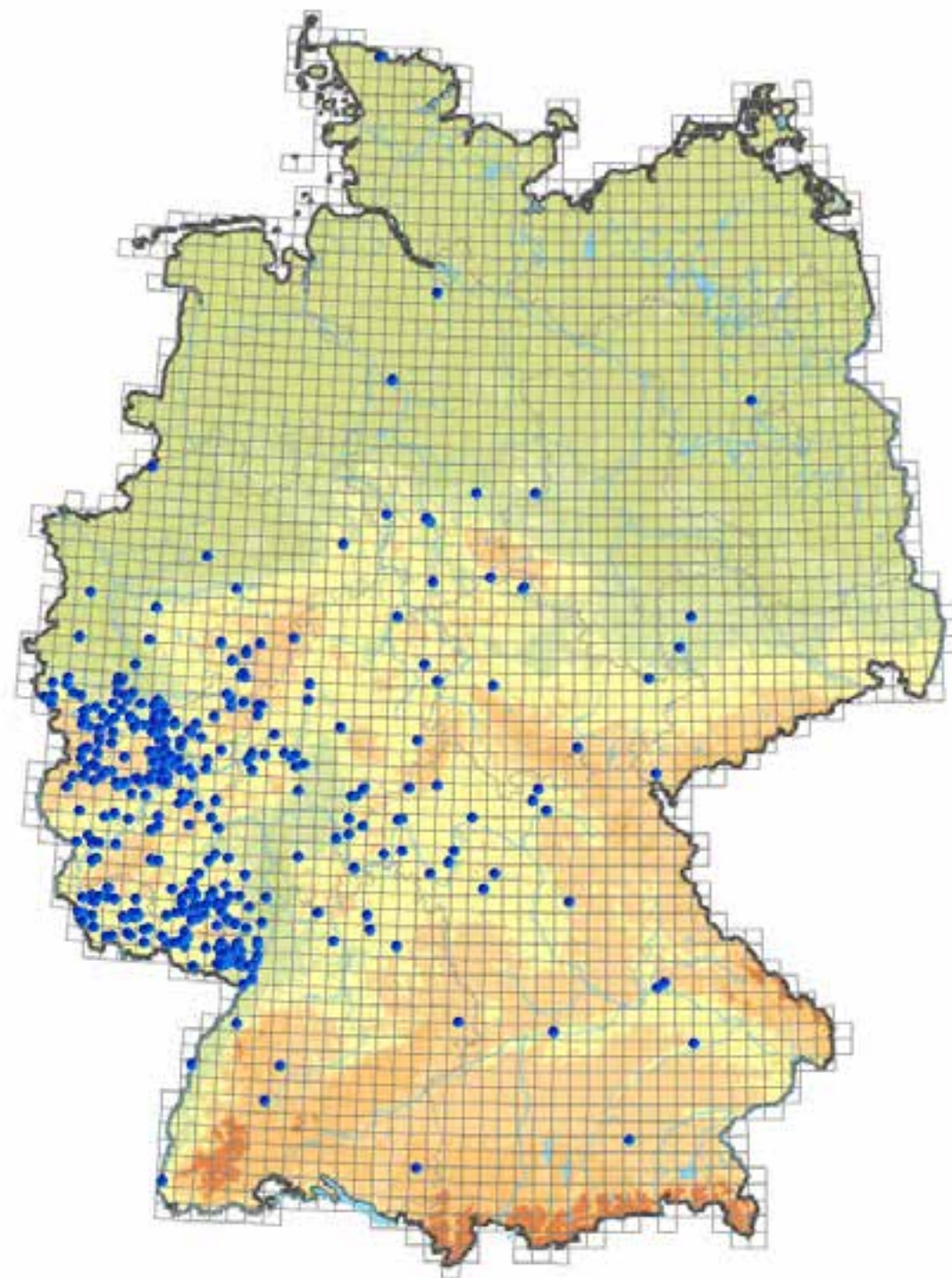


Abbildung 6: Auszug Datenbank 2017-2019, Karte: Retscheider Hof

An overview of wild-cats' ecology in Europe: Impact of new threats

Sabrina Streif

ABSTRACT

The European wildcat is widely distributed with populations across the entire Iberian Peninsula, France Belgium, Germany, Switzerland, Scotland, Italy, Greece, Eastern Europe, Turkey, and the Caucasus. But the small felid has suffered significant reduction in its original range due to human persecution and habitat destruction resulting in fragmented and small populations. Wildcats inhabit diverse habitat types, from dense forest to open scrubland. Recent studies even show that wildcats can adapt to altered habitats such as human dominated landscapes. The medium-sized carnivore is known as a facultative specialist predator, capable of surviving on a wide variety of prey (from insects to hares), but mostly specializing in rodents in Central Europe or wild rabbits in Mediterranean regions.

Despite its high adaptability and the legal protection, the European wildcat continues to face current threats which limit its recovery and long-term conservation. New and current threats such as habitat loss, road kills, hybridization, predator control and illegal hunting, felid diseases, competition with other species and climate change can have high impacts on wildcat population but also vary between different habitats. For example, genetic introgression is less an issue where wildcat density is high, but there might be a higher hybridization risk in regions with low wildcat density, as in fragmented landscape or in newly recolonized regions. Furthermore, global warming could be a factor altering habitat or reducing prey availability for wildcats in the more xeric areas, but could also have positive effects on range expansion in northern hemisphere.

Thus, it is certainly necessary to incorporate and to combine European research for a comprehensive understanding of many aspects of the ecology of the wildcat and its environmental correlates.

KONTAKT

Sabrina Streif

Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg

Abt. Wald und Gesellschaft

Sabrina.streif@forst.bwl.de



Vom Glück, alt zu werden Daten zur „Life History“ von Europäischen Wildkatzen

Malte Götz & Saskia Jerosch

ZUSAMMENFASSUNG

Die Kombination aus Telemetriedaten, individuellen Markierungen, der Sammlung von Beobachtungen und einem langfristig angelegten Totfund-Monitoring lieferte neue Erkenntnisse zur Life History von Europäischen Wildkatzen. Im Norden ihres zentraleuropäischen Verbreitungsgebietes wurden der Reproduktionserfolg, natürliche und anthropogen bedingte Todesursachen, die Lebenserwartung und erste Daten zum Ausbreitungsverhalten (Migrationen) ermittelt.

HINTERGRUND UND FRAGESTELLUNG

Kenntnisse über populationsbiologische Parameter der Wildkatze (life history) sind noch immer gering (Birlenbach & Klar 2009). Neben unzureichend vorliegenden Daten zu Reproduktionskennzahlen ist weitgehend unklar, welche Faktoren die Mortalität beeinflussen und welche Lebenserwartung Wildkatzen im Freiland haben. Zudem liegen bisher keine Angaben zu Migrationen und an der Ausbreitung beteiligten Populationsteilen vor. Telemetriestudien und das Wildkatzen-Monitoring in Sachsen-Anhalt lieferten neue Erkenntnisse.

METHODEN

In Sachsen-Anhalt bildet die Mittelgebirgsregion Harz das Kernverbreitungsgebiet der Wildkatze, in dem die Art nie verschwunden war. Während Verbreitungsdaten und Totfunde inzwischen wieder aus großen Teilen des Bundeslandes Sachsen-Anhalt registriert werden (Götz 2015), wurden erste Telemetriestudien (TU-Dresden, Institut für Forstbotanik und Forstzoologie) im Kernlebensraum Südharz und im angrenzenden Offenland durchgeführt.

- Im bewaldeten Untersuchungsgebiet „Südharz“ wurden die Raumnutzung und die Reproduktionsökologie von Wildkatzen untersucht, wobei 14 Würfe registriert wurden (Götz & Roth 2007; Götz 2009). 13 Würfe konnten, unter anderem durch die Besenderung einzelner Welpen (n=16), über einen längeren Zeitraum immer wieder beobachtet werden. Auf Grundlage wiederkehrender Zählungen der Jungtiere bei Beobachtungen wurden die Überlebensrate (%) von Welpen und ihre Überlebenswahrscheinlichkeit (S) nach Mayfield (1975) (M-S) und Kaplan & Meier (1958) (KM-S) bis zum Ende des vierten Lebensmonats ermittelt. Insgesamt wurden im Untersuchungsgebiet Südharz zwischen 2004 und 2008 47 Wildkatzen durch Halsbandsender, Ohrmarken oder Transponder-Chips individuell markiert.

- Im Untersuchungsgebiet „Goldene Aue“ zwischen Südharz und Kyffhäusergebirge standen die Lebensraumansprüche der Wildkatze in einer offenlandgeprägten Kulturlandschaft im Fokus der Studie (Jerosch & Götz 2016, Jerosch et al. 2017). Im Zeitraum 2010-2013 wurden in diesem Untersuchungsgebiet insgesamt 11 Wildkatzen mit Senderhalsbändern individuell markiert, darunter 2 Jungkatzen im Alter von 5-6 Monaten.

Das Ende der Telemetriephase stellte für viele untersuchte Wildkatzen der Kontaktverlust dar. Dieser war bedingt durch Senderausfälle oder durch die erfolglose Suche des Sendersignals.

Im Rahmen des Monitorings in Sachsen-Anhalt werden fortlaufend sämtliche Beobachtungen registriert und gemeldete Wildkatzen-Totfunde gesichert. Wiederfunde markierter Individuen werden als „Recapture“ bezeichnet.

Eine Untersuchung der Totfunde erfolgt unter anderem hinsichtlich der Todesursache (G. Wibbelt, IZW), des Alters (Zahnentwicklung, Zahnzeugement) und des Reproduktionsstatus bei Weibchen (Uterusnarben, Laktation), sofern der Zustand des Probenmaterials dies ermöglicht (Piechocki 1990, Götz 2016). Der hier berücksichtigte Zeitraum der Totfundsammlung umfasst die Jahre 2001-2013, in dem insgesamt 91 Totfunde registriert wurden.

ERGEBNISSE

Reproduktionserfolg

Insgesamt 53 Welpen der längerfristig beobachteten Würfe im Südharz überlebten bis zum Ende des vierten Lebensmonats mit einer Wahrscheinlichkeit (S) von $\leq 25\%$ (Abb. 1). Die Überlebensrate betrug bei besenderten Welpen (n=16) 31 % und bei den übrigen Welpen (n=37) 33 % (Unsicherheitsbereich 0-65 %). Würfe, deren Jungenanzahl innerhalb des ersten Lebensmonats festgestellt werden konnte (n=13), wiesen im Mittel und am häufigsten 4 (3-6) Welpen auf. Von 4 Weibchen, die sämtliche Jungtiere ihres Frühjahrswurfes (Ende März bis Mitte April) verloren hatten, wurde ein weiterer Wurf im selben Jahr jeweils im Juni, Juli oder September dokumentiert.

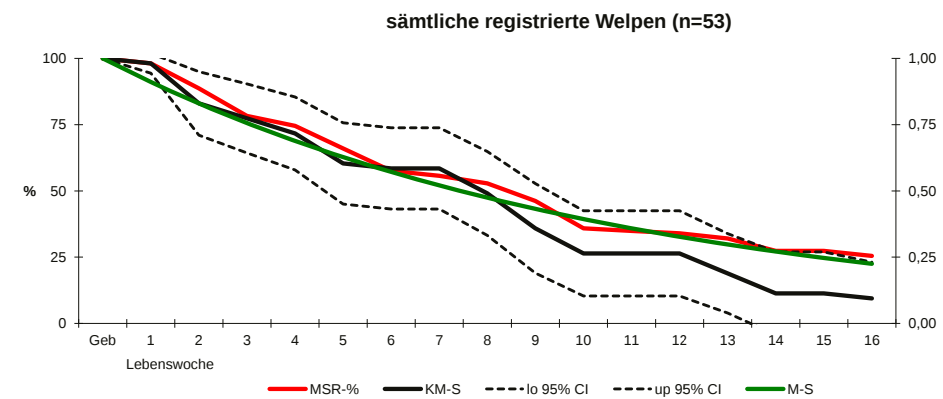


Abbildung 1: Überlebenswahrscheinlichkeiten der Welpen im Südharz (2004-2007) nach Mayfield (M-S) und Kaplan-Meier (KM-S) im Vergleich zur Überlebensrate (MSR-%) bis zur 16. Lebenswoche. Das Konfidenzintervall der Kaplan-Meier-Kurve (gestrichelte Linien) zeigt den Varianzbereich, der sich durch nicht dokumentierte Verluste bzw. durch Unsicherheiten über die genauen Verlustzeitpunkte ergibt (aus Götz 2015/2009).

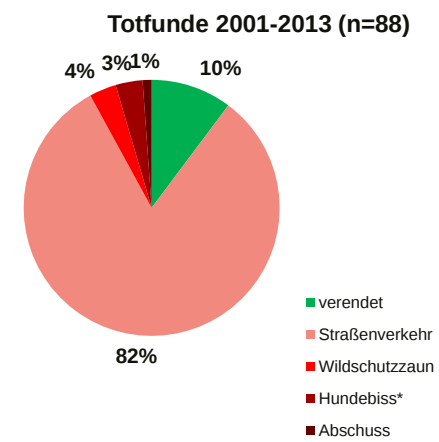


Abbildung 2: Verlustursachen von 88 im Zeitraum 2001-2013 erfassten Totfunden (ohne Juvenile im Telemetriegebiet). Rottöne stellen anthropogen bedingte Verluste dar. *In einem Fall kann ein Luchs als Verursacher und somit eine natürliche Todesursache (grün) nicht ausgeschlossen werden (aus Götz 2015).

Mortalitätsfaktoren

Für nicht selbstständige Welpen bis zum Ende des 4. Lebensmonats wurden neben einer Mehrzahl nicht ermittelbarer Todesursachen die Prädation durch Fuchs (*Vulpes vulpes*) und Baummarder (*Martes martes*) als natürliche Verlustursache identifiziert. Zudem wurden Hinweise auf die Tötung von Welpen durch männliche Artgenossen (Infantizid) gewonnen. Für 88 erfasste Totfunde (Juvenile im Telemetriegebiet nicht berücksichtigt) konnte die Todesursache festgestellt werden: 72 Wildkatzen verunfallten im Straßenverkehr, 7 wurden durch andere anthropogene Faktoren getötet (Wildschutzzaun, Hunde, Jagd) und 9 verendeten auf natürliche Weise (Abb. 2).

Lebenserwartung

Für die untersuchten Totfunde wurde für beide Geschlechter ein Höchstalter von 10-11 Jahre ermittelt. Bei den im Straßenverkehr und durch andere anthropogene Gefährdungen getöteten Wildkatzen (n=79) betrug das Höchstalter bei einem Kater 7-8 Jahre und bei einer weiblichen Katze 10 Jahre. Auf natürliche Weise verendete Wildkatzen (n=9) waren zu 78 % älter als 5 Jahre, wobei sich 4 Kater bei ihrem Tod im 6.-8. Lebensjahr und 2 Kater sowie eine weibliche Katze im 10.-11. Lebensjahr befanden.

Migration

Einige der in den Untersuchungsgebieten Südharz und Goldene Aue markierten Wildkatzen wurden auch nach Ende der jeweiligen Projektlaufzeit außerhalb der Telemetriegebiete wiedergefunden bzw. beobachtet (s. Abb. 3). Überwiegend wurden Migrationen in Richtung Westen entlang des südlichen Harzrandes dokumentiert. Bei drei Beobachtungsmeldungen von Wildkatzen „mit Ohrmarke(n)“ in 11-46 km Entfernung zum Markierungsort konnte nicht festgestellt werden, um welche der markierten Individuen es sich handelte.

- Mit 55 km in größter Distanz zum Markierungsort wurde im Jahr 2010 der Kater M51 beobachtet, der zwei Jahre zuvor im geschätzten Alter von 10-11 Monaten (immatur) markiert wurde.
- Kater M36 wurde im Mai 2007 als Welpen (juvenil) besendert und im Alter von 27 Monaten ca. 12 km entfernt vom mütterlichen Aktionsraum überfahren.
- Die Migration von Kater M15 konnte nicht verfolgt werden, da der

Kontakt wenige Tage nach Besenderung im März 2005 verloren ging. Der Kater mit einem geschätzten Alter von 2 Jahren (adult) wurde bereits 5 Monate nach der Markierung über 23 km entfernt beobachtet.

- Kater M47 wurde 2008 als Adultus mit Ohrmarken markiert und 2011 durch eine Wildkamera in 12 km Entfernung erfasst. Da keine Besenderung erfolgte, war sein Aktionsraum nicht bekannt.
- Die weibliche Katze F7 wurde 2012 im Alter von 5-6 Monaten (immatur) in der Goldenen Aue besendert und 6,5 Jahre später (7. Lebensjahr) als Straßenverkehrsoffer in 23 km Entfernung registriert.

DISKUSSION

Die im Südharz festgestellte Juvenil mortalität von 70-80 % bedeutet, bezogen auf die mittlere und häufigste Wurfgröße (4), dass häufig nur ein oder kein Junges eines Wurfes die ersten vier Lebensmonate überlebt. Welcher Mortalität Jungkatzen in der weiteren Entwicklung unterlagen, konnte aufgrund der relativ kurzen Lebensdauer der verwendeten Halsbandsender für Juvenile nicht erfasst werden.

Weibliche Wildkatzen weisen offenbar auch Anpassungen an hohe Jungtierversluste auf. Sommer- und Herbstwürfe nach Verlust aller im Frühjahr geborenen Welpen dienen als Ersatzwürfe. Auch wurde eine länger als bisher angenommene Fertilität älterer Wildkatzenweibchen festgestellt. Während Piechocki & Stiefel (1988) von einer „postreproduktiven Phase“ ab einem Alter von 6 Jahren ausgehen, wurden hier im Rahmen der Totfundanalyse Uterusnarben bei Weibchen im Alter von 7-8 und 10 Jahren festgestellt, die auf eine Reproduktion innerhalb der letzten Monate vor ihrem Tod hinweisen (Götz 2015). Die Reproduktionsleistung von Wildkatzen wird zusätzlich beeinträchtigt durch Jahre, in denen keine Würfe erfolgen. So wurden im Jahr 2006 im Untersuchungsgebiet Südharz sowie im Solling (Niedersachsen, K. Hupe mdl.) und in der Eifel (Rheinland-Pfalz, M. Herrmann mdl.) keine Würfe besendeter Wildkatzen registriert. Simon et al. (2016) fanden bei weiblichen, als adult eingeschätzten Totfunden aus den Monaten Januar-Mai (n=37), in denen die Wahrscheinlichkeit am größten ist, Anzeichen auf Reproduktivität zu erkennen, einen Anteil von 62 % nicht-reproduktiver Individuen. Die Gründe für das Ausbleiben von Reproduktionen sind bisher nicht bekannt. Für das Jahr 2006 kann ein außergewöhnlich kalter und langer Winter 2005/2006 mit lang anhaltenden Schneelagen als möglicher Grund in Betracht gezogen werden.



Abbildung 3: Untersuchungsgebiete Südharz und Goldene Aue mit Zeiträumen, in denen Wildkatzen individuell markiert wurden und Migrations-Distanzen wiedergefundener Individuen (Recaptures). OM=Beobachtung von Wildkatzen „mit Ohrmarke(n)“ ohne Rückschlüsse auf das Individuum.

Winterbedingungen mit eingeschränkter Verfügbarkeit von Beutetieren schwächen Wildkatzen konditionell auch gegenüber Sekundärerkrankungen und führen bis ins Frühjahr hinein zu klassischen „Winteropfern“ (Piechocki 1990, Steeb 2015, Götz 2015).

Über die **Ursache der hohen Jungtiermortalität** von Wildkatzen liegen bisher keine ausreichenden Daten vor. Piechocki (1990) geht von einer allgemein hohen Sterblichkeit zwischen dem 2. und 4. Lebensmonat aus, ohne Ursachen zu nennen. Die Mortalitätsursachen waren auch hier für viele der unselbstständigen Welpen nicht zu ermitteln. Bis auf wenige Ausnahmen beschränkte sich das Auffinden von Jungtierkadavern auf besenderte Individuen, die in der Regel bereits als Nahrungsressource genutzt wurden oder einen autolytischen Zustand aufwiesen. So bleibt aufgrund ausbleibender Organuntersuchungen unklar, welche Rolle Krankheiten und Parasiten bei der Sterblichkeit spielten. Prämortale Bisswunden an Jungtierkadavern, die Fundumstände sowie Videoaufzeichnungen an Wurfverstecken dagegen haben die Gefährdung durch Prädatoren wie Fuchs und Baumratter bis einschließlich der 16. Lebenswoche bestätigt (Götz 2009). Auch der Wolf (*Canis lupus*) als weitere Caniden-Art zeigt Interesse an Jungkatzen als Nahrungsressource (Deutsche Wildtier Stiftung/Götz 2020). Die Tötung von Jungkatzen durch adulte Artgenossen ist für andere Katzenarten beschrieben (Sunquist & Sunquist 2002) und wurde hier für einen Wurf angenommen, der vermutlich durch einen besenderten Kater getötet wurde (Götz 2015).

Im Südharz konnten auch **anthropogene Gefährdungen für Wildkatzenjunge** durch forstwirtschaftliche Praktiken aufgezeigt werden, die beliebte Versteckstrukturen zerstören: das Häckseln von Energieholzmeten, das Verladen von Holzpoltern und die maschinelle Pflanzvorbereitung auf Rodungs- und Windwurfflächen stellten in der Aufzuchtphase unmittel-

bare Tötungsrisiken dar.

Die menschlich verursachte **Mortalität bei Wildkatzen-Totfunden** (Juvenile im Telemetriegebiet nicht berücksichtigt) betrug 90 %, wobei der Straßenverkehr die wichtigste Verlustursache darstellte. Wie stark der Einfluss anthropogen bedingter Mortalität im Vergleich zur natürlichen Sterblichkeit auf die Population ist, bleibt jedoch unklar. So konnten bisher für 19 der insgesamt 58 individuell markierten Wildkatzen Todesursachen erfasst werden: Während 11 unselbstständige Welpen und 4 ältere Wildkatzen einer natürlichen Mortalität unterlagen (79 %), wurden lediglich 3 registriert, die dem Straßenverkehr zum Opfer fielen und eine, die geschossen wurde (21 % anthropogene Verlustursachen). Bei Straßenverkehrstopfern muss von einer hohen Dunkelziffer nicht aufgefundener bzw. nicht gemeldeter Fälle ausgegangen werden. Viel stärker gilt dies für Wildkatzen, die auf natürliche Weise verenden oder prädiert werden und in der Regel gar nicht registriert werden. Bei den hier dokumentierten natürlich verendeten Wildkatzen handelte es sich nahezu ausschließlich um sendermarkierte Individuen, die ohne das Sendersignal nicht aufgefunden worden wären.

Von der **Straßenverkehrsmortalität** waren neben jungen Wildkatzen auch viele adulte beider Geschlechter betroffen (Götz 2015), wie auch in Hessen (Simon et al. 2016) und Rheinland-Pfalz (Schumann 2012) beobachtet werden konnte. Insbesondere Wiederbesiedlungsprozesse in Lebensräumen ohne ständigen Austausch mit Quellpopulationen könnten durch den Verlust bereits einzelner Reproduktionsträger stark beeinträchtigt werden, verbunden mit einem erhöhten Risiko der Hybridisierung mit Hauskatzen aufgrund fehlender Sexualpartner.

Das von Schumann (2012) in der westdeutschen Population ermittelte Höchstalter von Verkehrstopfern entspricht mit 11 Lebensjahren eines

Katers und 9 Lebensjahren zweier weiblicher Katzen den hier ermittelten Maxima für natürlich verendete und verunfallte Wildkatzen. Die älteste von Piechocki & Stiefel (1988) untersuchte Wildkatze wies ein Alter von 6,5 Jahren auf, ohne dass die Todesursache des Katers genannt wird. Die Ermittlung des Lebensjahres anhand von Schnitten der Caninus-Wurzel kann im hohen Alter der untersuchten Tiere einer Ungenauigkeit unterliegen, da die Linien im Zahnzement sehr eng benachbart sind und in Einzelfällen nicht sicher unterschieden werden können. Eine Unterschätzung des Alters ist somit wahrscheinlicher als eine Überschätzung, sodass die Lebenserwartung von frei lebenden Wildkatzen durchaus 12-14 Jahre betragen könnte.

Die als **Migrationen** erhobenen Distanzen zwischen Markierungsort und Recapture übertreffen die zurückgelegten Strecken (Luftlinie) bei bisher dokumentierten Exkursionen von Wildkatzen (Ausnahme Distanz M47). Exkursionen wiesen Distanzen von bis zu 12 km auf (z. B. Jerosch et al. 2017) und waren immer verbunden mit einer Rückkehr in den bekannten Aktionsraum. Für die beiden jungen Kater M51 und M36 konnte hier der Zeitraum der Migration auf die ersten drei Lebensjahre eingegrenzt werden, wobei Kater M36 27 Monate alt war, als er überfahren wurde. Bis zum Kontaktverlust im 6. Lebensmonat (August 2007) wurde er innerhalb des mütterlichen Aktionsraumes lokalisiert. Die besenderte Jungkatze F07 aus dem Untersuchungsgebiet Goldene Aue wurde erst im 7. Lebensjahr wiedergefunden, ohne dass bekannt ist, wann die Migration in Richtung Westen erfolgte – bis zum Kontaktverlust im 14. Lebensmonat (Juli 2013) wurde sie an der Peripherie des mütterlichen Aktionsraumes lokalisiert. Die Migration des adulten Katers M15 im Jahr 2006 kann jahreszeitlich eingegrenzt werden auf den Zeitraum Frühjahr bis Sommer. Es wird vermutet, dass das Tier als Durchzügler (floater) auf der Suche nach einem eigenen Revier während der Ranz im Südharz gefangen und markiert wurde. Da der Aktionsraum von Kater M47 nicht bekannt war, bleibt unklar, ob es sich bei der festgestellten Distanz (12 km) um eine Wanderbewegung oder sein reguläres, bereits zum Zeitpunkt der Markierung genutztes Streifgebiet handelte, in dem er drei Jahre später fotografiert wurde. Die Aktionsräume männlicher Wildkatzen können durchaus weit über 3.000 – 4.000 ha umfassen (Dietz et al. 2016, Hupe 2009).

FAZIT

Die gewonnenen Daten zur Life History von Wildkatzen untermauern die Notwendigkeit von Schutzmaßnahmen, insbesondere aufgrund eines geringen Reproduktionserfolges und aufgrund anthropogener Gefährdungen, denen die Art ausgesetzt ist. Zukünftige Forschungsansätze

sollten auf den Einfluss der Straßenverkehrsmortalität unter Berücksichtigung der natürlichen Mortalität und der Alterserwartung fokussieren. Erste Ergebnisse zum Ausbreitungsverhalten zeigten, dass sich männliche und weibliche Wildkatzen am Populationsaustausch über größere Distanzen beteiligen, darunter auch Kater im 3. Lebensjahr.

LITERATUR

- BIRLENBACH K., KLAR N. (2009): Aktionsplan zum Schutz der Europäischen Wildkatze (*Felis silvestris silvestris*, Schreber 1775) in Deutschland. In: Fremuth, W., Jedicke, E., Kaphegyi, T., Wachendörfer, V. u. Weinzierl, H. (Hrsg.): Zukunft der Wildkatze in Deutschland. Ergebnisse des internationalen Wildkatzen-Symposium 2008 in Wiesenfelde. Initiativen zum Umweltschutz, 75, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 155-216.
- DEUTSCHE WILDTIER STIFTUNG / GÖTZ, M. (2020): Wildkatzenwachstum im Wolfsrevier. Online: <https://www.deutschewildtierstiftung.de/aktuelles/wildkatzenwachstum-im-wolfsrevier> - aufgerufen am 22.11.2020
- DIETZ M., LANG J., RÜTH K., KRANNICH A., SIMON O. (2016A): Wiederbesiedlung und Habitatpräferenzen der Europäischen Wildkatze im Rothaargebirge. Naturschutz und Landschaftsplanung 48 (11): 337-344.
- GÖTZ, M., ROTH, M. (2007): Verbreitung der Wildkatze (*Felis s. silvestris*) in Sachsen-Anhalt und ihre Aktionsräume im Südharz. Beiträge zur Jagd- und Wildforschung, Band 32: 437-448
- GÖTZ, M. (2009): Reproduktion und Juvenilmortalität einer autochthonen Wildkatzenpopulation im Südharz. – In: Fremuth, W., E. Jedecke, T. A. M. Kaphegyi, V. Wachendörfer & H. Weinzierl (Hrsg.): Zukunft der Wildkatze in Deutschland – Ergebnisse des internationalen Wildkatzen-Symposiums 2008 in Wiesenfelden. – Berlin (Erich Schmidt Verlag). – Initiativen zum Umweltschutz 75: 31–35.
- GÖTZ, M. (2015): Die Säugetierarten der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie im Land Sachsen-Anhalt – Wildkatze (*Felis silvestris silvestris* Schreber, 1777) – Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Hrsg.), 2, 2015
- GÖTZ, M. (2016): Altersbestimmung anhand odontologischer Merkmale von Wildkatzen – Methoden und Ergebnisse des Totfundmonitorings in Sachsen-Anhalt. In: Volmer, K. & Simon, O. (Hrsg.): FELIS Symposium vom 16.-17. Oktober 2014 in Gießen “Der aktuelle Stand der Wildkatzenforschung in Deutschland”, Schriften des Arbeitskreises Wildbiologie an der Justus-Liebig-Universität

Gießen e. V., Heft 26; Gießen, VVB LAUFERSWEILER Verlag, S.129-143

HEMMER, H. (1993): - in: Stubbe, M. & Krapp, F. (Hrsg.): Handbuch der Säugetiere Europas. Bd. 5, Teil II, 1077-1118.

HUPE K. (2009): Die Europäische Wildkatze im Solling – Kenntnisstand und Ausblick auf eine mögliche Ausbreitung und Vernetzung mit angrenzenden Wildkatzenpopulation. In: Fremuth, W., Jedicke, E., Kaphegyi, T., Wachendörfer, V. u. Weinzierl, H. (Hrsg.): Zukunft der Wildkatze in Deutschland. Ergebnisse des internationalen Wildkatzen-Symposium 2008 in Wiesenfelde. Initiativen zum Umweltschutz 75, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 37-42

JEROSCH, S., GÖTZ, M. (2016): Wildkatzen in einer Offenland geprägten Kulturlandschaft – Raum-Zeit-Muster und Habitatwahl. In: Volmer, K. & Simon, O. (Hrsg.): FELIS Symposium vom 16.-17. Oktober 2014 in Gießen “Der aktuelle Stand der Wildkatzenforschung in Deutschland”, Schriften des Arbeitskreises Wildbiologie an der Justus-Liebig-Universität Gießen e. V., Heft 26; Gießen, VVB LAUFERSWEILER Verlag, S. 208-220

JEROSCH, S., GÖTZ, M., ROTH, M. (2017): Spatial organization of European wildcats (*Felis silvestris silvestris*) in an agriculturally dominated landscape in Central Europe. Mammalian Biology 82:8-16.

KAPLAN, E.L., MEIER, P. (1958): Nonparametric estimation from incomplete observations. Journal of the American Statistical Association, 53: 457-481

MAYFIELD, H.F. (1975): Suggestions for calculating nest success. – Wilson Bulletin 87: 456-466.

PIECHOCKI, R. (1990): Die Wildkatze. – Neue Brehm-Bücherei, 189, Ziemsen Verlag, Wittenberg.

PIECHOCKI, R., STIEFEL, A. (1988): Über die Altersstruktur der Verluste der Wildkatze (*Felis silvestris* Schreber, 1777) in der DDR. – Hercynia N. F. 25, S. 235-258.

Schumann, D. (2012): Altersstrukturanalyse von im Straßenverkehr getöteten Wildkatzen. Unveröff. Diplomarbeit. Philipps Universität Marburg: 39 S. + Anhang

SIMON, O., M. GÖTZ (2013): Artenschutzmaßnahmen für die Wildkatze in der forstlichen Praxis. – Allgemeine Forstzeitschrift – Der Wald. 68 (10): 7–10.

SIMON, O., LANG, J., STEEB, S., ESKENS, U., MÜLLER, F., VOLMER, K. (2015): Relevanz der Totfundanalyse von Wildkatzen für das FFH-Monitoring in Hessen. In: Volmer, K. & Simon, O. (Hrsg.): FELIS Symposium vom 16.-17. Oktober 2014 in Gießen “Der aktuelle Stand der Wildkatzenforschung in Deutschland”, Schriften des Arbeitskreises Wildbiologie an der Justus-Liebig-Universität Gießen e. V., Heft 26;

Gießen, VVB LAUFERSWEILER Verlag, S. 67-93

STEEB, S. (2015): Postmortale Untersuchungen an der Europäischen Wildkatze (*Felis silvestris silvestris* Schreber, 1777). INAUGURAL-DISSERTATION zur Erlangung des Grades eines Dr. med. vet. beim Fachbereich Veterinärmedizin der Justus-Liebig-Universität Gießen, VVB LAUFERSWEILER Verlag, Gießen: 150 Seiten.

SUNQUIST, M., SUNQUIST, F. (2002): Wild Cats of the World. – The University of Chicago Press Chicago and London, 452 S.

KONTAKT

Malte Götz

BRUMBACHWILD

maltegoetz@gmx.de



Hybridisierung und Introgression schottischer Wildkatzen

Jo Howard-McCombe, H. Senn, D. Lawson, M. Bruford und M. Beaumont

ABSTRACT

Hybridisation and introgression in the Scottish wildcat

The Scottish wildcat (Felis silvestris) is one of the UK's most endangered mammal species, with as few as 200 individuals left in the wild. Hybridisation with domestic cats is the most serious threat to wildcats in the UK, counteracting all efforts to prevent decline due to habitat loss and persecution. We aim to determine the timescale and mode of introgression in Scottish wildcats and evaluate the effectiveness of current hybrid tests. Using this information, we aim to better inform management of the captive population and generate a robust model for future wildcat conservation; we will generate whole-genome haplotypic data to address gaps in current understanding and inform ongoing conservation work.

Presented here are results from preliminary analysis of wildcat population structure using PCA and fineRADstructure. ddRAD data was generated from 108 individuals (4 domestic cats, 104 putative wildcats). We show that a population of wildcats genetically distant from domestic cats is still present in Scotland, though these individuals are found almost exclusively within the captive breeding program; most wild-living cats sampled were introgressed to some extent. We used the dense ddRAD data to evaluate the accuracy of the existing hybrid tests, both genetic and morphology-based, and found the pelage-scoring test to be a somewhat unreliable predictor of wildcat ancestry. We also present some preliminary investigation into loci potentially under selection in wildcats, using pcadapt.

EINLEITUNG

Die Wildkatze (*Felis silvestris*) zählt zu den bedrohtesten Säugetieren in Großbritannien (Mathews et al. 2018). Ihre Verbreitung in Großbritannien beschränkt sich seit Ende des 19. Jahrhunderts auf die schottischen Highlands. Auch dort steht die Population aufgrund von Habitatverlusten, Verfolgung, Konkurrenz durch verwilderte Hauskatzen sowie von diesen übertragenen Krankheiten weiterhin unter Druck. Hauptgefährdungursache für die Population ist jedoch die Hybridisierung mit Hauskatzen (Yamaguchi et al. 2015). Die schottische Wildkatze ist inzwischen in einem Ausmaß hybridisiert, dass sie Anfang des Jahres als „funktional ausgestorben“ erklärt wurde – die verbleibende Wildpopulation sei „zu klein und zu stark fragmentiert und hybridisiert“ (Breitenmoser et al. 2019).

Für den Erhalt der Wildkatze in Schottland sind folglich dringende Artenschutzmaßnahmen erforderlich. Diese werden seit 2013 von Scottish Wildcat Action koordiniert, sie konzentrieren sich auf fünf priorisierte Areale in ganz Schottland. Scottish Wildcat Action überwacht zum einen die Wildkatzenpopulation und betreibt ein „Fangen, Kastrieren, Impfen, Freilassen“-Programm für verwilderte Hauskatzen. Des Weiteren pflegt Scottish Wildcat Action im Rahmen eines ex-situ-Programms eine Zuchtpopulation mit dem Ziel, einzelne Katzen wieder auszuwildern. Diesen Maßnahmen zum Trotz bleibt der effektive Wildkatzenschutz in Schottland eine Herausforderung. So gestaltet sich etwa die akkurate Schätzung der Population aufgrund der scheuen Natur der Tiere und der geringen Unterscheidungsmöglichkeiten zwischen Hybriden und Wildkatzen schwierig (Breitenmoser et al. 2019). Hinzu kommt, dass es keine etablierte Chronologie der Hybridisierung und Introgression in Großbritannien gibt; es liegen also keine akkuraten Informationen darüber vor, wie lange es schon zu einer Hybridisierung kommt oder wie schnell sich diese vollzogen hat (Macdonald et al. 2010).

Die in den kommenden Jahren getroffenen Entscheidungen hinsichtlich einer Aufstockung des Bestands und einer Stärkung und Steuerung des Genflusses aus der Hauskatzenpopulation werden daher entscheidend für die Zukunft der Art in Großbritannien sein. Ein gutes Verständnis der Geschichte und Dynamik der Hybridisierung ist hier für eine Entscheidungsfindung unabdingbar.

ZIELE

Übergeordnetes Ziel der Forschung ist es, mithilfe genetischer Daten ein besseres Verständnis für die Hybridisierung in Schottland zu erlangen. Insbesondere soll die derzeitige Struktur der Wildkatzenpopulation untersucht und herausgefunden werden, wie effektiv bestehende Testverfahren für Hybriden sind und ob ddRAD-Sequenzierungsdaten Aufschluss darüber geben können, wann eine signifikante Hybridisierung ihren Anfang nahm.

METHODEN

Insgesamt 108 Individuen (vier schottische Hauskatzen, 45 wild lebende – höchstwahrscheinlich Wildkatzen – und 59 Wildkatzen aus dem britischen Zuchtprogramm in Gefangenschaft) wurden mittels ddRAD-Sequenzierung analysiert (SENN et al. 2018). Die Individuen wurden an

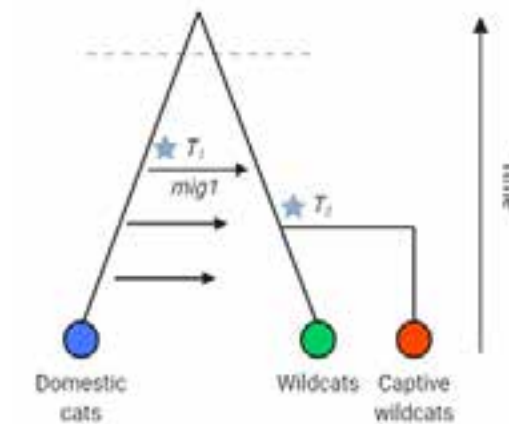


Abbildung 1. Vorläufiges Modell der Wildkatzen-Demografie. Die Elternpopulationen (Hauskatzen und Wildkatzen) werden unter neutraler Evolution für 500 Generationen modelliert. Wir interessieren uns besonders für die geschätzten Parameter T_1 und $mig1$, die Zeit und die Geschwindigkeit des Genflusses von Hauskatzen zu Wildkatzen. Außerdem modellieren wir die Wildkatzenpopulation in Gefangenschaft, die zum Zeitpunkt T_2 aufgebaut wurde.

6546 Markern (single nucleotide polymorphisms, SNPs) genotypisiert. Die Populationsstruktur wurde in einer Hauptkomponentenanalyse (Principal Component Analysis, PCA) in R und ADMIXTURE untersucht (Alexander et al. 2009, values of K two to eight).

Zur Identifikation hybrider Individuen kommen derzeit zwei Tests zum Einsatz: ein 7-Punkte-Pelage-Score (Kitchener et al. 2005) und ein genetischer Test anhand von 35 SNPs (Senn & Ogden 2015). Der Pelage-Test bewertet sieben morphologische Charakteristika. Individuen erhalten einen, zwei oder drei Punkte für Haus-, Hybrid- oder Wildkatzenmerkmale, die Höchstpunktzahl liegt folglich bei 21. Beim Gentest kommen 35 SNPs zum Einsatz, die bekanntermaßen eine Unterscheidung zwischen Haus- und Wildkatzen zulassen. Anhand dieser wird in STRUCTURE ein „Hybrid-Score“-Wert Q (Pritchard et al. 2000) zwischen 0 und 1 generiert, wobei höhere Werte auf Individuen mit längeren Abstammungslinien als Wildkatze hindeuten. Die Schwellenwerte dieser beiden Tests liegen derzeit bei 17 bzw. 0,75. Individuen, deren Werte unterhalb dieser Schwellenwerte liegen, werden als Hybriden klassifiziert.

Zu den Hybrid-Tests wurden ROC-Kurven in R gezeichnet, wobei Q -Werte aus den ddRAD-Sequenzierungsdaten zur „echten“ Diagnose des Hybridstatus verwandt wurden. Hierbei wurden nur Daten von Individuen berücksichtigt, bei denen sowohl die 35-SNP- als auch die Pelage-Score-Werte vorlagen ($n=54$). Individuen mit einem ddRAD-Sequenzierungsscore Q von 0,75 oder höher wurden als „reine Wildkatzen“, darunter-liegende als Hybride klassifiziert. Angesichts der „echten“ Diagnose wurden für beide Diagnosetests bei allen möglichen Schwellenwerten die Richtig-Positiv- und die Falsch-Positiv-Raten berechnet. Mit der Darstellung der 1-Falsch-Positiv-Rate gegenüber der Richtig-Positiv-Rate (Spezifität vs. Sensitivität) wird eine ROC-Kurve für jeden Test generiert. Die Fläche unter der Kurve (AUC) entspricht der Wahrscheinlichkeit, dass ein Test eine zufällige Positiv-Instanz höher einstuft als eine zufällige Negativ-Instanz, und ist eine nützliche Messgröße zum Vergleich diagnostischer Tests. Eine AUC von 0,5 entspricht im Grunde einer Zufallsannahme, eine AUC von $< 0,5$ ist noch schlechter, entspricht also einem nicht aussagekräftigen diagnostischen Test.

Die demografische Historie wurde mithilfe der ABC-Methode (Approximate Bayesian Computation) (Beaumont et al. 2002) untersucht, einem auf der Bayesschen Statistik beruhenden Modellansatz zur Parameterin-

ferenz. ABC wurde zuerst aus einem Rejection-Algorithmus entwickelt (Pritchard et al. 1999), wobei simulierte Daten unter einem hypothetischen Evolutionsmodell generiert werden. Dabei werden zunächst Modellparameter aus einer bekannten A-Priori-Verteilung gezogen. Zusammenfassende Statistiken werden sowohl aus den simulierten als auch aus den beobachteten Daten erstellt. Eine anerkannte Stichprobe von Simulationen (diejenigen mit Zusammenfassungen, die den beobachteten Daten am nächsten kommen) werden dann zur Schätzung von Nachverteilungen von Modellparametern verwendet. Dieser grundlegende Rejection-Algorithmus wurde durch lokal lineare (Beaumont et al. 2002) und nichtlineare Regression verbessert (Blum & François 2010).

Für die schottische Wildkatze wurde ein demografisches Modell (Abb. 1) entwickelt, das die Haus- und Wildkatzenpopulationen unter einem neutralen Evolutionsmodell über 500 Generationen hinweg voneinander trennt. Ausgehend von einer Generationszeit von drei Jahren werden so die letzten ca. 1.500 Jahre der Geschichte der Wildkatze modelliert. Die anfänglichen SNP-Häufigkeiten für Wild- und Hauskatzen wurden für jede Population aus einer durch F_{ST} parametrisierten Beta-Binomialverteilung simuliert. (Balding & Nichols 1995). Zum Zeitpunkt T_1 beginnt der Genfluss von Haus- zu Wildkatzen mit der Rate $mig1$ pro Generation. Zum Zeitpunkt T_2 wird die Zuchtpopulation in Gefangenschaft aus einer Auswahl wild lebender Individuen aufgebaut. Die Daten wurden unter diesem Modell mit SLiM (Haller & Messer 2017), einem Toolkit für die evolutionäre Modellierung, simuliert (Anzahl der Simulationen = 60.000). Aus den simulierten und beobachteten Daten wurden insgesamt 25 (entfernungs-basierte) zusammenfassende Statistiken erstellt. Die Parameterinferenz wurde in R unter Einsatz des abc-Pakets (Csilléry et al. 2012) abgeschlossen.

ERGEBNISSE

Die PCA (Abb. 2) zeigt, dass ein großer Teil der Variation des Genotyps (23,9 %) durch die erste Hauptkomponente (PC1) erklärt wurde. Hauskatzen bilden ein Cluster an einem Ende dieser Achse, der sich von einem zweiten Cluster am gegenüberliegenden Ende von PC1 unterscheidet. Dieser zweite Cluster wird aus Individuen gebildet, die genetisch am weitesten von Hauskatzen entfernt sind (wahrscheinlich „echte“ Wildkatzen) und besteht fast ausschließlich aus Individuen aus dem britischen Zuchtprogramm in Gefangenschaft. Wild lebende Individuen finden sich

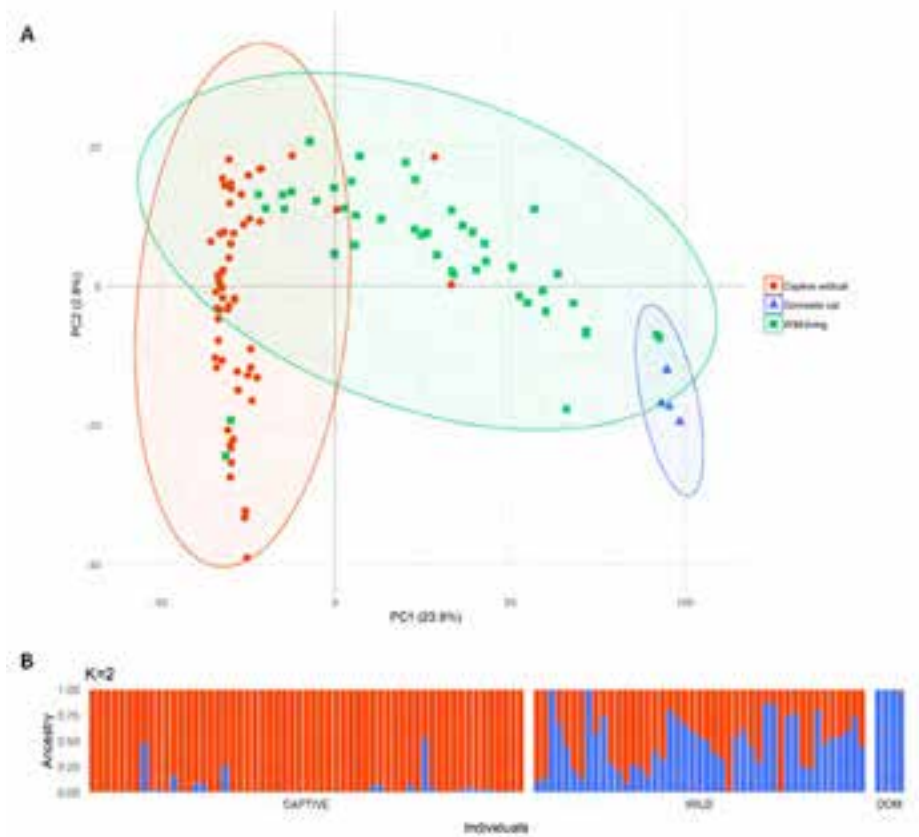


Abbildung 2. Populationsstruktur der britischen Wildkatzenpopulation. PCA (A) zeigt eine deutliche Clusterbildung entlang der PC1-Achse; Hauskatzen (blau) bilden einen separaten Cluster zu einem, der hauptsächlich aus in Gefangenschaft gehaltenen Wildkatzen (rot) besteht. Wild lebende Individuen (grün) finden sich entlang der PC1-Achse zwischen diesen beiden Gruppen. Die ADMIXTURE-Analyse (B) bei K=2 zeigt wiederum die gleiche Clusterbildung der Hauskatze und der in Gefangenschaft lebenden Wildkatzen. Die wild lebende Population ist größtenteils hybridisiert, wobei fast alle Individuen eine Mischung aus den beiden Abstammungslinien aufweisen.

zwischen diesen beiden Gruppen in der gesamten PC1. Die ADMIXTURE-Analysen bestätigten, dass fast alle wild lebenden Individuen (43 von 45) bei K=2 (d. h. die Modellierung von zwei Vorfahrenpopulationen, der „Wildkatze“ und der „Hauskatze“) einige Hinweise auf eine domestizierte Abstammung zeigten. Der paarweise FST-Wert zwischen der domestizierten und der in Gefangenschaft lebenden Population betrug 0,465. Die ROC-Kurven zeigten, dass beide diagnostischen Tests, der 35SNP-Test und der Pelage-Score, mit AUC-Werten von 0,997 bzw. 0,839 gut abschnitten. Der 35SNP-Test übertraf den morphologischen Test mit einer im Allgemeinen sehr niedrigen Rate sowohl falsch positiver als auch falsch negativer Ergebnisse.

Das hier vorgestellte Modell der Wildkatzen-Demografie ist vorläufig, da sich das Modell noch in der Entwicklung befindet; die Ergebnisse werden jedoch weiter unten diskutiert.

DISKUSSION

Die PCA und die ADMIXTURE-Analyse zeigen, dass eine Population von Individuen, die sich genetisch von Hauskatzen unterscheidet (wahrscheinliche Wildkatzen), in Schottland weiterhin besteht, wie auch von Beaumont et al. (2001) unter Verwendung von Mikrosatellitendaten berichtet. Die genetische Differenzierung zwischen diesen Gruppen wird von einem hohen FST-Wert gestützt und ist mit der zwischen Hunden und Wölfen vergleichbar (Cronin et al. 2015). Abb. 2 zeigt das Ausmaß der Hybridisierung in der Wildpopulation. Entlang PC1 ist ein Kontinuum genetischer Hintergründe zu finden, ein Ergebnis wiederholter Rückkreuzungen und Verpaarungen zwischen Hybriden, die als „Hybridschwarm“ bezeichnet werden. Fast alle Wildkatzen zeigten einige Anzeichen einer Introgression von Hauskatzen, und die unterschiedlichen Grade der Introgression in Abb. 2B sind wahrscheinlich das Ergebnis mehrerer Vermischungsereignisse. Wir sind der Ansicht, dass die Population in Gefangenschaft ein Re-

servoir von Wildkatzen Genen in Schottland und eine wichtige Ressource für das zukünftige Artenschutzmanagement darstellt.

Die ROC-Analyse hat gezeigt, dass beide diagnostischen Tests aussagekräftig sind, wenn es darum geht, hybride Individuen zu identifizieren. Der Pelage-Score ist als Indikator für die Abstammung von Wildkatzen etwas weniger zuverlässig; dies ist nicht überraschend, da die durch diesen Test bewerteten Merkmale wahrscheinlich durch eine begrenzte Anzahl von Genen gesteuert werden. Der 35-SNP-Test erwies sich als sehr genau; Hybriden konnten mit den 35 SNPs fast ebenso gut identifiziert werden wie mit einem dichten Markersatz von über 6.000 SNPs. Man könnte jedoch argumentieren, dass bei der Bestätigung eines Gentests mit zusätzlichen genetischen Markern eine gewisse Zirkularität besteht. Wir empfehlen daher die weitere Verwendung sowohl des Pelage-Scores, als auch des 35-SNP-Tests zur Identifizierung von Hybriden, insbesondere wenn die Aufnahme von Individuen in das Zuchtprogramm in Gefangenschaft in Erwägung gezogen wird.

Das für Wildkatzen entwickelte demografische Modell scheint recht gut zu funktionieren. Mithilfe des in Abb. 1 gezeigten Modells und der entfernungs-basierten zusammenfassenden Statistik sind wir in der Lage, genetische Daten zu simulieren, die weitestgehend den Datenmustern der beobachteten Wildkatzen folgen, insbesondere im Hinblick auf die Erzeugung des „Hybridschwarms“. Die aus 60.000 Simulationen hervorgehenden posterioren Dichten für T1 und mig1 scheinen die Annahme eines kürzlich erfolgten demografischen Zusammenbruchs der schottischen Wildkatzenpopulation nach einem hohen Genfluss aus Hauskatzen zu stützen. Es wird jedoch derzeit an der Weiterentwicklung des Modells gearbeitet, um die Passgenauigkeit und damit die posterioren Schätzungen zu verbessern. Die Verlässlichkeit der Schätzungen lässt sich zudem durch eine größere Anzahl von Simulationen verbessern.

LITERATUR

ALEXANDER, D.H.; NOVEMBRE, J.; LANGE, K. (2009) Fast model-based estimation of ancestry in unrelated individuals. *Genome Research* 19: 1655–1664

BALDING, D.J.; NICHOLS, R.A. (1995) A method for quantifying differentiation between populations at multi-allelic loci and its implications for investigating identity and paternity. *Genetica* 96: 3-12

BEAUMONT, M.; BARRATT, E.M.; GOTTELLI, D.; KITCHENER, A.C.; DANIELS, M.J.; PRITCHARDS, J. K.; BRUFORD, M.W. (2001) Genetic diversity and introgression in the Scottish wildcat. *Molecular Ecology* 10: 319–336

BEAUMONT, M.A.; ZHANG, W.; BALDING, D.J. (2002) Approximate Bayesian Computation in population genetics. *Genetics* 162: 2025–2035

BLUM, M.G.B.; FRANÇOIS, O. (2010) Non-linear regression models for Approximate Bayesian Computation. *Statistics and Computing* 20: 63–73

BREITENMOSER, U.; LANZ, T.; BREITENMOSER-WÜRSTEN, C. (2019) Conservation of the wildcat (*Felis silvestris*) in Scotland: Review of the conservation status and assessment of conservation activities. IUCN SSC Cat Specialist Group, Bern, Switzerland

CRONIN, M.A.; CÁNOVAS, A.; BANNASCH, D.L.; OBERBAUER, A.M.; MEDRANO, J.F. (2015) Single Nucleotide Polymorphism (SNP) variation of wolves (*Canis lupus*) in Southeast Alaska and comparison with wolves, dogs and coyotes in North America. *Journal of Heredity* 106: 26-36

CSILLÉRY, K.; FRANÇOIS, O.; BLUM, M.G.B. (2012) Abc: An R package for Approximate Bayesian Computation (ABC). *Methods in Ecology and Evolution*, 3: 475–479

HALLER, B.C.; MESSER, P.W. (2017) SLiM 2: Flexible, interactive forward genetic simulations. *Molecular Biology and Evolution*, 34: 230–240

KITCHENER, A.C.; YAMAGUCHI, N.; WARD, J.M.; MACDONALD, D.W. (2005) A diagnosis for the Scottish wildcat (*Felis silvestris*): A tool for conservation action for a critically-endangered felid. *Animal Conservation* 8: 223–237

MACDONALD, D.; YAMAGUCHI, N.; KITCHENER, A.; DANIELS, M.; KILSHAW, K.; DRISCOLL, C. (2010) Reversing cryptic extinction: The history, present and future of the Scottish wildcat. In: *Biology and conservation of wild felids*. Oxford University Press, Oxford, pp. 471-492

MARJORAM, P.; MOLITOR, J.; PLAGNOL, V.; TAVERÉ, S. (2003)

Markov chain Monte Carlo without likelihoods. *PNAS* 100: 15324-15328

MATHEWS, F.; KUBASIEWICZ L.M.; GURNELL J.; HARROWER C.A.; MCDONALD R.A.; SHORE R.F. (2018) A review of the population and conservation status of British mammals: Technical summary. A report by the Mammal Society under contract to Natural England, Natural Resources Wales and Scottish Natural Heritage. Natural England, Peterborough.

PRITCHARD, J.K.; SEIELSTAD, M.T.; PEREZ-LEZAUN, A., FELDMAN, M.W.; (1999) Population growth of human Y chromosomes: a study of Y chromosome microsatellites. *Molecular Biology and Evolution* 16: 1791-1798

PRITCHARD, J.K.; STEPHENS, M.; DONNELLY, P. (2000) Inference of population structure using mutli-locus genotype data. *Genetics* 155: 945-959

SENN, H.; GHAZALI, M.; KADEN, J; BARCLAY, D; HARROWER, B; CAMPBELL, R.D.; MACDONALD, D.W.; KITCHENER, A.C (2018) Distinguishing the victim from the threat: SNP-based methods reveal the extent of introgressive hybridisation between wildcats domestic cats in Scotland and inform future in situ and ex situ management options for species restoration. *Evolutionary Applications* 12: 399-414

SENN, H.V; OGDEN R. (2015) Wildcat hybrid scoring for conservation breeding under the Scottish Wildcat Conservation Action Plan. Royal Zoological Society of Scotland, May 2015

YAMAGUCHI, N.; KITCHENER, A.; DRISCOLL, C.; NUSSBERGER, B. (2015). *Felis silvestris*. The IUCN Red List of Threatened Species 20152

KONTAKT

Jo Howard-McCombe
University of Bristol
j.howard-mccombe@bristol.ac.uk

GPS-Telemetrie von Wildkatzenhybriden und ihr Einsatz beim Artenschutzmanagement der Wildkatze in Schottland – vorläufige Ergebnisse

Kerry Kilshaw, Kenny Kortland, David W. Macdonald und Roo Campbell

ABSTRACT

Using GPS radio tracking data of wildcat hybrids to help conservation management of the Wildcat in Scotland

Recent research carried out under the Scottish Wildcat Action Plan team and partners in Scotland has confirmed that the wildcat population here is not only extremely small and fragmented but is part of a hybrid swarm due to widespread and long-term hybridization between the wildcat and feral domestic cats/wildcat hybrids. Following a recent IUCN report on the situation, the next stage of wildcat conservation in Scotland is a trial re-introduction. We hypothesise that wildcat hybrids are fulfilling the ecological niche that wildcats would normally occupy across many parts of Scotland and as a result studying the behavioural ecology of wildcat hybrids here will help us identify important habitats/prey resources and potential threats that might be relevant for future re-introductions of the wildcat in Scotland. Since January 2018 we have put gps collars on 12 wildcat hybrids (3 females and 9 males) with collars lasting between 7-10 months so far. Although initially identified as wildcat from their pelage score, hybrid status was confirmed using genetics. Two males were re-collared in the winter of 2018/19 and have therefore been tracked almost continuously for >12 months. We are using accelerometer informed GPS with fixes taken every 15 minutes when the cats are active and every 4 hours when they are inactive to help identify fine scale habitat use and to try and find den/rest sites. Here we present some of the initial findings from the data, including new insights into seasonal behaviour, responses to difficult weather conditions and home range size. The data is also being used to help identify the mechanisms of continued hybridization events. For example there is clear evidence of the wildcat hybrids regularly using farms and coming into contact with feral domestic cats, identifying a key source of hybridisation. We discuss how some of the identified threats could be mitigated and how the data might be important for future wildcat conservation initiatives.

HINTERGRUND

Die in Schottland lebende Wildkatze (*Felis silvestris*) ist die letzte verbleibende autochthone Katzenart Großbritanniens (Macdonald et al., 2004). Obgleich derzeit als „Least Concern“ eingestuft (Driscoll & Nowell, 2009), ist ihre Situation im historischen Vergleich nicht unproblematisch. Einst in ganz Großbritannien weit verbreitet, ist die Wildkatze nach intensiver Verfolgung und umfassenden Habitatverlusten seit Ende des 19. Jahrhunderts (Easterbee et al., 1991; Balharry & Daniels, 1998; Davies & Gray, 2010) nur noch in Teilen Nordschottlands anzutreffen. Ihre Population wurde bisher durch Extrapolation von Proben wild lebender Katzen, die in den 1990er-Jahren gesammelt wurden, auf etwa 400 geschätzt (Macdonald et al., 2004). Die jüngste Schätzung auf Grundlage umfangreicher Kamerafallenerhebungen ergab eine Population von 157 bis 311 Individuen (Kilshaw, 2015). Nur folgerichtig schlug Kilshaw (2015) daher vor, den Status der schottischen Population zu überprüfen.

Obwohl die Hybridisierung derzeit als die größte Bedrohung für die Wildkatzenpopulation in Schottland angesehen wird, sind die Tiere auch durch Habitatverlust (Stahl & Artois, 1991; Nowell, 1996), Krankheit (McOrist et al., 1991; Stahl & Artois, 1991; Daniels et al., 1999), Verfolgung (Corbett, 1979; Easterbee et al., 1991; Balharry & Daniels, 1998) und zufällige Todesfälle (McOrist & Kitchener, 1994; Harris et al., 1995; Daniels, 1997; Macdonald et al., 2004) bedroht. Zur Verbesserung ihres Populationsstatus ist daher ein mehrgleisiger Ansatz erforderlich. 2013 wurde in einer konzertierten nationalen Maßnahme von mehreren Partnern und unter der Leitung von Scottish Natural Heritage der Aktionsplan zur Erhaltung der schottischen Wildkatze ins Leben gerufen. Dieser zielt mit einer Kombination verschiedener Maßnahmen darauf ab, sowohl die Anzahl als auch die geografische Verbreitung der verbleibenden Wildkatzen in Schottland zu fördern (SNH, 2013). Scottish Wildcat Action hat sich die Umsetzung des Aktionsplans zum Ziel gesetzt. Wie im Plan dargelegt, besteht eine Aufgabe darin, die Ökologie und das Verhalten von Wildkatzen und deren Auswirkungen auf das Artenschutzmanagement besser zu verstehen.



Abbildung 1: Die 5 priorisierten Areale, in denen Scottish Wildcat Action arbeitet: Morvern, Strathpeffer, Northern Strathspey, Strathbogie, Angus Glens.

AKTUELLES PROJEKT

In Zusammenarbeit mit Scottish Wildcat Action und Forestry and Land Scotland sollte mithilfe von GPS-Telemetrie das bestehende Wissen über die Verhaltensökologie der Wildkatze ausgebaut und im Sinne des Artenschutzmanagements eingesetzt werden. In seiner 2015 durchgeführten Studie mit GPS-Halsbändern konnte Campbell die aus der bestehenden Literatur (z. B. Balharry 1979; Scott et al. 1993; Daniels et al. 1998) hervorgehenden Erkenntnisse über die Habitat- und Höhlennutzung der schottischen Wildkatze, für deren Erfassung noch Standard-Funktelemetrie zum Einsatz kam, signifikant verbessern. Dies, obwohl die Studie aufgrund der Lebensdauer der Halsbänder leicht eingeschränkt war (Mittelwert = 33 Tage; Spanne = 7–134 Tage). In der aktuellen Erhebung verwenden wir GPS-Halsbänder (vom Hersteller e-obs GmbH) und nutzen die über den Beschleunigungssensor informierte GPS-Funktion, um die Lebensdauer der Batterie zu maximieren. Diese Funktion verknüpft die Aktivität der Katze mit der Frequenz der GPS-Fixes. Konkret wurden bei aktiver Katze alle 15 Minuten und bei inaktiver (also z. B. ruhender) Katze alle vier Stunden GPS-Fixes erhoben. Auf diese Weise konnten erstmals detaillierte Informationen über das jahreszeitliche Verhalten der mit Halsbändern versehenen Individuen gesammelt werden. Zusätzlich zu den GPS-Daten sammelten die Halsbänder auch Beschleunigungssensordaten, die zur Identifizierung und Charakterisierung von Höhlen und Ruheplätzen verwendet werden.

Über die Winter 2018/2019 wurden 13 Individuen mit Halsbändern ausgestattet. Aufgrund des hohen Hybridisierungsgrads in Schottland fällt die Unterscheidung von Wildkatzen und Wildkatzenhybriden mitunter schwer (Macdonald et al., 2004; Kitchener et al., 2005). Infrage kommende Individuen wurden daher zunächst auf der Grundlage ihres Pelage-Scores bewertet (siehe Kitchener et al. 2005 für weiterführende Details) und als Wildkatzen/Wildkatzenhybriden/Hauskatzen

eingestuft. Um die Kastration von Wildkatzen zu vermeiden, verfolgt Scottish Wildcat Action einen konservativen Ansatz, bei dem Individuen mit Pelage-Scores zwischen 17 und 21 als Wildkatzen betrachtet werden, es sei denn, genetische Daten widersprechen dem. Gegenwärtig wird ein Hybrid-Score (Q) von >0,75 als Wildkatze akzeptiert (d. h. ein Großelternanteil war eine Hauskatze; siehe Senn and Ogden (2015)). Alle 13 Katzen erhielten für ihre Fellmerkmale zunächst 17 oder mehr Punkte, wurden im Rahmen der genetischen Analyse von Blutproben dann aber als Wildkatzenhybriden klassifiziert. Wir glauben jedoch, dass Wildkatzenhybriden weitgehend dieselbe ökologische Nische besetzen wie Wildkatzen in Schottland; daher sind die Daten für den weiteren Arterhalt von Wildkatzen dennoch relevant. Die Datenerhebung ist noch nicht abgeschlossen. Im Folgenden werden trotzdem einige vorläufige Ergebnisse sowie die Frage erörtert, wie diese den Schutz der Wildkatze in Schottland beeinflussen könnten.

ERGEBNISSE UND AUSWIRKUNGEN AUF DEN SCHUTZ VON WILDKATZEN IN SCHOTTLAND

In vier der fünf priorisierten Areale (Morvern, Strathpeffer, Strathbogie und Angus Glens) wurden vier weibliche und neun männliche Wildkatzenhybriden mit Halsbändern ausgestattet (Abbildung 1).

Der durchschnittliche Pelage-Score betrug 18 (Bereich = 17–20), der durchschnittliche Q-Score 0,52 (Bereich = 0,285–0,71). Die Lebensdauer der Halsbänder lag im Durchschnitt bei 237 Tagen (Bereich = 137–318 Tage). Zwei Halsbänder fielen früher als erwartet ab und wurden bei anderen Individuen wieder eingesetzt. Zwei Männchen, die im Februar/März 2018 gefangen wurden, wurden in der Fangsaison 2019 erneut mit Halsbändern versehen, sodass zu diesen insgesamt 581 bzw. 473 Tage an Daten vorliegen.

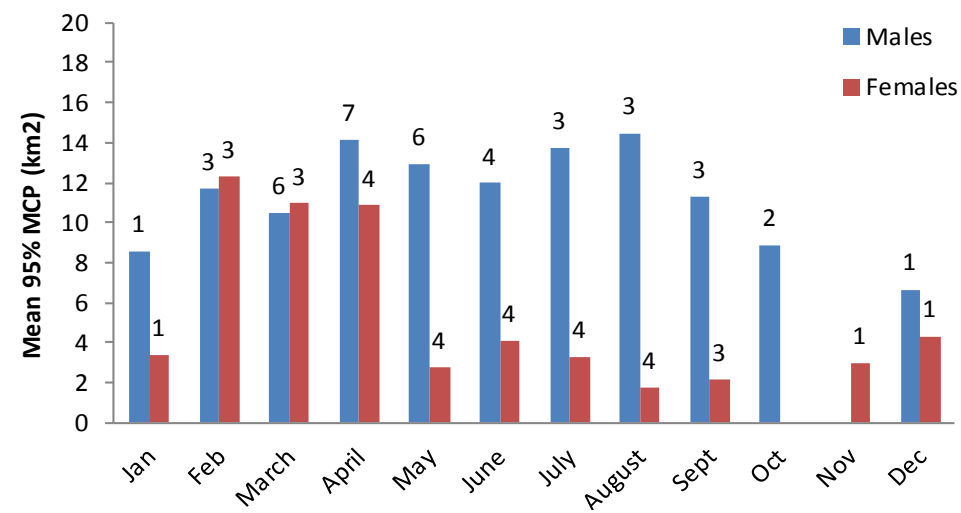


Abbildung 2: Durchschnittliches Streifgebiet (95 % MCP, km²) von Männchen und Weibchen zwischen Januar 2018 und November 2019. Nicht zu allen Individuen lagen für jeden Monat Daten vor. In der Analyse wurden nur vollständige Monate berücksichtigt. Datenlabels zeigen die Anzahl der Individuen, zu denen jeweils ein durchschnittliches monatliches Streifgebiet berechnet wurde.

Größe des Streifgebiets

Die mittlere Größe des Streifgebiets auf Grundlage von 95 % MCP (Minimal-Konvex-Polygon) betrug 14,22 km² bei Weibchen (Bereich = 4,42–28,59 km², N = 4) und 19,95 km² bei Männchen (Bereich = 11,57–26,89 km², N = 6; Daten von 2 Männchen wurden ausgeschlossen, da die Datenerhebung noch läuft).

Die Größe des Streifgebiets variierte monatlich für alle erfassten Individuen und war bei den Männchen zwischen Februar und August und bei den Weibchen zwischen Februar und April am höchsten (Abbildung 2). Aufgrund des geringeren Streifverhaltens bei der Aufzucht der Jungtiere verringerte sich die Größe des Streifgebiets bei weiblichen Tieren ab Ende April erheblich.

Saisonale Schwankungen bei der Nutzung des Streifgebiets

Jahreszeitliche Schwankungen in der Nutzung des Streifgebiets fallen geografisch unterschiedlich aus und sind wahrscheinlich sowohl durch die Beuteverfügbarkeit/-dichte als auch durch die Anwesenheit anderer Katzen beeinflusst. So war etwa im als „guter Katzenhabitat“ angesehenen Osten (Strathbogie) – ein Mosaik aus landwirtschaftlichen Flächen mit niedriger Nutzungsintensität, auf denen Kaninchen, Hecken und Baumpflanzungen (darunter auch solche mit Kahlschlag und Jungpflanzen) zu finden sind – keine offensichtliche saisonale Verschiebung der Aktionsräume bzw. Habitattypen zu beobachten.

Im Vergleich dazu zeigten im Süden (Angus Glens), wo es große Areale mit intensiv bewirtschafteten Mooren mit Raufußhühnern, vereinzelten kommerziellen Baumpflanzungen und landwirtschaftlichen Flächen mit niedriger Nutzungsintensität gibt, zwei der dort mit Halsbändern versehenen Wildkatzenhybriden eine saisonale Verschiebung ihres Streifgebiets. So verlagerten die Individuen ihr im Winter genutztes Streifgebiet von überwiegend Wald und bedeckten Habitaten (Ginster, Dickicht) ab April in das offene Mooregebiet, vermutlich, um am Boden nistende Vögel, Schneehasen (*Lepus timidus*), Nagetiere einschließlich der Osterschermäus (*Arvicola amphibius*) und Erdmäuse (*Microtus agrestis*) zu jagen (Abbildung 3). In den Sommermonaten machten diese Katzen nur sporadische und kurze Besuche im Wald.

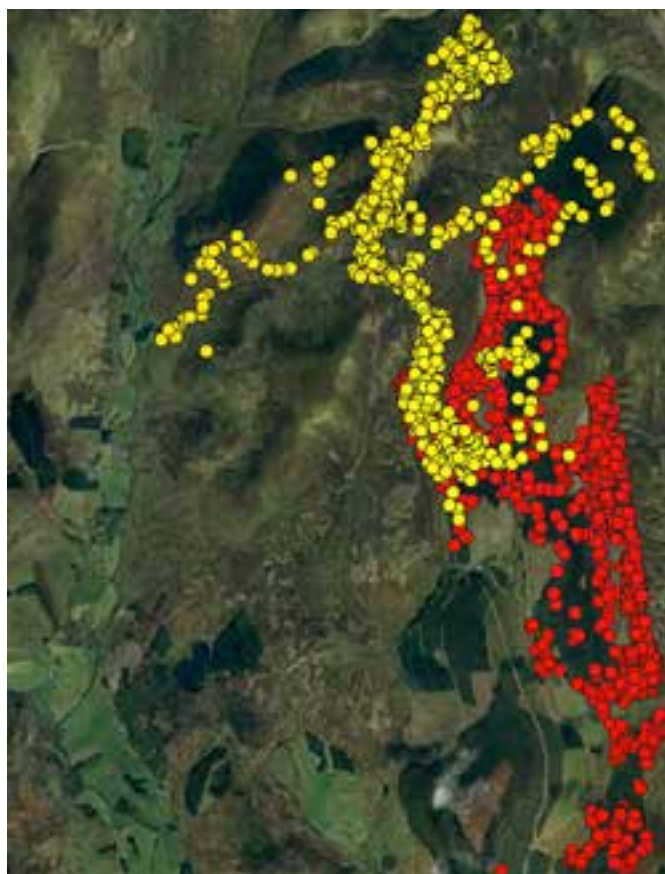


Abbildung 3: Verlagerung des Streifgebiets bei einem mit Halsband versehenen männlichen Wildkatzenhybriden: von Wald und Dickicht (Kahlschlag, Jungplantage, Wacholder; unteres Foto) im Winter (rote Kreise; Jan–März 2018) hin zu offenem Mooregebiet (oberes Foto) im April 2018, wo das Individuum bis zum Verlust des Halsbands im Juli 2018 blieb (gelbe Kreise). Im Winter wurde das Tier wieder von Kamerafallen im Wald gesichtet.

Habitatnutzung

Die Habitatnutzung variiert in den verschiedenen geografischen Regionen. Im Osten machen landwirtschaftliche Flächen mit geringer Nutzungsintensität einen großen Teil der Aktionsräume aus. In einem Fall fiel das Streifgebiet des am längsten mit Halsband überwachten Männchens (581 Tage; $Q = 0,71$) ausschließlich auf landwirtschaftliche Flächen (Abbildung 4). Die regelmäßige Nutzung der landwirtschaftlichen Strukturen durch viele der mit Halsbändern versehenen Katzen unterstreicht, wie wichtig die Kastration verwilderter Bauernhofkatzen aufgrund der hohen Hybridisierungswahrscheinlichkeit ist. Darüber hinaus wird auch das Risiko einer potenziellen sekundären Vergiftung durch Rodentizide deutlich, verursacht durch den Verzehr von Nagetieren, wie sie in vielen landwirtschaftlichen Gebäuden zu finden sind.



Abbildung 4: Nutzung von landwirtschaftlichen Flächen mit geringer Nutzungsintensität durch einen mit Halsband versehenen männlichen Wildkatzenhybriden. Ebenfalls ersichtlich wird hier die Bedeutung linearer Landschaftselemente (z. B. Hecken), die es den Tieren ermöglichen, sich in der Landschaft zu bewegen.

Lineare Landschaftselemente

Lineare Landschaftselemente wie Einzäunungen, Hecken, Waldwege, Straßen, Gleise und Habitatsäume wurden regelmäßig von allen mit Halsbändern überwachten Katzen genutzt (Abbildung 5).

Waldnutzung

Die Waldnutzung scheint durch den umgebenden Habitat beeinflusst zu sein. Laubwald wurde bevorzugt genutzt, insbesondere wenn er hochgradig strukturiert war und am Boden gute Deckung bot. In Gebieten wie den Angus Glens, in denen Waldflächen von offenen, intensiv bewirtschafteten Raufußhühngebieten umgeben sind, wurde

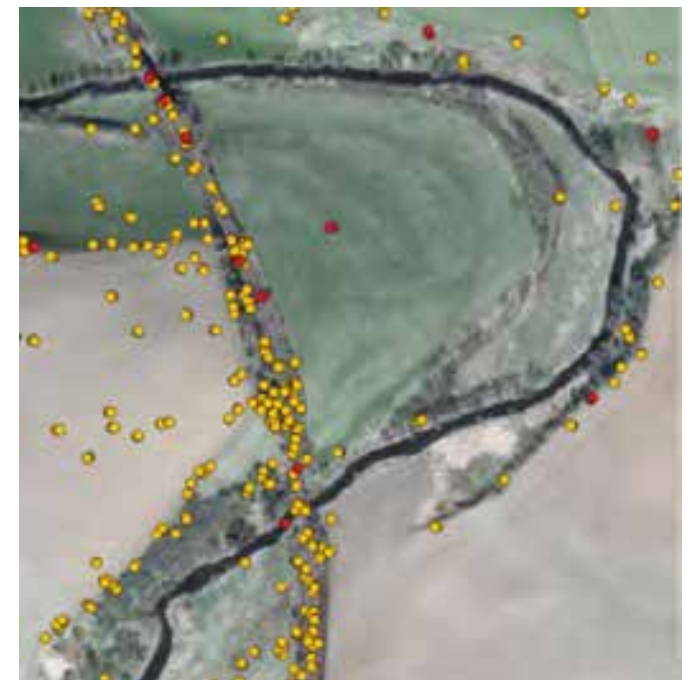


Abbildung 5: Nutzung von Gleisen und Eisenbahnbrücken über einen Fluss durch zwei männliche Wildkatzenhybriden (gelbe und rote Kreise repräsentieren zwei verschiedene Individuen).

der Wald in höherem Ausmaß genutzt. Waren Ginster, Mischlaubhecken, Dickichte oder andere Deckungen vorhanden, wurden diese auch genutzt. Von den bewirtschafteten Kiefernwäldern wurden vor allem jüngere Pflanzungen (<20 Jahre alt) und Kahlschläge genutzt (Abbildung 6).

Höhlen und Ruheplätze

Bei zwei der vier mit Halsbändern versehenen Weibchen ist davon auszugehen, dass sie im Beobachtungszeitraum Junge hatten. Ein Weibchen (Prioritätsgebiet Strathpeffer) war zum Zeitpunkt der Halsbandanpassung etwa sechs Wochen trächtig. Kombinierten Beschleunigungssensor- und GPS-Daten sowie Kamerafallen-Aufnahmen zufolge scheint es am 27. April 2018 in einer verfallenen Steinscheune mit an den Wänden lehrenden Holzstapeln geworfen zu haben. Ein zweites Weibchen (Prioritätsgebiet Strathbogie) scheint um den 4. Mai 2019 in einem dichten Gestrüpp am Rand eines Hügels geworfen zu haben, der nach Kahlschlag mit Ginster bedeckt ist.



Abbildung 6: Einige der Strukturen die von allen Wildkatzenhybriden regelmäßig als Ruheplätze genutzt werden

Auch im Prioritätsgebiet Angus Glens wurden im Studienverlauf Jungtiere gefunden – in einem an einer Forststraße gelegenen Holzstapel.

Wildkatzenhybriden nutzten eine Vielzahl unterschiedlicher Strukturen als Ruheplätze, darunter Ginsterbewuchs (insbesondere in Südlage), Hecken, Windwurf, Steinhaufen, Heuscheunen, dichte Vegetation und Kahlschlag (Abbildung 6). Wie von Campbell (2015) festgestellt, nutzen wild lebende Katzen in Schottland im Durchschnitt elf Ruheplätze. Die Daten der vorliegenden Studie zeigen ein ähnliches Muster, wobei alle Individuen mehrere (>10) Ruheplätze regelmäßig und andere nur ein- oder zweimal in ihrem gesamten Streifgebiet nutzen.

BISHERIGE ERKENNTNISSE AUS DER GPS-TELEMETRIERUNG VON WILDKATZENHYBRIDEN UND DIE FRAGE, WIE DIESE DER WILDKATZE IN SCHOTTLAND ZUGUTEKOMMEN KÖNNEN (TABELLE 1)

Höhlen/Ruheplätze
Die schottische Wildkatze ist eine Art von gemeinschaftlichem Interesse. Damit genießen ihre Wurflager- und Ruheplätze Schutz gegen Zerstörung oder Störungen. Dies erfordert jedoch eine Identifizierbarkeit als solche. Selbst mit GPS-Telemetrierung war es aufgrund der mitunter sehr dichten Vegetation häufig schwierig, die exakte Lage der Ruheplätze zu bestimmen. Weibchen mit Jungtieren wechselten zudem regelmäßig ihre Ruheplätze (Campbell 2015), was darauf hindeutet, dass die derzeitige Gesetzgebung nicht so wirksam ist, wie sie sein könnte, und dass möglicherweise ein anderer Ansatz zum Schutz von Wildkatzen erforderlich ist.

Ginsterhänge, Windwurf, Heuscheunen und Gebüsche scheinen für Wildkatzenhybriden insbesondere tagsüber wichtige Ruheplätze zu sein. Maßnahmen in der Landbewirtschaftung, die auf eine Verringerung von Praktiken wie der Entfernung von Ginster oder Windwurf abzielen, könnten die Verfügbarkeit und Sicherheit geeigneter Ruheplätze für Wildkatzen erheblich verbessern.

Habitatnutzung und Größe des Streifgebiets
Das Streifgebiet schottischer Wildkatzen fällt größer aus als bisher angenommen (Corbett, 1979; Scott et al., 1993; Daniels et al., 2001;

Campbell, 2015). Diese Erkenntnis ist wahrscheinlich der verbesserten Technologie zu verdanken: In drei der vier früheren Erhebungen kam VHF-Funktelemetrie statt GPS zum Einsatz. Das Ergebnis zeigt, wie wichtig es ist, die für die Erfassung und das Monitoring von Wildkatzen genutzten Kamerafallen-Raster auszuweiten, um dem größer als erwartet ausgefallenen Streifgebiet gerecht zu werden.

Die Habitatnutzung variiert von Region zu Region. Gut bewirtschaftete Mooregebiete mit Raufußhühnern scheinen, mutmaßlich aufgrund der verfügbaren Beutetiere, saisonal wichtig zu sein. Aufgrund der geringen Unterscheidbarkeit von Wildkatzen und Wildkatzenhybriden sind Wildkatzen in solchen Gebieten jedoch auch der Gefahr einer unbeabsichtigten Verfolgung ausgesetzt. Es ist daher wichtig, weiterhin eng mit Landhütern zusammenzuarbeiten, um die Identifizierungstechniken zu verbessern und wildkatzenfreundliche Praktiken zu fördern.

In anderen Gegenden bestand das Streifgebiet mehrerer Individuen größtenteils aus landwirtschaftlichen Flächen mit geringer Nutzungsintensität. Solche Flächen bieten einerseits Schutz (Heuställe/Dickicht/Ginster), Pendelrouten (Pfade/Hecken) und Beute (Kaninchen/Kleinsäuger), gehen andererseits aber auch mit erhöhten Risiken einher: Wildkatzen, die diese Gebiete nutzen, sind stärker Bedrohungen durch verwilderte Katzen (Hybridisierung/Krankheit), Störungen (saisonale Nutzung von Heuställen zur Lagerung/Ernten/Entfernung von Ginster) und Rodentizidvergiftungen durch den Verzehr von Nagetieren ausgesetzt. Die gesammelten Daten unterstreichen, wie wichtig es ist, verwilderte Bauernhofkatzen zu kastrieren, Landwirte für die potenzielle Nutzung ihres Landes durch Wildkatzen zu sensibilisieren und ihnen Maßnahmen aufzuzeigen, mit denen sie den Wildkatzen helfen können.

Die Nutzung linearer Landschaftselemente wie Hecken lässt Rückschlüsse zu, wie sich die Konnektivität in offeneren Landschaften für Wildkatzen verbessern ließe – oder wie alternativ durch Beseitigung solcher Elemente ein Eindringen verwilderter Hauskatzen in Areale mit Wildkatzen reduziert werden könnte. Ebenfalls hervorzuheben ist, wie wichtig Straßen und Wege für wild lebende Katzen sind. Diese und andere Beobachtungen sind in Tabelle 1 unten zusammengefasst.

Tabelle 1: Aus der GPS-Datenanalyse hervorgehende Bedrohungen/Beobachtungen, die für den Arterhalt der Wildkatze in Schottland relevant sind

Habitat/Merkmal	Risiken/Beobachtungen	Erkenntnisse im Hinblick auf Wildkatzen
Raufußhuhngebiete	Verfolgung/Beutequelle und Habitat	Wildkatzenfreundliche Raubtierkontrolle erforderlich
Höhlen/Ruheplätze	Zerstörung/Störung/schwer zu finden	Gesamtlandschaftlicher Ansatz – Wildkatzenhabitate, nicht nur Höhlen, schützen? Oder Begrenzung potenziell schädlicher Aktivitäten während der Aufzucht von Jungtieren?
Straßen	Straßenunfall	Suche nach Möglichkeiten zum Queren der Straßen
Schienen	Verletzung/Störung durch Beseitigung von Pflanzenbewuchs	Sicherer für die Querung als Straßen; Gleise im Hinblick auf Wildkatzen beobachten?
Hecken	Habitatzerschneidung	Mehr pflanzen, um die Konnektivität von Landschaften zu verbessern
Wälder	Nutzung durch umgebenden Habitat beeinträchtigt	Mehr Laubwald oder umsichtigere Planung benötigt? Kahlschlag, Jungplantagen, Flusshabitate wichtig
Heuscheune	Störung/Verfolgung/Rodentizidvergiftung	Wichtige Unterschlüpf- und Beutequellen, Förderung wildkatzenfreundlicher Praktiken
Ginster	Wird häufig entfernt	Ginster-Habitate (insbesondere in Südlage) schützen
Kaninchen	Schädlingsart/Zusammenbruch der Population	Kaninchenfreundliche Landwirtschaft fördern/Verbesserung der landwirtschaftlichen Bedingungen für alternative Beutetiere
Verwilderte Katzen	Hybridisierung/Krankheit/versehentliche Kastration	Kastration von Bauernhofkatzen

LITERATUR

BALHARRY, D. & DANIELS, M.J. (1998) Wild living cats in Scotland. Edinburgh, Scotland

CAMPBELL, R.C. (2015) Spatial ecology of the Scottish wildcat. Report to PTES. Wildlife Conservation Research Unit, Oxford, U.K. (2015) <https://www.wildcru.org/research/spatial-ecology-of-the-scottish-wildcat-domestic-cat-and-hybrids/>

CORBETT, L.K. (1979) Feeding ecology and social organization of wild cats (*Felis silvestris*) and domestic cats (*Felis catus*) in Scotland. University of Aberdeen, PhD Thesis, 334 pp.

DANIELS, M.J. (1997) The biology and conservation of the wildcat in Scotland. PhD, University of Oxford.

DANIELS, M.J., BEAUMONT, M.A., JOHNSON, P.J., BALHARRY, D., MACDONALD, D.W. & BARRATT, E. (2001) Ecology and genetics of wild-living cats in the north-east of Scotland and the implications for the conservation of the wildcat. Journal of Applied Ecology, 38, 146-161.

DANIELS, M.J., MACDONALD, D.W., GOLDER, M.C. & JARRETT, O. (1999) Feline viruses in wildcats from Scotland. Journal of Wildlife Diseases, 35, 121-124.

DAVIES, A.R. & GRAY, D. (2010) The distribution of Scottish wildcats (*Felis silvestris*) in Scotland (2006-2008). Natural Heritage Commissioned Report No. 360.

DRISCOLL, C. & NOWELL, K. (2009) *Felis silvestris*. IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species Version 2010.4. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 03 Feb 2012.

Easterbee, N., Hepburn, L.V. & Jefferies, D.J. (1991) Survey of the status and distribution of the wildcat in Scotland, 1983-1987. Nature Conservancy Council for Scotland, Edinburgh.

HARRIS, S., MORRIS, P., WRAY, S. & YALDEN, D. (1995) A review of British mammals: population estimates and conservation status of British mammals other than cetaceans. Joint Nature Conservancy Committee, Peterborough.

KILSHAW, K. (2015) Introgression and the current status of the Scottish wildcat. University of Oxford.

KITCHENER, A.C., YAMAGUCHI, N., WARD, J.M. & MACDONALD, D.W. (2005) A diagnosis for the Scottish wildcat (*Felis silvestris*): A tool for conservation action for a critically-endangered felid. Animal Conservation, 8, 223-237.

MACDONALD, D.W., DANIELS, M.J., DRISCOLL, C., KITCHENER, A. & YAMAGUCHI, N. (2004) The Scottish Wildcat: Analyses for

Conservation and an Action Plan. Wildlife Conservation Research Unit, University of Oxford.

MCORIST, S., BOID, R., JONES, T.W., EASTERBEE, N., HUBBARD, A.L. & JARRETT, O. (1991) Some viral and protozool diseases in the European wildcat (*Felis silvestris*). Journal of Wildlife Diseases, 27, 693-696.

MCORIST, S. & KITCHENER, A.C. (1994) Current threats to the European wildcat, *Felis silvestris*, in Scotland. Ambio, 23, 243-245.

Nowell, K., and Jackson, P. (1996) Wild cats, Status survey and conservation action plan, IUCN, Gland, Suiza.

SCOTT, R., EASTERBEE, N. & JEFFERIES, D. (1993) A radio-tracking study of wildcats in western Scotland. In Proc. seminar on the biology and conservation of the wildcat (*Felis silvestris*) pp. 94-97. Council of Europe, Strasbourg, Nancy, France.

SENN, H.V. & OGDEN, R. (2015) Wildcat Hybrid Scoring For Conservation Breeding under the Scottish Wildcat Conservation Action Plan. Royal Zoological Society of Scotland.

SNH (2013) Scottish Wildcat Conservation Action Plan., Scottish Natural Heritage.

STAHL, P. & ARTOIS, M. (1991) Status and conservation of the wildcat in Europe and around the Mediterranean rim. Council of Europe, Strasbourg.

KONTAKT

Kerry Kilshaw
Wildlife Conservation Research Unit
The Recanati-Kaplan Centre
kesserk@yahoo.com



Die Europäische Wildkatze

(*Felis silvestris silvestris*, SCHREBER, 1777) in Österreich

Leopold Slotta-Bachmayr

DIE WILDKATZE VERSCHWINDET AUS ÖSTERREICH

Aktuell gilt die Europäische Wildkatze (*Felis silvestris*) in Österreich als ausgestorben oder verschollen (Spitzenberger 2005). Ehemals war sie in den Klimagunstlagen weit verbreitet und Nachweise der Art lagen bis dahin aus weiten Teilen Österreichs vor. Am längsten überlebten die Wildkatzen in Kärnten und in der südlichen Steiermark. Hier kam die Wildkatze bis nach dem Zweiten Weltkrieg vor (Bauer 2001). Nach den 1950er-Jahren gab es nur sporadische Meldungen, die sich vermutlich auf aus Nachbarpopulationen zugewanderte Tiere bezogen. Bis 2005 gab es keinen Nachweis für ein ansässiges reproduzierendes Vorkommen in Österreich (Spitzenberger 2005).

DIE WILDKATZE KEHRT ZURÜCK?

Mit der Gründung der Koordinations- und Meldestelle Wildkatze durch den Naturschutzbund Österreich im Jahr 2009, die alle Wildkatzenmeldungen in Österreich sammelt und bewertet, sowie der Plattform Wildkatze, einer Arbeitsgemeinschaft aus Naturschutzorganisationen, Jägerschaft und Zoos, wurden die Bemühungen um die Wildkatze wieder intensiviert und die fachlichen Grundlagen zum Schutz der Wildkatze in Österreich in Form eines Aktionsplans erarbeitet (Slotta-Bachmayr et al. 2012). Daneben wurde auch ein Habitatmodell erstellt, in das Faktoren wie die Lebensraumstruktur, die Höhen- und Schneelage, die Ursprünglichkeit von Wäldern sowie die Verbindung der einzelnen, geeigneten Habitate untereinander einfließen. Dabei zeigt sich, dass etwa 61 Prozent der Fläche Österreichs für die Wildkatze geeignet sind. Nur die Zentralalpen erscheinen aufgrund der Schnee- und Höhenlage nicht als Lebensraum für die Wildkatze geeignet.

Zur Beurteilung der Wildkatzenmeldungen wurde ein Bewertungssystem geschaffen, mit dessen Hilfe die einzelnen Meldungen in Nachweise, Hinweise oder tatsächliche Falschmeldungen kategorisiert werden können (Friembichler et al. 2012):

C1 = sicherer Nachweis: Tote oder lebend gefangene Tiere, Genproben (Haare, Losungen).

C2 = wahrscheinlicher Nachweis: Nachvollziehbar dokumentiert und von Experten entsprechend eingestuft, Nachweis mithilfe eines Hundes.

C3 = möglicher Hinweis: Sichtbeobachtungen, die von Experten verifiziert wurden.

F = offensichtliche Fehlmeldung: Es liegen Indizien vor, die eindeutig gegen die Wildkatze sprechen.

Abbildung 1 zeigt die Verteilung der Nach- und Hinweise in den unterschiedlichen Kategorien in Österreich. Die meisten Beobachtungen stammen aus Niederösterreich. Hier liegen „Nachweise“ (C1) sowohl aus dem Norden des Bundeslandes als auch aus der Wachau vor. Nur in den Lockstockflächen im Nationalpark Thayatal und in der Wachau konnten Wildkatzen sicher festgestellt werden. Aus dem Bundesland Kärnten gibt es sowohl einen Nachweis aus dem Bereich der österreichisch/italienischen Grenze als auch vom Südrand der Alpen. Besonders rund um den Fundort in Spittal gibt es einige Hinweise, die durch weitere Meldungen im Bereich der Grenze zu Slowenien ergänzt werden. In Oberösterreich konnte ein „wahrscheinlicher Hinweis“ (C2) im Norden erbracht werden. Hier wird ein Zusammenhang mit der sich ausbreitenden Population im bayerischen Wald vermutet. Aus dem Burgenland liegen zwischen 2012 und 2015 jeweils zwei Beobachtungen vor. Der Totfund einer Wildkatze im Mittelburgenland könnte in Zusammenhang mit der ungarischen Population stehen. Bemerkenswert ist ein „Nachweis“ (C1) der Wildkatze aus dem Tiroler Paznauntal auf einer Seehöhe von ca. 1700 m. Damit handelt es sich um den höchsten Wildkatzennachweis in Österreich. In der Steiermark konnte ein „wahrscheinlicher Hinweis“ (C2) im Umfeld der Stadt Graz erbracht werden.

Reproduktionsnachweise oder Hinweise darauf sind kaum vorhanden. Es gibt aus der Kärntner Goldeckgruppe vom August 2012 ein Foto einer jungen Katze, die von einem Experten als Wildkatze bestimmt wurde (Alter ca. 6 Monate, Lapini briefl.). Dazu kommt, dass nach einer Untersuchung im Nationalpark Thayatal zwischen Herbst 2007 und Frühjahr 2008 anhand von genetischen Analysen mindestens vier verschiedene Wildkatzenindividuen nachgewiesen werden konnten (Übl & Mölich 2010). Das allein ist kein Beweis einer reproduzierenden Population, gibt allerdings einen Hinweis darauf, dass sich im Bereich des Nationalparks Thayatal mehrere Individuen aufgehalten haben. 2016 wurde der Nachweis eines jungen Katers erbracht, der im Bundesland Steiermark an der Grenze zu Salzburg überfahren wurde. Nach eingehender Untersuchung stellte sich das Tier als Hybrid aus einer Wildkatze und einem Hauskater heraus.

GEFÄHRDUNGSSTATUS

Nach Analyse der vorliegenden Beobachtungen wäre für Österreich eine kleine Wildkatzenpopulation möglich, deren Bestand weitgehend konstant ist. Basierend auf diesen Befunden und unter Einbe-

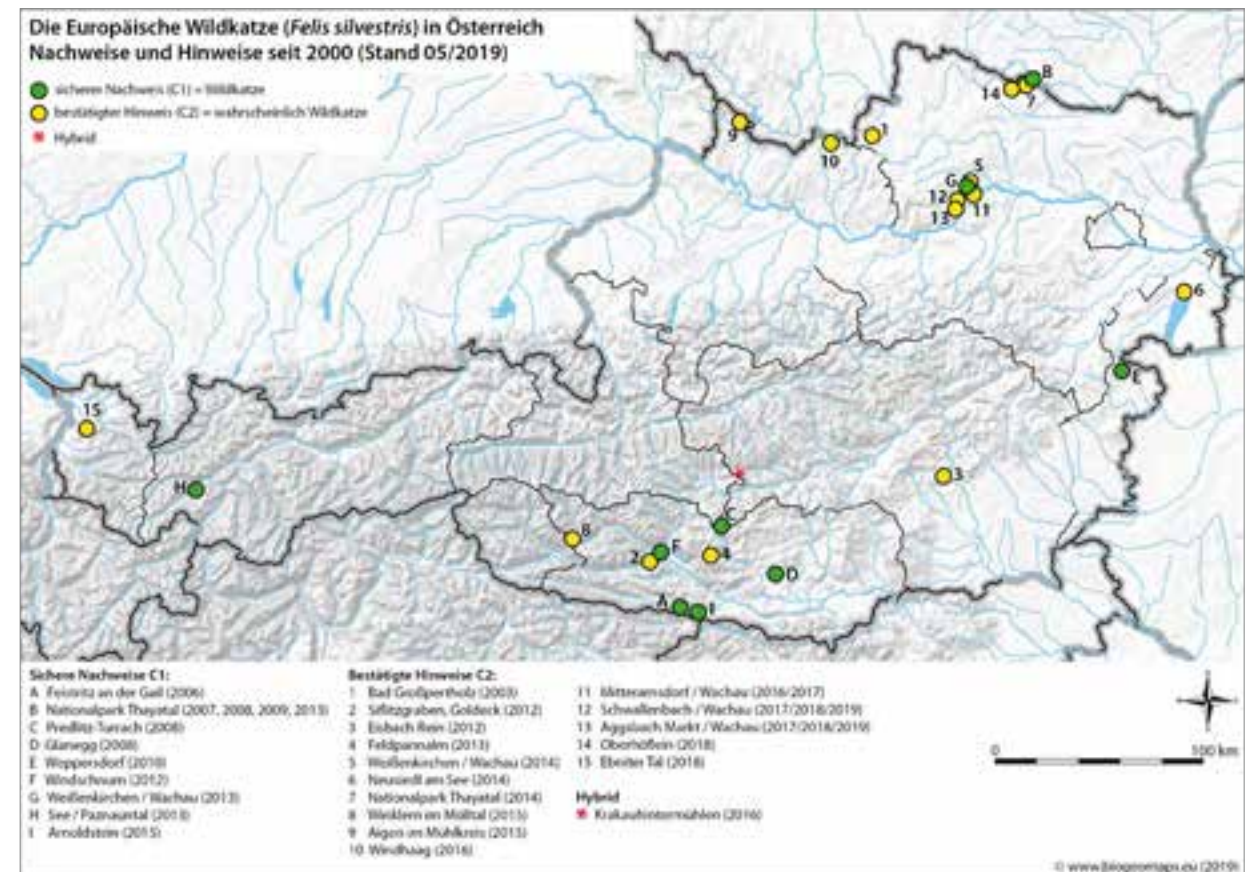


Abbildung 1: Wildkatzen-Verbreitungsdaten in Österreich

ziehung verschiedener Gefährdungsfaktoren – Verwechslung und Abschuss wildfarbiger Hauskatzen im Rahmen der Jagd, Krankheitsübertragung von Hauskatzen, Zerschneidung der Lebensräume und Hybridisierung mit Hauskatzen – der guten Habitatverfügbarkeit und der Zuwanderungsmöglichkeit aus den Nachbarländern würde sich der Gefährdungsstatus der Europäischen Wildkatze in Österreich aktuell mit „vom Aussterben bedroht“ (CR) einstufen lassen (Slotta-Bachmayr et al. 2016). Dem widersprechen einige Experten, die einen Reproduktionsnachweis für die Voraussetzung zur neuerlichen Einstufung der Wildkatze in der Roten Liste für nötig halten.

DIE ZUKUNFT DER WILDKATZE IN ÖSTERREICH

Wie geht es mit der Wildkatze in Österreich weiter? Kann sich ein kleiner Bestand halten, wird die Wildkatze aus Österreich verschwinden oder sind aktive Managementmaßnahmen nötig, um ein Überleben der Wildkatze in Österreich zu sichern? Aktuell bestehen zwar Anbindungen zu Populationen in den angrenzenden Ländern, allerdings ist aufgrund der großen Distanz zu manchen Kernpopulationen beziehungsweise aufgrund des geringen Populationsdrucks mittelfristig nicht mit einer Etablierung der Wildkatze in Österreich durch natürliche Zuwanderung zu rechnen. Daher wird aktuell auch die Möglichkeit einer Bestandsstützung geprüft. Dazu anbieten würden sich Bereiche sowohl im Norden (Nationalpark Thayatal), Osten (Mittelburgenland) oder Süden (Kärnten) Österreichs, bei denen es schon Nachweise und potenzielle Verbindungen zu den angrenzenden Populationen gibt.

Darüber hinaus wird der Bestand der Wildkatze in Österreich weiter erfasst. Neben der Datensammlung durch die Koordinations- und Meldestelle Wildkatze des Naturschutzbund Österreich soll auch ein Netzwerk an Wildkatzenspürhunden aufgebaut werden. Speziell trainierte Hunde können sehr flexibel zur Suche nach Wildkatzenkot eingesetzt werden, diesen mit hoher Sicherheit von Hauskatzenkot unterscheiden; und diese genetischen Proben können zur weiteren Analyse herangezogen werden.

LITERATUR

- BAUER, K. (2001): WILDKATZEN. IN: SPITZENBERGER, F. (2001): Die Säugetierfauna Österreichs. - Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. austria media service, ISBN 3-85333-063-0, 895 S.
- FRIEMBICHLER, S.; SLOTTA-BACHMAYR, L. & HAGENSTEIN, I. (2012): Die Wildkatze (*Felis silvestris* SCHREBER 1777) in Österreich – II. Status und Gefährdung der Europäischen Wildkatze in Österreich und den angrenzenden Staaten. Mitteilungen aus dem Haus der Natur 20: 69 – 79.
- SLOTTA-BACHMAYR, L.; FRIEMBICHLER, S. & HAGENSTEIN, I. (2012): Die Wildkatze (*Felis silvestris* SCHREBER 1777) in Österreich – I. Aktionsplan zum Schutz der Europäischen Wildkatze in Österreich. Mitteilungen aus dem Haus der Natur 20: 57 – 68.
- SLOTTA-BACHMAYR, L.; MEIKL, M. & HAGENSTEIN, I. (2016): Aktueller Status der Europäischen Wildkatze (*Felis silvestris silvestris*, SCHREBER, 1777) in Österreich. Acta ZooBot Austria 153: 67 - 76.
- SLOTTA-BACHMAYR, L.; GERNGROSS, P.; MEIKL, M. & HAGENSTEIN, I. (2017): Der aktuelle Wissensstand über die Verbreitung der Europäischen Wildkatze (*Felis silvestris silvestris* SCHREBER, 1777) in Österreich. Acta ZooBot Austria 154: 165-177.
- SPITZENBERGER, F. (2005): Rote Liste Säugetiere Österreichs (Mammalia). In: Zulka, K. P. (2005): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe des Lebensministeriums 14/1, Böhlau Verlag, ISBN 3-205-77345-4, 406 S.
- ÜBL, CH. & MÖLICH, T. (2010): Wildkatzenforschung im Nationalpark Thayatal. Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Niederösterreichischen Landesmuseum 21: 445-454.

KONTAKT

Dr. Leopold Slotta-Bachmayr
Naturschutzbund Österreich
leo@dogteam.at

Linking activity data with habitat selection of wildcats in a fragmented landscape

Sabrina Streif

ABSTRACT

The endangered European wildcat (*Felis s. silvestris*) occurs in a highly fragmented landscape in the Upper Rhine Valley, South-West Germany. A primary goal in recovering this species is to understand, how individuals use their habitat in this patchy landscape. We obtained GPS-telemetry data and acceleration data for activity analysis from 21 wildcats (10 m/11 f) that were tracked for up to fifteen months. We used resource selection functions to obtain information how female and male wildcats differ in their habitat selection and which habitats were preferred during activity phases and resting periods.

Preliminary results indicate that male and female wildcats differ largely in their habitat selection in the human-dominated landscape. We also document different habitat use dependent on activity status. The upcoming results may lead to an improved conservation management for wildcats in fragmented landscapes.

KONTAKT

Sabrina Streif
Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg
Abt. Wald und Gesellschaft
Fachbereich Wildtierökologie
Sabrina.Streif@Forst.bwl.de

EUROWILDCAT: Collaborative science for studying European wildcat movement ecology at the range of its distribution

Marco Heurich, Sabrina Streif, Matteo Bastianelli, Joe Premier, Julian Oeser, Kevin Morelle, Stefano Focardi, Johannes De Groeve, Ferdinando Urbano, Francesca Cagnacci

ABSTRACT

EUROWILDCAT (www.wildcat.org) is a collaborative scientific initiative for data and knowledge sharing on movement ecology of European wildcat (*Felis silvestris silvestris*). Its aim is to investigate variation in European wildcat behavioural ecology along environmental and climatic gradients and to record population responses to specific conditions, such as habitat changes, impact of human activities, and different prey density and distribution.

Structurally, EUROWILDCAT is a database that serves as a repository where data coming from partner institutions are harmonized, stored and shared for analyses. Each institution keeps full ownership of its data and data use is linked to the development of specific projects and collectively agreed upon. The main set of data are those generated by biotelemetry sensors to monitor animals movement, i.e. GPS, VHF and accelerometer, but a key role is played by the large set of additional information on individuals, populations, management and the environment, standardized among the different research groups. EUROWILDCAT connects a large part of the European community working on European wildcat thus facilitating the definition of protocols and standards for future data collection and storage, improving the effectiveness of data sharing, and joining forces to address large scale ecological and societal challenges. Currently 23 groups from 8 countries are engaged in the initiative. Dispersal, predator-prey relationships, wildlife-vehicle-collisions, range distribution changes because of

climatic variability are some of the topics EUROWILDCAT will work on now and in the coming years. The open, bottom-up and cooperative structure of EUROWILDCAT spurs proactive engagement of partners and assures that they are involved in all stages of research.

EUROWILDCAT is part of EUROMAMMALS (www.euromammals.org), an umbrella platform that coordinates species-specific projects on European populations of roe deer *Capreolus capreolus* (EURODEER, www.eurodeer.org), red deer *Cervus elaphus* (EUROREDEER, www.eureddeer.org), wild boar *Sus scrofa* (EUROBOAR, www.euroboar.org), and Eurasian lynx *Lynx lynx* (EUROLYNX, www.eurolynx.org). At the moment, it promotes collaborative science among 94 research institutes from 30 countries. EUROMAMMALS is supported by an external sponsor and by the voluntary contributions of each partner.

KONTAKT

Dr. Marco Heurich
University of Freiburg
Chair of Wildlife Ecology and Management
marco.heurich@wildlife.uni-freiburg.de

Überlebensmuster von *Felis silvestris* *silvestris* in Europa – eine Beispielstudie innerhalb des EUROWILDCAT-Netzwerks

Matteo Luca Bastianelli, Joseph Premier, Stefano Anile, Sabrina Streif, Axel Krannich, Markus Dietz, Olaf Simon, Analena Severon, Mathias Herrmann, Dominique Pontier, Estelle Germain, Marie-Lazarine Poulle, Karsten Hupe, Saskia Jerosch, Malte Götz, Manfred Trinzen, Pedro Monterroso, Elena Ballesteros-Duperón, José María Gil-Sánchez, José Miguel Barea-Azcón, Marcos Moléon, René Janssen, Jasja Dekker, Zsolt Biró, Tobias Kümmerle, Lolita Bizzarri, Andrea Sforzi, Pablo Ferreras, Fermín Urra, José María López-Martín, Francisco Díaz-Ruíz, Marco Heurich

ABSTRACT

EUROWILDCAT: Collaborative science for studying European wildcat movement ecology at the range of its distribution

EUROWILDCAT (www.wildcat.org) is a collaborative scientific initiative for data and knowledge sharing on movement ecology of European wildcat (*Felis silvestris silvestris*). Its aim is to investigate variation in European wildcat behavioural ecology along environmental and climatic gradients and to record population responses to specific conditions, such as habitat changes, impact of human activities, and different prey density and distribution.

Structurally, EUROWILDCAT is a database that serves as a repository where data coming from partner institutions are harmonized, stored and shared for analyses. Each institution keeps full ownership of its data and data use is linked to the development of specific projects and collectively agreed upon. The main set of data are those generated by biotelemetry sensors to monitor animals movement, i.e. GPS, VHF and accelerometer, but a key role is played by the large set of additional information on individuals, populations, management and the environment, standardized among the different research groups. EUROWILDCAT connects a large part of the

European community working on European wildcat thus facilitating the definition of protocols and standards for future data collection and storage, improving the effectiveness of data sharing, and joining forces to address large scale ecological and societal challenges. Currently 23 groups from 8 countries are engaged in the initiative. Dispersal, predator-prey relationships, wildlife-vehicle-collisions, range distribution changes because of climatic variability are some of the topics EUROWILDCAT will work on now and in the coming years. The open, bottom-up and cooperative structure of EUROWILDCAT spurs proactive engagement of partners and assures that they are involved in all stages of research.

EUROWILDCAT is part of EUROMAMMALS (www.euromammals.org), an umbrella platform that coordinates species-specific projects on European populations of roe deer *Capreolus capreolus* (EURODEER, www.eurodeer.org), red deer *Cervus elaphus* (EUROREDEER, www.eureddeer.org), wild boar *Sus scrofa* (EUROBOAR, www.euroboar.org), and Eurasian lynx *Lynx lynx* (EUROLYNX, www.eurolynx.org). At the moment, it promotes collaborative science among 94 research institutes from 30 countries. EUROMAMMALS is supported by an external sponsor and by the voluntary contributions of each partner.

Anthropogene Habitatverluste und -zerschnidungen gelten als Hauptursachen für den Rückgang der biologischen Vielfalt weltweit (Pereira et al. 2010, Haddad et al. 2015). Die negativen Folgen der Habitatzerschnidung werden bereits dann spürbar, wenn die „Matrix“ (d. h. der als Habitat ungeeignete Teil einer Landschaft) für Tiere lebensfeindlich wird. Dieser Vorgang birgt gleich mehrere Risiken (Haddad et al. 2015, Moss et al. 2016, Fletcher et al. 2018). Viele Studien belegen, dass die Fragmentierung mit einer Verringerung des Artenreichtums, des Nährstoffrückhalts, der trophischen Dynamik und der Mobilität von Tieren einhergeht und damit zuverlässig zu einer Schädigung von Ökosystemen führt (Haddad et al. 2015, Tucker et al. 2018). Langfristig kann die Habitatzerschnidung zu einer verminderten Konnektivität von Subpopulationen führen, was sich negativ auf den Genfluss und damit auf die genetische Vielfalt auswirkt, die für eine langfristige Überlebensfähigkeit von Populationen notwendig ist (Forman & Alexander 1998, Gibbs 2001, Jaeger et al. 2005).

Das globale Straßennetz ist das größte menschliche Artefakt auf dem Planeten (Forman et al. 2003) und scheint die wichtigste Ursache für die Fragmentierung von Lebensräumen zu sein (Coffin 2007, Jaeger et al. 2011). Straßen beeinflussen die Biodiversität in vielerlei Hinsicht: Neben der Habitatzerschnidung und der damit einhergehenden Aufteilung von Populationen führen sie zu Habitatverlusten, der Veränderung von Umweltbedingungen, höheren Mortalitätsraten sowie dem Verlust von Ressourcen aufgrund von Barriereeffekten (Jaeger et al. 2005). Seit dem Jahr 2000 ist das globale Straßennetz um ca. 12 Millionen Kilometer gewachsen. Prognosen zeigen, dass bis 2050 weitere 25 Millionen Kilometer benötigt werden, was unter den gegenwärtigen Bedingungen eine Zunahme von 60 Prozent bedeutet (Dulac 2013). Auch wenn Straßen für den Personen- und Güterverkehr unverzichtbar sind (Dulac 2013), wird diese extrem schnelle Entwicklung zu einer zunehmenden Bedrohung für den Erhalt der globalen Biodiversität werden. Europa weist weltweit die höchste Straßendichte auf (0,65 km/km²; Ceia-Hasse et al., 2017). Die europäischen Länder müssen daher wissen, wie sich Straßen auf die Tierwelt auswirken, wenn sie auf die prognostizierte Ausweitung des Straßennetzes und den potenziellen Verlust an biologischer Vielfalt vorbereitet sein wollen.

Aus Tierperspektive lassen sich die negativen Auswirkungen von Straßen mit einer direkten Steigerung der Sterblichkeit und Minderung der Mobilität zusammenfassen. Nationale Schätzungen von

Wildunfällen auf Straßen reichen von einigen Hunderttausend bis zu einigen hundert Millionen Ereignissen pro Jahr (Seiler 2003). Der Barriereeffekt kommt hauptsächlich durch die Mortalität bei Überquerungsversuchen, das Ausweichverhalten und das Vorhandensein physischer Barrieren (z. B. Zäune) zustande (Forman et al. 2003, Farhig & Rytwinski 2009). Seine größte ökologische Auswirkung (Beyer et al. 2016, Forman & Alexander 1998, Shepard et al. 2008) besteht darin, dass er den Zugang der Tiere zu wichtigen Ressourcen (z. B. Nahrung, Partner und Brutplätze) unterbindet (Jaeger et al. 2005). Wie stark die Auswirkungen sind, hängt von den Merkmalen und dem Verhalten der betroffenen Tierarten, den Straßeneigenschaften, der Verkehrs- und Straßendichte sowie der räumlichen Struktur der angrenzenden Landschaft ab (Coffin 2007, D'Amico et al. 2016, Chen & Koprowski 2016). Aufgrund ihrer großen Streifgebiete und der starken Nahrungsspezialisierung als hyper-karnivore Art (Kok & Nel 2004) sind wild lebende Feliden zweifellos stark vom Straßennetz betroffen (Crooks 2002): Auf der Suche nach qualitativ hochwertigen Lebensräumen, die ihnen die Deckung ihres Energiebedarfs ermöglichen, legen sie weite Wege durch die Landschaft zurück (Riley 2006, Bateman & Fleming 2012).

Die durch die Berner Konvention und die Habitatrichtlinie geschützte europäische Wildkatze (*Felis silvestris*) gilt in Europa als eine besonders schützenswerte Flaggschiffart. Ihre größten Bedrohungen sind anthropogene Habitatverluste und -zerschnidungen in den heutigen europäischen Nutzlandschaften, die die Konnektivität zwischen Populationen einschränken (Klar et al. 2008, Lozano & Malo 2012). Konkret stellen dabei die durch Straßen bedingte Mortalität und Barriereeffekte die Hauptbedrohungen für die Art dar. In Belgien berichtete Libois (1993) über eine Mortalitätsrate von 5 bis 10 Wildkatzen pro 700 km² pro Jahr, während in Deutschland entlang von Autobahnen eine Mortalitätsrate von 0,4 Wildkatzen pro Kilometer und Jahr festgestellt wurde (Hartmann et al. 2013, Klar et al. 2009). Hartmann et al. berichteten 2013 von einer genetischen Differenzierung entlang einer deutschen Autobahn, was darauf hindeutet, dass diese eine wirksame Barriere für Individuen darstellt. Klar et al. stellten 2008 fest, dass Wildkatzen im Allgemeinen Gebiete meiden, die näher als 200 Meter von Straßen entfernt sind und sich diesen nur gelegentlich nähern, um zu jagen oder um sich auszuruhen. Folgerichtig stellten Anile et al. 2019 fest, dass die Auffindbarkeit von Wildkatzen positiv mit der Entfernung zu Straßen korreliert.

Für den Erhalt der europäischen Wildkatze in fragmentierten Landschaften ist die Analyse der Auswirkungen von Straßen auf ihr Überleben von entscheidender Bedeutung. Anhand eines Telemetriedatensatzes von 222 getrackten Wildkatzen analysierten wir die Überlebensmuster der Art in mediterranen und gemäßigten Regionen Europas. Anhand des Coxschen Regressionsmodells testeten wir den Einfluss von Geschlecht, Altersklasse, Habitat und anthropogenen Kovariaten auf das jährliche Überleben der Wildkatze. Dabei zeigte sich, dass die Straßendichte die wichtigste Rolle spielt und sich auf das Überleben der europäischen Wildkatze negativ auswirkt.

Die vorliegende Studie basiert auf Daten, die vom gemeinschaftlichen EUROWILDCAT-Projekt (<https://eurowildcat.org/>) bereitgestellt wurden, einem Datenaustauschprojekt, das europäische Telemetriedaten der Wildkatze aus dem gesamten Verbreitungsgebiet der Tierart speichert und verwaltet. EUROWILDCAT ist Teil der Dachplattform EUROMAMMALS (www.euromammals.org), die auch artspezifische Projekte zu europäischen Populationen des Rehs *Capreolus capreolus* (EURODEER, www.eurodeer.org), des Rothirschs *Cervus elaphus* (EUREDEER, www.eureddeer.org), des Wildschweins *Sus scrofa* (EUROBOAR, www.euroboar.org) und des eurasischen Luchses *Lynx lynx* (EUROLYNX, www.eurolynx.org) koordiniert. Die fünf Datenbanken sind miteinander verbunden, was interspezifische Studien erleichtert, und werden von Datenkuratoren verwaltet, die durch Erkennung potenzieller Fehler und Ausreißer eine hohe Datenqualität gewährleisten. Gegenwärtig fördert die Plattform die wissenschaftliche Zusammenarbeit zwischen 105 Institutionen, darunter Forschungsinstitute, Wildtierämter, Naturschutzgebiete und Nicht-regierungsorganisationen mit wissenschaftlicher Zielsetzung aus 30 Ländern. Darüber hinaus werden über das institutionelle Netzwerk Wissen und arten- oder ortsspezifische Informationen ausgetauscht, die über die von den individuell eingesetzten Sensoren gesammelten Daten hinausgehen.

Dank der umfangreichen Erfahrung, die EURODEER bereits gesammelt hat, konnten effiziente Instrumente zur Förderung der gemeinsamen Forschung, der Datenverwaltung und des Datenaustauschs entwickelt werden.

LITERATUR

ANILE, S., DEVILLARD, S., RAGNI, B., ROVERO, F., MATTUCCI, F., VALVO, M.L., 2019. Habitat fragmentation and anthropogenic factors affect wildcat *Felis silvestris silvestris* occupancy and detectability on Mt Etna. *Wildlife Biology* 2019.

BATEMAN, P. W. AND FLEMING, P. A. 2012. Big city life: carnivores in urban environments: Urban carnivores (S Le Comber, Ed.). - *Journal of Zoology* 287: 1-23.

BEYER, H. L. ET AL. 2016. ‘You shall not pass!’: quantifying barrier permeability and proximity avoidance by animals. - *Journal of Animal Ecology* 85: 43-53.

CHEN, H. L. AND KOPROWSKI, J. L. 2016. Barrier effects of roads on an endangered forest obligate: influences of traffic, road edges, and gaps. - *Biological Conservation* 199: 33-40.

CEIA-HASSE, A., BORDA-DE-ÁGUA, L., GRILO, C., PEREIRA, H.M., 2017. Global exposure of carnivores to roads: Exposure of carnivores to roads. *Global Ecology and Biogeography* 26, 592–600.

COFFIN, A. W. 2007. From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. - *Journal of Transport Geography* 15: 396-406.

CROOKS, K. R. 2002. Relative Sensitivities of Mammalian Carnivores to Habitat Fragmentation. - *Conservation Biology* 16: 488-502.

D’AMICO, M. ET AL. 2016. Road avoidance responses determine the impact of heterogeneous road networks at a regional scale (M Hayward, Ed.). - *Journal of Applied Ecology* 53: 181-190.

DULAC, J. 2013. Global Land Transport Infrastructure Requirements. in press.

FARHIG, L. AND RYTWINSKI, T. 2009. Effects of roads on animal abundance: An empirical review and synthesis. - *Ecol Soc* in press.

FLETCHER, R. J. ET AL. 2018. Is habitat fragmentation good for biodiversity? - *Biological Conservation* 226: 9-15.

FORMAN, R. T. T. AND ALEXANDER, L. E. 1998. Roads and Their Major Ecological Effects. - *Annual Review of Ecology and Systematics* 2: 207-231+C2.

FORMAN, R. ET AL. 2003. Road Ecology: Science And Solutions. - *Bibliovault OAI Repository, the University of Chicago Press* in press.

GIBBS, J. P. 2001. Demography versus habitat fragmentation as determinants of genetic variation in wild populations. - *Biological Conservation* 100: 15–20.

HADDAD, N. M. ET AL. 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth’s ecosystems. - *Science Advances* 1: e1500052.

HARTMANN, S. A., STEYER, K., KRAUS, R. H., SEGELBACHER, G., & NOWAK, C. (2013). Potential barriers to gene flow in the endangered European wildcat (*Felis silvestris*). *Conservation genetics*, 14(2), 413-426.

JAEGER, J. ET AL. 2005. Predicting when animal populations are at risk from roads: An interactive model of road avoidance behavior. - *Ecological Modelling* 185: 329–348.

JAEGER, J. A., SOUKUP, T., SCHWICK, C., MADRIÑÁN, L. F., & Kienast, F. (2011). Landscape fragmentation in Europe.

KLAR, N., FERNÁNDEZ, N., KRAMER-SCHADT, S., HERRMANN, M., TRINZEN, M., BÜTTNER, I., & NIEMITZ, C. (2008). Habitat selection models for European wildcat conservation. *Biological conservation*, 141(1), 308-319.

KLAR, N., HERRMANN, M., & KRAMER-SCHADT, S. (2009). Effects and mitigation of road impacts on individual movement behavior of wildcats. *Journal of Wildlife Management*, 73(5), 631-638.

KOK, O. B. AND NEL, J. A. J. 2004. Convergence and divergence in prey of sympatric canids and felids: opportunism or phylogenetic constraint?: DIETS OF SYMPATRIC CANIDS AND FELIDS. - *Biological Journal of the Linnean Society* 83: 527–538.

LIBOIS, R.M. (1993). Le chat sauvage, *Felis silvestris*, Schreber, 1777. In: Council of Europe (1993). Seminar on the biology and conservation of the wildcat (*Felis silvestris*). Strasbourg, France: Council of Europe Press.

LOZANO, J., & MALO, A. F. (2012). Conservation of European wildcat (*Felis silvestris*) in Mediterranean environments: a reassessment of current threats. *Mediterranean ecosystems: dynamics, management and conservation*. Nova Science Publishers, Hauppauge, NY, 1-31.

MOSS, W. E. ET AL. 2016. Quantifying risk and resource use for a large carnivore in an expanding urban-wildland interface (J Frair, Ed.). - *Journal of Applied Ecology* 53: 371-378.

PEREIRA, H. M. ET AL. 2010. Scenarios for Global Biodiversity in the 21st Century. - *Science* 330: 1496-1501.

RILEY, S. P. D. 2006. Spatial Ecology of Bobcats and Gray Foxes in Urban and Rural Zones of a National Park. - *Journal of Wildlife Management* 70: 1425–1435.

SEILER, A. 2003. The toll of the automobile: wildlife and roads in Sweden. - *Swedish University of Agricultural Sciences*.

SHEPARD, D. ET AL. 2008. Roads as barriers to animal movement in fragmented landscapes. - *Animal Conservation* 11: 288–296.

TUCKER, M. A. ET AL. 2018. Moving in the Anthropocene: Global reductions in terrestrial mammalian movements. - *Science* 359: 466-469.

WADEY, J. ET AL. 2018. Why did the elephant cross the road? The complex response of wild elephants to a major road in Peninsular Malaysia. - *Biological Conservation* 218: 91-98.

KONTAKT

Matteo Luca Bastianelli
Nationalpark Bayerischer Wald
Sachgebiet Naturschutz und Forschung
eurowildcat.datacurator@gmail.com

Lebensräume der Wildkatze am Ufer des Neuenburger Sees (Schweiz)

Lea Maronde, Fridolin Zimmermann, Christine Breitenmoser-Würsten, Urs Breitenmoser

ABSTRACT

Wildcat habitat use on the shore of Lake Neuchâtel (Switzerland)

The European wildcat was believed to be extinct or nearly extinct in Switzerland in the middle of the 20th century. Since 1962, the wildcat is protected by Swiss law. The species has made a remarkable comeback over the past 20 years in Switzerland, similar to Germany. One hypothesis to explain the recovery is that wildcats returned spontaneously from the French populations when the conditions improved.

Meanwhile, the Jura Mountains range in the west of Switzerland is almost entirely (re-) colonized. Lately, there are even more and more wildcat recordings in the Swiss Plateau and the (Pre-) Alps. The Plateau is dominated by urban areas, lakes and agricultural fields. The expansion and distribution of wildcats into the Swiss Plateau, which is located between the Jura and the Alps, is relatively unknown. Habitat modelling revealed that the Plateau region shows rather low habitat suitability in comparison to the Jura Mountains and the Pre-Alps. However, recent studies have shown that wildcats are more adaptable to non-forested landscapes than previously assumed, but detailed information on the habitat use and social structures in open cultivated landscapes and riparian landscapes are still sparse.

One particular habitat of wildcats in the Swiss Plateau is the shore of Lake Neuchâtel, the largest lake in Switzerland. The first wildcats were detected in this area around 2010. For a better understanding of the wildcat ecology in this particular landscape, we equipped in total 10 individuals with GPS-UHF collars over the last two years. Preliminary results show that the wildcats do not only use the riparian forest but also the reed belt of the lake and the adjacent agricultural area. The study is ongoing, and we are presently looking at different aspects in individual home-range use and small-scale habitat preferences as well as at potential interactions with domestic cats.

EINLEITUNG

In der Schweiz war die Europäische Wildkatze (*Felis silvestris silvestris*) ursprünglich im gesamten Jurabogen und in Teilen des Mittellandes zu finden (Schauenberg 1970), die Bestände verzeichneten aber parallel zur gesamteuropäischen Population eine erhebliche Abnahme im letzten und vorletzten Jahrhundert. Seit 1962 ist die Art auf nationaler Ebene unter Schutz gestellt. Es ist bis heute ungeklärt, ob die Wildkatze einige Zeit komplett aus der Schweiz verschwunden war oder ob eine Rest-

population im Schweizer Jura durchgehend überlebt hat. Seit etwa 30 Jahren breitet sich die Wildkatze in der Schweiz, ähnlich wie in Deutschland, wieder aus. Ihr ursprüngliches Verbreitungsgebiet im Schweizer Jura hat sie inzwischen fast komplett wieder zurückerobert (Abb.1). Seit Kurzem wird beobachtet, dass die Tierart sich sogar in Gebiete ausbreitet, in denen sie historisch vermutlich nicht vorkam. So gibt es mehr und mehr Nachweise im Mittelland (Abb.1; KORA unveröffentlichte Daten) und sogar vereinzelte Nachweise aus dem Voralpen- und Alpenraum (Zimmermann et al. 2017; Zimmermann et al. 2018). Möglicherweise spielt bei der Ausbreitung auch der Klimawandel eine Rolle: Es wird angenommen, dass Wildkatzen Höhenlagen mit viel Schnee im Winter eher meiden, da sie bei geschlossener Schneedecke nicht gut jagen können (Mermod & Liberek 2001). Da es in den letzten Jahren im Alpenraum auch im Winter immer längere schneefreie Perioden gab, könnte sich hier neuer geeigneter Lebensraum für Wildkatzen erschließen.

STUDIE AM NEUENBURGERSEE

Hintergrund

Ein relativ neu besiedeltes Gebiet im Schweizer Mittelland ist die Gegend am südlichen Ufer des Neuenburger Sees, dem größten See innerhalb der Schweiz. Er liegt zwischen Jura und Mittelland.

Historische Karten zeigen, dass Wildkatzen hier vermutlich vor ihrem starken Rückgang vorkamen (Schauenberg 1970), dann wurden jedoch lange Zeit keine Wildkatzen in diesem Gebiet beobachtet. Erstmals wurde im Jahr 2010 wieder eine Wildkatze mittels Fotofalle südlich von Cudrefin nachgewiesen, im gleichen Jahr gab es auch einen Totfund auf der nahegelegenen Straße. Mehrfach nachgewiesen wurden Wildkatzen dann ab 2014 im nördlichen Berner Teil, dem Fanel (Abb. 2), im Rahmen eines Wildschweinmonitoring-Projekts (S.Suter, persönliche Mitteilung).

Bereits zwei Studien aus Deutschland haben gezeigt, dass Wildkatzen vermutlich anpassungsfähiger sind, als lange Zeit angenommen wurde, und beispielsweise auch im strukturreichen Offenland und Agrarlandschaften vorkommen (Jerosch et al. 2017, Streif et al. 2016). Seit 2017 läuft bei der Stiftung KORA ein Projekt zur Erforschung und Dokumentation der Rückkehr und (Wieder-)Ausbreitung der Europäischen Wildkatze (*Felis silvestris*) in der Schweiz. Als Teil dieses Projekts wurden in den Jahren 2018 und 2019 insgesamt 10 Wildkatzen (8 Weibchen, 2



Abb.1: Die aktuelle Verbreitung der Wildkatze in der Schweiz. Jedes Quadrat markiert eine oder mehrere Beobachtungen. Rot: Daten ab 2000, orange: Daten vor 2000 (Stand Januar 2020). Daten © info fauna/Kartenhintergrund © SwissTopo

Männchen) mit GPS-UHF-Halsbändern (Marke E-Obs, GmbH, Deutschland) am Südufer des Neuenburger Sees sendermarkiert.

Die Ziele dieser Studie sind, das Raum- und Zeitverhalten der Wildkatzen in diesem stark von Menschen frequentierten Gebiet zu untersuchen sowie das Verhalten von Hauskatzen in Gebieten mit Wildkatzenpräsenz zu erforschen.

Das Untersuchungsgebiet umfasst den Schilfgürtel des Sees, den daran anschließenden schmalen Auwaldstreifen und die angrenzenden landwirtschaftlich genutzten Flächen (Abb. 2).

Erste Ergebnisse

Insgesamt hat sich ein mit der Situation in Deutschland vergleichbares Bild gezeigt: Die Wildkatzen hatten ihre Streifgebiete nicht ausschließlich im Wald, sondern mehrere der sendermarkierten Tiere nutzten auch das an das Schutzgebiet angrenzende Agrarland, insbesondere in den Jahreszeiten, in denen die Felder ein gewisses Maß an Deckung bieten. Eine detaillierte Habitatkartierung über ein halbes Jahr hat gezeigt, dass Präferenzen für bestimmte Feldfrüchte wie Weizen und Raps bestehen. Weitere Analysen sollen nun zeigen, was die entscheidenden Faktoren für die kleinräumige Habitatwahl der Wildkatzen sind.

Ein Weibchen, das sich in den Sommermonaten fast ausschließlich auf den Landwirtschaftsflächen aufhielt (Abb.3), wurde im August mit einem Jungtier von einer Videofalle gefilmt. Dies deutet darauf hin, dass die Felder sogar für die Aufzucht von Jungtieren geeignet sind.

Des Weiteren nutzen einige Tiere intensiv den Schilfgürtel des Sees. Auch Schilf bietet vermutlich neben guter Deckung auch ein reiches Nahrungsangebot. Es wurde bereits beobachtet, dass Wildkatzen größere Wasservögel wie Stockenten und Wasserrallen erbeuten.

Ein anderes weibliches Tier wanderte im April 2019 in ein anderes Gebiet ab, das etwa zehn Kilometer Luftlinie von ihrem ursprünglichen Streifgebiet im Fanel entfernt ist. Sie hielt sich dort bis mindestens Mitte Juli auf, danach konnte sie trotz sehr intensiver Suche nicht mehr lokalisiert werden. Über derartige Wanderungen von Wildkatzen, insbesondere von weiblichen Tieren außerhalb der Ranzzeit, ist in der Literatur nur wenig bekannt (vgl. Streif et al. 2016, S.75). Über die Gründe kann nur spekuliert werden: Die Dichte an Wildkatzen ist im Fanel ersten Schätzungen



Abb. 2: Untersuchungsgebiet aus der Luft (Quelle: www.birdlife.ch)

zufolge eher hoch. Möglicherweise war die Wildkatze zum Zeitpunkt der Abwanderung trächtig und hat für die Aufzucht ihrer Jungen ein weniger dicht besiedeltes Gebiet gesucht.

Alle anderen sendermarkierten Wildkatzen in unserer Studie haben im Zeitraum der Studie stabile Streifgebiete.

Von den zehn sendermarkierten Wildkatzen zeigte ein Individuum Anzeichen von länger zurückliegender Introgression (Rückkreuzung der zweiten Generation), bei einem zweiten Tier ist der genetische Status noch nicht bekannt, bei den übrigen acht Tieren gab es keine Anzeichen von Introgression (Senckenberg Institut, Gelnhausen).

Verhalten von Hauskatzen in Gebieten mit Wildkatzen

In den Streifgebieten der sendermarkierten Wildkatzen sind jeweils mehrere Fotofallen installiert. Es ist auffällig, dass nur sehr selten Hauskatzen von diesen Fotofallen erfasst werden. Derzeit sind einige Hauskatzen, die in unmittelbarer Nähe zu den Streifgebieten der Wildkatzen leben, mit GPS-Dataloggern ausgestattet. Dies soll Aufschluss darüber geben, ob Hauskatzen die Streifgebiete der Wildkatzen aktiv meiden.

LITERATUR

- JEROSCH, S., KRAMER-SCHADT, S., GÖTZ, M., & ROTH, M. (2018). The importance of small-scale structures in an agriculturally dominated landscape for the European wildcat (*Felis silvestris silvestris*) in central Europe and implications for its conservation. *Journal for nature conservation*, 41, 88-96.
- MERMOD, C. P., & LIBEREK, M. (2002). The role of snowcover for European wildcat in Switzerland. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, 48(1), 17-24.
- PIECHOCKI, R. (1990). Die Wildkatze. – A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt
- SCHAUENBERG, P. (1970). Le Chat forestier d'Europe *Felis s. silvestris* Schreber 1777 en Suisse. *Rev. Suisse Zool.* 77: 127-160.
- STREIF, S., KOHNEN, A., KRAFT, S., VEITH, S., WILHELM, C., SANDRINI, M., WÜRSTLIN, S., SUCHANT, R. (2016). Die Wildkatze (*Felis s. silvestris*) in den Rheinauen und am Kaiserstuhl. Raum-Zeit-Verhalten der Wildkatze in einer intensiv genutzten Kulturlandschaft. Projektbericht, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Freiburg
- ZIMMERMANN, F., ZURKINDEN, D., BRUN L., BREITENMOSER-

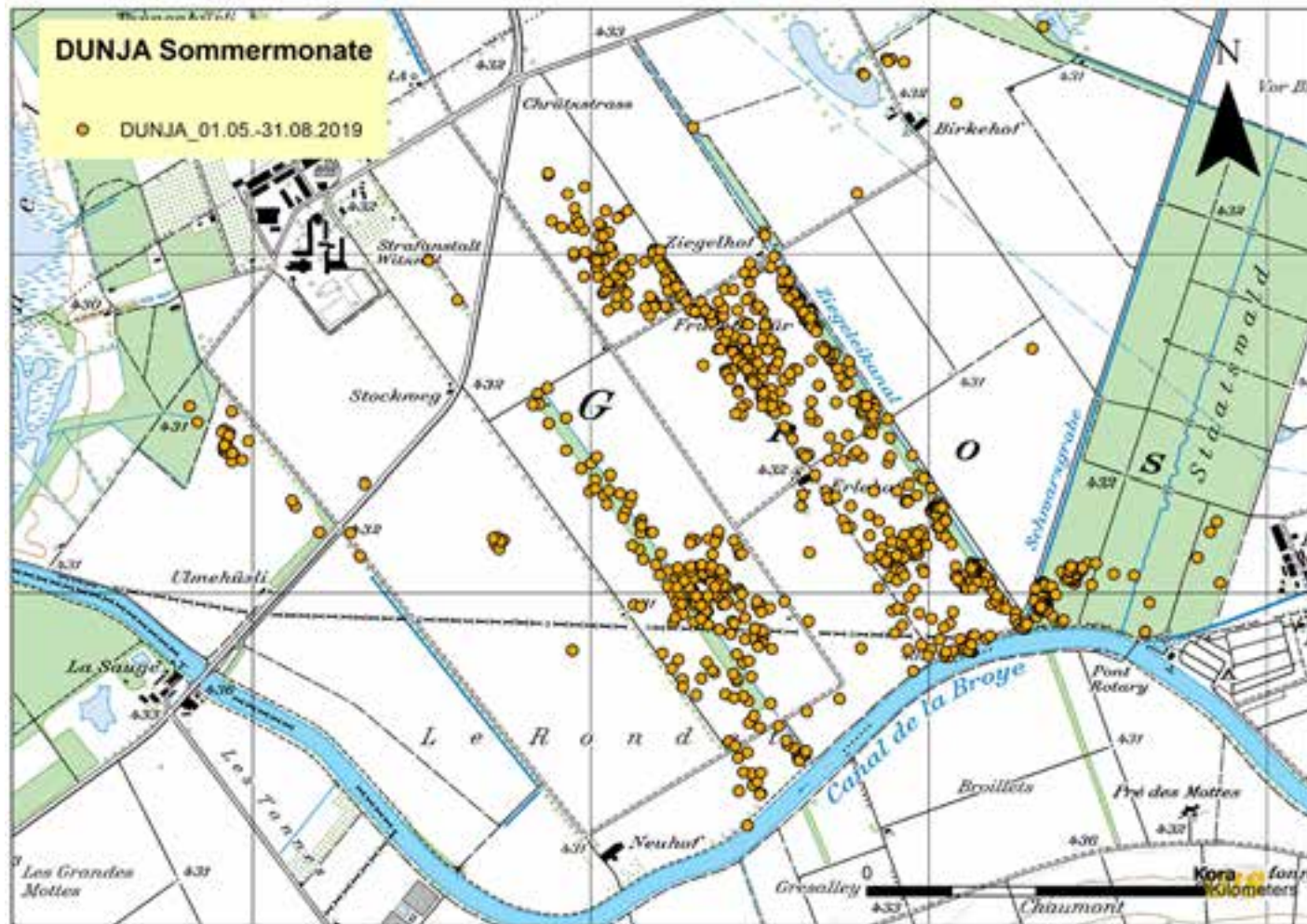


Abb. 3: Streifgebiet von Weibchen DUNJA während der Sommermonate (Quelle: KORA)

WÜRSTEN, C., BREITENMOSER, U. & KUNZ, F. (2017). Abundanz und Dichte des Luchses in der Zentralschweiz Mitte: Fang-Wiederfang-Schätzung mittels Fotofallen im Teil-Kompartiment IIIb im Winter 2016/17. KORA Bericht Nr. 78, 23 pp

ZIMMERMANN F., ZOSS R., RYSER J., BREITENMOSER-WÜRSTEN C., BREITENMOSER U. & KUNZ F. (2018). Abundanz und Dichte des Luchses in den Westschweizer Alpen: Fang-Wiederfang-Schätzung mittels Fotofallen in den Referenzgebieten Simme-Saane (IVa) und teilweise Rhone-Nord (IVc) im Winter 2017/18. KORA Bericht Nr. 82d, 25 pp.

KONTAKT

Dr. Lea Maronde
Stiftung KORA
l.maronde@kora.ch



Zum Status der Wildkatze in einer reich strukturierten Agrarlandschaft

Saskia Jerosch und Malte Götz

ZUSAMMENFASSUNG

Erste Telemetrie-Ergebnisse von Wildkatzen, die im Offenland gefangen und markiert wurden, belegen eine dauerhafte Nutzung auch mit Reproduktion des bisher wenig in der Wildkatzenforschung berücksichtigten Lebensraumes. Populationsparameter, Raumnutzung und Habitatwahl von bis zu 11 besenderten Wildkatzen werden beschrieben.

EINLEITUNG

Bisherige Untersuchungen zur Europäischen Wildkatze (*Felis s. silvestris*) in Mitteleuropa fanden ausschließlich in Waldlebensräumen statt und fokussierten auf Fragestellungen zur Ökologie und Lebensraumnutzung (Oliveira et al. 2018; Germain et al. 2009; Germain et al. 2008, Götz 2009; Götz 2015; Hötzel et al. 2007; Jerosch et al. 2010; Klar et al. 2008; Lozano et al. 2006; Monteroso et al. 2009; Sarmiento et al. 2006), Genetik (Nussberger et al. 2014, Tiesmeyer et al. 2020; Steyer et al. 2016; Kitchener et al. 2005; Pierpaoli et al. 2003) oder zum Monitoring (Simon et al. 2016; Götz 2015; Velli et al. 2015; Lozano et al. 2013; Steyer et al. 2013; Anile et al. 2012). Daten zur Raumnutzung von Wildkatzen im Offenland, einschließlich ihrer Verbreitung, sind jedoch kaum vorhanden. Die Wildkatze gilt in Mitteleuropa als Waldart, die auch angrenzendes Grünland nutzt, jedoch selten eine Entfernung von einem Kilometer zu größeren geschlossenen Wäldern überschreitet (Hötzel et al. 2007; Klar et al. 2008; Sarmiento et al. 2006; Wittmer 2001). Straßenverkehrsoffer in Sachsen-Anhalt, die bis zu 7,5 km von bewaldeten Lebensräumen entfernt lagen (Götz & Roth 2007), deuten jedoch auf die Nutzung auch offener Landschaften hin. Die Frage, wie Wildkatzen eine offene Kulturlandschaft nutzen, ist daher auch im Hinblick auf die Ausbreitung zu klären. (Götz et al. 2018)

Die Untersuchung konzentrierte sich auf Populationsparameter, Raumnutzungsmuster und die Habitatwahl von Wildkatzen in einer reich strukturierten Agrarlandschaft.

UNTERSUCHUNGSGEBIET

Das Untersuchungsgebiet befand sich in der „Goldene Aue“, einem Landschaftsausschnitt zwischen den Wäldern des Unterharzes (Sachsen-Anhalt) im Norden und dem Kyffhäusergebirge (Thüringen) im Süden (Abb. 1). Beide Wälder haben stabile Wildkatzenpopulationen (TLUG 2009, Götz & Roth 2007), und Piechocki (1990) geht von einem regelmäßigen Austausch von Individuen aus. Der lineare Abstand zwischen den Wäldern beträgt 7-10 km.

Die Goldene Aue ist überwiegend durch eine intensive landwirtschaftliche Nutzung geprägt. Dabei stellen Raps und verschiedene Getreidesorten neben Zuckerrüben und Mais den Hauptanteil der Feldfrüchte dar. Der Landschaftsausschnitt zeichnet sich aber auch durch einen relativ hohen Anteil strukturgebender Elemente wie Hecken, Baumreihen, zum Teil ungenutzter Streuobstwiesen und Feldgehölzinseln aus. Das größte Waldgebiet ist 122 ha groß und liegt in der Mitte des Untersuchungsgebiets, das insgesamt einen Waldanteil von lediglich 2 % aufweist, Ackerland bildet mit 70 % den dominierenden Landnutzungstyp.

METHODEN UND DATENBANK

Zwischen 2010 und 2013 wurden Wildkatzen in Holzkastenfallen mit Baldrian-Tinktur (*Valeriana officinalis*) als olfaktorischem Köder gefangen. Die Altersklassifikation basierte auf Indikatoren wie Zahnabnutzung, Körpergröße, Reproduktionsstatus und Länge des Hinterfußes. Die Individuen wurden nach den von Piechocki (1990) beschriebenen Altersklassen (Juvenil < 6 Monate, Subadult 11-24 Monate, Adult > 24 Monate) eingeteilt. Im ersten Projektjahr wurden für alle gefangenen Wildkatzen VHF-Senderhalsbänder verwendet (Wagner, Köln, 65 g), ab 2011 für Kater GPS-Halsbandsender (e-obs, München, 70 g). Jungtiere wurden mit expandierenden VHF-Halsbandsendern markiert (Wagner, Köln, 35 g). Die Halsbandgewichte lagen unter dem von Kenward (2001) empfohlenen Wert von 3-5 % des Körpergewichts der Tiere.

Es wurden 11 Wildkatzen (6 Weibchen; 5 Männchen) mit einem Fangenerfolg von 0,54 Fängen pro 100 Fallennächten gefangen und markiert. Zum Zeitpunkt des Fangs wurden 6 Wildkatzen als adult, 3 als subadult und 2 als juvenil eingestuft. Die erhobene Datenbank enthielt Beobachtungszeiträume bis zu 26 Monaten und insgesamt 7.490 Lokalisationen. 4 Individuen wurden über 12 Monate lang beobachtet, wobei auch eine erfolgreiche Reproduktion dokumentiert werden konnte. Eine Generalisierte Lineare Modell (GLM) wurde verwendet, um die Hypothese zu testen, dass folgende Parameter die Auswahl des Habitats beeinflussen: Geschlecht, Jahreszeit und Habitatvariablen.

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

4 Wildkatzen (2 Weibchen; 2 Männchen) wurden über 12 Monate lang beobachtet. Von denen zeigten 2 adulte Wildkatzen (1 Weibchen, 1 Männchen) vor und nach einer einjährigen Beobachtungsdauer eine Sättigung ihrer Arealzuwachskurve. 2 subadulte Wildkatzen (1 Weibchen, 1

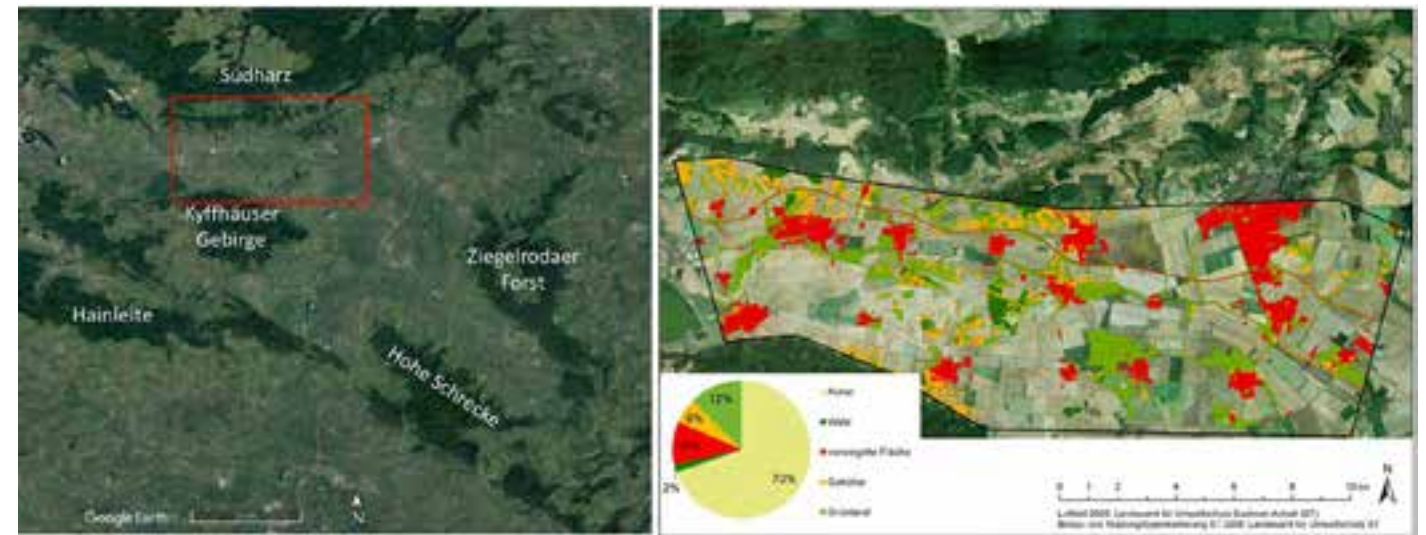


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebiets auf regionaler und lokaler Ebene.

Männchen) verhielten sich dagegen anders (Abb. 2). Nach einer Stagnation erweiterten sie ihr Streifgebiet wieder. Im zweiten Beobachtungsjahr wuchs ihr Streifgebiet teilweise um das Vierfache an. Beide Wildkatzen kehrten während dieser Erweiterung immer wieder für einige Tage in ihr zuvor erfasstes Streifgebiet zurück. Die Erweiterungen fanden in den Zeiträumen Ende April, Mai, Juni statt.

Die Ergebnisse der Telemetriestudie bestätigten eine dauerhafte Nutzung der Agrarkulturlandschaft sowohl durch beide Geschlechter als auch durch unterschiedliche Altersklassen. Darüber hinaus konnte gezeigt werden, dass hier mindestens 2 adulte Individuen über Beobachtungszeiträume von 26 bzw. 18 Monaten etabliert waren.

Die Gesamtstreifgebiete (gesamte Beobachtungsdauer) lagen bei den Katzen zwischen 25 und 739 ha und bei den Katern zwischen 309 und 1.658 ha. Die Jahresstreifgebiete (12-Monatszeiträume) lagen bei 285 ± 239 S.D. ha für Katzen und 1.189 ± 226 S.D. ha für Kater. Im Vergleich zu den Jahresstreifgebieten in bewaldeten Lebensräumen waren weibliche Streifgebiete im Offenland bis zu 60 % kleiner, während die Größe der männlichen Streifgebiete in beiden Lebensräumen nahezu gleich war (Jerosch et al. 2017, Götz et al. 2018). Ein Grund für die geringe Größe weiblicher Streifgebiete im Offenland könnte die stark konzentrierte Nutzung hochwertiger Lebensräume sein, die neben der Verfügbarkeit von Nahrung auch ausreichend Schutz bieten. In einer reich strukturierten Agrarlandschaft ist die Verfügbarkeit von Nahrung hoch, insbesondere in Habitaten mit dauerhaften Deckungsstrukturen wie Hecken, Feldgehölzen und extensiv genutzte Streuobstwiesen. Diese bieten wichtige Rückzugsorte für Kleinsäugerzönosen, die die Hauptnahrungsquelle der Wildkatze in Mitteleuropa sind (Götz, 2015; Apostolico et al. 2016; Lang 2016; Ylönen et al. 1990; Butete et al. 2006). Geschlechterspezifische Unterschiede wurden in der Habitatwahl gefunden (Abb. 3, Jerosch et al. 2018). Weibliche Wildkatzen bevorzugten die Nähe zu flächigen deckungsbietenden Habitaten und Ökotonen. Wohingegen Kater sich signifikant häufiger in der Nähe von linearen Strukturen wie Gewässern bzw. Gewässerläufen aufhielten als Katzen. Kater zeigten zudem eine geringe Meidung zu Straßen und eine deutliche Meidung der Siedlungsnähe.

Männliche Jahresstreifgebiete waren im Offenland ähnlich groß wie die von Katern in bewaldeten Lebensräumen. Nach Burt (1943) orientieren sich männliche Streifgebiete an denen von weiblichen. Aufgrund der

inselartigen Verteilung von flächigen deckungsbietenden Habitaten im Offenland müssen Kater große Areale belaufen, um die Aktionsräume weiblicher Katzen abzudecken. Die Ergebnisse bestätigen, dass lineare Vegetationselemente wie Gewässersäume oder Hecken wichtige Strukturen für Kater sind, um sich durch die offene Landschaft zu bewegen. Diese linearen Strukturen sind in einer offenen Agrarlandschaft von entscheidender Bedeutung, da sie eine heimliche Fortbewegung auch über große Entfernungen ermöglichen.

Ein Grund für den hohen Bedarf weiblicher Wildkatzen an flächigen deckungsbietenden Habitaten kann ein instinktives Bedürfnis nach versteckreichen Strukturen für die Jungenaufzucht sein (Jerosch et al. 2018). Deckungsbietende Habitate, die oft mit der hohen Verfügbarkeit von Beutetieren einhergehen, sind somit Schlüsselfaktoren für das Vorkommen von Wildkatzen. Diese Schlussfolgerung wird durch den Einfluss der Jahreszeiten auf die Raumnutzungsmuster in den Ergebnissen untermauert. Die Wahrscheinlichkeit, eine Wildkatze weit entfernt von dauerhaft deckungsbietenden Habitaten nachzuweisen, ist im Sommer aufgrund der Vegetationsperiode höher als im Winter. Selbst die Meidung stärker anthropogen geprägter Landnutzungstypen wie Siedlungen und Straßen nimmt im Sommer ab. Die Wahrscheinlichkeit des Auftretens männlicher Wildkatzen in unmittelbarer Nähe von Straßen steigt im Sommer. Kater sind aufgrund ihrer großen Streifgebiete stärker menschlichen Störquellen ausgesetzt, insbesondere in offenen Kulturlandschaften mit einem dichteren Verkehrsnetz als in Wäldern. Kater nutzten Feldkulturen im Sommer als Ruhe- und Jagdhabitat häufiger als Katzen.

SCHLUSSFOLGERUNG

Um den Lebensraum der Wildkatze im Offenland zu verbessern, empfehlen wir, die strukturelle Vielfalt in Agrarlandschaften zu erhöhen. Strukturen wie Feldgehölze, Waldinseln, Hecken und ausreichend breite, naturnahe Feld- und Gewässersäume (mindestens 5 m) sollten geschaffen und/oder erhalten werden. Darüber hinaus muss die geschützte Art in der Eingriffsplanung auch in Offenlandlebensräumen berücksichtigt werden, die sich, wie hier dokumentiert, mindestens bis zu 4 km entfernt zu bewaldeten Populationsarealen befinden.

LITERATUR

ANILE S, ARRABITO C, MAZZAMUTO MV, SCORNAVACCA D & RAGNI B. (2012): A non-invasive monitoring on European wildcat (*Felis silvestris silvestris* Schreber, 1777) in Sicily using hair trapping

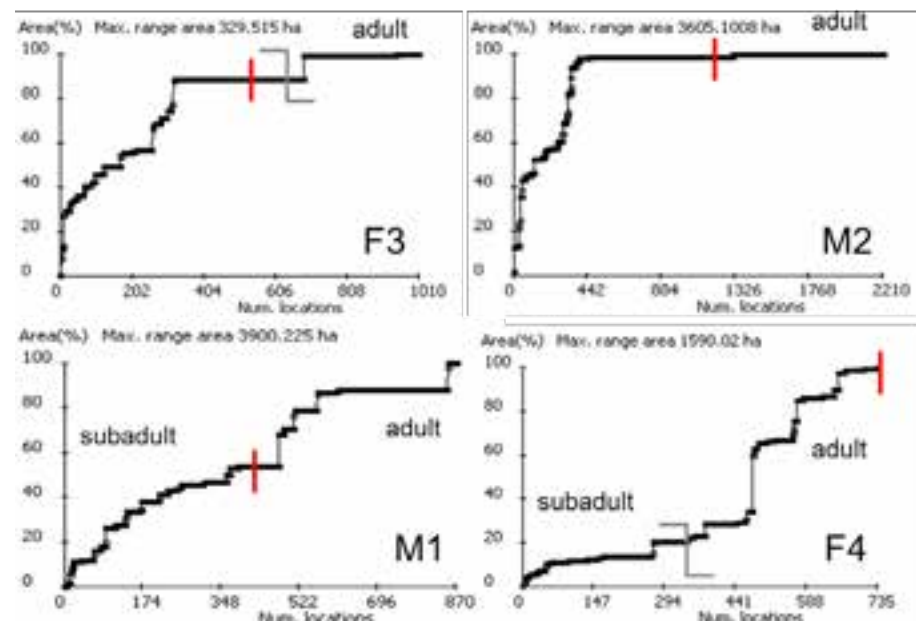


Abb. 2: Arealzuwachskurve für 4 Individuen mit einer Beobachtungsdauer über 12 Monate. Die rote Linie markiert eine Jahresbeobachtung, die graue eine Zeitunterbrechung in der Beobachtungsdauer.



Abb. 4: Räumliche Organisation der Wildkatzen im Untersuchungszeitraum. Blaue Farbtöne markieren männliche und rote weibliche Streifgebiete (95 % core weighted Kernel). Roter Punkt = Lokalisation einer weiblichen Wildkatze, schwarz = Siedlungen, Autobahn.

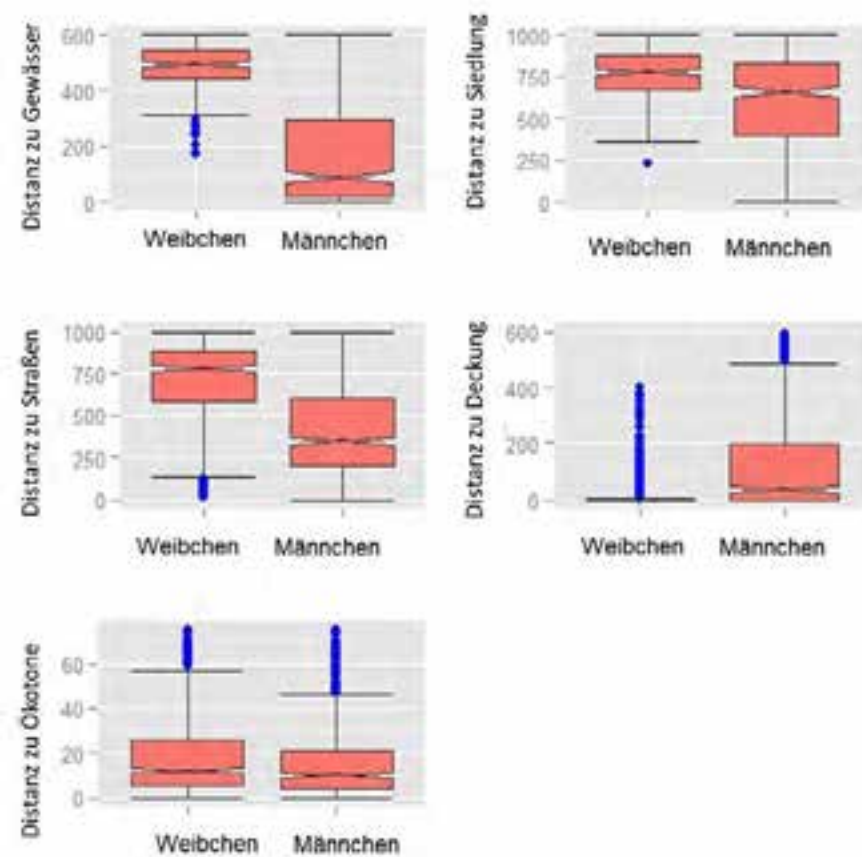


Abb. 3: Geschlechterspezifische Unterschiede zum Vorkommen von Wildkatzen zu Umweltvariablen: Distanzen zu Gewässern, Siedlungen, Straßen, deckungsbietenden Habitaten und Ökotonen.

and camera trapping: does scented lure work? *Hystrix, Italian Journal of Mammalogy* 23:45–50.

APOSTOLICO, F., VERCILLO F., LA PORTA, G. & RAGNI, B. (2016): Long-term changes in diet and trophic niche of the European wildcat (*Felis silvestris silvestris*). *Mammal Research* 60(2):109 - 119.

BURT, W. (1943): Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of Mammalogy* 24:346-352.

BUTET, A., PAILLAT, G. & DELETTRE, Y. (2006): Factors driving small rodents assemblages from field boundaries in agricultural landscapes of western France. *Landscape Ecology* 21:449-461.

GERMAIN, E., RUETTE, S. & POULLE, M. L. (2009): Likeness between the food habits of European wildcats, domestic cats and their hybrids in France. *Mammalian Biology* 74(5):412– 417.

GERMAIN, E., BENHAMOU, S. & POULLE, M. L. (2008): Spatio-temporal sharing between the European wildcat, the domestic cat and their hybrids. *Journal of Zoology* 276(2), 195– 203.

GÖTZ, M. & ROTH, M. (2007): Verbreitung der Wildkatze (*Felis s. silvestris*) in Sachsen-Anhalt und ihre Aktionsräume im Südharz. *Beiträge zur Jagd- u. Wildforschung* 32:437-448.

GÖTZ, M., JEROSCH, S., SIMON, O. & STREIF, S. (2018): Raumnutzung und Habitatansprüche der Wildkatze in Deutschland. *Neue Grundlagen zur Eingriffsbewertung einer streng geschützten FFH-Art. Natur und Landschaft* 93(4):161-169.

GÖTZ, M. (2009): Reproduktion und Juvenilmortalität einer autochthonen Wildkatzenpopulation im Südharz. In: Fremuth, W., JEDICKE, E., KAPHEGYI, T., WACHENDÖRFER, V. & WEINZIERL, H. (2009): *Zukunft der Wildkatze in Deutschland. Ergebnisse des internationalen Wildkatzen-Symposium 2008 in Wiesenfelde. Initiativen zum Umweltschutz* 75, Berlin: Erich Schmidt Verlag.

GÖTZ, M. (2015): *Die Säugetierarten der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie im Land Sachsen-Anhalt – Wildkatze (Felis silvestris silvestris Schreber, 1777). 2nd edn. Halle (Saale): Berichte des Landesamts für Umweltschutz Sachsen-Anhalt.*

HÖTZEL, M., KLAR, N., SCHRÖDER, S., STEFFEN, S. & THIEL, C.(2007): Die Wildkatze in der Eifel. *Habitats, Ressourcen, Streifgebiete*. In: BOYE, P., MEINING, H. (2007): *Ökologie der Säugetiere* 5. Bielefeld: Laurenti Verlag.

JEROSCH, S., KRAMER-SCHADT, S., GÖTZ, M. & ROTH, M. (2018): The importance of small-scale structures in an agriculturally dominated landscape for the European wildcat (*Felis silvestris silvestris*) in central Europe and implications for its conservation. *Journal for Nature Conservation*.

JEROSCH, S., GÖTZ M. & ROTH, M. (2017): Spatial organisation of European wildcats (*Felis silvestris silvestris*) in an agriculturally dominated landscape in Central Europe. *Mammalian Biology* 82:8-16.

JEROSCH, S., GÖTZ, M. & ROTH, M. (2010): Characteristics of diurnal resting sites of the endangered European wildcat (*Felis silvestris silvestris*): Implications for its conservation. *Journal of Nature Conservation* 18(1):45 - 54.

KENWARD, R. (2001): *Wildlife Radio Tagging*. Academic Press, London.

KITCHENER, A. C, YAMAGUCHI, N., WARD, J. M. & MACDONALD, D. W. (2005): A diagnosis for the Scottish wildcat (*Felis silvestris*): a tool for conservation action for a critically-endangered felid. *Animal Conservation* 8:223–237.

KLAR, N., FERNANDEZ, N., KRAMER-SCHADT, S., HERRMANN, M., TRINZEN, M. & BÜTTNER, I.(2008): Habitat selection models for European wildcat conservation. *Biological Conservation*, 141(1): 308-319.

LANG, J. (2016): Die Katze lässt das Mäusen nicht – Aktuelle Ergebnisse einer Nahrungsanalyse an Europäischen Wildkatzen aus dem Zentrum ihrer Verbreitung. In: Volmer, K. & Simon, O. (2016): *FELIS Symposium vom 16.-17. Oktober 2014 in Gießen “Der aktuelle Stand der Wildkatzenforschung in Deutschland”* Schriften des Arbeitskreis Wildbiologie an der Justus-Liebig-Universität Gießen e.V., Gießen, VVB Lauferweiler Verlag.

LOZANO, J., MOLEÓN, M. & VIRGÓS, E. (2006): Biogeographical

patterns in the diet of the wildcat, *Felis silvestris* Schreber, in Eurasia: factors affecting the trophic diversity. Journal of Biogeography 33:1076–1085.

LOZANO, J., VIRGÓS, E. & CABEZAS-DIAZ, S. (2013): Monitoring European wildcat *Felis silvestris* population using scat surveys in central Spain: are population trends related to wild rabbit dynamics or to landscape features? Zoological Studies 52(16):2-13.

MONTERROSO, P., BRITO, J.C., FERRERAS, P. & ALVES, P.C. (2009): Spatial ecology of the European wildcat in a Mediterranean ecosystem: dealing with small radio-tracking datasets in species conservation. Journal of Zoology 279:27-35.

NUSSBERGER, B., WANDELER, P., WEBER, D., KELLER, L.F., 2014. Monitoring introgression in European wildcats in the Swiss Jura. Conservation Genetics, 15:1219–1230.

OLIVEIRA, T., URRÁ, F., LÓPEZ-MARTÍN, J. M., BALLESTEROS-DUPERÓN, E., BAREA-AZCÓN, J. M., MOLÉON, M. & MONTERROSO, P. (2018): Females know better: Sex-biased habitat selection by the European wildcat. Ecology and Evolution 8(18), 9464–9477.

PIECHOCKI, R., 1990. Die Wildkatze. Die neue Brehm- Bücherei. Wittenberg Lutherstadt, Ziemsen Verlag.

PIERPAOLI, M., BIRO, S., HERRMANN, M., HUPE, K., FERNADES, M. & RAGNIS, B. (2003): Genetic distinction of wildcat (*Felis silvestris*) populations in Europe, hybridisation with domestic cats in Hungary. Molecular Ecology 12:2585-2598.

SARMENTO, P., CRUZ, J., TARROSO, P. & FONSECA, C. (2006): Space and habitat selection by female European wildcat (*Felis silvestris silvestris*). Wildlife Biology in Practice 2(2):79–89.

SIMON, O., LANG, J., STEEB, S., ESKENS, U., MÜLLER, F., VOLMER, K. (2016): Relevanz der Totfundanalyse von Wildkatzen für das FFH-Monitoring in Hessen. In: Volmer, K.& Simon, O. (2016): FELIS Symposium vom 16.-17. Oktober 2014 in Gießen “Der aktuelle Stand der Wildkatzenforschung in Deutschland“ Schriften des Arbeitskreis Wildbiologie an der Justus-Liebig-Universität Giessen e.V., Giessen, VVB Lauferweiler Verlag.

STEYER, K., KRAUS, R.H.S., MÖLICH, T., ANDERS, O., COCCHIARARO, B., FROSCH, C., GEIB, A. ET AL. (2016): Large-scale genetic census of

an elusive carnivore, the European wildcat (*Felis s. silvestris*). Conservation Genetics 17(5):1183–1199.

STEYER, K.,SIMON,O.,KRAUS,R.,HAASE, P. & NOWAK, C. (2013):Hair trapping with valerian – treated lure sticks as a tool for genetic wildcat monitoring in low- density habitats. European Journal of Wildlife Research 59:39–46.

TIESMEYER, A., RAMOS, L., LUCAS, J.M., STEYER, K., ALVES, P. C., ASTARAS, C., BRIX, M. ET AL. (2020): Range-wide patterns of human-mediated hybridisation in European wildcats. Conservation Genetics 21:247-260.

THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (TLUG) 2009: Wildkatze – *Felis silvestris*.- In: Artensteckbrief Thüringen 2009. http://www.thueringen.de/imperia/md/content/tlug/abt3/artensteckbriefe/saeugetiere/artensteckbrief_felis_sylvestris_250209.pdf abgerufen: 2017-09-25

VELLI, E., BOLOGNA, M., SILVIA, C., RAGNI, B. & RANDI, E. (2015): Non-invasive monitoring of the European wildcat (*Felis silvestris silvestris* Schreber, 1777): comparative analysis of three different monitoring techniques and evaluation of their integration. European Journal of Wildlife Research 61(5):657–668.

WITTMER, H. (2001): Home range size, movements and habitat utilization of three male European wildcats (*Felis silvestris* Schreber 1777) in Saarland and Rheinland-Pfalz (Germany). Zeitschrift für Säugetierkunde 66:365–370.

YLÖNEN, H., STUBBE, M. & ALTNER, H.J. (1990): Populationsdynamik der Kleinnager eines isolierten Feldgehölzes. In Stubbe, M., Heidecke, D., Stubbe, A. (Eds.). Populationsökologie von Kleinsäugerarten. Halle (Saale), Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.

KONTAKT

Dr. Saskia Jerosch
Technische Universität Dresden
Institut für Forstbotanik und Forstzoologie
saskia.jerosch@gmx.de



The Wildcat in France: unexpected landscape connectivity revealed by landscape genetics

Elodie Portanier, Sébastien Devillard, Sandrine Ruet

ABSTRACT

*In the current context of environmental changes (e.g. global warming, habitat fragmentation), studying gene flow in wild populations is of considerable interest for conservation and management perspectives. Landscape connectivity (structural and functional) is among the most important factors determining gene flow. While some “permeable” landscape elements will favor individual movements and gene flow, other “resistant” elements will impede or reduce them. French wildcats (*Felis silvestris silvestris*), distributed across almost all the country, are divided into two well differentiated subpopulations. In the present study we were interested in determining the spatial genetic structure and the landscape functional connectivity in these two subpopulations.*

We relied on 106 individual in the west population and 107 individuals in the east population, genotyped at 30 microsatellites loci. Using classical population genetics approaches, we evidenced a significant spatial genetic structure within both subpopulations. One explanation can be that landscape impacts gene flow. We thus used a linear mixed model selection framework to assess if resistance distances (i.e. ecological distances calculated to represent the costs of moving through the landscape for individuals) better explained the inter-individual genetic distance than the classical Euclidean distance. We tested the impact on gene flow of six land cover categories for which we alternatively assigned five possible resistance values, leading to a comprehensive set of 15 625 resistance surfaces.

In both subpopulations, landscape impacted gene flow. In the west, we evidenced an unexpected permeability of open and agricultural areas and an also unexpected higher resistance of forested areas. In this expanding population (colonization border), individuals might be more prone to move across unfavorable habitat (e.g. open areas). In the east, which is the ancestral, well settled and stable population, orchards were more permeable to gene flow than forested areas which were nevertheless more permeable than in the west population, revealing a higher importance of vegetation cover in this area. These results highlight that, for forest species such as wildcats, forests are not the only important element. According to the demographic dynamic of populations and the available landscape, impacts of usually preferred habitat on gene flow can vary.

KONTAKT

Elodie Partanier
Université Lyon
Laboratoire de Biométrie et Biologie Evolutive
elodie.portanier@gmail.com

Hybridisierung und die schottische Wildkatze: Lehren aus Europa

Keri Langridge

ABSTRACT

In-situ conservation of the Scottish Wildcat: Trap-Neuter-Vaccinate-Return of feral domestic cats and the challenges of a hybrid swarm

*In northern Scotland the European wildcat (*Felis silvestris silvestris*) has undergone a process of introgressive hybridisation with the domestic cat (*Felis catus*). Testing of recent samples from the Scottish wild-living cat population has revealed a genetic continuum between wild and domestic cats known as a ‘hybrid swarm’. The hybrid swarm presents unique and complex challenges for the conservation of the Scottish wildcat, primarily because there is no clear biological (or legal) distinction between the critically endangered native *F.silvestris* and the invasive *F.catus*. Effective conservation action had to address the somewhat conflicting aims of maximising genetic diversity in the remaining ‘wildcat’ populations while minimising the level of introgression. I will talk about the pragmatic and adaptive approach taken by Scottish Wildcat Action, the national partnership project delivering the 2013 Scottish Wildcat Conservation Action Plan, where I worked as a Project officer since April 2015. We used a combination of pelage and genetic criteria to define a ‘wildcat’ or a ‘hybrid’, and implemented a large-scale programme of Trap-Neuter-Vaccinate-Return (TNVR) to reduce the risks of continued introgression or disease transmission from feral domestic cats or low-scoring hybrids. Although TNVR is used worldwide as a generic method of feral cat control, this is the first application of TNVR specifically as a tool for wildcat conservation, and I will present some of the successes and lessons learned by SWA with advice for those looking to implement TNVR in the future. Finally, I will present some preliminary findings from my own independent research into the past and present drivers of hybridisation and the causes of the hybrid swarm in northern Scotland, using a comparative approach from observations and interviews with European wildcat researchers on the continent.*

EINFÜHRUNG

Die europäische Wildkatze (*Felis silvestris*) hat im Norden Schottlands einen Prozess der introgressiven Hybridisierung mit der Hauskatze (*Felis catus*) durchlaufen. Bei der Untersuchung neuerer Stichproben aus der schottischen Wildkatzenpopulation wurde ein genetisches Kontinuum zwischen Wildkatzen und Hauskatzen festgestellt, das als „Hybridschwarm“ bezeichnet wird (Senn et al. 2018). Diese Hybridschwarm-Struktur erschwert den Erhalt der schottischen Wildkatze, da es keine klare biologische (oder rechtliche) Unterscheidung zwischen der bedrohten einheimischen *F. silvestris* und der invasiven *F. catus* gibt.

Scottish Wildcat Action (SWA) ist das nationale Partnerschaftsprojekt, das sich der Umsetzung des Aktionsplans zur Erhaltung der schottischen Wildkatze (SWCAP) von 2013 widmet. Hierzu legte SWA zunächst anhand einer Kombination aus Pelage- und genetischen Kriterien Definitionen für „Wildkatzen“ und „Hybride“ fest und führte anschließend ein groß angelegtes TNVR-Programm (Trap-Neuter-Vaccinate-Return bzw. Fangen-Kastrieren-Impfen-Freilassen) ein, mit dem das Risiko einer fortgesetzten Introgression oder Krankheitsübertragung durch unkastrierte Hauskatzen und Hybriden verringert werden sollte.

Trotz intensiver Umsetzung des TNVR-Programms durch SWA-Mitarbeiter und Freiwillige in sechs priorisierten Arealen im Norden Schottlands kamen die Bemühungen zum Schutz lebensfähiger Wildkatzenpopulationen offensichtlich zu spät. Umfassende Erhebungen mithilfe von Kamerafallen lieferten keine signifikanten Nachweise für eine substanzielle Anzahl phänotypischer Wildkatzen, während Genproben von tot aufgefundenen oder lebend gefangenen Tieren eine umfassende Hybridisierung bestätigten, selbst bei Individuen mit Wildkatzen-Phänotypen.

Nach drei Jahren Feldforschung beauftragte der SWA-Steuerungsausschuss im Frühjahr 2018 die Mitglieder der SSC Cat Specialist Group der IUCN, eine unabhängige Überprüfung des Erhaltungszustands der Wildkatze in Schottland durchzuführen. Das Expertenteam kam in seinem Bericht zu dem Schluss, dass die introgressive Hybridisierung für die schottische Wildkatzenpopulation zu weit fortgeschritten sei, als dass diese überlebensfähig wäre (Breitenmoser et al. 2019). Zur Rettung der Wildkatzenpopulationen sei daher die Auswilderung oder Verstärkung durch Zuchtprogramme in Gefangenschaft erforderlich, wobei das Team auf die Notwendigkeit von Managementmaßnahmen hinweist, um „die Hybridisierung ausgewilderter Populationen zu verhindern“ (Breitenmoser et al. 2019). Die der introgressiven Hybridisierung zugrunde liegenden Ursachen sind jedoch bislang nur unzureichend erforscht.

Die Initiativen zum Erhalt der schottischen Wildkatzen betrachteten die Hybridisierung als größte Bedrohung für Wildkatzenpopulationen. Da die große Anzahl unkastrierter Hauskatzen als ursächlicher Faktor identifiziert wurde, konzentrierten sich die Erhaltungsmaßnahmen darauf, die Anzahl der Hauskatzen zu reduzieren. Tatsächlich könnte der Hybridschwarm jedoch der Endpunkt von Generationen von Kreu-

zungen zwischen den beiden Arten sein, angetrieben durch Veränderungen in der Häufigkeit und Verteilung der beiden Populationen im Verhältnis zueinander. Neben dem Management der Hauskatzenpopulation ist es daher von entscheidender Bedeutung, die ökologischen und verhaltensbezogenen Faktoren zu verstehen, die die Wildkatzenpopulation zur Kreuzung veranlassen. Wild- und Hauskatzen können ohne Hybridisierung koexistieren, wie die 2.000 Jahre währende Sympatrie und der relativ kurze Niedergang der schottischen Population in die genetische Ausrottung belegen. Auf dem gesamten europäischen Kontinent zeigen viele Wildkatzenpopulationen kaum Anzeichen einer Introgression, während an anderen Orten die Hybridisierung möglicherweise zunimmt (vgl. Tiesmeyer et al. 2020). Für eine Untersuchung der Wildkatze in Schottland ist es zu spät; ein Vergleich der Populationen auf dem gesamten Kontinent könnte jedoch Einblicke in die vergangenen und gegenwärtigen Triebkräfte der Hybridisierung und damit Anhaltspunkte für mögliche Strategien zur Minderung künftiger Risiken liefern.

METHODEN

Im März 2019 erhielt die Autorin vom Winston Churchill Memorial Trust (Großbritannien) ein Reisestipendium zur Erforschung von Hybridisierungsfaktoren in kontinentaleuropäischen Wildkatzenpopulationen. In Zusammenarbeit mit Kollegen der Scottish Wildcat Action wurde ein Fragebogen entworfen, der die Grundlage für standardisierte Interviews mit Wildkatzenexperten über den vergangenen und gegenwärtigen Status ihrer Populationen bilden soll. Die Fragen konzentrierten sich auf Faktoren, die sich auf die Anzahl und Verbreitung von Wildkatzen und das Hybridisierungspotenzial auswirken. Insbesondere sind hier der Status der Wildkatzenpopulation, der Lebensraum und die Landnutzung (einschließlich Beutetierpopulationen und Vorkommen anderer Konkurrenten oder Raubtiere), die nicht-natürliche Mortalität (einschließlich Jagd und Verfolgung) sowie die Verbreitung von Menschen und Hauskatzen zu nennen. Zur Charakterisierung eines „optimalen“ Lebensraums der Wildkatze und zum Vergleich zwischen den Populationen wurden Feldstandorte besucht. Die besuchten Länder (Deutschland, Schweiz, Frankreich, Portugal, Spanien und Sizilien) wurden auf Grundlage vergangener und gegenwärtiger Forschungsanstrengungen, existierender Kenntnisse über Hybridisierungsraten und der Verfügbarkeit von Forschern für Interviews ausgewählt. Diese Studie soll als Ausgangspunkt für zukünftige Forschungen und Diskussionen dienen.

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Die vollständigen Ergebnisse werden Gegenstand eines demnächst erscheinenden Berichts sein, der detaillierte Fallstudien zu jeder besuchten Region enthalten wird. Die wichtigsten allgemeinen Erkenntnisse über Wildkatzen und Hybridisierung (mit besonderer Bedeutung für das Management der schottischen Wildkatzenpopulation) sind nachstehend zusammengefasst.

Wildkatzenpopulationen mit einer niedrigen Rate introgressiver Hybridisierung finden sich in:

- Schutzgebieten, oft IUCN-Nationalparks der Kategorie II (insbesondere in Deutschland), in denen der größte Teil der Landfläche der Natur überlassen wird und nur minimale Störungen durch den Menschen auftreten.

- Großen, zusammenhängenden Gebieten mit natürlichen Laub- oder Mischwäldern (in der Regel Buchen- oder Eichenwälder im Mittelmeerraum) sowie diversen Baum- und Straucharten verschiedener Altersstrukturen, die von Wiesen und Grasland durchsetzt und umgeben sind und eine reichhaltige Grundlage für Beutetiere (Nagetiere) bieten. Diese Art Lebensraum ist charakteristisch für Westmitteleuropa (Deutschland, Frankreich, Schweiz, Nordspanien und Teile Siziliens). Die Waldgebiete liegen meist in abgelegenen Mittelgebirgsregionen, wobei viele von landwirtschaftlichen Nutzflächen und menschlicher Besiedlung umgeben sind. Wildkatzenpopulationen weisen in diesen Lebensräumen oft eine relativ hohe Dichte auf und sind in erster Linie nicht durch Hybridisierung, sondern eher durch den Menschen (Straßen, Jagd oder Verfolgung) bedroht.

- Großen, zusammenhängenden Gebieten mit natürlichem Gebüsch und Mischwäldern, in denen Kaninchenpopulationen von hoher Dichte sowie eine Vielzahl unterschiedlicher Raubtiere, einschließlich Raubvögeln und Säugetieren, leben. Diese Gebiete sind typisch für die zentrale und südliche iberische Halbinsel und Teile Siziliens. Die Populationsdichte der Wildkatzen ist hier mitunter geringer als bei westmitteleuropäischen Populationen, und die primäre Bedrohung geht vom Menschen (insbesondere durch die Verfolgung durch Wildhüter) sowie von anderen Carnivoren aus, die in Konkurrenz zur Wildkatze stehen oder diese jagen (z. B. Gil-Sanchez et al. 2015).

Niedrige effektive Populationsgrößen von Wildkatzen und eine zunehmende Nähe zu relativ dichten Hauskatzenpopulationen führen zu moderaten oder ansteigenden Introgressionsraten. Dies lässt sich z. B. bei Projekten zur Wiederansiedlung von Wildkatzenpopulationen in menschlich geprägten Landschaften (vgl. Nussberger et al. 2014) oder bei kombinierten Auswirkungen von Verfolgung und Habitatverlust beobachten (vgl. Gil-Sanchez et al. 2020).

Wildkatzen vermeiden menschliche Siedlungen und Störungen, wo immer möglich.

Das Vorkommen und die Verbreitung von Hauskatzen hängen von der Besiedlung der Landschaft durch Menschen ab. Hauskatzen leben im Allgemeinen mit Menschen in Siedlungen und sind im Hinblick auf Nahrung sowie den Schutz vor Witterung und Raubtieren auf uns angewiesen (vgl. Ferreira et al. 2011). Selbst wirklich verwilderte Katzen nutzen im Allgemeinen die Ressourcen, die der Mensch durch die Veränderung der Landschaft zur Verfügung stellt, d. h. sie besetzen Farmen und Ackerflächen, die Beute in Form von Nagetieren bieten.

Auf lokaler Ebene bevölkern Wildkatzenpopulationen mit niedrigen Introgressionsraten Gebiete, in denen der natürliche Lebensraum der Wildkatze räumlich von menschlichen Siedlungen getrennt ist. So leben etwa in Deutschland, Frankreich und Nordspanien Wildkatzen in Wäldern, die durch eine Pufferzone aus unbewohnten landwirtschaftlichen Nutzflächen von konzentriert vorliegenden menschlichen Siedlungen getrennt sind.

Auf der iberischen Halbinsel wird die räumliche Trennung zwischen Wildkatzen und Hauskatzen möglicherweise durch das Vorkommen von Mesokarnivoren im Lebensraum der Wildkatze verstärkt, die ein direktes Sterblichkeitsrisiko für Hauskatzen und Jungtiere darstellen (Gil-Sanchez et al. 2015). Unter diesen Bedingungen können Introgressionsraten niedrig bleiben, selbst wenn die Dichte der Wildkatzenpopulationen gering ist.

Den Begriff eines „optimalen“ Wildkatzenhabitats kann man relativ oder absolut auslegen. In West- und Mitteleuropa etwa leben Wildkatzen in Buchenwäldern, wo ihr gesamter Ressourcenbedarf gedeckt ist, und bewohnen nur selten Nadelwälder (insbesondere keine kommerziellen Pflanzungen), da diese nicht genügend Nahrung bieten. Kommerzielle Pflanzungen können also nur im Vergleich zu einer noch ungünstigeren Alternative als „optimaler“ Lebensraum für Wildkatzen angesehen werden.

SCHLUSSFOLGERUNGEN

Vergleichbare Ergebnisse aus anderen Regionen des gesamten Kontinents legen nahe, dass Wildkatzen grundsätzlich eine andere ökologische Nische besetzen als Hauskatzen, die für ihre Ernährung auf Menschen und vom Menschen veränderte Umgebungen angewiesen sind. Wildkatzen halten sich, wo immer möglich, vom Menschen fern und gedeihen in großen zusammenhängenden Gebieten mit natürlichen Laubwäldern, wo kleine Streifgebiete alle notwendigen Ressourcen für das Überleben und die Fortpflanzung bereithalten. Laubmischwälder sind im Mittelmeerraum ebenfalls ein wichtiger Lebensraum für Wildkatzen, wobei Wildkatzen aufgrund des reichhaltigen Vorkommens von Kaninchen auch Buschlandschaften nutzen können.

Wildkatzen, die frei von nennenswerten Störungen durch den Menschen in ihrem natürlichen Lebensraum leben, scheinen resistenter gegen eine introgressive Hybridisierung zu sein. Störungen des Systems, insbesondere Veränderungen in der Qualität und Quantität des Lebensraums der Wildkatze oder eine direkte Verringerung der Anzahl der Wildkatzen, verändern das Gleichgewicht und erhöhen die Durchlässigkeit der Population für eine Introgression. Die Hybridisierung sollte daher vielleicht weniger als Ursache für das Aussterben, sondern als eine Folge davon betrachtet werden.

DER SCHOTTISCHE WILDKATZEN-HYBRIDSCHWARM

Die Ursprünge des Hybridschwarms aus Wild- und Hauskatzen in Schottland liegen Jahrzehnte, wenn nicht Jahrhunderte in der Vergangenheit. Über die genauen Gründe kann man nur spekulieren, wobei eine gründliche Untersuchung der Populationsgeschichte und ein Vergleich mit anderen europäischen Populationen hilfreich sind. Überall auf dem Kontinent, sowohl auf nationaler als auch auf lokaler Ebene, ist die Hybridisierung mit Habitatverlusten (und den daraus folgenden Auswirkungen auf die Verfügbarkeit und Verteilung von Ressourcen) sowie einer direkten Dezimierung der Wildkatzen durch menschliche Verfolgung verbunden. Kommt Schottland hier nicht nur wegen des Vorkommens eines Hybridschwarms, sondern auch wegen Umfang und Ausmaß dieser potenziellen Antriebsfaktoren eine Sonderrolle zu?

Die Geschichte der schottischen Population ist zweifellos komplex. Lokale Hybridisierungsmuster werden von vielen Variablen beeinflusst. Als Hauptursachen für die Entstehung des Hybridschwarms können jedoch mit einiger Wahrscheinlichkeit das Ausmaß der anthropogenen Veränderung der schottischen Landschaft, die anhaltende, intensive Verfolgung

von Raubtieren und das Ausbleiben einer potenziellen Einwanderung aus benachbarten Wildkatzenpopulationen angesehen werden. Schottland wurde in der Vergangenheit fast vollständig entwaldet. Das Land ist größtenteils auf große Privatbesitzer verteilt, die es für die sportliche Jagd auf Wildvögel bewirtschaften. Wildkatzen waren in Schottland möglicherweise unverhältnismäßig stark von nicht einheimischer Kaninchenbeute abhängig, wobei es nach seuchenbedingten Zusammenbrüchen der Kaninchenpopulationen an natürlichen Alternativen mangelte. Hinzu kommt, dass die produktivsten Wald-, Landwirtschafts- und Feldlebensräume vom Menschen besiedelt sind. All diese Faktoren tragen dazu bei, dass sich die Abgrenzung zwischen Wild- und Hauskatzen verringert und die Notwendigkeit und Wahrscheinlichkeit einer Kreuzung steigen.

Der Erhalt der schottischen Wildkatze wird strategisch anspruchsvoll sein. Sein Erfolg wird davon abhängen, ob es gelingt, die zugrunde liegenden Ursachen und nicht nur die Symptomatik des Hybridschwarms zu bekämpfen. Durch die Wiederherstellung von Lebensräumen ließe sich eine vielfältige und reichhaltige Beutegrundlage fördern und so eine Wildkatzenpopulation mit höherer Dichte schaffen und erhalten. Diese wäre vermutlich widerstandsfähiger gegen eine Introgression durch Hauskatzen. Angesichts der Verbreitung des Menschen in potenziellen Wildkatzenhabitaten muss jedoch auch das Management von Hauskatzen ein strategisches Element zur Erhaltung von Wildkatzen sein. Zugleich ist diese Maßnahme möglicherweise nicht auf größere kontinentale Populationen anwendbar. Maßnahmen zur Auswilderung werden durch die Omnipräsenz von Hybriden zusätzlich erschwert, zumal derzeit nicht genug über die positiven und negativen Auswirkungen von Hybriden auf die langfristige Überlebensfähigkeit einer ausgewilderten/verstärkten Wildkatzenpopulation bekannt ist. Maßnahmen zum rechtlichen Schutz müssen sich daher mit den Definitionen von „Wildkatzen“ und „Hybriden“ befassen, damit sowohl versehentliche als auch absichtliche Tötungen schottischer Wildkatzen im Rahmen der weit verbreiteten Raubtierkontrolle wirksam verhindert werden können.

DANKSAGUNG

Diese Arbeit wurde durch ein Reisestipendium des Winston Churchill Memorial Trust (Großbritannien) gefördert. Ich möchte allen danken, die ich besuchen und/oder interviewen durfte und die meine Reise zu einer so bereichernden und interessanten Erfahrung gemacht haben, darunter Sabrina Streif, Carsten Nowack, Annika Tiesmeyer und Katarina Steyer, Thomas Mölich, Beatrice Nussberger, Urs Breitenmoser, Christine Breitenmoser-Würsten, Lea Maronde, Marie-Pierre Ryser und die Mitarbeiter von

KORA, Sébastien Devillard, Sandrine Ruetten und Elodie Portanier, Stefano Anile, Pedro Monterroso und Paulo Alves, Jose-Maria Gil-Sánchez, Mariola Sánchez Cerdá und Elena Bertos Martín, Pablo Ferreras, Jorge Lozano und Aurelio Malo sowie Hector Ruiz. Auf meiner Reise begleitete mich meine Freundin und Kollegin Alice Bacon. Roo Campbell, Kerry Kilshaw und andere Kollegen der SWA haben in den letzten fünf Jahren zu vielen Diskussionen beigetragen.

LITERATUR

BREITENMOSER, U., LANZ, T., & BREITENMOSER-WÜRSTEN, C. (2019): Conservation of the wildcat (*Felis silvestris*) in Scotland: Review of the conservation status and assessment of conservation activities. IUCN SSC Cat Specialist Group, Bern, Switzerland.

FERREIRA J.P., LEITAO, I., SANTOS-REIS, M., & REVILLA, E. (2011): Human-related factors regulate the spatial ecology of domestic cats in sensitive areas for conservation. PLoS One 6 (10): e25970.

GIL-SÁNCHEZ, J.M., JARAMILLO, J., & BAREA- AZCÓN J.M. (2015): Strong spatial segregation between wildcats and domestic cats may explain low hybridization rates on the Iberian Peninsula. Zoology 118: 377–385.

GIL-SÁNCHEZ, J. M., BAREA-AZCÓN, J. M., JARAMILLO, J., HERRERA-SÁNCHEZ, F. J., JIMÉNEZ, J., & VIRGÓS, E. (2020): Fragmentation and low density as major conservation challenges for the southernmost populations of the European wildcat. PLoS One: 15 (1) e0227708.

NUSSBERGER, B., WANDELER, P., WEBER, D., & KELLER, L. F. (2014): Monitoring introgression in European wildcats in the Swiss Jura. Conservation Genetics 15: 1219-1230.

TIESMEYER, A., RAMOS, L., MANUEL LUCAS, J. ET AL. (2020): Range-wide patterns of human-mediated hybridisation in European wildcats. Conservation Genetics 21: 247-260.

SENN, H.V., GHAZALI, M., KADEN, J., BARCLAY, D., HARROWER, B., CAMPBELL, R.D., MACDONALD, D.W., & KITCHENER, A. (2018): Distinguishing the victim from the threat: SNP-based methods reveal the extent of hybridization between wildcats and domestic cats in Scotland and inform future in situ and ex situ management options for species restoration. Evolutionary Applications 12: 399-414.

KONTAKT

Dr. Keri Langridge
„Scottish Wildcat Action“
kerilangridge@gmail.com



Wildkatzenschutz in der forstlichen Praxis und wirksame Artenschutzmaßnahmen bei Eingriffsvorhaben

Olaf Simon

ZUSAMMENFASSUNG

Wälder sind aufgrund vielfältiger Deckungsstrukturen und hoher Störungsfreiheit zentrale Lebensräume für Wildkatzen in Deutschland. Die Forstwirtschaft trägt daher eine besondere Verantwortung für den Schutz von Wildkatzenpopulationen.

Schlüsselstrukturen im Wald sind für Weibchen gefahrenfreie Orte für die Jungenaufzucht und für beide Geschlechter störungsfreie, witterungsgeschützte Ruhestätten. Waldlichtungen, Waldinnensäume, Waldwiesen und offene Bachtäler sind besonders günstige Jagdhabitats. Artenschutzrechtlich betrachtet weisen insbesondere Sturmwurfflächen ein hohes Potenzial als Fortpflanzungs- und Ruhestätten im Sinne von §44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG und als essenzielle Nahrungshabitats auf. Der Artenschutz erfordert eine forstliche Praxis, die Wildkatzenhabitats in Wirtschaftswäldern fördert und unbeabsichtigte Tötungen von Jungkatzen durch einen rücksichtsvollen Maschineneinsatz, insbesondere auf Sturmwurfflächen, und das Häckseln von Energieholzhaufen während der Jungenaufzucht von Mitte März bis Ende August vermeidet. Holzpolter sollten unmittelbar abgefahren werden oder bis Ende August im Wald verbleiben, um Jungkatzen beim Verladen des Stammholzes nicht unbeabsichtigt zu töten.

Geeignete Maßnahmen im Wald sind das (zumindest partielle) Nicht-Räumen von Sturmwurfflächen und das (zumindest partielle) Zulassen von natürlicher Wiederbewaldung. Sofern gepflanzt wird, sind standortheimische Laubbaumarten zu bevorzugen. Sofern Zäunungen notwendig sind, sollten diese als Holzordengatter und nicht als Drahtgeflecht gebaut werden. Das Aufschichten großer Totholzhaufen abseits der Waldwege schafft zusätzliche Ruhestätten und Orte der Jungenaufzucht. Ziel einer nachhaltig und langfristig wirksamen Umsetzung von Eingriffskompensationen muss es sein, natürliche Prozesse der Strukturdiversität zu fördern und bei kurzfristigen Umsetzungen naturnahe Strukturen und vorhandenes Material (Totholzhaufen, Wurzelstubben) zu nutzen.

EINLEITUNG

Die Wiederbesiedlung von Waldlebensräumen durch die Wildkatze (*Felis silvestris silvestris*) in Deutschland ist im Sinne des Artenschutzes eine sehr positive Entwicklung der letzten Jahre. Während sich die Verbreitung der Art in Deutschland noch in den 1990er-Jahren auf wenige Mittelgebirgsregionen rund um den Harz mit südlich und westlich angrenzenden Waldgebieten sowie in den Regionen Eifel-Hunsrück-Taunus und Pfälzer

Wald (mit Anbindung an die Vogesen) beschränkte (Piechocki 1990), ist heute ausgehend von diesen Kernlebensräumen ein deutlicher Trend der Wiederausbreitung zu beobachten (Steyer et al. 2016).

Neue Beeinträchtigungen entstehen durch zunehmende Energieholznutzung und forstliche Räumarbeiten nach Sturmwurfschäden und weiteren klimabedingten Schäden, die gleichzeitig stattfinden mit Erschließungen des Waldes für die Windenergie und die Freizeitnutzung. Die folgenden Artenschutz-Empfehlungen sollen dazu beitragen, Waldlebensräume qualitativ aufzuwerten, Rückzugsgebiete im Wirtschaftswald zu erhalten, neue Refugien zu schaffen und unbeabsichtigte Tötungen und Störungen von Wildkatzen durch den Forstmaschineneinsatz zu verhindern. Aufgrund hoher Verluste durch den Straßenverkehr (Eskens & Steeb 2016) und aufgrund eines geringen Aufzuchtserfolgs (Götz 2009) sind Wildkatzenpopulationen auf unterstützende Artenschutzmaßnahmen in der forstlichen Praxis angewiesen (vgl. Simon & Götz 2013).

MASSNAHMEN-EMPFEHLUNGEN IM WALD

Förderung der Habitatqualität für eine erfolgreiche Jungenaufzucht
Wildkatzen bringen ihre Jungen zwischen März und August zur Welt (Piechocki 1990). Geburten sind bis in den September dokumentiert, die Wurfgrößen zeigen 2-6 Welpen (Götz 2015). Adulte Weibchen reproduzieren nicht jedes Jahr (Hötzel et al. 2007, Trinzen 2009). Doch auch bei erfolgreicher Reproduktion ist die Jugendmortalität hoch. Das Ende des vierten Lebensmonats überlebten 75 % der untersuchter Wildkatzenwelpen im Südostharz nicht (Götz 2009).

Um eine erfolgreiche Reproduktion und damit den langfristigen Erhalt einer Wildkatzenpopulation zu gewährleisten, sind weibliche Wildkatzen auf qualitativ hochwertige Lebensräume angewiesen (Dietz & Birkenbach 2006). Die durchschnittliche Streifgebietsgröße der Weibchen liegt bei 500 ha (Götz et al. 2018). Entscheidend wichtig für den Reproduktionserfolg der Weibchen ist eine hohe Anzahl sicherer Verstecke im Lebensraum, d. h. große Flächen hoher Habitatstrukturdiversität (Jerosch et al. 2009). Für die Jungenaufzucht bevorzugte Verstecke sind Totholzstrukturen am Boden, wie dicht verastete Reisighaufen, hohles Stammholz und Wurzelteller und Baumhöhlen in einer Höhe bis zu etwa 3 m (Hötzel et al. 2007, Mölich & Klaus 2003, Raimer 1994). 79 % der Wurfplätze (n=14) und 89 % der nach Verlassen des Wurfplatzes genutzten und häufig wechselnden Jungtierverstecke (n=54) fanden sich in Totholzstrukturen am Boden (Götz et al. 2009).

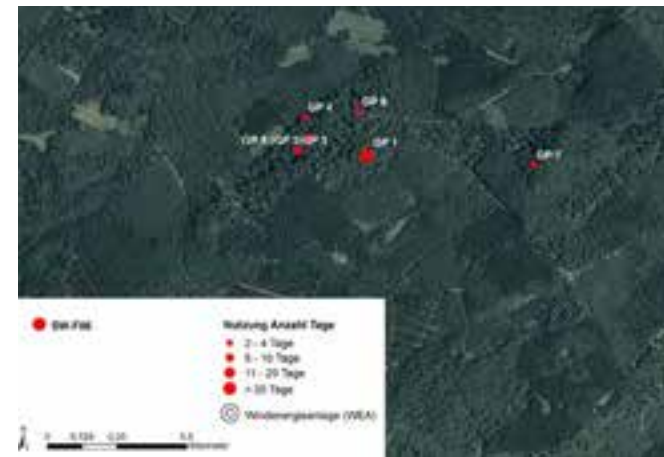


Abbildung 1: Geburtsort (GP1) und Jungtierverstecke der ersten 8 Lebenswochen (GP2-GP7) des Wildkatzenweibchens SW-F06. Alle Jungtierverstecke sind auf alten Laubwald beschränkt. Im Luftbild ist der alte Laubwald an den Baumkronenstrukturen gut zu erkennen.

MASSNAHMEN

- Windwurfflächen haben aufgrund eines reichen Strukturangebotes und günstiger kleinklimatischer Bedingungen eine sehr hohe Bedeutung als Reproduktionsflächen. Daher keine flächendeckende Räumung, nach Möglichkeit Belassen des Sturmwurfholzes und natürliche Gehölzsukzession, ggf. horstartige Initialpflanzungen von Hand.
- Ist ein vollständiges Belassen des sturmgeworfenen Holzes auf der Windwurffläche nicht konsensfähig, dann sollte zumindest im Zentrum der Fläche keine Räumung erfolgen.
- Alte Laubwälder besitzen ein besonders hohes Potenzial an starkvolumigem Totholz. In alten Wäldern bilden sich zudem großvolumige Höhlen in stehendem Totholz, daher Nutzungsverzicht alter Laubwaldflächen bzw. Teilflächen dieser Waldbestände mit besonders alten Bäumen und Baumhöhleninitialen.
- Keine bzw. nur wegnahme Räumung der Baumkronen nach Baumfällung; Belassen des sturmgeworfenen, liegenden Stammtotholzes.
- Verlagerung der Brennholzwerbung überwiegend auf die Schwachholzdurchforstung.
- Ist diese Maßnahmenforderung nicht konsensfähig, dann zumindest Einschränkung der Brennholzwerbung nach Baumfällungen in älteren Waldbeständen; Belassen des sturmgeworfenen, liegenden (Laub-)Stammtotholzes und Belassen von mindestens 50 % der Baumkronen, insbesondere im Zentrum der Waldflächen abseits der Wege.
- Brennholzwerbung befristet bis 1. März. Danach ist die Gefahr, Gehecke zu stören, sehr groß.
- Brennholzwerber sollten nicht verwendetes, schwaches Kronenholz am Arbeitsort zu Reisighaufen aufschichten.

Reduktion der Mortalität

Die natürliche Sterberate junger Wildkatzen im ersten Lebensjahr ist hoch (Götz 2009, Piechocki 1990). Anthropogene Störungen erhöhen



Abbildung 2: Geheckplatz und Jungtierversteck. Höhle im Stamm einer alten Eiche (oben); Höhlung unter einem alten Wurzelteller (unten).

die Sterberate in den ersten Lebenswochen. Ursachen für anthropogen bedingte Verluste sind der Tod des Muttertiers durch Straßenverkehr, Unfälle bei der Waldbewirtschaftung und die Mitnahme von Jungtieren durch Waldspaziergänger (Birkenbach & Klar 2009, Hupe et al. 2004, Simon et al. 2006). Zusätzlich zu der hohen Jungensterblichkeit beeinträchtigt die Verkehrsmortalität adulter Wildkatzen im reproduktionsfähigen Alter die Population. Weitere Gefahren für Wildkatzen im Wirtschaftswald stellen Knotengitterzäune dar. Mehrfach wurde dokumentiert, dass sich Wildkatzen beim Übersteigen der Zäune im Drahtgeflecht verfangen und verendeten.

MASSNAHMEN

- Flächiges Arbeiten bei Holzfällung und –räumung mit schwerem Gerät in versteckreichen Altholzbeständen sollte zum Schutz der Jungtiere im Zeitraum 1. März bis 31. August unbedingt vermieden werden.
- Keine Räumung und maschinelle Pflanzvorbereitung von Windwurfflächen während der Jungenaufzuchtphase (1. März bis 31. August).
- Zeitnahe Abfuhr von Holzpoltern (Just-in-time-Abfuhr) oder Belassen der Polter während der Jungenaufzuchtphase (1. März bis 31. August) und Abfuhr ab September.
- Kein Häckseln von Energieholzstüben im Zeitraum 1. März bis 31. August.



Abbildung 3: Knotengitterzäune um Pflanzungen werden Wildkatzen regelmäßig zum tödlichen Verhängnis (Foto: S. Ullrich, aus GÖTZ 2015).



Abbildung 4: Keine Abfuhr von Holzpoltern während der Jungenaufzucht 1.03.-31.08, da die Gefahr der Jungtiertötung besteht (Foto: P. Schiefenhövel).

- Das Absuchen der Holzpolter vor Räumung durch Jagdhunde ist nur bedingt geeignet, um Jungkatzen aufzuspüren. Weder kann der Hund zuverlässig spezifisch Wildkatzen anzeigen, noch lässt sich die Mutterfamilie durch Hunde aus dem Versteck vertreiben.
- Beim Auffinden von Jungtieren während forstlicher Arbeiten/Selbstwerbung: Jungtiere nicht berühren und Arbeiten bis zum nächsten Tag einstellen. Die Mutterkatze wird die Jungen bis zum nächsten Tag trotz der Störung abholen.
- Knotengitterzäune möglichst vermeiden; alternativ Holzhordenzäune verwenden.

Förderung von Nahrungs- und Ruhehabitaten
Bevorzugt zur Nahrungssuche aufgesucht werden extensiv genutzte Wiesen und besonders strukturreiche Bereiche im Wald wie Windwurfflächen, Waldwiesen, Bachtäler, altersstrukturierte Altbestände mit Blößen und Naturverjüngungen sowie Waldränder (Dietz et al. 2016, Hötzel et al. 2007). Naturnahe, ungestörte Bachtäler sind selten geworden und ehemals offene, durch Grünland geprägte Talstrukturen haben ihren hohen Wert als Nahrungshabitat für die Wildkatze durch eine dichte Fichtenbestockung verloren. Feldmäuse und Schermäuse als typische Gründlandbewohner bilden nach Magenanalysen verunfallter Wildkatzen den höchsten Nahrungsanteil. Als Waldarten werden vor allem Rötel-, Wald- und Gelbhalsmäuse erbeutet (Götz 2015, Lang 2016). Ruheplätze werden bevorzugt in Totholzstrukturen am Boden aufgesucht (Jerosch et al. 2009, Mölich & Klaus 2003). Aber auch in Baum- und Felshöhlen verbringen Wildkatzen ihre Tagesruhe.

MASSNAHMEN

- Erhalt und Pflege von Waldwiesen, Wiesentälern und Blößen in Waldgebieten. Förderung extensiver Grünlandnutzung im Saumbereich von Waldgebieten.
- Entfichtung ehemaliger Feuchtgebiete und Bachtäler.
- Verzicht auf die Anwendung von Rodentiziden in der Forstwirtschaft und waldnahen Landwirtschaft (rodentizidfreier Radius von 2 km zum Waldrand).

- Akzeptanz längerer Verjüngungszeiträume durch plenterartiges Aufbauen des Altbaumschirmes, um monostrukturierte Buchenreinbestände gleichen Alters zu vermeiden; Vermeidung einer großschirmschlagartigen Bewirtschaftung der Altbuchenbestände.
- Reduktion des Erschließungsgrades der Wälder, ggf. Wegerückbau und Rückbau von Waldparkplätzen an für die Wildkatze aufzuwertenden Waldhabitaten.
- Erhalt von stillgelegten Steinbrüchen und Beruhigung von Felsenhöhlen und Klippen.
- Feldgehölze, geschlossene Heckenreihen, breite Wegaäume und Uferrandstreifen gewährleisten für die Wildkatze im Offenland die Verbindung zwischen Wald und Feld.

Geeignete Maßnahmen für einen artenschutzrechtlich wirksamen Ausgleich
Eingriffe in Waldlebensräume der Wildkatze nehmen zu. Um die Auswirkungen zu begrenzen, wurden Maßnahmenkataloge erarbeitet, die helfen sollen, die Eingriffe abzumildern. Hierzu dient das Instrument sogenannter CEF-Maßnahmen (Continuous ecological functionality-measures), dem Eingriff vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen zur Vermeidung oder Verminderung von Beeinträchtigungen des Eingriffs. Aufgrund des Mangels an Höhlenstrukturen in Wirtschaftswäldern entstand die Maßnahme, mit künstlich gefertigten Höhlen sichere Wurf- und Versteckplätze anzubieten (Herrmann 2005). Der „Schaffung künstlicher Wurforte“ wird laut Runge et al. (2009) als einziger vorgezogener Ausgleichsmaßnahme eine hohe Wirksamkeit zugeschrieben. Aufgrund der einfachen Handhabung und ausbleibender Konflikte mit den Forstwirtschaftsweisen vor Ort findet die Maßnahme umfangreiche Anwendung. Reichenbach et al. (2015) berichten, dass etwa in 40 % der geprüften Windenergie-Vorhaben im Wald Wurfboxen als Maßnahme des vorgezogenen Ausgleichs oder der Kompensation zum Einsatz kommen. Die Eignung der Wurfboxen als künstlich geschaffene Reproduktionsstätte und Jungkatzenversteck ist bis heute jedoch nicht bestätigt (Reichenbach et al. 2015). Die Autoren empfehlen daher, von einer Aufstellung abzusehen.

Im Soonwald (Telemetrieprojekt DeWiSt, Rheinland-Pfalz) wurde anhand der Lokalisationen und der Aktivitäts- und Ruhedaten von besen-

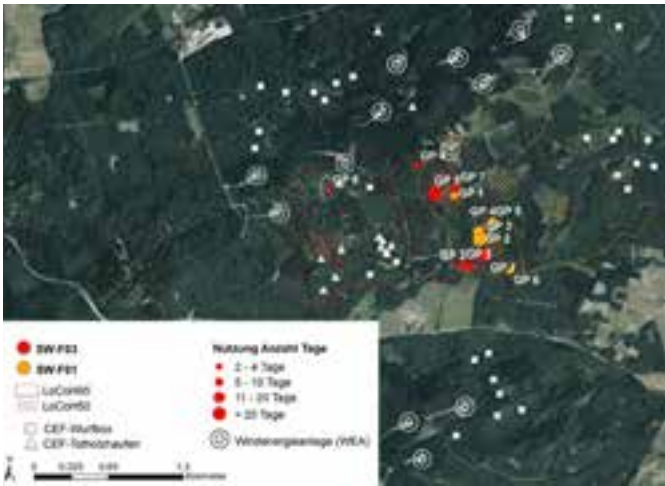


Abbildung 5: Aufgestellte Wurfboxen und aufgeschichtete Totholzhaufen in den Streifgebieten von SW-F01 und SW-F03. Beide Weibchen bevorzugten natürliche Requisiten als Jungtierverstecke (GP) in den ersten 8 Lebenswochen der Jungen. Die Wurfboxen wurden auch als Schlafplatz nicht angenommen.

derten Wildkatzen (3 Katzen, 3 Kater) die Eignung geprüft. Als Kompensationsmaßnahme für den Bau von zwei Windenergieparks mit 16 Anlagen wurden u. a. 50 Wurfboxen im Wald abseits von Wegen im Zeitraum 2012-2016 aufgestellt. Ziel war es, mit diesen künstlichen Jungtierverstecken den Lebensraum der Wildkatze aufzuwerten. Zusätzlich wurden Wurzelstubben- und Totholzhaufen in Waldrefugien (Waldorte ohne Forstnutzung) als Wildkatzenverstecke aufgeschichtet. Mindestens 17 Wurfboxen befanden sich innerhalb der Streifgebiete der 6 Wildkatzen. 2 der 3 Wildkatzenweibchen reproduzierten im Untersuchungsjahr 2017. Im Ergebnis ließen die Lokalisationen der beiden Katzen SW-F01 und SW-F03 keine Nutzung von Wurfboxen zur Jungenaufzucht erkennen, obwohl sich mindestens 8 Boxen innerhalb ihrer Streifgebiete befanden. Auch eine 2017 nicht reproduzierende Katze nutzte keine der Wurfboxen, ebenso nicht die 3 im Gebiet besenderten Kater. Aufgeschichtete Totholzhaufen wurden dagegen als Tagesschlafplatz und ein Totholzhaufen nachweislich auch als Jungtierversteck (SW-F03) während der Jungenaufzucht genutzt.

ANGEWANDTER WILDKATZENSCHUTZ IN DER FORSTWIRTSCHAFT

Die aktuell zu beobachtende Ausbreitung der Wildkatze wird durch die zunehmende Dynamik sich ausweitender Sturmwurfflächen seit Vivian und Wiebke (1990) gefördert. Die Jugendsterblichkeit in den ersten Lebensmonaten ist dennoch sehr hoch. Ein hoher Totholzanteil am Boden in reich strukturierten Laub- und Laubmischwäldern erweitert das Ressourcenangebot und bietet Wildkatzengehecken Schutz vor Prädatoren wie Fuchs und Baummarter und vor nasskaltem Wetter. Totholzstrukturen begünstigen sowohl das Überleben der Jungkatzen als auch das Angebot an Ruheplätzen adulter Wildkatzen. Lichtreiche Blößen, Waldinnensäume, Waldwiesen und offene Bachtäler bedeuten ergiebige Jagdhabitats. Ziel ist eine forstliche Praxis, die Wildkatzenhabitats in Wirtschaftswäldern fördert und die unbeabsichtigte Tötungen von Jungkatzen durch einen rücksichtsvollen Maschineneinsatz vermeidet.

Gute Praxisbeispiele für forstliche Maßnahmen der Lebensraumoptimierung sind die „Wildkatzenförderräume“ in Rheinland-Pfalz. In den Wildkatzenvorkommen der Mittelgebirge in Rheinland-Pfalz weisen die dort zuständigen Forstämter an verschiedenen Waldorten Waldflächen extensiver Nutzung bzw. Waldflächen ohne Nutzung aus, um Strukturen für die Jungenaufzucht qualitativ zu verbessern (Simon & Herrmann 2006).



Abbildung 6: Sogenannte Wurfboxen, künstlich geschaffene Reproduktionsstätten - ihre Wirksamkeit ließ sich nicht bestätigen.



Abbildung 7: Von Wildkatzenweibchen SW-F03 während der Jungenaufzucht im Soonwald genutzter Totholzhaufen.

Für die Eingriffsplanung bedeutet der erweiterte Kenntnisstand funktional geeigneter Maßnahmen für die streng geschützte Anhang-IV-Art Wildkatze, dass andere Maßnahmen als bisher in der Ausgleichsplanung stärker Berücksichtigung finden müssen (Reichenbach et al. 2015).

LITERATUR

BIRLENBACH, K. & KLAR, N. (BEARB.), UNTER MITARBEIT VON JEDICKE, E.; WENZEL, M.; WACHENDÖRFER, W.; FREMUTH, W.; KAPHEGYI, T. A. M.; MÖLICH, T. & VOGEL, B. (2009): Aktionsplan zum Schutz der Europäischen Wildkatze (*Felis silvestris silvestris*, Schreber, 1775) in Deutschland. Initiativen zum Umweltschutz 75, Erich Schmidt Verlag, Berlin, ISBN 978-3-503-11659-1: 155–216.
DIETZ, M. & BIRLENBACH, K. (2006): Lebensraumfragmentierung und die Bedeutung der FFH-Richtlinie für den Schutz von Säugetieren mit großen Raumanprüchen. In: Kleine Katzen – große Räume, NAH Akademie-Berichte 5, NZH Verlag, Wetzlar, ISBN-13 978-3-926871-52-7: 21-32.
DIETZ, M.; LANG, J.; RÜTH, K.; KRANNICH, A. & SIMON, O. (2016): Wiederbesiedlung und Habitatpräferenzen der Europäischen Wildkatze im Rothaargebirge. Naturschutz und Landschaftsplanung 48 (11), 2016, 337-344.
ESKENS, U. & STEEB, S. (2016): Postmortale Untersuchungen an Wildkatzen – Pathologie-Ergebnisse, Todesursachen. In: Volmer, K. & Simon, O. (Ed.): FELIS Symposium 16.-17.10.2014 in Gießen “

Current status of wildcat research in Germany”. Proceedings Working Group Wildlife Biology at the Justus-Liebig-University Gießen e.V., 26, Lauferweiler Verlag: 145-166.

GÖTZ, M. (2009): Reproduktion und Juvenilmortalität einer autochthonen Wildkatzenpopulation im Südostharz. In: Fremuth, W.; Jedicke, E.; Kaphegyi, T.; Wachendörfer, V. (Hrsg.), Zukunft der Wildkatze in Deutschland – Ergebnisse des internationalen Wildkatzen-Symposiums 2008 in Wiesenfelden, Erich Schmidt Verlag, Berlin, ISBN 978-3-503-11659-1: 31-36.

GÖTZ, M., JEROSCH, S., ROTH, M. (2009): Reproductive parameters of European wildcat and the importance of dead wood structures. Mamm. Biol., Special issue to volume 74: 83rd Annual Meeting of the German Society of Mammalogy, Dresden, 13 to 17 September 2009, Abstracts of Oral Communications and Poster Presentations:11

GÖTZ, M. (2015): Die Säugetierarten der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie im Land Sachsen-Anhalt. – Wildkatze (*Felis silvestris silvestris* Schreber 1777). Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Hrsg.). Sonderheft2/2015, 136 S.

GÖTZ, M.; JEROSCH, S.; SIMON, O. & STREIF, S. (2018): Raumnutzung und Habitatsprüche der Wildkatze in Deutschland. – Neue Grundlagen zur Eingriffsbewertung einer streng geschützten FFH-Art. Natur und Landschaft, 4-2018: 161-169.

HÖTZEL, M.; KLAR, N.; SCHRÖDER, S.; STEFFEN, C. & THIEL, C. (2007): Die Wildkatze in der Eifel – Habitate, Ressourcen, Streifgebiete. Laurenti-Verlag, Bielefeld, ISBN 978-3-933066-35-0, 191 S.

HUPE, K.; POTT-DÖRFER, B. & GÖTZ, M. (2004): Nutzung autobahnnaher Habitate im Bereich der BAB 7 nördlich von Seesen durch die europäische Wildkatze (*Felis silvestris silvestris*) unter dem Aspekt der Lebensraumzerschneidung. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 6: 266-278.

JEROSCH, S.; GÖTZ, M.; KLAR, N. & ROTH, M. (2009): Characteristics of diurnal resting sites of the endangered European wildcat (*Felis silvestris silvestris*): Implications for its conservation. Journal for Nature Conservation: 1-10, doi:10.1016/j.jnc.2009.02005

LANG, J. (2016): Die Katze lässt das Mäusen nicht – Aktuelle Ergebnisse einer Nahrungsanalyse an Europäischen Wildkatzen aus dem Zentrum ihrer Verbreitung. In: Volmer, K. & Simon, O. (Ed.): FELIS Symposium 16.-17.10.2014 in Gießen “Current status of wildcat research in Germany”. Proceedings Working Group Wildlife Biology at the Justus-Liebig-University Gießen e.V., 26, Lauferweiler Verlag: 119-128.

MÖLICH, T. & KLAUS, S. (2003): Die Wildkatze (*Felis silvestris*) in Thüringen. Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen 4: 109-134.

PIECHOCKI, R. (1990): Die Wildkatze. Neue Brehm Bücherei 189, Ziemsen-Verlag, Wittenberg-Lutherstadt, ISSN 0138-1423, 232 S.

RAIMER, F. (1994): Die aktuelle Situation der Wildkatze in Deutschland. In: Die Wildkatze in Deutschland. Hrsg.: Bund Naturschutz in Bayern e.V. Wiesenfeldener Reihe, 13: 15-34.

REICHENBACH, M.; BRINKMANN, R.; KOHNEN, A.; KÖPPEL, J.; MENKE, K.; OHLENBURG, H.; REERS, H.; STEINBORN, H. & WARNKE, M. (2015): Bau- und Betriebsmonitoring von Windenergieanlagen im Wald. Abschlussbericht 30.11.2015. Erstellt im Auftrag des Bundesministeriums für Wirtschaft und Energie, 371 S.

RUNGE, H.; SIMON, M. & WIDDIG, T. (2009): Rahmenbedingungen für die Wirksamkeit von Maßnahmen des Artenschutzes bei Infrastrukturvorhaben. - Artensteckbrief zu vorgezogenen Aus gleichsmaßnahmen: Wildkatze *Felis silvestris*, A107-A114. - FuE-Vorhaben im Rahmen des Umweltforschungsplanes des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz - FKZ 3507 82 080, (unter Mitarb.: Louis, H. W.; Reich, M.; Bernotat, D.; Mayer, F.; Dohm, P.; Köstermeyer, H.; Smit-Viergutz, J.; Szeder, K.).- Hannover, Marburg, 383 S.

SIMON, O.; TRINZEN, M. & HUPE, K. (2006): Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Wildkatze (*Felis silvestris*). In: Schnitter, P., Eichen, D., Ellwanger, G., Neukirchen, M., Schröder, E., Bearb., Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland, Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Halle), Sonderheft 2, 343-345.

SIMON, O. & GÖTZ, M. (2013): Artenschutzmaßnahmen für die Wildkatze in der forstlichen Praxis. AFZ/DerWald, 10/2013: 7-10.

SIMON, L. & HERRMANN, M. (2006). „Wildkatzenförderräume : ein pragmatischer Weg zum Wildkatzenschutz im Wald?“ Jahresbericht des Landesamtes für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz, Mainz: 34- 43.

STEYER,K.; KRAUS, R.H.S.; MÖLICH, T.; ANDERS, O.; COCCHIARARO, B.; FROSCH, C.; GEIB, A.; GÖTZ, M.; HERRMANN, M.; HUPE, K.; KOHNEN, A.; KRÜGER, M.; MÜLLER, F.; PIR, J.B.; REINERS, T.E.; ROCH, S.; SCHADE, U.; SCHIEFENHÖVEL, P.; SIEMUND, M.; SIMON, O.; STEEB, S.; STREIF, S.; STREIT, B.; THEIN, J.; TIESMEYER, A.; TRINZEN, M.; VOGEL, B. & NOWAK, C. (2016): Large-scale genetic census of an elusive carnivore, the European wildcat (*Felis s. silvestris*).

Conserv. Genet., 1-19. DOI 10.1007/s10592-016-0853-2

TRINZEN, M. (2009): Wildkatzen in der Eifel. In: Fremuth, W.; Jedicke, E.; Kaphegyi, T.; Wachendörfer, V. (Hrsg.), Zukunft der Wildkatze in Deutschland – Ergebnisse des internationalen Wildkatzen-Symposiums 2008 in Wiesenfelden, Erich Schmidt Verlag, Berlin, ISBN 978-3-503-11659-1: 49-53.

KONTAKT

Olaf Simon

Institut für Tierökologie und Naturbildung
olaf.simon@tieroekologie.com

Habitat requirements of wildcats, habitat fragmentation, wildlife corridors and passages

Mathias Herrmann

ABSTRACT

Since 1996, the status and ecology of wildcats have been investigated within the frame of the conservation “Artenschutzprojekt Wildkatze Rheinland-Pfalz”. The habitat selection of wildcats has been analysed based on a perennial telemetry study in the Eifel involving twelve wildcats. Based on the habitat preferences identified in this study, a habitat model has been developed the code of which is publicly available (Klar et al. 2008). This habitat model has been validated in several following projects and shows a prognostic reliability. Based on the habitat model, areas with a capacity for the long-term survival of wildcat populations can be identified. By means of a classic cost-path approach, corridors have been modelled. They function as the foundation of the “BUND Wildkatzenwege” trails and the BfN habitat corridors. As the habitat model was designed, it became apparent that streets impair the habitat quality of wildcats. However, the fact that traffic has become the most common cause of death for wildcats is much more problematic. Death caused by traffic exceeds the general chance of survival. Using wildcat proof fences can significantly decrease this risk. The LBM Rheinland-Pfalz has been the first to develop and construct these fences. Crossing a highly frequented street alive permanently will only be possible for wildcats if wildlife passages are available. However, how many passages are necessary for wildcats? In which spots are they crucial? Information concerning the distribution and habitat use of wildcats as well as data on crossing rates at green bridges and underpasses are helpful for a professional planning.

CONTACT

Dr. Mathias Herrmann
ÖKO-LOG
oeko-log@t-online.de

STADT Waldkatzen: Wildkatzen im urbanen Raum

Almut Gaisbauer, Theresa Warnk

EINLEITUNG

Als typischer Lebensraum der Europäischen Wildkatze (*Felis silvestris silvestris*) gelten reich strukturierte, naturnahe Wälder mit eingestreuten Offenlandbereichen. Dass diese Lebensräume auch siedlungsnahen Refugien sein können, zeigen Wildkatzenfunde der letzten Jahre zum Beispiel in den Karlsruher Rheinauen, im Bonner Kottenforst oder im Leipziger Auwald. Folgend wird der Leipziger Auwald, die dortigen Wildkatzen-nachweise sowie weiterer Forschungsbedarf näher beleuchtet.



Abb. 1: Wildkatze am Lockstock in der Nordwestaue des Leipziger Auwalds (BUND Sachsen/Sächsisches Wildtiermonitoring der Jäger)

LEIPZIGER AUWALD

Das Gebiet ist unter dem Einfluss zahlreicher Wasserläufe entstanden. Allerdings ist die natürliche Auendynamik durch die Regulierung der Wasserläufe stark eingeschränkt, weshalb die Hartholzaue vorherrscht. Der Auwald ist stark vom Tourismus geprägt und von einem gut ausgebauten Wege- und Straßennetz durchzogen. Dazu zählen auch die ungezäunte A9 und die B186. Die 25 km² große Nordwestaue wird von der Stadt Leipzig und einer Landschaft, die durch eine starke anthropogene Nutzung mit Landwirtschafts-, Industrie-, Siedlungs- und Verkehrsflächen geprägt ist, umschlossen. Es besteht eine Verbindung durch Autobahnunterführungen zur Elster-Luppe-Aue im Westen.

METHODIK

Nach Hinweisen aus der Bevölkerung startete der BUND Sachsen 2015 das Lockstockmonitoring (Hupe & Simon 2007). In der Saison 2016 wur-

den 29 Lockstöcke auf 15 1-km²-großen Quadranten in der Nordwestaue ausgebracht. Seit 2017 werden die Quadranten des EEA-Grids verwendet (10 Lockstöcke/Quadrant). Zudem wurde das Untersuchungsgebiet auf die Südaue und zeitweise auf vorgelagerte Waldgebiete ausgeweitet – mit bis zu 51 Lockstöcken insgesamt. Bei ausgewählten Lockstöcken wurden Wildkameras vom Sächsischen Wildtiermonitoring der Jäger ausgebracht. Finanziert wird das Monitoring vom BUND Bundesverband und dem Freistaat Sachsen.

ERGEBNISSE

Es liegen genetische C1-Nachweise aus der Nordwestaue vor (Tab. 1). In der Südaue und den vorgelagerten Waldgebieten konnten keine Wildkatzen nachgewiesen werden. Es gibt zahlreiche C2- und C3-Hinweise durch Wildkameras, inklusive Aufnahmen von juvenilen Tieren. Die Abb. 2 zeigt die beprobten Quadranten des EEA-Grids sowie die modellierten Streifgebiete (Kunze et al. 2015) mit tatsächlichen Wildkatzennachweisen. Die Wildkatzen gehören der mitteldeutschen Population an (Abb. 3).

Tab. 1: Ergebnisse des Lockstockmonitorings im Leipziger Auwald

2015	2016	2017	2018
♂ 1	♂ 7	♂ 6 (2 Erstnachweise)	♂ 7 (2 Erstnachweise)
-	♀ 4	♀ 2	♀ 2
-	1 nicht bestimmbar	-	-

DISKUSSION

Die Streifgebietsmodellierung (vgl. Kunze et al. 2015) berechnet ein Vorkommen von 8 Wildkatzen in der Nordwestaue. 2016 wird diese Zahl mit 12 Tieren deutlich überschritten. Der Rückgang in 2017 könnte auf die Abwanderung von Jungtieren oder auf ein Verenden der Tiere, z. B. am dichten Wegenetz, bei Waldarbeiten oder durch Krankheiten, hinweisen. Mangels Verwandtschaftsanalysen lässt sich nicht bestimmen, ob es sich bei den Erstnachweisen um Jungtiere oder eingewanderte adulte Tiere handelt. Jedoch ist aufgrund von zwei residenten Weibchen und Wildkameraaufnahmen von Jungtieren auch von erfolgreichen Reproduktionen auszugehen. Aussagen über die Höhe der Jungensterblichkeit sind allerdings nicht möglich. Die Populationszugehörigkeit belegt eine Einwanderung aus dem Harzer Vorland, jedoch sind die genauen Wanderwege bisher nicht bekannt.

Das Wildkatzen-Totfundmonitoring in Rheinland-Pfalz (2018-2019)

Ines Leonhardt, Charlotte Reutter, Marlen Schmid,
Philipp Schiefenhövel, Mathias Herrmann

Die europäische Wildkatze (*Felis silvestris silvestris*) ist als FFH-Anhang IV-Art gelistet und damit streng geschützt. Rheinland-Pfalz ist als eines der wildkatzenreichsten Bundesländer für das Überleben und den Schutz der Art in hohem Maße verantwortlich. Gemeinsam mit freiwilligen Helfer*innen und anerkannten Wildkatzenexpert*innen wird in einem zweijährigen Projekt ein landesweites Totfundmonitoring durchgeführt und erprobt. So sollen wichtige Informationen zur Verbreitung und vor allem über Muster und Ausmaß von Gefährdungsursachen und Gefährdungsschwerpunkte im Straßenverkehr gewonnen und Artenschutzmaßnahmen entwickelt werden. Zudem soll ein Beitrag zur Etablierung eines langfristigen und standardisierten Monitorings geleistet und die Öffentlichkeit für den Artenschutz sensibilisiert werden. Meldungen tot aufgefundener Wildkatzen können durch die Öffentlichkeit über ein Meldetool auf der Homepage des BUND oder wildkatzenfund@wildkatze-rlp.de gemeldet werden. Die Bergung wird zentral durch den BUND koordiniert. Kadaver werden durch Mitarbeiter der Straßenmeistereien oder freiwillige Helfer, darunter auch Förster und Jäger, mit den entsprechenden artenschutz- und jagdrechtlichen Genehmigungen eingesammelt und zu einer der 13 landesweit etablierten Sammelstellen verbracht. Von dort aus

werden sie einheitlichen morphometrischen Untersuchungen, sowie Untersuchungen zum Gesundheitszustand, zur Bestimmung der Altersstruktur, zur Belastung durch Umweltgifte und Hybridisierung zugeführt und in die Genotypendatenbank des Forschungsinstituts Senckenberg in Gelnhausen eingetragen. Von Januar 2018 bis August 2019 konnten auf diese Weise mindestens 105 tote Wildkatzen geborgen werden. Durch die hohe Anzahl an Totfunden zeichnet sich bereits die Bedeutung des Straßenverkehrs als Hauptgefährdungsursache der Wildkatze in Rheinland-Pfalz ab. Die durch das Projekt gewonnenen Daten eignen sich zur Sicherstellung der FFH-Berichtspflicht der Länder. Daher ist es wichtig, eine Langfristigkeit des Totfundmonitorings weiterhin anzustreben. Das Projekt wird durch das Ministerium für Umwelt, Energie, Ernährung und Forsten Rheinland-Pfalz (MUEEF) aus Mitteln der ‚AKTION GRÜN‘ gefördert. Die fachliche Leitung obliegt dem Landesamt für Umwelt (LfU).

KONTAKT

Ines Leonhardt
BUND Rheinland-Pfalz
ines.leonhardt@bund-rlp.de



Abb. 1: Wildkatze am Lockstock in der Nordwesttaue des Leipziger Auwalds (BUND Sachsen/Sächsisches Wildtiermonitoring der Jäger)

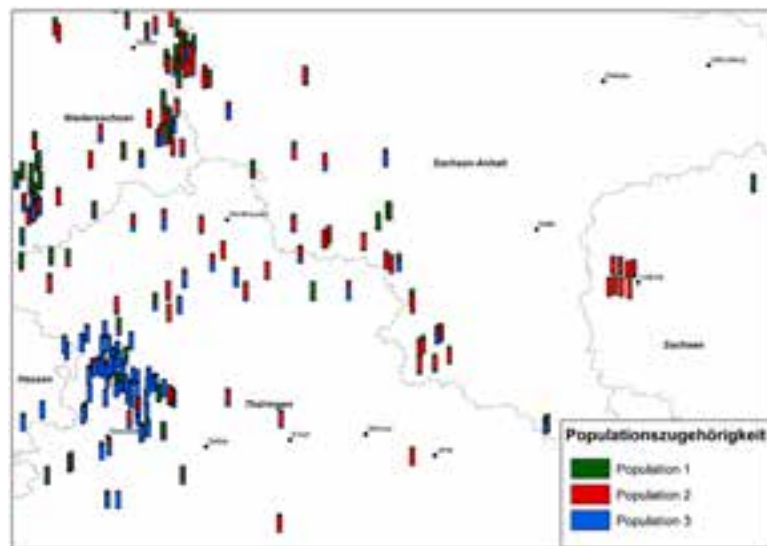


Abb. 1: Wildkatze am Lockstock in der Nordwesttaue des Leipziger Auwalds (BUND Sachsen/Sächsisches Wildtiermonitoring der Jäger)

FAZIT UND AUSBLICK

Der Leipziger Auwald beherbergt die einzig bekannte Population in Sachsen, jedoch wirft dieses Vorkommen noch viele Fragen auf – im Speziellen auf den Auwald bezogen und allgemein. Inwiefern verändert z.B. der anthropogene Nutzungsdruck in Stadtwäldern das Raum-Zeit-Verhalten der Wildkatze? Gibt es deutliche Unterschiede gegenüber siedlungsfernen Vorkommen? Gibt es eine jahreszeitliche Dynamik, die sogar der menschlichen Nutzung entgegenläuft? Ist die Jungensterblichkeit höher? Es bedarf daher einer umfangreichen Studie, die mithilfe von Telemetriedaten sowie gesundheitlichen Untersuchungen die STADT-Waldkatzen in den verschiedenen Stadtwäldern erforscht.

LITERATUR

- HUPE, K. & SIMON, O. (2007): Die Lockstockmethode – eine nicht invasive Methode zum Nachweis der Europäischen Wildkatze (*Felis silvestris silvestris*). Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen, Heft 1/07, S.66-69
- KUNZE, C., GAISBAUER, A., SCHOLZ, F., MÖLICH, T. (2015): Projekt Wildkatzensprung - Der Wildkatzenwegeplan in Sachsen: Methodische Grundlagen, Ergebnisse und Handlungsempfehlungen. Chemnitz

TIESMEYER, A. (2016): Populationsstruktur von Wildkatzen in Mitteldeutschland. Senckenberg Forschungsinstitut, Fachgebiet Naturschutzgenetik. unveröffentlicht.

KONTAKT

Almut Gaisbauer
Projektleitung Rettungsnetz Wildkatze Sachsen
BUND Landesverband Sachsen e. V.
almut.gaisbauer@bund-sachsen.de

Fotofallenstudie zur Erfassung der Wildkatze in Nordost-Italien

drei Jahre Feldforschung in einem Ausbreitungsgebiet

M. Catello, G. Tormen, R. Deon, G. De Dona', M. Varaschin,
L. Catello, C. Sacchet, A. Spada, M. Bon, B. Ragni †

ZUSAMMENFASSUNG

Von Juli 2016 bis November 2018 wurde auf der nordwestlichen Seite der venezianischen Voralpen ein Kamerafallenprojekt durchgeführt. Während des gesamten Erfassungszeitraums erhielten wir 34 Fotoereignisse von Wildkatzen und es wurden mindestens neun Individuen identifiziert. Wir haben die Dichte der Wildkatzen zwischen 2016 und 2017 auf 0,18 Wildkatzen/1km² und für 2018 auf 0,12 Wildkatzen/1km² geschätzt. Die dreijährige Untersuchung bewies die Anwesenheit einer Population der Europäischen Wildkatze in den venezianischen Voralpen. Dies wird auch durch mindestens zwei Fortpflanzungsereignisse bestätigt.

ABSTRACT

From July 2016 to November 2018 a camera trapping survey was conducted on the north-western side of the Venetian Prealps. Throughout the monitoring we obtained 34 pictures of wildcats and a minimum of nine different specimens were identified. We estimated the wildcat density between 2016 and 2017 at 0,18 wildcats/km² and in 2018 at 0,12 wildcats/km².

The three-years survey proved the presence of a population of the European wildcat in the Venetian Prealps. This is also confirmed by at least two reproduction events.

EINFÜHRUNG

Die Ausbreitung der Europäischen Wildkatze (*Felis silvestris silvestris*, Schreber, 1777) in die ostitalienischen Alpen ist seit vielen Jahrzehnten gut dokumentiert (Ragni et al. 1987, Lapini 2006, Spada et al. 2016). Nach ihrer Ausrottung wurde die Art seit den 60er Jahren, dank der dynamisch wachsenden Population in der balkanisch-dinarisch-slowenischen Region, erstmals wieder in Friaul-Julisch Venetien nachgewiesen. Die Ausdehnung des Verbreitungsgebiets hat sich langsam, aber stetig fortgesetzt und erreichte 1983 die Region Venetien. Seit 2013 wurden sowohl in den bellunesischen Dolomiten als auch im Voralpengebiet immer mehr Nachweise dokumentiert. Aktuell stellen

die südlichen Dolomiten wahrscheinlich die westlichste Grenze dieser Population dar. Außerdem konnte im Dezember 2017 ein junges Männchen in der Nähe von Trient (Region Trentino-Südtirol) nachgewiesen werden. Ziel dieser Studie war es, das Vorhandensein einer stabilen Wildkatzenpopulation in den venezianischen Voralpen mit Hilfe der Kamerafallenmethode nachzuweisen.

UNTERSUCHUNGSGEBIET

Die Untersuchung wurde hauptsächlich auf der nordwestlichen Seite der venezianischen Voralpen zwischen Col Visentin (1763 m ü.d.M., 46° 3,4' N, 12° 16,96' E), Monte Frontal (1245 m ü.d.M., 46° 1,99' N, 12° 12,94' E) sowie einem kleinen Teil auf der Südostseite dieser Gebirgskette (Abb. 1) durchgeführt. Das Gebiet befindet sich in den Kommunen Belluno, Limana und Vittorio Veneto.

Das Klima ist kühl-temperiert mit hohen Niederschlagsmengen, die vor allem auf den Herbst und den Frühling verteilt sind (durchschnittlicher Jahresniederschlag: 1.400 mm). Während des Winters kann die Schneedecke eine bedeutsame Höhe erreichen (besonders zwischen Februar und März mit über 1 m), wobei die Jahresdurchschnittstemperatur auf 1.500 m ü.d.M. zwischen 4°C und 6°C liegt.

Das Untersuchungsgebiet ist gekennzeichnet bis zu einer Höhe von 1.200-1.300 m ü.NN mit Waldgesellschaften, deren Hauptbaumarten Buche (*Fagus sylvatica*), Fichte (*Picea abies*) und Lärche (*Larix decidua*) sind. In den höheren Lagen (>1.300 m ü. NN) überwiegen Wiesen, Weiden und Gehölze wie Latschenkiefer (*Pinus mugo*), Behaarter Alpenrose (*Rhododendron hirsutum*) und Wacholder (*Juniperus communis*). Kalkfelsen und kleine Geröllhalden mit ihren Hohlräumen bieten den Wildkatzen einen vielfältigen Unterschlupf.

Jenseits der oberen Baumgrenze setzt sich der Lebensraum aus Wiesen, Weiden und Sträuchern wie Latschenkiefer (*Pinus mugo*), Behaarter Alpenrose (*Rhododendron hirsutum*) und Wacholder (*Juniperus communis*) zusammen.



Abbildung 1 - Lage des Studiengebiets – 46° 02' 59" N, 12° 15' 03" E (aus Google Earth)

Die menschlichen Aktivitäten sind mäßig gering, nicht asphaltierte Straßen und Wege werden für die Bewirtschaftung von Wäldern, Schafzucht, Jägern und Touristen genutzt.

METHODEN

Von Ende Juli 2016 bis November 2018 wurde an 23 verschiedenen Standorten 23 Kamerafallen eingesetzt, an jedem Standort wurde in drei verschiedenen Intervallen gearbeitet, die sich wie folgt verteilen: 2016 (Juli-November), 2017 (Februar-Mai) und 2018 (August-November). In einer vorausgegangenen Pilotstudie in der Nähe unseres Forschungsgebietes, ebenfalls mit Fotofallen, wurde eine geringe Dichte der Wildkatze geschätzt. Aus diesem Grund wurde beschlossen, für eine Verbesserung der Datenlage, den effektiven Erfassungszeitraum für jeden Kameraort auf 120 Tage zu erhöhen. In einer früheren Analyse wurde die Dichte in den beiden Erfassungszeiträumen 2016 und 2017 auf 0,18 Individuen/km² geschätzt (Catello et al. 2018). Zur Schätzung der Dichte im Jahr 2018 haben wir die konventionelle Capture-Recapture Methode verwendet und mit Hilfe der CAPTURE-Software eine Populationsschätzung unter der Annahme erstellt, dass sie in einer geschlossenen Population vorhanden ist. Die durchschnittliche Höhe der Standorte betrug 1.174 ± 166,67 m ü.d.M. Sie wurden so verteilt, dass der Abstand zwischen den Fotofallen 1.053 ± 292m betrug. Dieser Wert macht es möglich, dass innerhalb des für diese Art in Europa bekannten durchschnittlichen Home-range (Anile et al. 2017) mindestens eine Fotofalle positioniert wurde. Unser Referenzgebiet umfasste mit 31,58 km² die Fläche aller Kameraortstandorte inkl. eines Puffer von 1.000 m als Minimum-Convex-Polygon (Anile 2009, Ragni et al. 2014) (Abbildung 2).

Alle Wildkatzenfotos, die innerhalb eines fortlaufenden Zeitraumes von dreißig Minuten an demselben Fotofallenstandort entstanden, wurden zu einem „Fotoereignis“ zusammengefasst. Um die Anzahl der verschiedenen Individuen zu bestimmen (Abb. 3), verwendeten wir morphologische Kriterien zur Unterscheidung zwischen freilaufender Hauskatze (*Felis s. catus*) und Europäischer Wildkatze (*F. s. sil-*

vestris) (Ragni 1981, Ragni & Possenti 1996). Zur Unterscheidung der Individuen analysierten wir darüber hinaus phänotypische Merkmale wie Fellfarbe und Fleckenzeichnung und, wenn möglich, auch Altersklasse und Geschlecht.

ERGEBNISSE

Von den erwarteten 8.280 betrug die reale Anzahl Kamerafallentage innerhalb des Studiengebiets nur 6.769. Der Unterschied erklärt sich durch die Fehlfunktion und den Diebstahl einiger Fotofallen. Während der gesamten Überwachung erhielten wir 34 Fotoereignisse von Wildkatzen, 2016 6 Fotos, 2017 waren es 9 und im Jahr 2018 ganze 19 Bilder. Insgesamt wurde zwischen 2016 und 2018 mindestens neun adulte Individuen (Abbildung 3) und zwei Jungtiere identifiziert, während allein im Erfassungszeitraum 2018 vier Erwachsene ermittelt wurden. Somit ist die Dichte der Wildkatzen, während dieser letzten Sitzung auf 0,12 selbständige Wildkatzen/ 1 km² geschätzt wurde. Drei Hauskatzen wurden an zwei Stationen am Rande des Untersuchungsgebietes und in der Nähe von Wohnhäusern dokumentiert. Der Abstand der Fotofallen zu den Wohnhäusern war im Mittel 285 m. Nur einmal wurde ein aufgrund von Fellmerkmalen, hybridverdächtig, adultes Individuum von den Fotofallen erfasst. Die Fangerfolgsrate für die Europäischen Wildkatzen betrug 1 Fang/199 Fallentage (0,5 Fang/100 Fallentage). Neun der 23 Standorte (39%) erfassten mindestens eine Wildkatze.

DISKUSSION

Die dreijährige Untersuchung belegte die Anwesenheit einer Population der Europäischen Wildkatze in den venezianischen Voralpen. Dies wurde auch durch zwei Fortpflanzungsereignisse bestätigt, die im Rahmen des Kameraeinsatzes 2017 sowie benachbart zum Untersuchungsgebiet festgestellt wurden. Die Dichteschätzung ist etwas niedriger als in der Analyse der ersten zwei Jahre (0,12 vs. 0,18) (Catello et al. 2018). Diese beiden Werte können jedoch im Vergleich zu anderen europäischen Studien als mittlerer bis niedriger Wert betrachtet werden (Ragni et al. 2014, Anile et al. 2014). Der Fang-

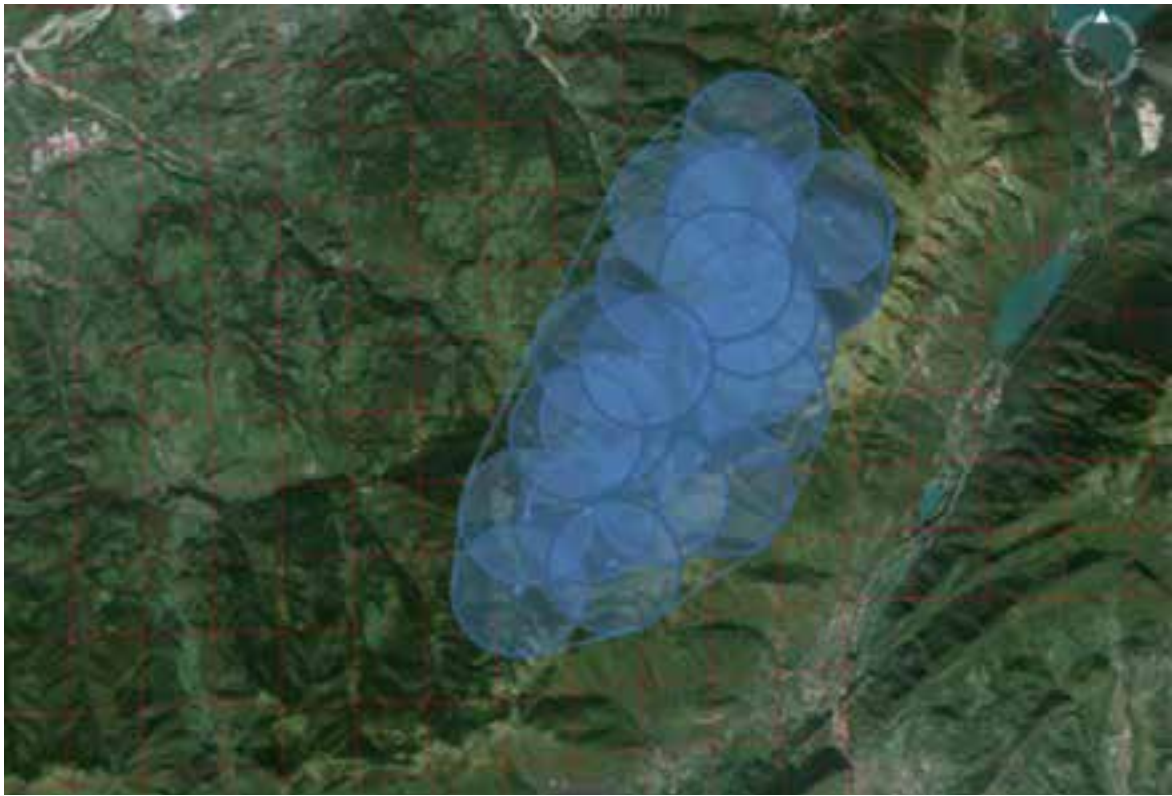


Abbildung 2 - Die Puffer um jeden Kamerastandort haben einen Radius von 1.000 m. Das Minimum Convex Polygon, das alle Puffer einschließt, bildet mit einer Größe von 31,85 km² unser Referenzgebiet.



Abbildung 3 – Beispiel eines der 34 Fotoereignisse einer Wildkatze im Untersuchungsgebiet (Foto: R. Deon/G. De Dona `)

erfolg von 0,5 Fängen/100 Fallentage stellt im Vergleich zu andern Studien in Sizilien (4 Fänge/100 Fallentage) und Deutschland (6,4) einen niedrigen Wert dar (Anile et al. 2010, Anile et al. 2014, Wening et al. 2019), wohingegen Studien in Schottland (0,5) einen ähnlichen Fangerfolg hatten (Kilshaw et al. 2014).

Die geschätzte Dichte und der Fangerfolg im Untersuchungsgebiet entsprechen der Dichte einer Population am Rande des Verbreitungsgebietes der Art (Ragni et al. 2014). Daher erwarten wir, dass sich die bereits laufende Verbreitung der Art in südwestlicher Richtung fortsetzen wird und so die weiteren venezianischen Voralpen dauerhaft besiedelt werden können. Wir nehmen daher an, dass die Fotofallenmethode ein nützliches Instrument für das Monitoring bei schwer erfassbaren Arten mit geringer Populationsdichte sein kann.

LITERATUR

ANILE S., 2009. Ecologia, biologia, genetica e conservazione del gatto selvatico europeo (*Felis silvestris silvestris* Schreber 1777) nel Parco dell’Etna. Tesi di dottorato. Università di Catania

ANILE S., BIZZARRI L., RAGNI B., 2010. Estimation of European wildcat population size in Sicily (Italy) using camera trapping and capture–recapture analyses. *Italian Journal of Zoology*, 77(2): 241–246

ANILE S., RAGNI B., RANDI E., MATTUCCI F., ROVERO F., 2014. Wildcat population density on the Etna volcano, Italy: a comparison of density estimation methods. *Journal of Zoology* 293: 252–261

ANILE S., BIZZARRI L., LACRIMINI M., SFORZI A., BERNARDINO RAGNI B., DEVILLARDS., 2017. Home-range size of the European wildcat (*Felis silvestris silvestris*): a report from two areas in

Central Italy. *Mammalia*-2016-0045

CATELLO M., TORMEN G., DEON R., DE DONA’ G., VARASCHIN, M., CATELLO L., SACCHET C., SPADA A., BON M., RAGNI B., 2018. Use of camera trap method to verify the distribution area expansion of the European wildcat in the Venetian Prealps. In: Guidarelli G., Sozio G., Preatoni D.G. (Eds) 2018 XI Congr. It. Teriologia. *Hystrix, The Italian Journal of Mammalogy*, 29 (Supplement)

KILSHAW K., JOHNSON P.J., C. KITCHENER A. C., MACDONALD D.W., 2014. Detecting the elusive Scottish wildcat *Felis silvestris silvestris* using camera trapping. *Fauna & Flora International, Oryx*: 1 - 9

LAPINI L., 2006. Attuale distribuzione del gatto selvatico *Felis silvestris silvestris* Schreber, 1775 nell’Italia Nord-orientale (*Mammalia: Felidae*). *Boll. Mus. Civ. St. Nat. Venezia*, 57:235-239

RAGNI B., 1981. Gatto selvatico. *Felis silvestris* Schreber, 1777. In: M. Pavan (a cura di), *Distribuzione e biologia di 22 specie di Mammiferi in Italia*. C.N.R., Roma, pp. 105-113

RAGNI B., LAPINI L., PERCO F., 1987. Situazione attuale del gatto selvatico (*Felis silvestris silvestris*) e della lince (*Lynx lynx*) nell’area delle Alpi sud-orientali. *Biogeographia*, XIII: 867-901

RAGNI B., POSSENTI M., 1996. Variability of coat-colour and markings system in *Felis silvestris*. *Italian Journal of Zoology*:285-292

RAGNI B., LUCCHESI M., TEDALDI G., VERCILLO F., FAZZI P., BOTTACCI A., QUILGHINI G., 2014. Il Gatto selvatico europeo nelle Riserve naturali Casentinesi. Ministero delle Politiche Agricole Alimentari Forestali. ISBN 978-88-96140-46-8. Stia: 109 pp

SPADA A., BON M., DARTONA F., VETTORAZZO E., 2016. Camera

trapping of weasel (*Mustelidae*) and wildcat – *Felis silvestris* - in the Dolomiti Bellunesi National Park: a three year survey. In: Chirichella R., Imperio S., Molinari A., Sozio G., Mazzaracca S., Preantoni D.G. (eds.) 2016. X Congr. It. Teriologia. *Hystrix, The Italian Journal of Mammalogy*, 27 (Suppl.):147

WENING H., WERNER L., WALTERT M., PORT M., 2019. Using camera traps to study the elusive European Wildcat *Felis silvestris silvestris* Schreber, 1777 (*Carnivora: Felidae*) in central Germany: what makes a good camera trapping site? *Journal of Threatened Taxa* 11(4): 13421–13431

KONTAKT

Marco Catello
Associazione Faunisti Veneti – Museo di Storia Naturale di Venezia, marcocatello@gmx.de

Genetisches Wildkatzenmonitoring im Nationalpark Hunsrück-Hochwald

Schneider, A., Ebert, C., Prüssing, A.

Im Nationalpark Hunsrück-Hochwald wurde in den Jahren 2017 und 2018 ein Wildkatzenmonitoring mittels der Lockstockmethode durchgeführt. In beiden Jahren wurden auf der Nationalparkfläche (10.000 ha) 264 Lockstöcke aufgebaut. Die Lockstöcke wurden von Januar bis in den April hinein kontrolliert. In den beiden Jahren konnten insgesamt 966 Haarproben gewonnen werden. Im ersten Untersuchungsjahr waren 259 der 346 untersuchten Haarproben im Labor auswertbar. Mit der Haplotypen- und Mikrosatellitenanalyse wurden 102 unterschiedliche Individuen nachgewiesen, von denen 99 sicher als Wildkatzen identifiziert wurden. Es konnten 68 Kuder und 32 Katzen identifiziert werden. Die mit Hilfe eines *spatially explicit capture-recapture*-Ansatzes geschätzte Dichte betrug 0,26 (0,18-0,38) weibliche und 0,39 (0,30-0,51) männliche Wildkatzen pro km². Im zweiten Untersuchungsjahr konnten 212 der 329 untersuchten Haarproben im Labor analysiert werden.

Durch die Haplotypen- und Mikrosatellitenanalyse wurden 96 unterschiedliche Individuen sicher als Wildkatze nachgewiesen, davon 57 Kuder und 35 Katzen. Die Dichteschätzung konnte nur für die Kuder erfolgen, da von den weiblichen Katzen zu wenig Erfassungsdaten für eine valide Schätzung mittels *spatially explicit capture-recapture*-Ansatz (SECR) vorlagen. Die geschätzte Dichte der Kuder beträgt 0,36 (0,28-0,48) Tiere pro km². Auffällig ist, dass in beiden Untersuchungsjahren deutlich mehr Kuder erfasst wurden. Dieses Phänomen wird meist mit der höheren Aktivität der Kuder während der Paarungszeit und ihrer größeren Affinität zum Baldrian erklärt. Um zu klären, ob die Größe von Wildkatzenpopulationen mittels Lockstockerfassung zuverlässig geschätzt werden kann, sollte daher der Einfluss der unterschiedlichen Erfassung der beiden Geschlechter in zukünftigen Studien näher untersucht werden. Die Ergebnisse aus beiden Erfassungsjahren zeigen unabhängig hiervon, dass es im und um den Nationalpark Hunsrück-Hochwald eine stabile Wildkatzenpopulation gibt.

KONTAKT

A. Schneider
Nationalpark Hunsrück-Hochwald
Anja.Schneider@nlphh.de



Verwilderte Hauskatze oder doch „Echte“ Wildkatze?

Stefanie Huck und Manfred Trinzen

Nur bei wenigen heimischen Wildtieren besteht Verwechslungsgefahr mit Haustieren!

Je jünger die Wildkatze, umso größer ist die Verwechslungsgefahr mit Hauskatzen. Obwohl es „natürlicher“ erscheint, dass ein Wildkätzchen im Wald gefunden wird, so ist Siedlungsnähe letztendlich doch kein ausschlaggebendes Kriterium dafür, dass es sich nicht um eine Wildkatze handelt. Wildkatzenfunde in Siedlungsnähe sind inzwischen nicht selten. Bei Einzelfunden kann man in der Regel von einem „echten“ Notfall ausgehen, insbesondere wenn das Tier die Nähe des Menschen sucht, während der Finder eines ganzen Wurfs die Tiere meist aus Unkenntnis, etwa beim gemeinsamen Spielen in der Sonne, eingesammelt hat, obwohl sie gar nicht in Not waren und das Muttertier die „Entführung“ vielleicht sogar mit ansehen musste.

IDENTIFIKATION

Neben einem sehr dichten und „flauschigen“ Fell ist bei jungen Wildkatzen die stark ausgeprägte, schwarz abgesetzte Zeichnung im Nackenbereich auffallend. Der Aalstrich auf dem Rücken wirkt noch recht breit, endet aber in der Regel vor dem Schwanzansatz. (Foto 1)

Die Schwänze junger Wildkatzen laufen – anders als bei adulten Tieren – keilförmig zu und enden in einer schwarzen Spitze. Die für die Wildkatze typischen Ringe sind bereits gut zu erkennen. (Foto 2). Je älter eine Wildkatze wird, umso deutlicher treten die markanten Merkmale hervor. Die Pfoten sind kurz und breit und wirken im Verhältnis zum Körper überproportional groß. An den Hinterläufen wird der Sohlenfleck deutlich sichtbar. Die scharf abgegrenzten Streifen im Nacken sind ebenso wie der Aalstrich und die Ringe am Schwanz deutlich sichtbar. Das Schwanzende wirkt zunehmend runder. (Foto 3, Kitten und 4/4a adulte Wikatze).

Neben diesen optischen Merkmalen sind wildkatzentypische Verhaltensmerkmale das Sich-Verstecken und Ausweichen und das Sich-„unsichtbar“-Machen durch flaches Auf-den-Boden-Pressen. Neben Fauchen und Spucken sind das seitliche Abklappen der Ohren bis hin zum völligen Anlegen an den Kopf und ein tiefes Knurren ein deutliches Signal für Stress und massive Angst. (Foto5)

UNTERBRINGUNG/ERSTVERSORGUNG

Eine absolut ruhige Unterbringung mit einer höhlenähnlichen Rückzugsmöglichkeit (abdunkeln!) ist stressreduzierend! Hat die Wildkatze geschlossene oder bereits geöffnete, aber noch blaue Augen, erfolgt die Fütterung mit Katzen-Aufzuchtmilch, da in diesem Alter festes Futter noch nicht verdaut werden kann.

STABILISATION VOR MEDIKATION!

Eine abgemagerte, vier bis zehn Wochen alte Wildkatze braucht keine Wurmkur und/oder ein Spot-on gegen Flöhe! Bitte verabreichen Sie keine Medikamente ohne vorhergehende Diagnose. Für eine erfolgreiche Auswilderung ist die zeitnahe Unterbringung in einer Auffangstation zwingend notwendig! Die Sozialisation ist eines der wichtigsten Elemente!

RECHTLICHES

Auch für die in Not geratenen, verletzten oder verwaisten Wildtiere bestehen unterschiedliche Meldepflichten. Hilfsmaßnahmen dürfen jedoch jederzeit und sofort ohne Meldung an die genannten Behörden durchgeführt werden. Bei Aufzuchten oder längeren Behandlungsaufenthalten oder dem Verdacht einer Straftat (z. B. Schussverletzung bei adulten Tieren) sind die Naturschutz- und die Strafverfolgungsbehörden zu informieren.

Weiterführende Informationen enthält die Broschüre „Empfehlungen zur Erstversorgung Europäischer Wildkatzen (*Felis silvestris silvestris*)“, die über www.retscheider-hof.de zu beziehen ist. (Foto 6)
Fotos: Andrea Hergersberg, Wieselfilm, Retscheider Hof

KONTAKT

Stefanie Huck
Retscheider Hof e. V.
Wildtierstation / Wildtierforschung
steffi@retscheid.de



Foto 1



Foto 2



Foto 3



Foto 4



Foto 4a



Foto 5



Foto 6



Challenges in the conservation of the European wildcat (*Felis silvestris*)

Urs Breitenmoser, Peter Gerngross, Tabea Lanz & Christine Breitenmoser-Würsten

INTRODUCTION – WHY CARE ABOUT THE WILDCAT IN EUROPE?

„For more than 300,000 years, the wildcat has been living and killing in harmony with nature in the forests of Central Europe as a highly talented hunter. Now, the cat is at the end of its trail. The elegant forest dweller has become so rare that according to the opinion of experts it will have totally disappeared within a few decades.” Don’t panic! This quotation from the German magazine Der Spiegel (46/1991) is almost 30 years old and the pessimistic prediction did not come true. On the contrary, the wildcat of the north-western continental metapopulation (Fig. 1) is experiencing a most remarkable comeback and recolonises areas that have not seen any wildcats for centuries.

Only three wild cat species exist within the boundaries of the European Union, and merely the Iberian lynx *Lynx pardinus*, is an European endemic. The other two felids, the Eurasian lynx *Lynx lynx* and the wildcat (according to the former taxonomic classification), have their main distribution range in northern Asia or in Africa and south-western Asia, respectively. However, Kitchener et al. (2017), consider in their revised taxonomy of the Felidae *Felis silvestris* a distinct species with two subspecies, *F. s. silvestris* and *F. s. caucasica* (Fig. 1). The conservation of the European wildcat is hence a genuine European obligation, which needs to be met not only by all range countries and conservation institutions, but also by supra-national organisations such as the European Union (under the Habitats Directive), the European Council (under the Bern Convention), or the International Union for Conservation of Nature (IUCN).

The amazing renaissance of the wildcat on the north-western continent must not camouflage that the species is not doing so well everywhere. The Italian population is thought to be increasing (A. Angelici, pers. comm.). The status of the very widespread eastern and south-eastern European population is largely unknown, although at least stable in Bulgaria (D. Zlatanova, pers. comm.). The Iberian population is believed to be declining (P. Monterroso, pers. comm.). The Scottish wildcat is virtually extinct (Breitenmoser et al. 2019). But over large parts of the range of *F. s. silvestris* and the whole range of *caucasica*, we simply lack robust information to assess its conservation status.

CHALLENGES IN THE CONSERVATION OF FELIS SILVESTRIS

Tricky distribution – the metapopulation structure

The distribution range of *F. s. silvestris* (Fig. 1) is split in four continental metapopulations, which are in turn fragmented to a certain, partly unknown degree, plus some island populations (e.g. Scotland, Sicily). The population in Crete has been introduced. The distribution of *F. s. caucasica* (Fig. 1) in Anatolia and the Caucasus is mainly based on expert guesses. The contemporary distribution reflects the repeated re-colonisation of the continent from glacial refuges as much as the modern human-made fragmentation of the wildcat habitats (Piechocki 2001; see also Mattucci et al. 2015), posing some tricky questions with regard to the “correct” conservation units for the species. While man-made fragmentation should be mitigated, regional phylogenetic adaptation over several thousand years should be conserved.

Protected and neglected

Felis silvestris is protected by several international treaties (EU Habitat Directives, Bern Convention, CITES) and accordingly by national legislation in the Range Countries. The protected status led to considerable attention and conservation projects in several countries, most prominently in Scotland and Germany, but overall, the wildcat has received little international or multi-national attention. Although the species fully qualifies for the EU LIFE (L’Instrument Financier pour l’Environnement) programme, not a single wildcat project is listed in the respective database for the period 1992–2017 (Fig. 2). This shortcoming might be partly owed to the fact that the wildcat was not a priority species and the co-funding share required for a LIFE project was hence higher than for the top-ranking species, but also because the focus of wildcat conservation was largely local. The populations or metapopulations, respectively, received uneven attention, which in the case of Scotland reflects the critical status of the population, but otherwise is not related to the extension or the assumed conservation status of the population (Fig. 3). But even within an uniform distribution cluster, for instance the north-western European metapopulation (No. 4 in Fig. 1 and 3), which is top ranking in terms of publications, the local and at best national perspective was dominant and cross-border considerations exceptional.



Figure 1. Approximate distribution of *Felis silvestris* and tentative delineation of metapopulation. Map adapted from YAMAGUCHI et al. (2015), which however shows an outdated range for some of the populations. Metapopulations: 1, Anatolian-Caucasian; 2, Eastern Europe; 3, Apennine; 4, North-western Europe; 5, Iberian. The colours represent the subspecies as proposed by KITCHENER et al. (2017): green, *F. s. silvestris*; orange, *F. s. caucasica*.

Questions, challenge and opportunities

Population trends are crucial feature for the assessment of the conservation status of a species. For the European wildcat, we have some reliable information on population dynamics and change of the distribution range at local scale, but no consistent transboundary compilation or scientifically robust information at metapopulation level. Local assessments reach from “fast decline” (e.g. in Scotland) to “fast increase” (e.g. in Germany or Switzerland) and are hence not illustrative for the situation of the species as a whole. It is likely that threats and trends differ between metapopulations and that there are even diverse tendencies within a metapopulation – but there is no reliable and consistent information to test this assumption. In principle, the EU Habitats Directive Reporting (Fig. 4) could provide information on the conservation status and the trend of the (national) populations, but the tabulated data is very cryptic, illogical with regard to the relative figures provided and awkward to interpret. Furthermore, the source of information and the monitoring methods applied remain unclear.

Wildcats are facing the same threats as most of the smaller felid species across the world, but according to Yamaguchi et al. (2015), “wildcats are most threatened by domestic cats”. Feral domestic cats compete with wildcats for prey and space and are transmitting diseases. Furthermore, wildcats are threatened by outbreeding as the two cats hybridise and wildcats are today outnumbered by their domestic equivalents by far across their distribution range. The importance of hybridisation is ambiguous. In Scotland, it has resulted in a hybrid swarm and hence the virtual elimination of wildcats (Senn & Ogden 2015, Senn et al. 2019). In the Swiss Jura Mountains, considerable hybridisation and introgression has been observed during a phase of recolonisation (Quilodrán et al. 2019), while during the spread of wildcat populations in Germany, no significant hybridisation has been observed (Steyer et al. 2016). Irrespective of differences in the interpretation of the importance of hybridisation and introgression between research groups, it is clear that the degree of hybridisation depends on circumstances such as wildcat population size, feral/domestic cat abundance, distribution and land tenure system, ecological conditions and management interventions. Although we have today a number of publications looking at hybridisation and introgression from a molecular genetic point of view, we do not yet understand the ethological, ecological and selective patterns of hybridisation, e.g. if wildcats consider domestic cats as conspecifics or if hybrids have the same fitness as pure bred cats.

Another ambiguous question is the impact of climate change on *Felis silvestris* (e.g. Stefen 2015). In the northern part of its distribution range, milder winters and reduced duration of snow coverage seem to further the spread of wildcats even into areas where it was historically not documented, such as the northern Alps. But milder climate may also further the spread and incidence of domestic cat mediated diseases dangerous to wildcats. Furthermore, the effect of climate change in different parts of the wildcat’s range may be different, as the species occurs across a considerable variety of climate zones and ecosystems. To answer such questions relevant for the conservation of the wildcat, we need more research in more populations. The wildcat is a very interesting model for species conservation in the cultivated landscapes of Europe. With this species, we can test the effect of a number of factors and concepts, such as climate change, fragmentation, forest management, the Natura 2000 network, and the impact of domestic cats. But considering the enormous variety of ecological and anthropogenic conditions under which wildcats exist, it is unlikely that insights from one population are valid for the entire range of the species.

ASSESS – PLAN – ACT: A WAY TO SECURE THE FUTURE OF THE EUROPEAN WILDCAT

The IUCN Red List Assessment and the situation of the European wildcat

The IUCN SSC Cat Specialist Group is presently performing a full Red List assessment for *Felis silvestris*. The assessment by Yamaguchi et al. (2015) considered *F. silvestris* and *F. lybica* as one species, and the two regional European assessment so far, Herrmann et al. (2007) and Nowell et al. (2010), are both considered outdated. An updated assessment of the conservation status for the European wildcat will provide a consistent review of the state of knowledge, but will not be able to close the obvious gaps in our understanding. It will however help raising awareness and hopefully serve as a starting point for a more coordinated range-wide approach to wildcat conservation.

Developing a strategy for the long-term conservation of the European wildcat

A Red List assessment is a tool to monitor the conservation status of a species, but it is not a conservation activity as such. For the gover-

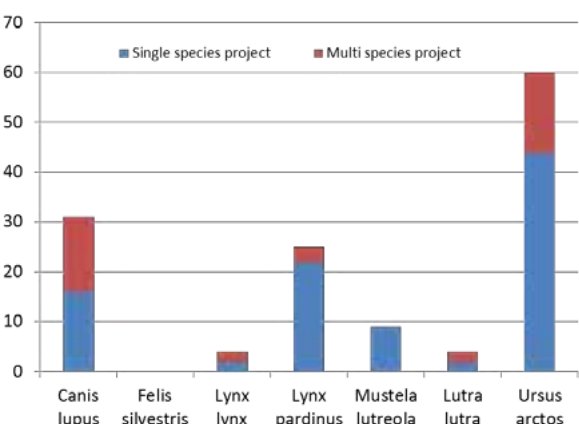


Figure 2. EU LIFE projects for carnivore species protected under the Habitats Directive (215 projects 1992–2017; source <http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm>)

nance of a comprehensive conservation approach, the Species Survival Commission of IUCN is promoting the three-steps “APA cycle” (Assess – Plan – Act; IUCN SSC 2017): (1) Assessing the status of a species through the Red List process, (2) Planning for the conservation of the respective species, and (3) Acting methodically through the implementation of goal-oriented conservation activities. To assist the planning process, IUCN SSC has developed the Guidelines for Species Conservation Planning (IUCN SSC Species Conservation Planning Sub-Committee 2017), and more specifically, practical recommendations for planning for cat conservation (Breitenmoser et al. 2015). We advocate the development of a conservation strategy for the European wildcat, in order to encourage, coordinate, and advance the consistent range-wide conservation of the species and inform the development of more national and cross-border conservation projects.

Implementation of conservation activities through National Action Plans

A range-wide conservation strategy aims setting the global context and the common standards for the preservation of a species, but for species distributed across numerous range countries, it is general not a useful instrument for the definition, implementation and supervision of conservation interventions. Such must be adapted to the national prerequisites and requirements. As a practical instrument for operationalising conservation plans, we therefore recommend the development of National Action Plans translating the general recommendation of the Strategy into practical activities at national level. NAPs should be developed in a participatory approach together with all important stakeholders and must be discussed and published in the local languages.

REFERENCES

BREITENMOSER U.; LANZ T.; VOGT K. & BREITENMOSER-WÜRSTEN CH. (2015): How to save the cat - Cat Conservation Compendium, a practical guideline for strategic and project planning in cat conservation. Cat News Special Issue 9, 36 pp.

BREITENMOSER U.; LANZ T. & BREITENMOSER-WÜRSTEN CH. (2019): Conservation of the wildcat in Scotland: an evaluation. Cat News 69, 42-43.

HERRMANN M.; KITCHENER A.; MEINIG H.; STUBBE M.; FERNANDES M.; CONROY J.; GIANNATOS G.; HERRERO J.; KRANZ A. & OLSZANS-

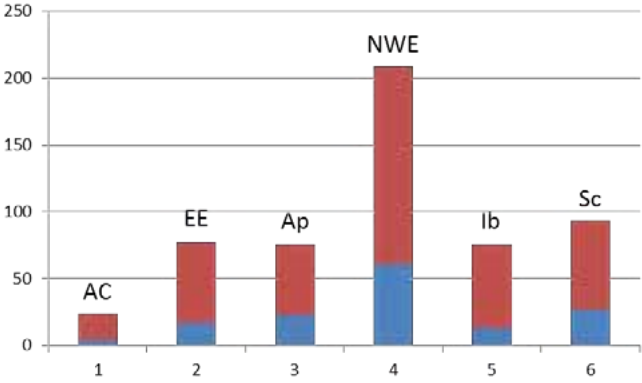


Figure 3. Publications on *Felis silvestris* per population. 1, Anatolian-Caucasian (AC); 2, Eastern Europe (EE); 3, Apennine (Ap); 4, North-western Europe (NWE); 5, Iberian (Ib); 6, Scottish (Sc). Source: 657 population-oriented publications included in the Digital Cat Library (<http://www.catsg.org/catsglib/index.php>) of the IUCN SSC Cat Specialist Group.

KA A. (2007): *Felis silvestris* (errata version published in 2017). The IUCN Red List of Threatened Species 2007: <https://www.iucnredlist.org/species/60354712/112955994>. Downloaded on 24 December 2019.

IUCN SSC SPECIES CONSERVATION PLANNING SUB-COMMITTEE (2017): Guidelines for Species Conservation Planning. Version 1.0. Gland; Switzerland: IUCN. xiv + 114 pp.

IUCN SSC (2017): End of year report December 2017. 48 pp. https://www.iucn.org/sites/dev/files/content/documents/iucn_ssc_quarterly_report_dec2017_hd.pdf

KITCHENER AC; BREITENMOSER-WÜRSTEN CH; EIZIRIK E; GENTRY A ET AL. (2017): A revised taxonomy of the Felidae. The final report of the Cat Classification Task Force of the IUCN/SSC Cat Specialist Group. Cat News Special Issue 11; 80 pp.

MATTUCCI F.; OLIVEIRA R.; LYONS L. A.; ALVES P. C. & RANDI E. (2015): European wildcat populations are subdivided into five main biogeographic groups: consequences of Pleistocene climate changes or recent anthropogenic fragmentation? Ecology and Evolution 6(1): 3-22.

NOWELL K.; JDEIDI T.; MASSETI M.; NADER I.; DE SMET K. & CUZIN F. (2010) : *Felis silvestris*. The IUCN Red List of Threatened Species 2010: e.T60354712A12918931. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-2.RLTS.T60354712A50652361.en>. Downloaded on 24 December 2019.

PIECHOCKI R. (2001): Die Verbreitung der Wildkatze in Europa. Pages 14–28 in Grabe H. & Worel G. Die Wildkatze – Zurück auf leisen Pfoten. Buch & Kunstverlag Operpfalz; Amberg.

QUILODRÁN CS.; NUSSBERGER B.; MONTOYA-BURGOS JI. & CURRAT M. (2019): Hybridization and introgression during density-dependent range expansion: European wildcats as a case study. Evolution 73-4: 750-761.

SENN H. V. & OGDEN R. (2015): Wildcat hybrid scoring for conservation breeding under the Scottish Wildcat Conservation Action Plan 2015. Royal Zoological Society of Scotland; 74 pp.

SENN H. V.; GHAZALI M.; KADEN J.; BARCLAY D.; HARROWER B.; CAMPBELL R. D.; MACONALD D. W. & KITCHENER A.C. (2019): Distinguishing the victim from the threat: SNP-based methods reveal the extent of introgressive hybridization between wildcats and domestic cats in Scotland and inform future in situ and ex situ management options for species restoration. Evolutionary Applications 12; 399-414.

STEFEN; C. (2015): Does the European wildcat (*Felis silvestris*) show a change in weight and body size with global warming? Folia Zool. 64(1): 65-78.

STEYER K.; KRAUS R. H. S.; MOELICH T.; ANDERS O.; COCCHIARARO B.; FROSC H.; GEIB A.; GOETZ M.; HERRMANN M.; HUPE K.; KOHNEN A.; KRUEGER M.; MUELLER F.; PIR J. B.; REINERS T. E.; ROCH S.; SCHADE U.; SCHIEFENHOEVEL P.; SIEMUND M.; SIMON O.; STEEB S.; STREIF S.; STREIT B.; THEIN J.; TIESMEYER A.; TRINZEN M.; VOGEL B. & NOWAK C. (2016). Large-scale genetic census of an elusive carnivore; the European wildcat (*Felis s. silvestris*). Conservation Genetics; 1-17.

YAMAGUCHI; N.; KITCHENER; A.; DRISCOLL; C. & NUSSBERGER; B. (2015). *Felis silvestris*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T60354712A50652361. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-2.RLTS.T60354712A50652361.en>. Downloaded on 24 December 2019.

CONTACT

Dr. Urs Breitenmoser
IUCN/SSC Cat Specialist Group, c/o KORA
U.Breitenmoser@kora.ch

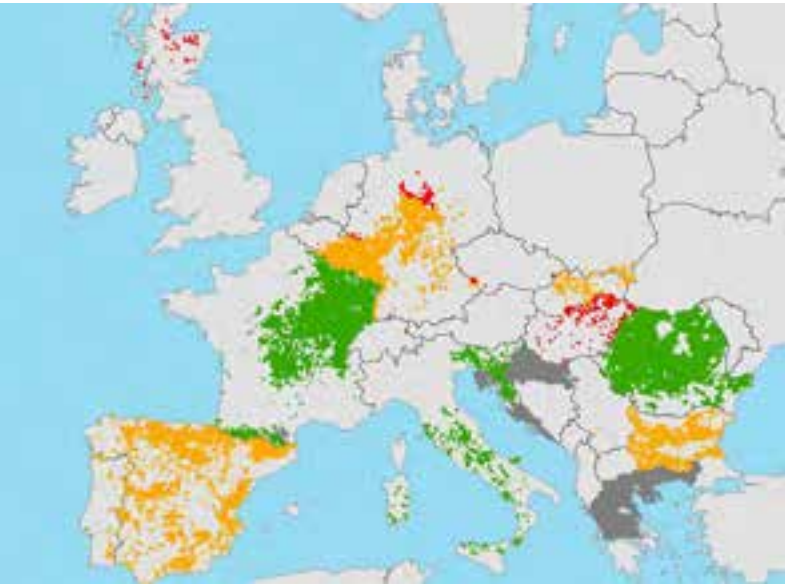


Figure 4. Distribution range and conservation status of *Felis silvestris* from the EU 27 Habitats Directive reporting 2013–2018. Green, favourable; orange, unfavourable-inadequate; red, unfavourable-bad; grey, unknown. Note that the cats on the Mediterranean islands except Sicily (and possibly Crete) are not *F. silvestris*. Source: EEA reporting species conservation status 2013–2018, <https://eea.maps.arcgis.com/apps/opsdashboard/index.html#/ef8920cf11824e47b64d4ac0aa3626d6?CCode=1363>.

Impacts on the European wildcat of anthropogenic interventions in forest habitats, with particular reference to wind turbines

Initial findings of a research project by the German Wildlife Foundation

Olaf Simon, Markus Dietz, Malte Götz, Mathias Herrmann, Bernd Klenk, Axel Krannich, Gabriele Neumann and Manfred Trinzen

With the assistance of Merle Bruhns, Ingrid Büttner-Trinzen, Franziska Hebert, Elena Krannich, Max Kröschel, Johannes Lang, Ines Leonhardt, Moritz Mercker and Analena Severon

INTRODUCTION

As part of a telemetry project, the German Wildlife Foundation investigated the habitat requirements of wildcats in forests as main habitat structures paying particular attention to anthropogenic interventions within their home ranges (German Wildlife Foundation in prep.). In 2017-2018, the utilisation of space and habitat by 36 wildcats fitted with transmitters was examined in three areas within the German state of Rhineland-Palatinate. A focal point of the study concerned wildcat requirements in terms of habitats for resting and breeding.

BACKGROUND AND QUESTIONS

Forests in the uplands constitute the remaining core habitats for the wildcat in Central Europe. The stable distribution of wildlife there forms the most important basis for the preservation of the wildcat while providing resources for re-establishing the species – the overarching goal of Europe-wide conservation efforts (Birlenbach et al. 2009, Standing

Committee of Bern Convention 1992). These forests are also in use for forestry purposes, however, and for many people they also serve as a recreation area. New forms of commercial use of forest lands create new forms of influence. How these extended claims on utilisation affect the wildcat is not yet clear.

Fundamental questions for the German Wildlife Foundation research project were:

- What factors determine utilisation of habitat by the wildcat, and what roles do anthropogenic influences and the availability of habitat play in this connection?
- Are the impacts of potential disturbances by humans on wildcat behaviour and wildcat physiology discernible and measurable?

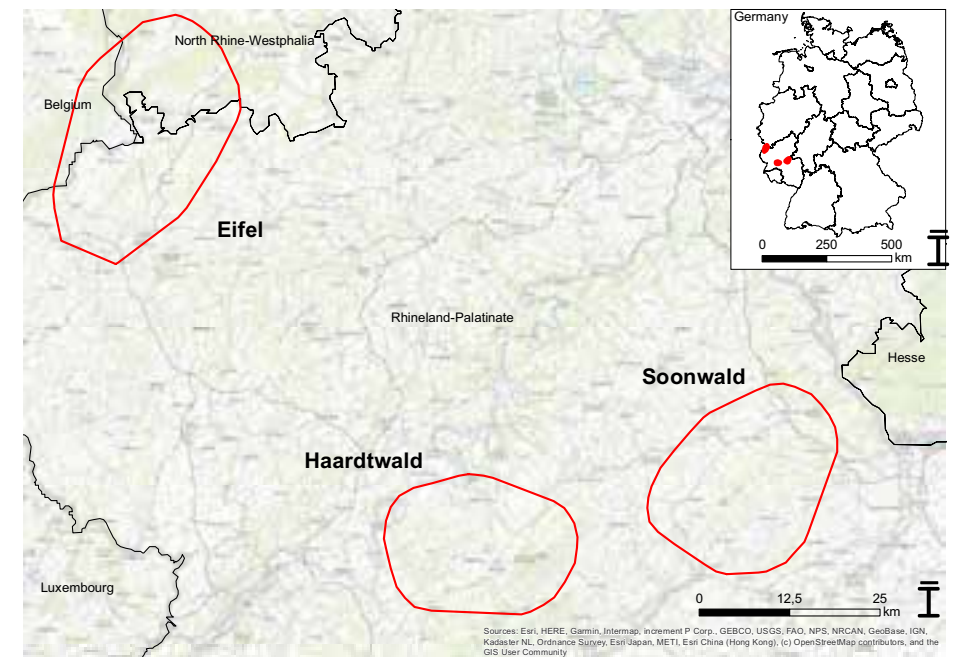


Fig. 1: Location of the three study areas in Rhineland-Palatinate

- Do the construction and operation of wind turbines, together with other impact factors in the forest habitats of wildcats, lead to a loss of important habitat functions – such as the availability of sites for resting and breeding?

Based on the findings of the study, recommendations will be derived to identify ways of using forest habitats that will ensure protection for the wildcat.

APPROACH

The investigations were based on a determination of movement patterns of wildcats, taking habitat utilisation into account. The study focus was to localise wildcats' core habitats and register their essential habitat requirements, such as frequently used resting and den sites.

In order to achieve a robust sample of animals for the study, the study was carried out in parallel in three comparable study areas in the Eifel and Hunsrück regions of the western population area of the wildcat in Germany: Study Area Eifel, Study Area Haardtswald and Study Area Soonwald (Fig. 1). 12 adult wildcats (6 females and 6 males) were fitted with GPS collar transmitters (by E-OBS of Munich) in each of the study areas. Data collection (GPS localisations conducted at 5-hour intervals) extended for up to 14 months. As one focus of the investigations was to analyse possible impacts of wind turbines in forests, the wildcats caught and fitted with GPS transmitters were found in spatial proximity to – and, for comparison purposes, at a greater distance from – wind turbines.

The data collected on activity patterns and spatial utilisation were then intersected with landscape and geodata well as with potential disturbance variables (e.g. road and traffic density, locations of wind turbines) and examined statistically against the overall backdrop of all three areas using, among other tools, the integrated step selection method (iSSM) (Avgar et al. 2016). Activity data (ACC) recorded at 2-minute intervals by the data loggers, analysed in combination with GPS localisations during longer rest periods (≥ 3 h), permitted a granular identification of resting sites. The dates on which the females gave birth were also determined with the aid of ACC data. Habitat utilisation was analysed a) for all locations, b) for all resting sites and c) for resting sites used by mother cats. Resting sites for mothers were defined as the resting sites used by leading females in the period up to 8 weeks following the birth of their young, even at a great distance from their dens (≥ 3 h

of rest in each case). As the presence of kittens is difficult to ascertain at later times, the denning period considered here was limited to 8 weeks after birth.

In addition to the use of existing landscape data and geodata, the study recorded remote-sensing data for all forest gaps in the regions covered by the study (RLP-AgroScience GmbH, Neustadt an der Weinstraße) to facilitate comprehensive consideration of habitat structures that can influence the spatiotemporal behavioural patterns of wildcats.

Supplemental distance analyses with regard to possible impact factors were performed for kitten dens (reproduction sites) used during the first 8 weeks of the denning phase and identified based on the movement patterns by mother cats, and for resting sites classified according to the frequency of their use (2-3 days, 4-10 days, > 10 days). An initial check was made for each individual wildcat to determine whether the respective impact factor occurred within the individual home range (MCP100%). Where this was not the case, the individual was excluded from further analysis. The analyses also limited themselves to distances of < 2 km, as a small influence had to be assumed for impact factors located at distances greater than this.

At the study-area level, separate evaluations were also conducted for the use of space by individual wildcats that were affected by specific impact factors or that made use of special structures.

To gain evidence of physiological reactions owing to disturbances, accumulated values for stress hormone (cortisol) were analysed across the three study areas using hair samples taken from the wildcats studied (IZW, Berlin). Hair samples were collected from captured individuals when they were fitted with transmitters and were also non-invasively collected experimentally using the lure stick method according to Hupe & Simon (2007).

FINDINGS

The collected base data

Data were collected for at least 7 and up to 14 months (Fig. 2, Fig. 3-5) for 30 wildcats fitted with transmitters. For 19 wildcats, it was possible to record localisations that spanned an entire annual cycle (12 months). In the case of 6 individuals, the observation period came to an end after less than 4 months.

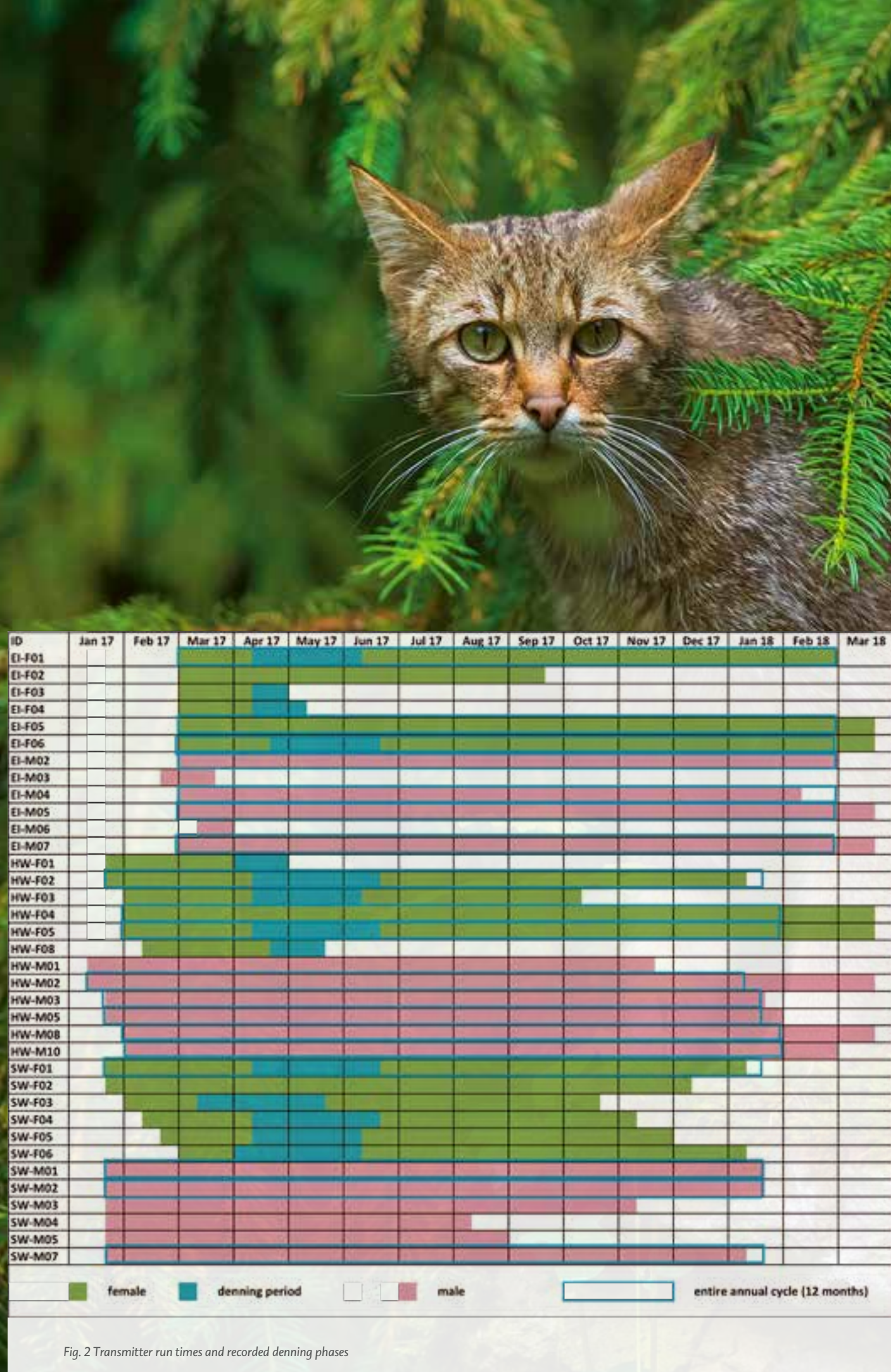


Fig. 2 Transmitter run times and recorded denning phases

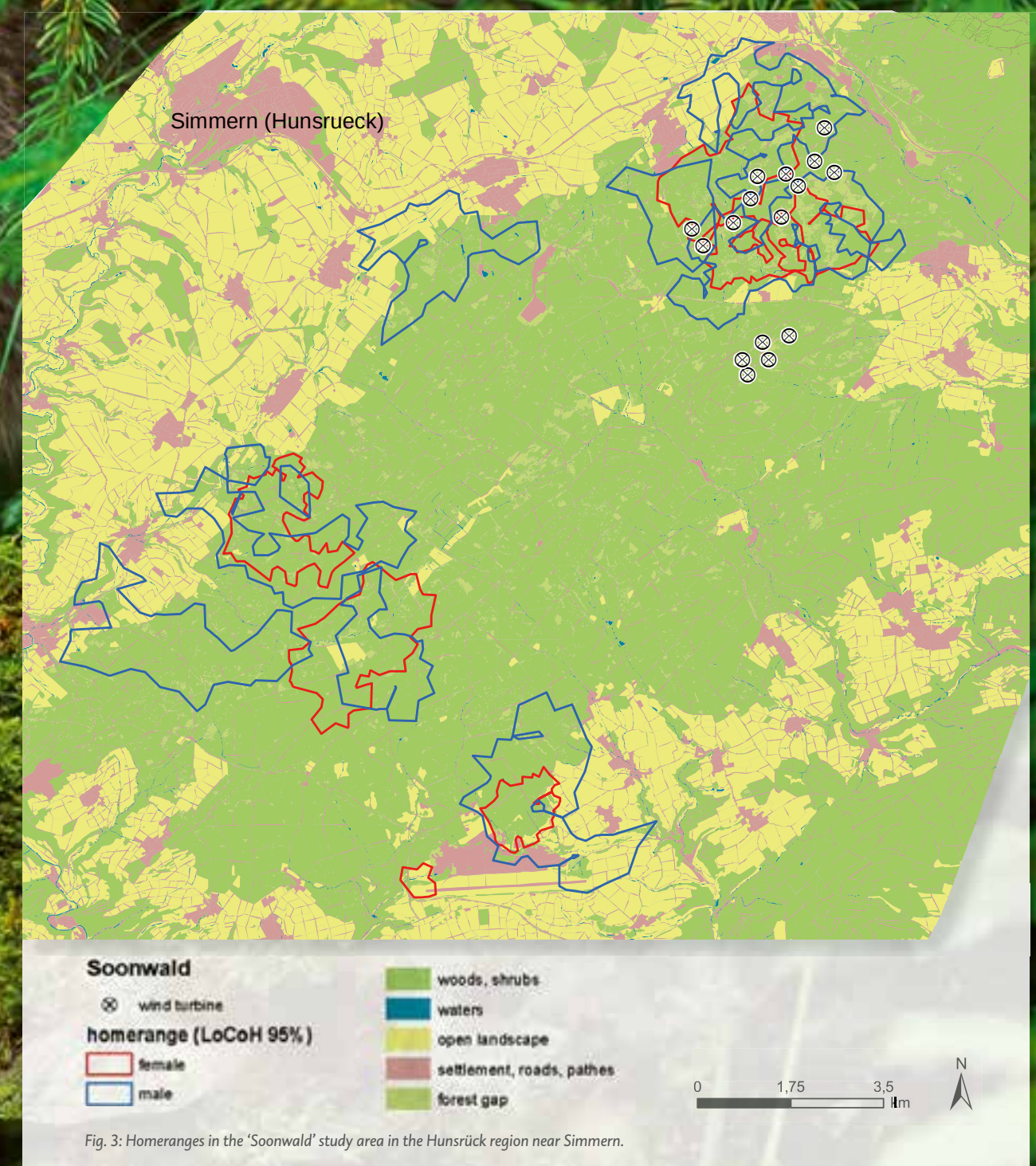
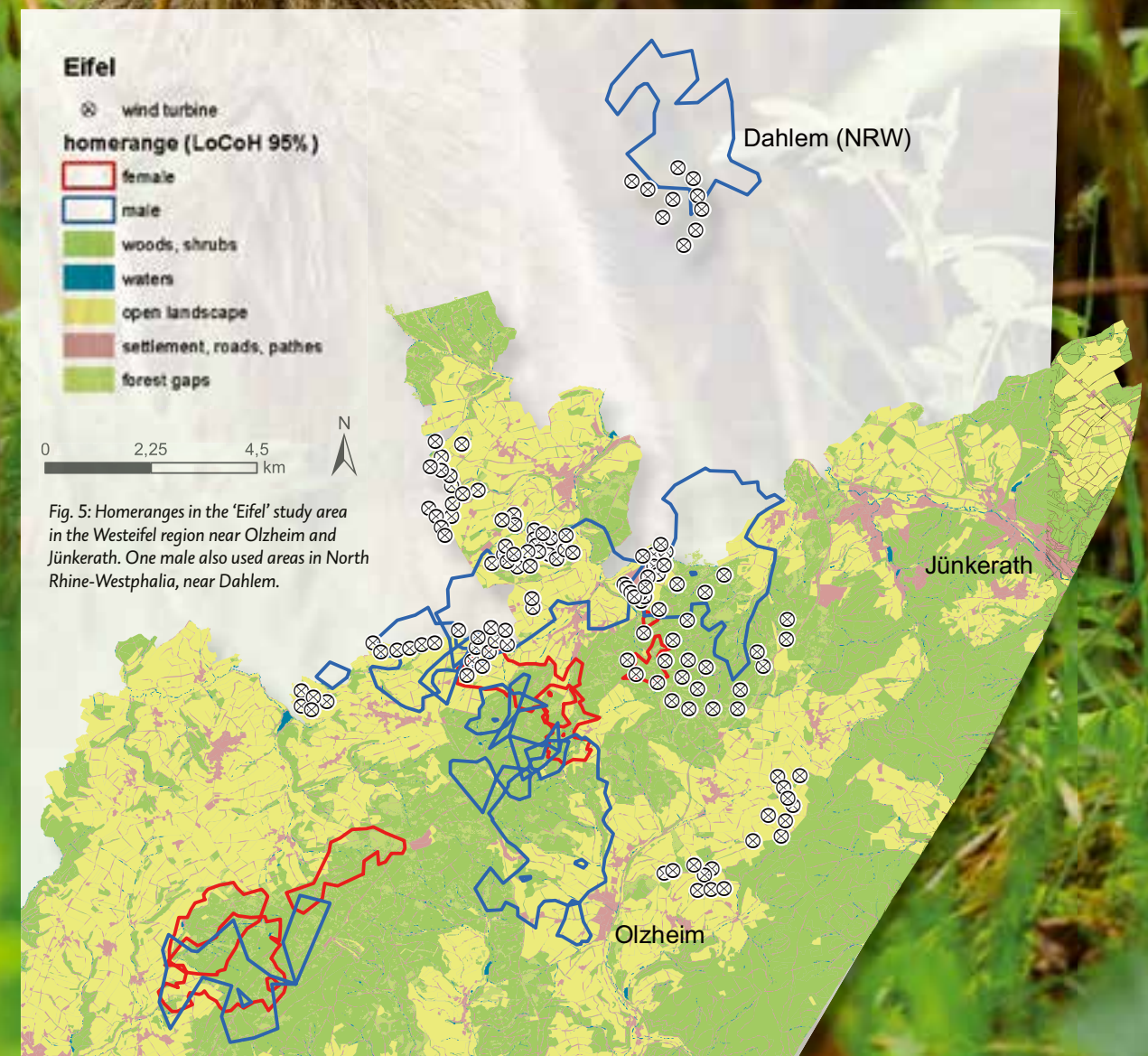
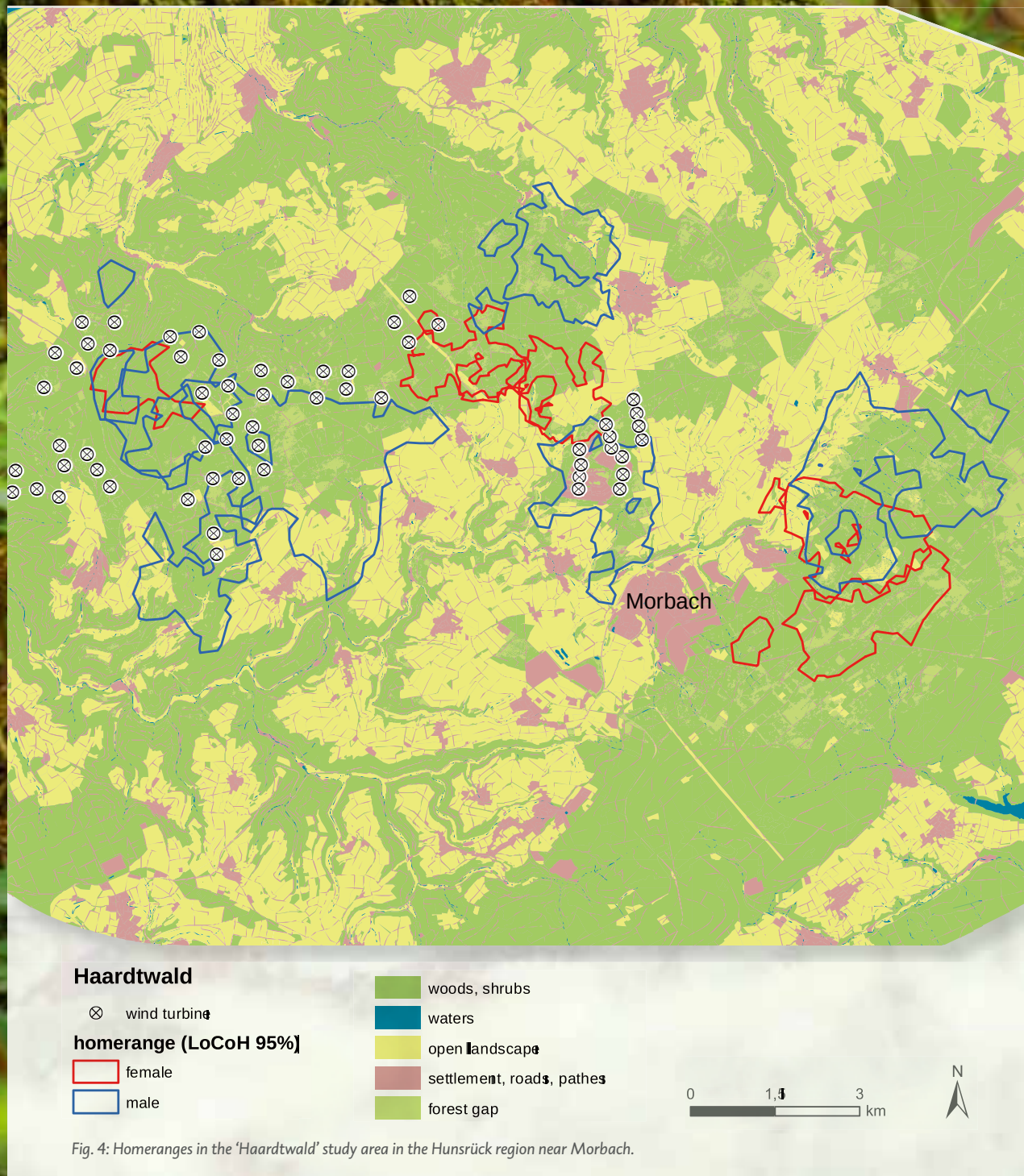


Fig. 3: Homerranges in the 'Soonwald' study area in the Hunsrück region near Simmern.



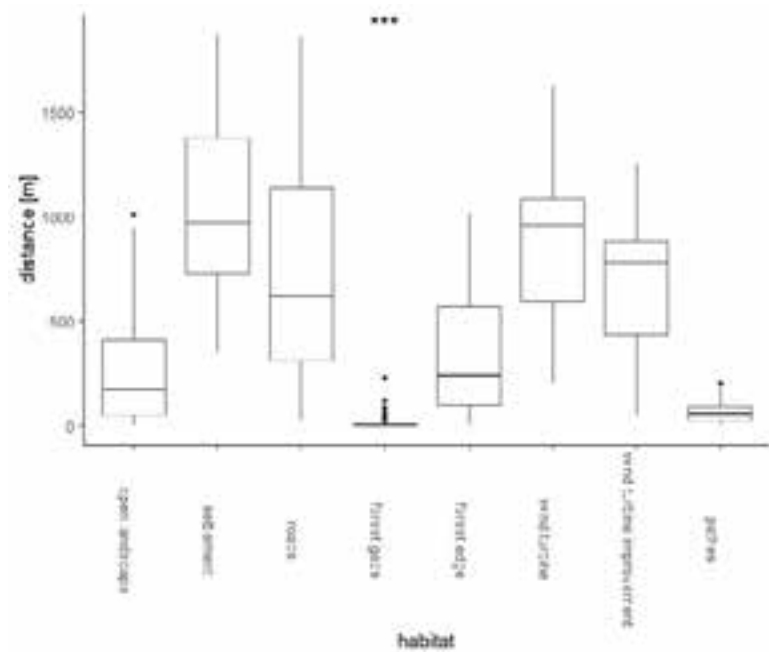


Fig. 6: Frequency distribution of the minimum distances between impact factors and affected kitten dens ($n = \text{min. } 22 \text{ to max. } 59$) in the case of six reproducing females. *** = Significance test for standard distribution (short distances preferred).

By the time data collection ended in March 2018, a total of 42,703 GPS localisations had been recorded at intervals of 5 h. These data were then available as a basis for analysing home ranges and habitat use.

The study identified litters for 14 of the 18 adult wildcat females studied (78%) in 2017 (Fig. 2). Based on spatiotemporal patterns, supplemental photos from trail cameras and direct observations, it can be assumed that at least one kitten survived during the denning period considered for 10 of the 14 reproducing female wildcats. For four of the wildcat mothers, observation of the denning phase came to an end in the kittens' first, third and fourth weeks of life due to loss of the mother's transmitter signal, detachment of the transmitter collar or the mother's death in road traffic. A total of 59 of the denning sites used by the 14 mother wildcats were located and described, including the sites where the kittens were born. 8,896 localisations were performed during continuous rest periods (≥ 3 h). These resting locations were assigned to 4,223 resting sites of different significance, i.e. different levels of frequency of use. 79.6% of the resting sites recorded were occasional resting sites used just once, 19.6% were used repeatedly, and 0.8% of the resting sites were of very high significance and were visited on more than 10 days during the period covered by the study.

Habitat use

As the habitat analysis conducted with the aid of the iSSM method based on all localisations made clear, the wildcats avoided areas of human settlement, traffic areas and paths. As far as the forest and the various categories associated it are concerned, it was clear that forest gaps within the forest areas (specifically areas $> 125 \text{ m}^2$ in size) were of great importance to the wildcats. The wildcats preferred deciduous forests and short distances to deciduous wooded areas (interfaces like these are often associated with structurally richly forest edges). This was also true of the mixed-forest habitat type; visits to coniferous forests were less frequent. An analysis of forest tree heights as an indicator of the age of a forest confirmed that wildcats preferred spending time in forest gaps. Particularly attractive were forest gaps located a short distance from forest areas with old and older trees. In this particular study area, gaps like these are often found in old groupings of beech and oak, as well as old spruce, where individual trees and groups of trees are missing and there are light gaps where blackberry thickets, lying deadwood, or regenerating beech, hornbeam and spruce can be found. Proximity to areas of open land was preferred, but visits to open-land habitats themselves were less

frequent, on average. Hence, wildcats often stayed close to the edge of the forest, where they could have access to adjacent meadows. Wildcats were attracted to brush areas located in open land. When viewed across all transmitter-location data, the attractiveness of bodies of water was less pronounced than in previous studies (Klar et al. 2008).

Preferred resting sites were located in forest gaps and across all three forest types (deciduous, mixed and coniferous forests) and in brush areas in the open country. In contrast to the consideration of all localizations, the location of resting places also showed a preference for proximity to waters. In the open country, the wildcats fitted with transmitters preferred resting sites in areas containing field crops (farmland); they rarely rested in grasslands.

Mothers tended to visit resting sites located in deciduous forests, particularly if these were located a short distance from forest gaps of medium size ($125\text{--}2,500 \text{ m}^2$).

The wildcats studied tended to avoid forest gaps created for wind turbines, in contrast to other, naturally occurring forest gaps. Across all of the localisations, for resting sites and for resting sites for mothers, there was no discernible preference to be found but rather a widespread avoidance, but this was not significant in the statistical examination. Only individual toms also visited resting sites in the immediate vicinity of wind turbines.

Distances of kitten dens and resting sites to impact factors

A study of the distances between kitten dens and the locations of the nearest wind turbines revealed that the dens selected by the females were located at a distance of between 204 m and 1,620 m from wind turbines. The Kolmogorov-Smirnov test was used to check whether the data were evenly distributed, i.e. whether a specific distance was preferred or not. The test result was not significant ($p = 0.48$). This suggests that the locations of wind turbines did not strongly influence the choice of dens. As an investigation of the distances between the dens identified and the locations of the nearest wind turbines clearly showed, however, no kitten dens could be detected at a distance of < 200 m around the locations of wind turbines, even though suitable habitat structures were essentially available there. In a comparison with other categories, in terms of their impact, wind turbine locations can be classified along with traffic and settlement areas (Fig. 6). Kitten dens were often located in forest gaps, they showed a clear preference for short distances to this habitat structure.

Resting sites of all classes of use by both sexes were located at distances of a minimum median of 539 m (females) and 500 m (males) from wind turbine locations and a minimum median of 260 m (females) and 315 m (males) from wind turbine access routes. Depending on the class of use, resting sites were located at median distances of 432 m to 476 m (females) and 468 m to 583 m (males) from the impact factor of road traffic. Distances to agricultural roads/paths, by contrast, were significantly shorter (females: median of 47 m to 59 m; males: median of 41 m to 54 m). Male wildcats kept shorter minimum distances (median of 479 m to 616 m) to settlements than the females did (median of 738 m to 873 m). The minimum distances identified between resting sites and open land and the forest edge were lower for male wildcats (median to open land: 33 m to 178 m, median to forest edge: 76 m to 218 m) (median to open land for females: 294 m to 346 m, median to forest edge: 296 m to 299 m). Regardless of the frequency of use, both sexes preferred resting sites located in or near forest gaps.

Patterns of movement observed in the study areas

Over the course of the telemetry year 2017, the Haardtwald study area showed a spatial shift in the core home ranges of male wildcats fitted with transmitters. This shift coincided temporally with the start of construction of 23 wind turbines in these males' home ranges. Beginning in September and October, the males had relocated their home ranges to adjacent open-country habitats and did not return to forest areas they had used before. Disturbances caused by the construction of the wind turbines were the suspected driving factor for the shift.

However, relocations to open land were also observed among male wildcats from portions of the Haardtwald and Soonwald study areas that were free of wind turbines, even though these males were not affected by construction work within their home ranges. Due to methodological reasons, no causal relationship between the relocation of core home ranges and operations for the construction of wind turbines could be established in the case of the affected male wildcats in the Haardtwald study area. This would require at least another year's telemetry of the same males, either prior to or following construction work.

The significance of anthropogenic structures as daytime and kitten dens was assessed for the Eifel study area. The wildcats fitted with transmitters frequently used the remains of bunker systems formerly used by the military as daytime sleeping places and as sites for the birth of young. Bar-

ns located in the agricultural landscape were used as weather-protected daytime sleeping places, particularly in harsh winter weather. Built in the Second World War as an anti-tank obstacle, made of concrete barriers and still in place to this day, today the linear landscape element located within an unstructured agricultural landscape and known as the 'Höckerlinie' is overgrown and offers suitable hiding places for daytime rest. In the Eifel region, the study identified several extensive excursions by wildcats fitted with transmitters who moved through the agricultural landscape and into forested areas nearby. The movement patterns documented the considerable importance of the 'Höckerlinie' overgrown with tall trees, shrubs or precursory woodland stadia as a structure offering cover in the landscape.

In the Soonwald study area, wildcats' movement patterns and activity data were examined in the course of large-scale drive hunts with numerous hunting dogs in an effort to measure reactions to this form of disturbance. This affected the home ranges of a total of 5 wildcats fitted with transmitters during two hunting days in the autumn. Analysis of their locations prior to, during and after the hunt did not reveal extensive or lasting flight from the areas of the disturbances. Some of the wildcats survived the hunting day with strikingly long periods of rest. One female temporarily left the hunting area.

Stress hormone analyses

Hair samples taken from 67 captured wild cats and an additional 41 wildcat hair samples collected using lure sticks were analysed for their cortisol levels as a stress indicator. It was not possible to identify an influence by the wind turbines on the wildcats' cortisol levels. No correlation could be established between cortisol levels and the distance to the nearest wind turbine, nor was there any correlation between cortisol levels and the number of wind turbines in the home range.

WHAT RISK POTENTIAL DO WIND TURBINES POSE FOR WILDCAT HABITATS?

As is the case for other wild animals living in seclusion, systematic observation of wildcat behaviour in response to the construction and operation of wind turbines is not possible in the open country and is limited to random observations. The approach of this study was therefore to employ telemetry to analyse the use of space by wildcats in forests in three different regions that each house wind turbines. From the point of view of the wildcat, possible conflicts arise mainly as a result of habitat loss, new forestry roads and their subsequent users and the disruptive operational impacts of noise, shadow casting and the movement of the rotors.

In sum, the results show

- that the available open spaces beneath the wind turbines (category: wind turbines) were avoided, even though the impact of this variable played a minor role in relation to the other habitat types due to its small area. Both sexes sought areas with wind turbines with less frequency; they preferred sites located at great distances from these areas (step selection analysis);

- that, where kitten dens are concerned, the impact of wind turbine locations is comparable to that of settlement areas and roads. No kitten dens could be found at a distance of < 200 m from wind turbine locations, even though suitable habitat structures were essentially available there (distance analysis); among the males, one wildcat in the unstructured open country repeatedly visited brush areas beneath a wind turbine as a resting place (Eifel study area). Furthermore, the investigations show

- Wildcats’ preference for largely treeless succession areas as a consequence of storms and calamities can lead to conflicts in the selection of locations for wind turbines. These treeless areas in particular are preferred reproduction locations for the wildcats; they are also preferred locations for the construction of wind turbines, as there is no forest in need of clearing.

- Hence, the construction phase presents potential hazards that can lead to the killing of kittens in particular, or to the displacement of wildcats.

CONCLUSION

The assumption to date has been that wind turbines located in forests can have an impact on wildcats during the construction phase, but not during the operating phase. Qualified impact studies have not yet been conducted (Reichenbach et al. 2015). The Ministry for the Environment, Forestry and Consumer Protection of the German state of Rhineland-Palatinate denies that there are concerns relating to wind turbine operation (printed matter 16/4736 of the State Parliament of Rhineland-Palatinate, 12 March 2015). The findings now indicate that female wildcats are indeed affected by these operations, particularly in their selection of dens and resting sites. It appears that wind turbines

located in the forest have an impact comparable to that of settlement areas and roads, at least where the selection of sensitive kitten dens is concerned, i.e. the cats maintain a minimum distance. From the point of view of legislation for the protection of species, it is thus conceivable that there is a considerable impact on sites relevant to reproduction and rest; at a minimum, such impacts cannot be ruled out.

Analyses of the use of space by the 36 wildcats fitted with transmitters, together with studies in conducted in the Eifel and Rothaargebirge regions (Hötzel et al. 2007, Dietz et al. 2016), impressively demonstrate the animal ecological value of areas damaged by storms and calamities, which create preferred spaces for strictly protected species, inter alia, particularly in unstructured spruce forests. In addition to the wildcat, this is also true of the hazel dormouse (Muscardinus avellanarius), which prefers younger succession stages in forests (Lang et al. 2013; Sozio et al. 2016), and the lynx (*Lynx lynx*) (Fillar et al. 2017, Vanbianchi et al. 2017 for *Lynx canadensis*).

Legally speaking, windfall areas thus have a high potential as a breeding and resting place within the meaning of Section 44 (1) No 3 of the German Federal Natural Conservation Act (BNatschG) and potentially even as an essential food habitat. This must be taken into account in particular when using windfall areas in connection with the construction of wind turbines. Relocating turbine sites from tree-covered forest areas to windfall areas by reason of species-protection conflicts with bats or other groups of species is thus not necessarily a preventive measure; instead, it can constitute a further intervention on behalf of species-protection legislation. This must be taken into account, especially when German state recommendations such as the ‘Wind in the Forest’ [‘Wind im Wald’] Guide (NRW; MKULNV 2012) or the ‘Rhineland-Palatinate Circular on Wind Energy’ [‘Rundschreiben Wind-energie Rheinland-Pfalz’] (MWKEL 2013, inter alia) recommend the use of windfall areas as preferred areas for wind turbine sites, as they are considered ‘previously damaged’.

This study was not able to consider the possible cumulative effects of large wind farms with high numbers of wind turbines. Particularly in small, wooded areas, it cannot be ruled out that the cumulative effects of relevance from a species-protection point of view could go beyond the disturbance impacts identified here (Reichenbach et al. 2015).

REFERENCES

AVGAR, T.; POTTS J. R.; LEWIS, M. A. & BOYCE, M. S. (2016): Integrated step selection analysis: bridging the gap between resource selection and animal movement. 7: 619–630.

BIRLENBACH, K. & KLAR, N., UNTER MITARBEIT VON JEDICKE, E.; WENZEL, M.; WACHENDÖRFER, V.; FREMUTH, W.; KAPHEGYI, T.A.M.; MÖLICH, T. & VOGEL, B. (2009): Aktionsplan zum Schutz der Europäischen Wildkatze (*Felis silvestris silvestris* SCHREBER 1775) in Deutschland. Naturschutz und Landschaftsplanung 41, 11: 325-332.

DIETZ, M.; LANG, J.; RÜTH, K.; KRANNICH, A. & SIMON, O. (2016): Wiederbesiedlung und Habitatpräferenzen der Europäischen Wildkatze im Rothaargebirge. Naturschutz und Landschaftsplanung 48 (11), 2016: 337-344.

FILLAR, M.; PREMIER, J.; MAGG, N.; DUPKE, C.; KHOROZYAN, I.; WALTERT, M.; BUFKA, L. & HEURICH, M. (2017): Habitat selection by Eurasian lynx (*Lynx lynx*) is primarily driven by avoidance of human activity during day and prey availability during night. Ecology and Evolution, 7: 6367-6381.

HÖTZEL, M.; KLAR, N.; SCHRÖDER, S.; STEFFEN, C. & THIEL, C. (2007): Die Wildkatze in der Eifel – Habitate, Ressourcen, Streifgebiete. Laurenti-Verlag, Bielefeld, ISBN 978-3-933066-35-0, 191 S.

KLAR, N.; FERNÁNDEZ, N.; KRAMER-SCHADT, S.; HERRMANN, M.; TRINZEN, M.; BÜTTNER, I. & NIEMITZ, C. (2008): Habitat selection models for European wildcat conservation. Biological Conservation 141, 1:308-319.

LANG, J.; BÜCHNER, S.; EHLERS, S. & SCHULZ, B. (2013): Kompensationsmaßnahmen für Haselmäuse im Wald. AFZ-DerWald 10/2013: 14-17.

MINISTERIUM FÜR KLIMA, UMWELT, LANDWIRTSCHAFT, NATURSCHUTZ UND VERBRAUCHERSCHUTZ (MKULNV) (2012): Leitfaden Rahmenbedingungen für Windenergieanlagen auf Waldflächen in NRW, 65 S.

MINISTERIUM FÜR WIRTSCHAFT, KLIMA, ENERGIE UND LANDESPLANUNG RPF (2013): Hinweise für die Beurteilung der Zulässigkeit der Errichtung von Windenergieanlagen in Rheinland-Pfalz (Rundschreiben Windenergie), 51 S.

REICHENBACH, M.; BRINKMANN, R.; KOHNEN, A.; KÖPPEL, J.; MENKE, K.; OHLENBURG, H.; REERS, H.; STEINBORN, H. & WARNKE, M. (2015): Bau- und Betriebsmonitoring von Windenergieanlagen im Wald. Abschlussbericht 30.11.2015. Erstellt im Auftrag des Bundesministeriums für Wirtschaft und Energie, 371 S.

HUPE, K. & SIMON, O. (2007): Die Lockstockmethode – eine nicht invasive Methode zum Nachweis der Europäischen Wildkatze (*Felis silvestris silvestris*) in: Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen, Heft 1/07: 66-69.

SOZIO, G.; IANNARILLI, F.; MELCORE, I.; BOSCHETTI, M.; FIPALDINI, D.; LUCIANI, M.; ROVIANI, D.; SCHIAVANO, A. & MORTELLITI, A. (2016): Forest management affects individual and population parameters of the hazel dormouse Muscardinus avellanarius. Mammalian Biology 81: 96-103.

STANDING COMMITTEE OF BERN CONVENTION (1992): Draft Recommendation on the Conservation of the Wildcat (*Felis silvestris*) in Europe. In: Council of Europe. Seminar on the Biology and Conservation of the Wildcat (*Felis silvestris*). Environmental encounters, 16: 5-11.

VANBIANCHI, C.; GAINES, W. L.; MURPHY, M. A.; PITHER, J. & HODGES, K. E. (2017): Habitat selection by Canada lynx: making do in heavily fragmented landscapes. Biodiversity and Conservation, 26: 3343–3361.

CONTACT

Olaf Simon
Institut für Tierökologie und Naturbildung
Olaf.Simon@tieroekologie.com

and

Malte Götz
Deutsche Wildtier Stiftung
m.goetz@dewist.de

Of the luck to grow old – Life history data of wildcats

Malte Götz & Saskia Jerosch

SUMMARY

The combination of telemetry data, individual markings, the collection of observations and a long-term carcass monitoring provided new insights into the life history of European wildcats. In the north of their central European distribution area, the reproductive success, natural and anthropogenic causes of death, life expectancy and first data on dispersal (migrations) were determined.

BACKGROUND AND ISSUES

Knowledge about population parameters of wildcats (life history) is still limited (Birlenbach & Klar 2009). Besides insufficient data on reproduction parameters, it is largely unclear which factors influence mortality and what life expectancy wildcats have in the wild. Furthermore, no data on migration and the parts of the population involved in dispersal are available to date. Telemetry studies and wildcat monitoring in Saxony-Anhalt (Germany) provided new insights.

METHODS

In Saxony-Anhalt, the Harz low mountain range is the main distribution area of the wildcat, where the species never disappeared. While distribution data and carcasses are now being recorded again from large parts of the federal state of Saxony-Anhalt (Götz 2015), the first telemetry studies (TU Dresden, Institute of Forest Botany and Forest Zoology) were carried out in the core habitat of the southern Harz and in the adjacent open land.

- In the forested study area „Südharz“, the land use and reproductive ecology of wild cats were investigated, with 14 litters registered (Götz & Roth 2007; Götz 2009). 13 litters could be observed repeatedly over a longer period of time, partly by collaring 1-2 pups of litters (n=16). Based on recurring counts of the pups during observations, the survival rate (%) of pups and their survival probability (S) were determined according to Mayfield (1975) (M-S) and Kaplan & Meier (1958) (KM-S) until the end of the fourth month of life. A total of 47 wildcats were individually marked in the Southern Harz Mountains between 2004 and 2008 using collar transmitters, ear tags or transponder chips.

- In the study area „Goldene Aue“ between the southern Harz Mountains and the Kyffhäuser Mountains habitat requirements of the wildcat in an open landscape were investigated (Jerosch &

Götz 2016, Jerosch et al. 2017). In the period 2010-2013 a total of 11 wildcats were individually marked with transmitter collars in this study area, including 2 young wildcats aged 5-6 months.

The end of the telemetry phase represented the loss of contact for many of the wildcats studied. This was caused by transmitter failures or by the unsuccessful search for the transmitter signal.

Within the wildcat monitoring in Saxony-Anhalt, all observations are continuously registered and reported carcasses are collected for further analyses. Observations of marked wildcats are „recaptures“.

Examination of carcasses is carried out with regard to the cause of death (G. Wibbelt, IZW), the age (tooth development, tooth cement) and the reproductive status in females (uterine scars, lactation), if the state of carcasses enabled these analyses (Piechocki 1990, Götz 2016). The period of the carcass collection considered here covers the years 2001-2013, in which a total of 91 dead wildcats were registered.

RESULTS

Reproduction success

A total of 53 pups from the litters observed over a longer period of time in the southern Harz Mountains survived until the end of the fourth month of life with a probability (S) of $\leq 25\%$ (Fig. 1). The survival rate was 31 % in the case of collared pups (n=16) and 33 % for the remaining pups (n=37) (uncertainty range 0-65 %). Litters with a detectable number of pups within the first month of life (n=13) had an average of 4 (3-6) pups, while 4 pups were detected mostly. Of four females who lost all their young in their spring litter (end of March - mid-April), a second litter was documented in June, July or September of the same year.

Mortality factors

For non-independent pups up to the end of the 4th month of life, predation by foxes (*Vulpes vulpes*) and pine martens (*Martes martes*) was identified as a natural cause of loss in addition to a number of unidentifiable causes of death. In addition, evidence of the killing of pups by a male wildcat (infanticide) was obtained.

For 88 recorded carcasses (pups observed in the telemetry area not taken into account), the cause of death could be determined: 72 wildcats

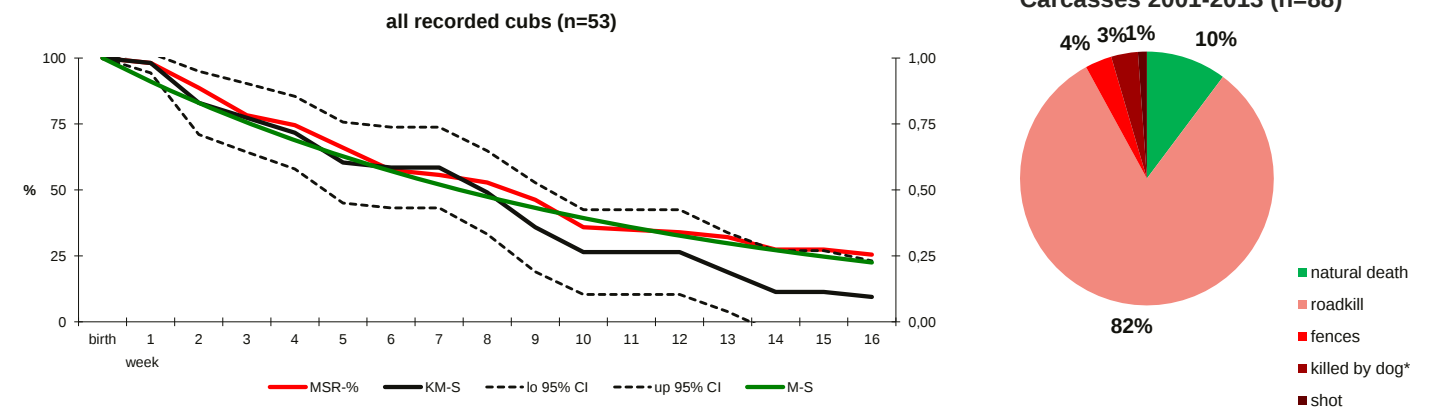


Fig. 1: Survival probabilities of pups in the Southern Harz Mountains (2004-2007) according to Mayfield (M-S), and Kaplan-Meier (KM-S) compared to the survival rate (MSR-%) up to the 16th week of life. The confidence interval of the Kaplan-Meier curve (dashed lines) shows the range of variance resulting from undocumented losses or from uncertainties about the exact times of loss (from Götz 2015).

Fig. 2: Causes of death of 88 carcasses recorded in the period 2001-2013 (excluding observed pups in the telemetry area). Red shades represent anthropogenic caused deaths. *In one case, a lynx as predator and thus a natural cause of death (green) cannot be excluded (from Götz 2015).

were killed by road traffic, 7 were killed by other anthropogenic factors (wire mesh fences, dogs, shot) and 9 died naturally (Fig. 2).

Life expectancy

The maximum age of both sexes was determined to be 10-11 years for the examined carcasses. For wildcats killed by road traffic and by other anthropogenic hazards (n=79), the maximum age was 7-8 years for a male and 10 years for a female cat. Of 9 naturally died wildcats 78 % were older than five years, with four males aged 6-8 years and two males and one females aged 10-11 years at the time of death.

Migration

Some of the wildcats marked in the study areas Südharz and Goldene Aue were also found or observed outside the telemetry areas after the end of the respective project period (see Fig. 3). Mainly migrations in westerly direction along the southern Harz mountain were documented. In three observation reports of wildcats „with ear tag(s)“ at a distance of 11-46 km from the marking site, it could not be determined which of the marked individuals were.

- With 55 km at the greatest distance from the marking site, male M51 was observed in 2010, which was marked two years earlier at the estimated age of 10-11 months (immatur).
- Male M36 was collared as a pup (juvenile) in May 2007 and at the age of 27 months he was killed by road traffic at a distance of about 12 km from his maternal homerange.
- The migration of male M15 could not be traced, because the contact was lost a few days after collaring in March 2005. The male with an estimated age of 2 years (adult) was already observed 5 months after marking over 23 km away.
- Male M47 was tagged with ear tags as an adult in 2008 and was recorded by a foto trap at a distance of 12 km in 2011. As he was not tagged, his homerage was not known.
- In 2012 the female F7 was collared in the Goldene Aue at the age of 5-6 months (immatur) and it was killed by road traffic at a distance of 23 km 6.5 years later.

DISCUSSION

The **juvenile mortality** rate of 70-80 % observed in the southern Harz Mountains means, in relation to the average and most common litter size (4), that often only one or no pup of a litter survived the first four months of life. The mortality of young wildcats in further development could not be determined due to the relatively short life span of the collar transmitters used for juveniles.

Female wildcats apparently also show **adaptations to high cub mortality**. Summer and autumn litters after loss of all puppies born in spring serve as replacement litters. Fertility of older wildcat females was also found to be longer than previously assumed. While Piechocki & Stiefel (1988) assume a „post-reproductive phase“ from the age of 6 years, uterine scars were found here in females aged 7-8 and 10 years in the course of the carcass analysis, which indicated reproduction within the last months before their death (Götz 2015). The reproductive performance of wildcats is additionally impaired by years in which no litters take place. In 2006 no litters of collared females were recorded in the study area Südharz as well as in Solling (Lower Saxony, K. Hupe pers. com.) and in the Eifel (Rhineland-Palatinate, M. Herrmann pers. com.). Simon et al. (2016) found a proportion of 62 % of female carcasses estimated to be adult from the main reproduction months January to May with no signs of reproduction. The reasons for the lack of reproductive activity are not yet known. For the year 2006, an exceptionally cold and long winter 2005/2006 with prolonged snow conditions can be considered as a possible reason. Winter conditions with limited availability of prey weaken wildcats conditionally also in relation to secondary diseases and lead to classical „winter sacrifices“ until spring (Piechocki 1990, Steeb 2015, Götz 2015).

There are not enough data available to date on the cause of the high cub mortality. Piechocki (1990) assumes a generally high mortality between the 2nd and 4th month of life without naming causes. Again, the causes of mortality could not be determined for many of the pups. With a few exceptions, the detection of pup carcasses was limited to collared ones and most of which had already been used as a food resource or were in an autolytic state. Due to the lack of organ examinations, it remains unclear what role diseases and parasites played in cub mortality. Pre-mortem bite wounds on juvenile carcasses, the circumstances surrounding the discovery of juvenile carcasses and video recordings of litter dens, on the other hand, have confirmed the risk



Fig. 3: Investigation areas Southern Harz and Goldene Aue with periods of time in which wildcats were individually marked and migration distances of recaptures. OM=Observation of wildcats „with ear tag(s)” without conclusions on the individual.

posed by predators such as foxes and pine martens (Götz 2009). It has been documented that wolves (*Canis lupus*) are also pose a threat to wildcat pups (Deutsche Wildtier Stiftung/Götz 2020). The killing of juvenils by adult conspecifics has been described for other cat species (Sunquist & Sunquist 2002) and was assumed here for a litter that was probably killed by a collared male (Götz 2015).

In the southern Harz region, anthropogenic threats to wildcat juveniles by forestry practices that destroy attractive hiding structures were also identified: the chopping of energy wood, the loading of wood piles and the mechanical planting preparation on clearings and windthrows posed immediate risks of killing during the rearing period.

Human caused mortality in wildcat carcasses (juveniles in the telemetry area not included) was 90 %, in with road traffic being the main cause of loss. However, it remains unclear how strong the influence of anthropogenic mortality compared to natural mortality is on the population. So far, causes of death have been recorded for 19 of the 58 individually marked wildcats: While 11 pups and 4 older wildcats were subject to natural mortality (79 %), only 3 were recorded road killed and one was shot (21 % human caused deaths). The number of unreported cases of road traffic deaths is likely to be high. However, this applies much more to wildcats, which die or are preyed and are not registered at all. The naturally died wildcats documented here were mostly individuals marked with a transmitter, which would not have been found without tagging.

Road traffic mortality affected not only young wildcats but also many adults of both sexes (Götz 2015), as could also be observed in Hesse (Simon et al. 2016) and Rhineland-Palatinate (Schumann 2012). In particular, recolonisation processes in habitats without constant exchange

with source populations could be severely impaired by the loss of some reproductive carriers, combined with an increased risk of hybridisation with domestic cats due to a lack of sexual partners.

The maximum age of traffic victims determined by Schumann (2012) in the West German population corresponds to 11 years of life of a male and 9 years of life of two females, which are the maxima determined here for naturally and human caused dead wildcats. The oldest wildcat examined by Piechocki & Stiefel (1988) was 6.5 years old, without stating the cause of death of the male. The age determination by sections of the caninus root may be subject to inaccuracy at a high age of the examined animals, as the lines in the dental cement are very close together and cannot be reliably distinguished in some cases. An underestimation of age is therefore more likely than an overestimation, so that the life expectancy of wild cats could well be 12-14 years.

The distances between the marking site and the recapture, which are surveyed as migrations, exceed the distances covered (as the crow flies) in previously documented wildcat excursions (exception: distance M47). Excursions had distances of up to 12 km (e.g. Jerosch et al. 2017) and were always associated with a return to the known homerange. For the two young males M51 and M36, the period of migration could be limited to the first three years of life, with male M36 being 27 months old when he was killed by road trafic. Until the loss of contact in the 6th month of life (August 2007) he was located within the maternal homerange. The collared young cat F07 from the study area Goldene Aue was not found again until the age of 7 years, without knowing when the migration towards the west took place - until the loss of contact in the 14th month of life (July 2013) it was located at the periphery of the maternal homerange. The migration of the adult male M15 in 2006 can be seasonally limited to the period spring to summer. It is assumed

that the animal was caught and marked as a floater in search of its own territory during the mating season in the southern Harz Mountains. As the homerange of male M47 was not known, it remains unclear whether the distance determined (12 km) was a (short distance) migratory movement or his regular homerange which was already used at the time of marking and where he was photographed 3 years later. Homeranges of male wildcats can by all means cover well over 3,000 - 4,000 ha (Kernel 95%) (Dietz et al. 2016, Hupe 2009).

CONCLUSION

The data obtained on the life history of wildcats underpins the need for conservation measures, in particular due to low reproductive performance and the anthropogenic threats to which the species is exposed. Future research approaches should focus on the influence of road traffic mortality, taking into account natural mortality and age expectancy. Initial results on dispersal showed that male and female wildcats participate in population exchanges over long distances, including males in their 3rd year of life.

REFERENCES

- BIRLENBACH K., KLAR N. (2009): Aktionsplan zum Schutz der Europäischen Wildkatze (*Felis silvestris silvestris*, Schreber 1775) in Deutschland. In: Fremuth, W., Jedicke, E., Kaphegyi, T., Wachendörfer, V. u. Weinzierl, H. (Hrsg.): Zukunft der Wildkatze in Deutschland. Ergebnisse des internationalen Wildkatzen-Symposium 2008 in Wiesenfelde. Initiativen zum Umweltschutz, 75, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 155-216.
- DEUTSCHE WILDTIER STIFTUNG / GÖTZ, M. (2020): Wildkatzennachwuchs im Wolfsrevier. Online: <https://www.deutschewildtierstiftung.de/aktuelles/wildkatzen-nachwuchs-im-wolfsrevier> - aufgerufen am 22.11.2020
- DIETZ M., LANG J., RÜTH K., KRANNICH A., SIMON O. (2016A): Wiederbesiedlung und Habitatpräferenzen der Europäischen Wildkatze im Rothaargebirge. Naturschutz und Landschaftsplanung 48 (11): 337-344.
- GÖTZ, M., ROTH, M. (2007): Verbreitung der Wildkatze (*Felis s. silvestris*) in Sachsen-Anhalt und ihre Aktionsräume im Südharz. Beiträge zur Jagd- und Wildforschung, Band 32: 437-448
- GÖTZ, M. (2009): Reproduktion und Juvenilmortalität einer autochthonen Wildkatzenpopulation im Südharz. – In: Fremuth, W., E. Jedicke, T. A. M. Kaphegyi, V. Wachendörfer & H. Weinzierl (Hrsg.): Zukunft der Wildkatze in Deutschland – Ergebnisse des

- internationalen Wildkatzen-Symposiums 2008 in Wiesenfelden. – Berlin (Erich Schmidt Verlag). – Initiativen zum Umweltschutz 75: 31–35.
- GÖTZ, M. (2015): Die Säugetierarten der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie im Land Sachsen-Anhalt – Wildkatze (*Felis silvestris silvestris* Schreber, 1777) – Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Hrsg.), 2, 2015
- GÖTZ, M. (2016): Altersbestimmung anhand odontologischer Merkmale von Wildkatzen – Methoden und Ergebnisse des Totfundmonitorings in Sachsen-Anhalt. In: Volmer, K. & Simon, O. (Hrsg.): FELIS Symposium vom 16.-17. Oktober 2014 in Gießen “Der aktuelle Stand der Wildkatzenforschung in Deutschland”, Schriften des Arbeitskreises Wildbiologie an der Justus-Liebig-Universität Gießen e. V., Heft 26; Gießen, VVB LAUFERSWEILER Verlag, S.129-143
- HEMMER, H. (1993): - in: Stubbe, M. & Krapp, F. (Hrsg.): Handbuch der Säugetiere Europas. Bd. 5, Teil II, 1077-1118.
- HUPE K. (2009): Die Europäische Wildkatze im Solling – Kenntnisstand und Ausblick auf eine mögliche Ausbreitung und Vernetzung mit angrenzenden Wildkatzenpopulation. In: Fremuth, W., Jedicke, E., Kaphegyi, T., Wachendörfer, V. u. Weinzierl, H. (Hrsg.): Zukunft der Wildkatze in Deutschland. Ergebnisse des internationalen Wildkatzen-Symposium 2008 in Wiesenfelde. Initiativen zum Umweltschutz 75, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 37-42
- JEROSCH, S., GÖTZ, M. (2016): Wildkatzen in einer Offenland geprägten Kulturlandschaft – Raum-Zeit-Muster und Habitatwahl. In: Volmer, K. & Simon, O. (Hrsg.): FELIS Symposium vom 16.-17. Oktober 2014 in Gießen “Der aktuelle Stand der Wildkatzenforschung in Deutschland”, Schriften des Arbeitskreises Wildbiologie an der Justus-Liebig-Universität Gießen e. V., Heft 26; Gießen, VVB LAUFERSWEILER Verlag, S. 208-220
- JEROSCH, S., GÖTZ, M., ROTH, M. (2017): Spatial organization of European wildcats (*Felis silvestris silvestris*) in an agriculturally dominated landscape in Central Europe. Mammalian Biology 82:8-16.
- KAPLAN, E.L., MEIER, P. (1958): Nonparametric estimation from incomplete observations. Journal of the American Statistical Association, 53: 457-481
- MAYFIELD, H.F. (1975): Suggestions for calculating nest success. – Wilson Bulletin 87: 456-466.
- PIECHOCKI, R. (1990): Die Wildkatze. – Neue Brehm-Bücherei, 189, Ziemsen Verlag, Wittenberg.
- PIECHOCKI, R., STIEFEL, A. (1988): Über die Altersstruktur der Verluste

der Wildkatze (*Felis silvestris* Schreber, 1777) in der DDR. –
Hercynia N. F. 25, S. 235-258.

Schumann, D. (2012): Altersstrukturanalyse von im Straßenverkehr
getöteten Wildkatzen. Unveröff. Diplomarbeit. Philipps Universität
Marburg: 39 S. + Anhang

SIMON, O., M. GÖTZ (2013): Artenschutzmaßnahmen für die Wildkatze
in der forstlichen Praxis. – Allgemeine Forstzeitschrift – Der Wald. 68
(10): 7–10.

SIMON, O., LANG, J., STEEB, S., ESKENS, U., MÜLLER, F., VOLMER, K.
(2015): Relevanz der Totfundanalyse von Wildkatzen für das FFH-
Monitoring in Hessen. In: Volmer, K. & Simon, O. (Hrsg.): FELIS
Symposium vom 16.-17. Oktober 2014 in Gießen “Der aktuelle Stand
der Wildkatzenforschung in Deutschland”, Schriften des Arbeitskreises
Wildbiologie an der Justus-Liebig-Universität Gießen e. V., Heft 26;
Gießen, VVB LAUFERSWEILER Verlag, S. 67-93

STEEB, S. (2015): Postmortale Untersuchungen an der Europäischen
Wildkatze (*Felis silvestris silvestris* Schreber, 1777). INAUGURAL-
DISSERTATION zur Erlangung des Grades eines Dr. med. vet.
beim Fachbereich Veterinärmedizin der Justus-Liebig-Universität
Gießen, VVB LAUFERSWEILER Verlag, Gießen: 150 Seiten.

SUNQUIST, M., SUNQUIST, F. (2002): Wild Cats of the World. –
The University of Chicago Press Chicago and London, 452 S.

CONTACT

Malte Götz
BRUMBACHWILD
maltegoetz@gmx.de



Hybridisation and introgression in the Scottish Wildcat

Jo Howard-McCombe, H. Senn, D. Lawson, M. Bruford und M. Beaumont

INTRODUCTION

The wildcat, *Felis silvestris*, is among the most endangered mammals in the UK (MATHEWS et al. 2018). Since the end of the 19th century its range in the UK has been restricted to the Scottish Highlands, where the population continues to be threatened by habitat loss, persecution, and competition with (and spread of diseases from) feral domestic cats. The single biggest threat to this population, however, is hybridisation with domestic cats (YAMAGUCHI et al. 2015). Scottish wildcats are now hybridised to such an extent that earlier this year they were declared ‘functionally extinct’, the remaining wild population is “too small, too fragmented and too hybridised” (BREITENMOSER et al. 2019).

Urgent conservation work is therefore needed to retain the wildcat in Scotland. Conservation has been coordinated by Scottish Wildcat Action since 2013. Scottish Wildcat Action has focused on five priority areas across Scotland, monitoring the wildcat population and operating a Trap Neuter Vaccinate Return programme for feral domestic cats. Scottish Wildcat Action manage an ex situ programme maintaining a captive breeding population, with the eventual aim of releasing individuals back into the wild. Effective conservation of the wildcat in Scotland, however, can be challenging. Accurate population estimates are difficult to obtain due to the elusive nature of the species, and limited ability to distinguish hybrids from wildcats (BREITENMOSER et al. 2019). Additionally, there is no established timeline of hybridisation and introgression in the UK; we do not have accurate information on how long hybridisation has been happening, or how rapidly it has occurred (MACDONALD et al. 2010).

Decisions taken in the next few years, regarding population restocking, reinforcement and management of gene flow from domestics, will decide the future of this species in the UK. It is vital that these decisions are informed by a good understanding of hybridisation history and dynamics.

AIMS

The overall aim of the research is to use genetic data to better understand hybridisation in Scotland. Specifically, we wished to examine the current wildcat population structure, how well existing tests for hybrids perform, and whether we can use ddRAD-seq data to estimate when significant hybridisation began.

METHODS

ddRAD-seq data was generated for 108 individuals: four Scottish domestic cats, 45 wild-living, putative wildcats, and 59 wildcats from the UK captive breeding programme (SENN et al. 2018). Individuals were genotyped at 6546 markers (single nucleotide polymorphisms, SNPs).

Population structure was examined using principal component analysis (PCA) in R and ADMIXTURE (ALEXANDER et al. 2009, values of K two to eight).

Two tests are currently used to identify hybrid individuals, a seven-point pelage scoring system (KITCHENER et al. 2005) and a 35 SNP genetic test (SENN & OGDEN 2015). The pelage test scores seven morphological characteristics; individuals are scored one, two or three for domestic, hybrid or wildcat features respectively, with a maximum score of 21. The genetic test uses 35 SNPs known to differentiate between domestic cats and wildcats and generates a ‘hybrid score’ STRUCTURE Q value (PRITCHARD et al. 2000) between 0 and 1; higher values corresponding to individuals with more wildcat ancestry. The threshold values for these two tests are currently 17 and 0.75, respectively, individuals scoring below these cut-offs are classified as hybrids.

Receiver operating characteristic (ROC) curves were drawn for the hybrid tests in R, using Q values from the ddRAD-seq data as the ‘true’ diagnosis of hybrid status. Data was only included from individuals where both 35 SNP and pelage scores were available (n=54). Individuals with a ddRAD-seq Q score of 0.75 or more were classified as ‘true wildcats’, below 0.75 as hybrids. Given the true diagnosis, the true positive and false positive rates were calculated for both diagnostic tests at all possible threshold values. Plotting 1-false positive rate against true positive rate (specificity vs sensitivity) generates an ROC curve for each test. The area under the curve (AUC) is equivalent to the probability a test will rank a random positive instance higher than a random negative instance and is a useful metric to compare diagnostic tests. An AUC of 0.5 is essentially a random guess, and an AUC of less than 0.5 is worse than random (i.e. a highly uninformative diagnostic test).

Demographic history was examined using an Approximate Bayesian Computational (ABC) framework (BEAUMONT et al. 2002), a model-based approach to parameter inference rooted in Bayesian statistics. ABC was

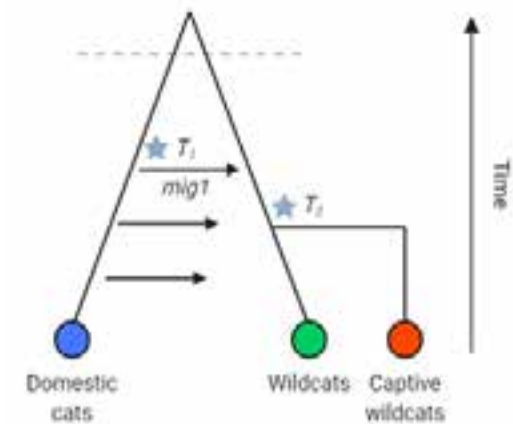


FIGURE 1. Preliminary model of wildcat demography. Parent populations (domestic cats and wildcats) are modelled under neutral evolution for 500 generations. We are particularly interested in estimated parameters T_1 and $mig1$, the time and rate of gene-flow from domestic cats to wildcats. We also model the captive wildcat population, established at time T_2 .

first developed from a rejection algorithm (PRITCHARD et al. 1999), where simulated data is generated under a hypothesised model of evolution, with model parameters sampled from a known prior distribution. Summary statistics are taken from both the simulated and observed data. An accepted sample of simulations (those with summaries closest to the observed data) are then used to estimate posterior distributions of model parameters. This basic rejection algorithm has been improved using local linear (BEAUMONT et al. 2002) and non-linear regression (BLUM & FRAN OIS 2010).

A demographic model for Scottish wildcats was developed (Fig. 1), with domestic cat and wildcat populations diverging under a neutral model of evolution for 500 generations. Assuming a generation time of three years, this models the last ~1500 years of wildcat history. The initial SNP frequencies for wildcats and domestics were simulated from a beta-binomial distribution parameterised by F_{ST} for each population (BALDING & NICHOLS 1995). At time T_1 , gene flow from domestic cats to wildcats begins at a rate of $mig1$ per generation. At time T_2 the captive breeding population is established from a sample of wild-living individuals. Data was simulated (number of simulations = 60000) under this model using SLiM (HALLER & MESSER 2017), a toolkit for evolutionary modelling. A total of 25 (distance-based) summary statistics were taken from the simulated and observed data. Parameter inference was completed in R using the abc package (CSILLÉRY et al. 2012).

RESULTS

PCA (Fig. 2) shows a large proportion of the variation in genotype (23.9 %) was explained by the first principle component (PC1). Domestic cats form a cluster at one end of this axis, distinct from a second cluster at the opposite end of PC1. This second cluster is formed of individuals most genetically distant to domestic cats (putatively ‘true’ wildcats) and almost exclusively consists of individuals from the UK captive breeding programme. Wild-living individuals are found across PC1, between these two groups. ADMIXTURE analyses confirmed almost all wild-living individuals sampled (43 out of 45) showed some evidence of domestic ancestry at $K=2$ (i.e. modelling two ancestral populations, ‘wildcat’ and ‘domestic’). The pairwise F_{ST} between the domestic and captive populations was 0.465.

ROC curves showed that both diagnostic tests, the 35 SNP test and pelage score, performed well, with AUC values of 0.997 and 0.839, respectively.

The 35 SNP test outperformed the morphology-based test, with generally a very low rate of both false positives and false negatives.

The model of wildcat demography presented here is preliminary, as the model is still under development, however, results will be discussed further below.

DISCUSSION

PCA and ADMIXTURE analysis show a population of individuals genetically distinct from domestic cats (putative wildcats) persists in Scotland, as also reported by BEAUMONT et al. (2001) using microsatellite data. Genetic differentiation between these groups is supported by a high F_{ST} and is comparable to that between dogs and wolves (CRONIN et al. 2015). Fig. 2 highlights the extent of hybridisation in the wild population. A continuum of genetic backgrounds is found across PC1, a result of repeated backcrossing and mating between hybrids referred to as a ‘hybrid swarm’. Almost all wild individuals sampled showed some evidence of introgression from domestic cats, and the varying levels of introgression in Fig. 2B are likely to be a result of multiple admixture events. We find the captive population to be a reservoir of wildcat genes in Scotland, and an important resource for future conservation management.

ROC analysis showed both diagnostic tests to be informative when attempting to identify hybrid individuals. The pelage score is a slightly less reliable indicator of wildcat ancestry; this is unsurprising as the characteristics scored by this test are likely to be controlled by a limited number of genes. We found the 35 SNP test to be very accurate; hybrids could be identified almost as well using the 35 SNPs as with a dense marker set of over 6000 SNPs. It could be argued, however, that there is some circularity in confirming a genetic test with additional genetic markers. We therefore recommend the continued use of the pelage score and 35 SNP test in conjunction to identify hybrids, especially when considering individuals to be incorporated into the captive breeding programme.

The demographic model developed for wildcats appears to perform fairly well. Using the model shown in Fig. 1, and the distance-based summary statistics devised, we are capable of simulating genetic data that broadly follows the patterns of the observed wildcat data, particularly with regard to generating the ‘hybrid swarm’. With 60000 simulations, the posterior densities for T_1 and $mig1$ appear to support a recent demographic collapse

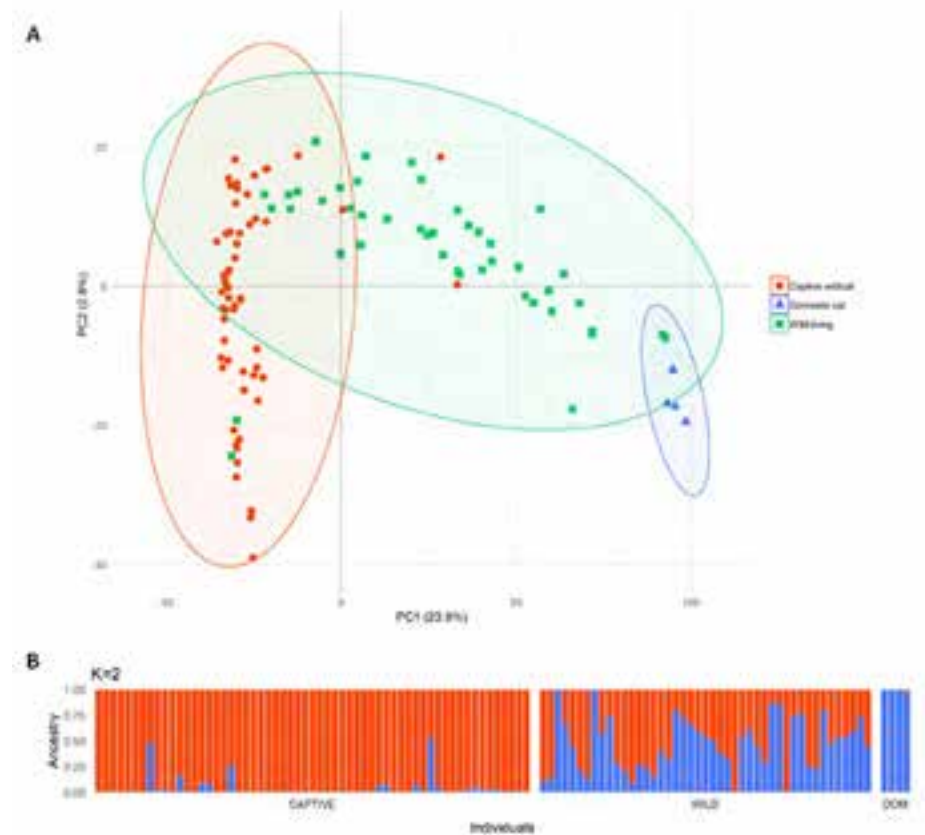


FIGURE 2. Population structure in the UK wildcat population. PCA (A) show distinct clustering across the PC1 axis; domestic cats (blue) form a separate cluster to one consisting mostly of captive wildcats (red). Wild-living individuals (green) are found across the PC1 axis between these two groups. ADMIXTURE analysis (B) at K=2 again shows the same clustering of the domestic cat and captive wildcats. The wild-living population are mostly hybridised, with almost all individuals having a mix of the two ancestries.

in the Scottish wildcat population following high gene-flow from domestics. However, work is ongoing to develop the model further, with the aim of improving model fit and therefore posterior estimates. The confidence in the estimates will also be improved with a larger number of simulations.

REFERENCES

ALEXANDER, D.H.; NOVEMBRE, J.; LANGE, K.; (2009) Fast model-based estimation of ancestry in unrelated individuals. *Genome Research* 19: 1655–1664

BALDING, D.J.; NICHOLS, R.A. (1995) A method for quantifying differentiation between populations at multi-allelic loci and its implications for investigating identity and paternity. *Genetica* 96: 3-12

BEAUMONT, M.; BARRATT, E.M.; GOTTELLI, D.; KITCHENER, A.C.; DANIELS, M.J.; PRITCHARDS, J. K.; BRUFORD, M.W. (2001) Genetic diversity and introgression in the Scottish wildcat. *Molecular Ecology* 10: 319–336

BEAUMONT, M.A.; ZHANG, W.; BALDING, D.J. (2002) Approximate Bayesian Computation in population genetics. *Genetics* 162: 2025–2035

BLUM, M.G.B.; François, O. (2010) Non-linear regression models for Approximate Bayesian Computation. *Statistics and Computing* 20: 63–73

BREITENMOSER, U.; LANZ, T.; BREITENMOSER-WÜRSTEN, C. (2019) Conservation of the wildcat (*Felis silvestris*) in Scotland: Review of the conservation status and assessment of conservation activities. IUCN SSC Cat Specialist Group, Bern, Switzerland

CRONIN, M.A.; CÁNOVAS, A.; BANNASCH, D.L.; OBERBAUER, A.M.; MEDRANO, J.F. (2015) Single Nucleotide Polymorphism (SNP) variation of wolves (*Canis lupus*) in Southeast Alaska and comparison with wolves, dogs and coyotes in North America. *Journal of Heredity* 106: 26-36

CSILLÉRY, K.; FRANÇOIS, O.; BLUM, M.G.B. (2012) Abc: An R package for Approximate Bayesian Computation (ABC). *Methods in Ecology and Evolution*, 3: 475–479

HALLER, B.C.; MESSER, P.W. (2017) SLiM 2: Flexible, interactive forward genetic simulations. *Molecular Biology and Evolution*, 34: 230–240

KITCHENER, A.C.; YAMAGUCHI, N.; WARD, J.M.; MACDONALD, D.W. (2005) A diagnosis for the Scottish wildcat (*Felis silvestris*): A tool for conservation action for a critically-endangered felid. *Animal Conservation* 8: 223–237

MACDONALD, D.; YAMAGUCHI, N.; KITCHENER, A.; DANIELS, M.; KILSHAW, K.; DRISCOLL, C. (2010) Reversing cryptic extinction: The history, present and future of the Scottish wildcat. In: *Biology and conservation of wild felids*. Oxford University Press, Oxford, pp. 471-492

MARJORAM, P.; MOLITOR, J.; PLAGNOL, V.; TAVERÉ, S. (2003) Markov chain Monte Carlo without likelihoods. *PNAS* 100: 15324-15328

MATHEWS, F.; KUBASIEWICZ L.M.; GURNELL J.; HARROWER C.A.; MCDONALD R.A.; SHORE R.F. (2018) A review of the population and conservation status of British mammals: Technical summary. A report by the Mammal Society under contract to Natural England, Natural Resources Wales and Scottish Natural Heritage. Natural England, Peterborough.

PRITCHARD, J.K.; SEIELSTAD, M.T.; PEREZ-LEZAUN, A., FELDMAN, M.W.; (1999) Population growth of human Y chromosomes: a study of Y chromosome microsatellites. *Molecular Biology and Evolution* 16: 1791-1798

PRITCHARD, J.K.; STEPHENS, M.; DONNELLY, P. (200) Inference of population structure using mutli-locus genotype data. *Genetics* 155: 945-959

SENN, H.; GHAZALI, M.; KADEN, J.; BARCLAY, D.; HARROWER, B; CAMPBELL, R.D.; MACDONALD, D.W.; KITCHENER, A.C (2018)

Distinguishing the victim from the threat: SNP-based methods reveal the extent of introgressive hybridisation between wildcats domestic cats in Scotland and inform future in situ and ex situ management options for species restoration. *Evolutionary Applications* 12: 399-414

SENN, H.V; OGDEN R. (2015) Wildcat hybrid scoring for conservation breeding under the Scottish Wildcat Conservation Action Plan. Royal Zoological Society of Scotland, May 2015

YAMAGUCHI, N.; KITCHENER, A.; DRISCOLL, C.; NUSSBERGER, B. (2015). *Felis silvestris*. The IUCN Red List of Threatened Species 20152

CONTACT

Jo Howard-McCombe

University of Bristol
j.howard-mccombe@bristol.ac.uk

GPS radio tracking of wildcat hybrids and its use in conservation management of the wildcat in Scotland – preliminary results

Kerry Kilshaw, Kenny Kortland, David W. Macdonald, Roo Campbell

BACKGROUND

The wildcat (*Felis silvestris*) in Scotland is Britain's only surviving native felid (Macdonald et al., 2004) and while currently classified as Least Concern (Driscoll & Nowell, 2009), its status is not healthy by historical standards. Previously widespread across the UK, the wildcat in Scotland suffered from heavy persecution and extensive habitat loss, and has been restricted to parts of northern Scotland since the late 1800's (Easterbee et al., 1991; Balharry & Daniels, 1998; Davies & Gray, 2010). Via extrapolation of wild-living cat samples collected in the 1990's, the population of wildcats in Scotland was previously estimated to be roughly 400 (Macdonald et al., 2004). The most recent estimate based on extensive camera trap surveys placed the population between 157 - 311 individuals (Kilshaw, 2015) and consequently Kilshaw (2015) suggested the Scottish population should have its status revised.

Although hybridization is currently considered the greatest threat to the Scottish population, wildcats are also threatened by habitat loss (Stahl & Artois, 1991; Nowell, 1996()), disease (McOrist et al., 1991; Stahl & Artois, 1991; Daniels et al., 1999), persecution (Corbett, 1979; Easterbee et al., 1991; Balharry & Daniels, 1998) and incidental deaths (McOrist & Kitchener, 1994; Harris et al., 1995; Daniels, 1997; Macdonald et al., 2004), therefore a multi-pronged approach is required to improve its population status. In 2013, the Scottish Wildcat Conservation Action Plan was launched as a concerted national effort by several partners and led by Scottish Natural Heritage to preserve and expand both the numbers and geographic range of the remaining wildcats in Scotland using a combination of different actions (SNH, 2013). Scottish Wildcat Action aims to deliver the Action Plan and as detailed in the plan, one task was to improve understanding of wildcat ecology and behaviour and how this affects conservation management.

CURRENT PROJECT

In collaboration with Scottish Wildcat Action and Forestry and Land Scotland, we aimed to increase the existing knowledge about the wildcat's behavioural ecology using GPS radio-tracking for conservation management purposes. Campbell's (2015) study using GPS collars significantly improved on the available literature on Scottish wild-living cat habitat and den use previously collated using standard radio tracking techniques (e.g. Balharry 1979; Scott et al., 1993; Daniels et al., 1998), although his study was limited

slightly by collar longevity (mean = 33 days; range = 7-134 days). Here, we use GPS collars (e-obs GmbH) and utilise the accelerometer informed GPS function to maximise battery life, this function links activity of the cat to the frequency of GPS fixes. Here, when the cat was active, GPS fixes were taken every 15 minutes and when inactive (e.g. resting) every 4 hours. This has allowed detailed information on seasonal behaviour of collared individuals to be collected for the first time. In addition to GPS data, accelerometer data was also collected by the collars and is being used to help identify and characterize den and rest sites.

Over the winters of 2018/2019, 13 individual cats were collared. Because hybridization levels are high in Scotland, difficulties exist in identifying wildcats from wildcat hybrids (Macdonald et al., 2004; Kitchener et al., 2005). Individuals in the field were initially assessed as wildcat/wildcat hybrid/domestic cat based on their pelage score (see Kitchener et al., 2005 for details), Scottish Wildcat Action uses a precautionary approach to avoid neutering wildcats, so pelage scores between 17-21 are considered wildcat unless genetic data contradicts this. Currently a hybrid score (Q) of >0.75 is accepted as a wildcat (one grandparent was a domestic cat; see Senn and Ogden (2015)). Initially, all 13 cats scored 17 or more on their pelage characteristics, but genetic analysis of blood samples classified them all as wildcat hybrids. However, we believe wildcat hybrids are fulfilling much of the same ecological niche as a wildcat would in Scotland and therefore the data is still relevant for wildcat conservation moving forwards. Data collection is still ongoing, but we discuss some preliminary results and how these might influence wildcat conservation in Scotland.

RESULTS AND IMPLICATIONS FOR WILDCAT CONSERVATION IN SCOTLAND

4 female and 9 male wildcat hybrids were collared across 4 of the 5 priority areas; Morvern, Strathpeffer, Strathbogie and Angus Glens (Figure 1).

Mean pelage score was 18 (range = 17-20), mean Q score was 0.52 (range = 0.285-0.71). Collars have lasted a mean of 237 days (range = 137 – 318 days). Two collars fell off earlier than anticipated and were re-deployed on different individuals. Two males caught in Feb/March 2018 were re-collared in the 2019 trapping season providing 581 and 473 days' worth of data overall.



Figure 1: Shows the 5 priority areas where work is being carried out by Scottish Wildcat Action; Morvern, Strathpeffer, Northern Strathspey, Strathbogie, Angus Glens.

HOME RANGE SIZE

Mean home range size based on 95% Minimum Convex Polygons was 14.22 km² for females (range = 4.42-28.59 km², N= 4) and 19.95 km² for males (range = 11.57-26.89, N= 6; data from 2 males was excluded because data collection is ongoing).

Home range size varied monthly for all collared individuals and was largest for males between Feb and August and for females between Feb and April (Figure 2). Female home range size decreased significantly from the end of April due to decreased ranging behaviour when rearing kittens.

SEASONAL VARIATION IN HOME RANGE USE

Seasonal variation in home range appeared to vary geographically and was likely influenced by a combination of prey availability/density and the presence of other cats. For example, in the east (Strathbogie), considered to be “good” cat habitat (a mosaic of low intensity farmland with rabbits, hedgerows and patches of managed timber plantation that includes areas of clearfell and young plantation), then there was no obvious shift in home range from one habitat type to another seasonally.

In comparison, in the south (Angus Glens) where there are large areas of intensively managed grouse moorland with patches of commercial timber plantations and low intensity farmland, two of the wildcat hybrids collared there showed a seasonal shift in home range from predominantly forest and covered habitat during winter to the open moorland from April, presumably to hunt on ground nesting birds, leverets (*Lepus timidus*), rodents including water vole (*Arvicola Amphibius*) and field voles (*Microtus agrestis*) (Figure 3). During the summer months these cats only made sporadic and brief visits to forest.

HABITAT USE

Habitat use varies across different geographical regions; in the east, low intensity farmlands form a large part of the home ranges, in one case, home range of the longest collared male (581 days; $Q = 0.71$) fell exclusively in farmland (Figure 4). Regular use of farm structures by many of the collared cats highlight the importance of neutering feral farm cats as this is a likely route of hybridization, it also highlights the risk of potential secondary rodenticide poisoning through the consumption of rodents found in many farm buildings.

LINEAR FEATURES

Linear features were used frequently by all collared cats including fence lines, hedgerows, forest tracks and roads, railway lines and habitat edges (Figure 5)

Forest use

Forest use appears to be influenced by the surrounding habitat; broadleaved forest was preferentially used, particularly if it was highly structured and provided good ground level cover. In areas where there is little surrounding cover, for example, in the Angus Glens, where patches of forest are surrounded by open, intensively managed grouse estates, the forest was used to a greater extent. If other suitable cover exists such as gorse, mixed broadleaved hedgerows or scrub, then this was also used. Within managed pine plantations, younger plantations (<20 years old) and clearfell were particularly used (Figure 6).

DEN AND RESTING SITES

Two of the four females collared showed evidence of having young. One female (Strathpeffer priority area) was approximately 6 weeks pregnant when collared and based on a combination of accelerometer and GPS data and camera trap footage appeared to give birth on the 27th April 2018, the

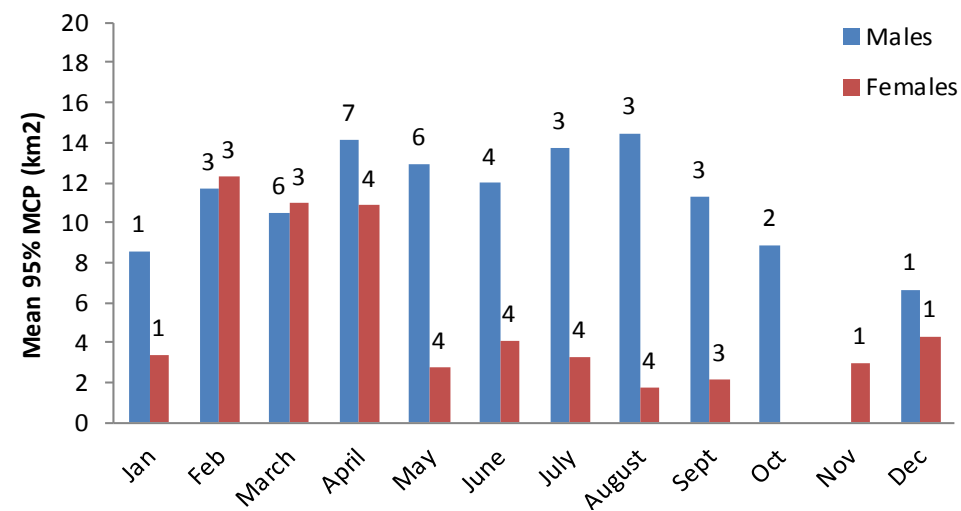


Figure 2; Mean 95% MCP (km²) for males and females between January 2018 and November 2019. Not all individuals had data for each month. Only complete months were included in analysis. Data labels show number of individuals each mean monthly 95% MCP was calculated from.

natal den site location was in a derelict stone barn with piles of wood leaning against the walls. A second female (Strathbogie priority area) appears to have given birth around the 4th May 2019 in a dense patch of scrub on the edge of a hillside previously clear felled and now covered in gorse.

During the course of the study, kittens were also located in a commercial forestry timber stack in the Angus Glens priority area.

Wildcat hybrids used a variety of different structures as rest sites including patches of gorse, in particular south facing, hedgerows, windfall, stone cairns, hay barns, dense vegetation, and clearfell (Figure 6). As noted by CAMPBELL (2015), wild-living cats in Scotland use a mean of 11 rest sites, here the data shows a similar pattern, with all individuals using several (>10) rest site locations on a regular basis and other rest sites just once or twice throughout their home range.

Lessons learnt so far from GPS collaring of wildcat hybrids and how this can help wildcats in Scotland (Table 1)

DEN/REST SITES

As a European Protected Species, breeding sites and resting places are protected from destruction or disturbance but this requires them to be identifiable. Even with collars on it was difficult to pinpoint exact rest site locations as these were often within very dense vegetation. Females with kittens also moved den sites regularly (Campbell, 2015), suggesting that the current legislation is not as effective as it could be and a different approach might be needed to protect wildcats.

Gorse slopes, windblow, hay barns and patches of scrub appear to be particularly important day time rest sites for wildcat hybrids. Changes in land management to reduce practices such as the removal of gorse or clearing of windfall within forestry could greatly improve the availability and security of suitable rest sites for wildcats.

HABITAT USE AND HOME RANGE SIZE

Home range size is larger than previously reported for wild-living cats in Scotland (Corbett, 1979; Scott et al., 1993; Daniels et al., 2001; Campbell, 2015). This is likely a product of improved technology as 3 of the 4 previous estimates were collected using VHF radio tracking rather than GPS. This highlights the importance of increasing the size of camera trap grids for wildcat surveys and monitoring to account for these greater than expected home range sizes.

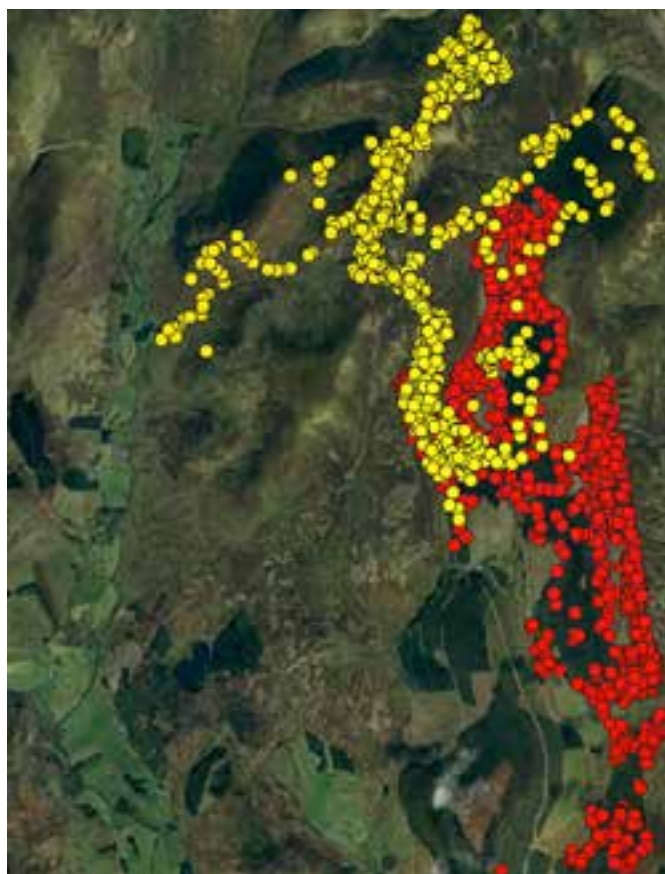


Figure 3: Shows shift in home range by a collared male wildcat hybrid from forest and scrub (clearfell, young plantation, juniper; bottom photo) in winter (Red circles; Jan-March 2018) to open moorland (top photo) in April 2018 where he stayed until July 2018 (Yellow circles) when his collar then fell off. He was later seen on camera traps in the forest in winter again

Habitat use varies across different regions; well managed grouse moorlands appear to be important seasonally, likely as a source of prey, but wildcats in grouse moorlands are at risk of accidental persecution as a result of the difficulties in identifying wildcats from wildcat hybrids. Continuing to work closely with the game keeping industry to improve identification techniques and increase wildcat friendly practices is therefore important.

In other areas, use of low intensity farmland formed a large part of the home range of several collared individuals. Farmlands can provide cover (hay barns/scrub /gorse), commuting routes (tracks/hedgerows) and prey (rabbits/small mammals) but wildcats using these areas are also at increased risk of threats from feral cats (hybridization/disease), disturbance (seasonal use of hay barns for storage/crop harvesting/gorse removal) and rodenticide poisoning from consumption of rodents. The data highlights the importance of neutering feral farm cats and increasing awareness amongst farmers about the potential use of their land by wildcats and steps they can take to help wildcats.

The use of certain linear features such as hedgerows has provided information on how we can improve landscape connectivity for wildcats in more open landscape or alternatively reduce these features to reduce movement of feral domestic cats into wildcat areas. It also highlighted how important roads and tracks are for wild – living cats. These and other observations are summarised in Table 1 below.

REFERENCES

- BALHARRY, D. & DANIELS, M.J. (1998) Wild living cats in Scotland. Edinburgh, Scotland
- CAMPBELL, R.C. (2015) Spatial ecology of the Scottish wildcat. Report to PTES. Wildlife Conservation Research Unit, Oxford, U.K. (2015) <https://www.wildcru.org/research/spatial-ecology-of-the-scottish-wildcat-domestic-cat-and-hybrids/>
- CORBETT, L.K. (1979) Feeding ecology and social organization of wild cats (*Felis silvestris*) and domestic cats (*Felis catus*) in Scotland. University of Aberdeen, PhD Thesis, 334 pp.
- DANIELS, M.J. (1997) The biology and conservation of the wildcat in Scotland. PhD, University of Oxford.
- DANIELS, M.J., BEAUMONT, M.A., JOHNSON, P.J., BALHARRY, D., MACDONALD, D.W. & BARRATT, E. (2001) Ecology and genetics

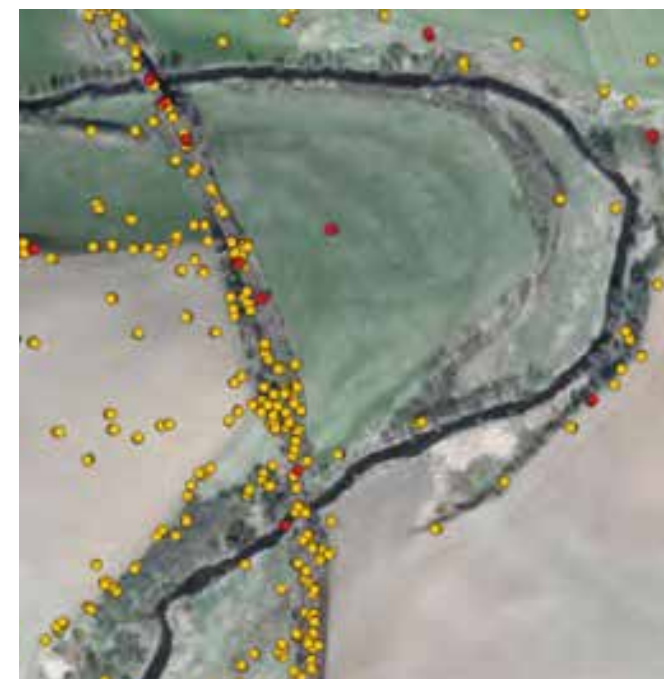


Figure 5: Use of a railway line and railway bridges over a river by two male wildcat hybrids (Yellow and Red circles represent two different individuals)



Figure 4: Shows the use of low intensity farmland by one collared male wildcat hybrid. Also demonstrates the importance of linear features such as hedgerows in allowing individuals to move across the landscape.



Figure 6: Some of the different structures used as rest sites on a regular basis by all wildcat hybrids.

of wild-living cats in the north-east of Scotland and the implications for the conservation of the wildcat. Journal of Applied Ecology, 38, 146-161.

DANIELS, M.J., MACDONALD, D.W., GOLDER, M.C. & JARRETT, O. (1999) Feline viruses in wildcats from Scotland. Journal of Wildlife Diseases, 35, 121-124.

DAVIES, A.R. & GRAY, D. (2010) The distribution of Scottish wildcats (*Felis silvestris*) in Scotland (2006-2008). Natural Heritage Commissioned Report No. 360.

DRISCOLL, C. & NOWELL, K. (2009) *Felis silvestris*. IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species Version2010.4. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 03 Feb 2012.

Easterbee, N., Hepburn, L.V. & Jefferies, D.J. (1991) Survey of the status and distribution of the wildcat in Scotland, 1983-1987. Nature Conservancy Council for Scotland, Edinburgh.

HARRIS, S., MORRIS, P., WRAY, S. & YALDEN, D. (1995) A review of British mammals: population estimates and conservation status of British mammals other than cetaceans. Joint Nature Conservancy Committee, Peterborough.

KILSHAW, K. (2015) Introgression and the current status of the Scottish wildcat. University of Oxford.

KITCHENER, A.C., YAMAGUCHI, N., WARD, J.M. & MACDONALD, D.W. (2005) A diagnosis for the Scottish wildcat (*Felis silvestris*): A tool for conservation action for a critically-endangered felid. Animal Conservation, 8, 223-237.

MACDONALD, D.W., DANIELS, M.J., DRISCOLL, C., KITCHENER, A. & YAMAGUCHI, N. (2004) The Scottish Wildcat: Analyses for Conservation and an Action Plan. Wildlife Conservation Research Unit, University of Oxford.

MCORIST, S., BOID, R., JONES, T.W., EASTERBEE, N., HUBBARD, A.L. & JARRETT, O. (1991) Some viral and protozool diseases in the European wildcat (*Felis silvestris*). Journal of Wildlife Diseases, 27, 693-696.

MCORIST, S. & KITCHENER, A.C. (1994) Current threats to the European wildcat, *Felis silvestris*, in Scotland. Ambio, 23, 243-245.

Nowell, K., and Jackson, P. (1996) Wild cats, Status survey and conservation action plan, IUCN, Gland, Suiza.

SCOTT, R., EASTERBEE, N. & JEFFERIES, D. (1993) A radio-tracking study of wildcats in western Scotland. In Proc. seminar on the biology and conservation of the wildcat (*Felis silvestris*) pp. 94-97. Council of Europe, Strasbourg, Nancy, France.

SENN, H.V. & OGDEN, R. (2015) Wildcat Hybrid Scoring For Conservation Breeding under the Scottish Wildcat Conservation Action Plan. Royal Zoological Society of Scotland.

SNH (2013) Scottish Wildcat Conservation Action Plan., Scottish Natural Heritage.

STAHL, P. & ARTOIS, M. (1991) Status and conservation of the wildcat in Europe and around the Mediterranean rim. Council of Europe, Strasbourg.

CONTACT
Kerry Kilshaw
Wildlife Conservation Research Unit
The Recanati-Kaplan Centre
kesserk@yahoo.com

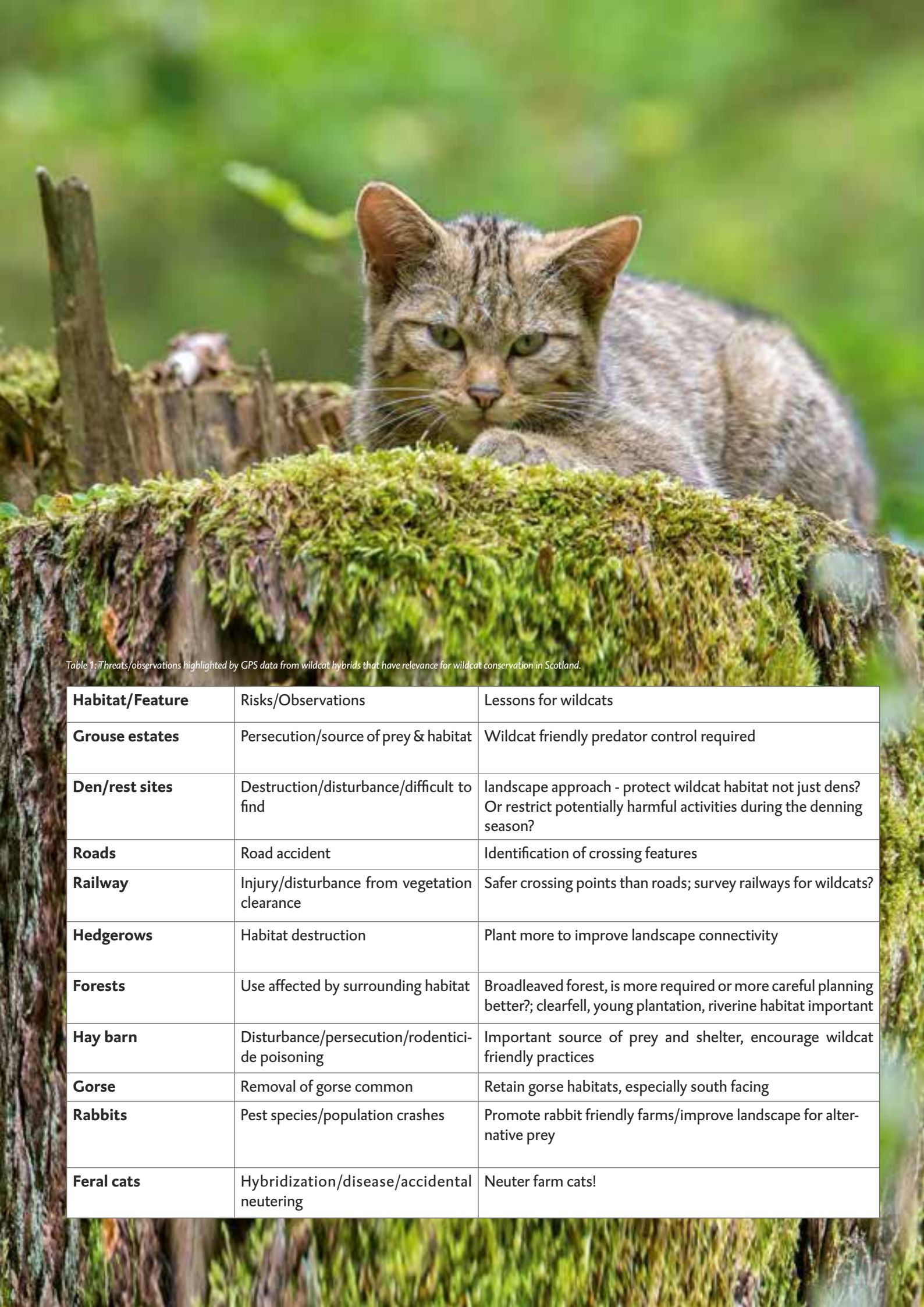


Table 1: Threats/observations highlighted by GPS data from wildcat hybrids that have relevance for wildcat conservation in Scotland.

Habitat/Feature	Risks/Observations	Lessons for wildcats
Grouse estates	Persecution/source of prey & habitat	Wildcat friendly predator control required
Den/rest sites	Destruction/disturbance/difficult to find	landscape approach - protect wildcat habitat not just dens? Or restrict potentially harmful activities during the denning season?
Roads	Road accident	Identification of crossing features
Railway	Injury/disturbance from vegetation clearance	Safer crossing points than roads; survey railways for wildcats?
Hedgerows	Habitat destruction	Plant more to improve landscape connectivity
Forests	Use affected by surrounding habitat	Broadleaved forest, is more required or more careful planning better?; clearfell, young plantation, riverine habitat important
Hay barn	Disturbance/persecution/rodenticide poisoning	Important source of prey and shelter, encourage wildcat friendly practices
Gorse	Removal of gorse common	Retain gorse habitats, especially south facing
Rabbits	Pest species/population crashes	Promote rabbit friendly farms/improve landscape for alternative prey
Feral cats	Hybridization/disease/accidental neutering	Neuter farm cats!

Survival patterns of *Felis silvestris silvestris* across Europe: an example study within the EUROWILDCAT network

Matteo Luca Bastianelli, Joseph Premier, Stefano Anile, Sabrina Streif, Krannich, Markus Dietz, Olaf Simon, Analena Severon, Mathias Herrmann, Dominique Pontier, Estelle Germain, Marie-Lazarine Poulle, Karsten Hupe, Saskia Jerosch, Malte Götz, Manfred Trinzen, Pedro Monterroso, Elena Ballesteros-Duperón, José María Gil-Sánchez, José Miguel Barea-Azcón, Marcos Moléon, René Janssen, Jasja Dekker, Zsolt Biró, Tobias Kümmerle, Lolita Bizzarri, Andrea Sforzi, Pablo Ferreras, Fermín Urrea, José María López-Martín, Francisco Díaz-Ruiz, Marco Heurich

Human-driven habitat loss and fragmentation are the most important drivers of biodiversity loss worldwide (Pereira et al. 2010, Haddad et al. 2015). Habitat fragmentation has negative effects when the “matrix” (i.e., the unsuitable-habitat portion of the landscape) becomes hostile to animals, posing several threats (Haddad et al. 2015, Moss et al. 2016, Fletcher et al. 2018). According to many studies, fragmentation consistently leads to degradation of ecosystems by reducing species richness, nutrient retention, trophic dynamics, and movement of animals (Haddad et al. 2015, Tucker et al. 2018). In the long-term, habitat fragmentation can lead to reduced connectivity of subpopulations which negatively affects gene flow and consequently genetic diversity, which is necessary for long-term population persistence (Forman & Alexander 1998, Gibbs 2001, Jaeger et al. 2005).

As the largest human artefact on the planet (Forman et al. 2003), the global road network appears to be the most important cause of habitat fragmentation (Coffin 2007, Jaeger et al. 2011). Besides habitat fragmentation and concurrent population subdivision, roads affect biodiversity through loss of habitat, change of environmental conditions, higher mortality and resource inaccessibility due to barrier effects (Jaeger et al. 2005). Since the year 2000, the global road network increased approximately 12 million km in length, and forecasts show that 25 million km will be needed by 2050, which means a 60 % increase on present conditions (Dulac 2013). Although roads are essential for the movement of people and goods (Dulac 2013), this extremely rapid development will become an increasing threat to the conservation of

global biodiversity. Europe has the highest density of road worldwide (0.65 km/km²; Ceia-Hasse et al., 2017), and European countries need to know how roads affect wildlife if they are to be prepared to face the forecasted road network increases and the potential biodiversity losses.

From an animal’s perspective, the negative effects of roads may be subsumed in direct mortality and movement barrier effects. National wildlife-vehicle collision estimates range from some hundred thousand to some hundred million events each year (Seiler 2003). The barrier effect is mainly due to mortality during crossing attempts, avoidance behaviour and the presence of physical barriers (e.g. fences) (Forman et al. 2003, Farhig & Rytwinski 2009). This barrier effect seems to have its greatest ecological impact (Beyer et al. 2016, Forman and Alexander 1998, Shepard et al. 2008) by hindering animals’ access to critical resources (e.g. food, mates and breeding sites) (Jaeger et al. 2005). The magnitude of the impact depends on species traits and behaviour, intrinsic properties of roads, traffic frequency, road density and the spatial configuration of the adjacent landscape (Coffin 2007, D’Amico et al. 2016, Chen & Koprowski 2016). Wild felids are doubtless strongly affected by the road network (Crooks 2002) because of their large spatial and restrictive dietary requirements (hyper-carnivorous species) (Kok & Nel 2004), which forces them to move through the landscape in search of high-quality habitat to meet energy demands for the survival (Riley 2006, Bateman & Fleming 2012).

The European wildcat (*Felis silvestris*) is a flagship species of special conservation concern in Europe, protected by the Bern Convention and Habitats Directive. Habitat loss and fragmentation due to human activities are the major threats for the species across the contemporary European multi-use landscapes, preventing the connection between populations (Klar et al. 2008, Lozano & Malo 2012). Road-related mortality and barrier effect are major threats for the species. In Belgium, Libois (1993) reported a wildcat road-kill rate between 5 to 10 individuals per 700 km² per year, while in Germany a mortality rate of 0,4 wildcat road-kills per kilometres per year was found along highways (Hartmann et al. 2013, Klar et al. 2009). Hartmann et al. (2013) reported genetic differentiation across a German highway, suggesting that it poses an effective barrier for individuals. Klar et al. (2008) found that wildcats generally avoided areas closer than 200 meters from roads, but they occasionally approached such areas for hunting or resting. Accordingly, Anile et al. (2019) found that wildcat detectability was positively correlated with the distance to roads.

Analyzing the effect of roads on the survival of the European wildcat is crucial for its conservation in fragmented landscapes. We took advantage of a telemetry data set of 222 tracked wildcats to analyze survival patterns of the species across Mediterranean and temperate regions of Europe. We tested the effect of sex, age-class, habitat and anthropogenic covariates on the annual survival of wildcats by means of the Cox proportional-hazard model. Results showed that road density played the most important role and negatively affected the survival of the European wildcat.

This survey was based on data provided by the collaborative EUROWILDCAT project (<https://eurowildcat.org/>), a data-sharing project that stores and manages European wildcat telemetry data from across the species distribution range. EUROWILDCAT is part of EUROMAMMALS (www.euromammals.org), an umbrella platform that additionally coordinates species-specific projects on European populations of roe deer *Capreolus capreolus* (EURODEER, www.eurodeer.org), red deer *Cervus elaphus* (EUREDEER, www.euredeer.org), wild boar *Sus scrofa* (EUROBOAR, www.euroboar.org), and Eurasian lynx *Lynx lynx* (EUROLYNX, www.eurolynx.org). The five databases are connected, facilitating inter-specific studies, and managed by data curators to ensure high data quality by detecting potential errors and outliers. Currently, it promotes collaborative science among 105 institutes in-

cluding research institutes, wildlife offices, protected areas and NGOs with scientific purposes from 30 countries. Moreover, the network of institutions shares knowledge and species- or location-specific information, beyond the data collected by individually-deployed sensors.

The long experience already collected by EURODEER has allowed to develop efficient tools to foster collaborative research, data management and sharing.

REFERENCES ANILE, S., DEVILLARD, S., RAGNI, B., ROVERO, F., MATTUCCI, F., VALVO, M.L., 2019. Habitat fragmentation and anthropogenic factors affect wildcat *Felis silvestris silvestris* occupancy and detectability on Mt Etna. *Wildlife Biology* 2019. BATEMAN, P. W. AND FLEMING, P. A. 2012. Big city life: carnivores in urban environments: Urban carnivores (S Le Comber, Ed.). - *Journal of Zoology* 287: 1–23. BEYER, H. L. ET AL. 2016. ‘You shall not pass!’: quantifying barrier permeability and proximity avoidance by animals. - *Journal of Animal Ecology* 85: 43–53. CHEN, H. L. AND KOPROWSKI, J. L. 2016. Barrier effects of roads on an endangered forest obligate: influences of traffic, road edges, and gaps. - *Biological Conservation* 199: 33–40. CEIA-HASSE, A., BORDA-DE-ÁGUA, L., GRILO, C., PEREIRA, H.M., 2017. Global exposure of carnivores to roads: Exposure of carnivores to roads. *Global Ecology and Biogeography* 26, 592–600. COFFIN, A. W. 2007. From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. - *Journal of Transport Geography* 15: 396–406. CROOKS, K. R. 2002. Relative Sensitivities of Mammalian Carnivores to Habitat Fragmentation. - *Conservation Biology* 16: 488–502. D’Amico, M. et al. 2016. Road avoidance responses determine the impact of heterogeneous road networks at a regional scale (M Hayward, Ed.). - *Journal of Applied Ecology* 53: 181–190. DULAC, J. 2013. Global Land Transport Infrastructure Requirements. in press. FARHIG, L. AND RYTWINSKI, T. 2009. Effects of roads on animal abundance: An empirical review and synthesis. - *Ecol Soc* in press. FLETCHER, R. J. ET AL. 2018. Is habitat fragmentation good for biodiversity? - *Biological Conservation* 226: 9–15.

FORMAN, R. T. T. AND ALEXANDER, L. E. 1998. Roads and Their Major Ecological Effects. - Annual Review of Ecology and Systematics 2: 207-231+C2.

FORMAN, R. ET AL. 2003. Road Ecology: Science And Solutions. - Bibliovault OAI Repository, the University of Chicago Press in press.

GIBBS, J. P. 2001. Demography versus habitat fragmentation as determinants of genetic variation in wild populations. - Biological Conservation 100: 15–20.

HADDAD, N. M. ET AL. 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth’s ecosystems. - Science Advances 1: e1500052.

HARTMANN, S. A., STEYER, K., KRAUS, R. H., SEGELBACHER, G., & NOWAK, C. (2013). Potential barriers to gene flow in the endangered European wildcat (*Felis silvestris*). Conservation genetics, 14(2), 413-426.

JAEGER, J. ET AL. 2005. Predicting when animal populations are at risk from roads: An interactive model of road avoidance behavior. - Ecological Modelling 185: 329–348.

JAEGER, J. A., SOUKUP, T., SCHWICK, C., MADRIÑÁN, L. F., & KIENAST, F. (2011). Landscape fragmentation in Europe. Klar, N., Fernández, N., Kramer-Schadt, S., Herrmann, M., Trinzen, M., BÜTTNER, I., & NIEMITZ, C. (2008). Habitat selection models for European wildcat conservation. Biological conservation, 141(1), 308-319.

KLAR, N., HERRMANN, M., & KRAMER-SCHADT, S. (2009). Effects and mitigation of road impacts on individual movement behavior of wildcats. Journal of Wildlife Management, 73(5), 631-638.

KOK, O. B. AND NEL, J. A. J. 2004. Convergence and divergence in prey of sympatric canids and felids: opportunism or phylogenetic constraint?: DIETS OF SYMPATRIC CANIDS AND FELIDS. - Biological Journal of the Linnean Society 83: 527–538.

LIBOIS, R.M. (1993). Le chat sauvage, *Felis silvestris*, Schreber, 1777. In: Council of Europe (1993). Seminar on the biology and conservation of the wildcat (*Felis silvestris*). Strasbourg, France: Council of Europe Press.

LOZANO, J., & MALO, A. F. (2012). Conservation of European wildcat (*Felis silvestris*) in Mediterranean environments: a reassessment of current threats. Mediterranean ecosystems: dynamics, management and conservation. Nova Science Publishers, Hauppauge, NY, 1-31.

MOSS, W. E. ET AL. 2016. Quantifying risk and resource use for a large carnivore in an expanding urban-wildland interface (J Frair, Ed.). - Journal of Applied Ecology 53: 371–378.

PEREIRA, H. M. ET AL. 2010. Scenarios for Global Biodiversity in the 21st Century. - Science 330: 1496–1501.

RILEY, S. P. D. 2006. Spatial Ecology of Bobcats and Gray Foxes in Urban and Rural Zones of a National Park. - Journal of Wildlife Management 70: 1425–1435.

SEILER, A. 2003. The toll of the automobile: wildlife and roads in Sweden. - Swedish University of Agricultural Sciences.

SHEPARD, D. ET AL. 2008. Roads as barriers to animal movement in fragmented landscapes. - Animal Conservation 11: 288–296.

TUCKER, M. A. ET AL. 2018. Moving in the Anthropocene: Global reductions in terrestrial mammalian movements. - Science 359: 466–469.

WADEY, J. ET AL. 2018. Why did the elephant cross the road? The complex response of wild elephants to a major road in Peninsular Malaysia. - Biological Conservation 218: 91–98.

CONTACT

Matteo Luca Bastianelli
Department of Visitor Management and National Park Monitoring
Bavarian Forest National Park
bastianellimatteo2@gmail.com



Status of the European wildcat in a richly structured agricultural landscape

Saskia Jerosch und Malte Götz

SUMMARY

For the first time, a telemetry study was conducted on the European wildcat in the agricultural landscape of Central Europe, a habitat that has received little attention so far. We captured wildcats in the open landscape and fitted them with radio collars. The results prove a permanent use of the habitat including reproduction. Population parameters, space-use patterns and habitat selection of up to 11 radio-collared wildcats are described.

INTRODUCTION

So far, research projects on the European wildcat (*Felis silvestris silvestris*) have mainly focused on ecological principles in forested habitats (Oliveira et al. 2018; Germain et al. 2009; Germain et al. 2008; Götz 2009; Götz 2015; Hötzel et al. 2007; Jerosch et al. 2010; Klar et al. 2008; Lozano et al. 2006; Monteroso et al. 2009; Sarmento et al. 2006), genetic issues (Nussberger et al. 2014; Tiesmeyer et al. 2020; Steyer et al. 2016; Kitchener et al. 2005; Pierpaoli et al. 2003) or monitoring (Götz 2015; Velli et al. 2015; Lozano et al. 2013; Steyer et al. 2013; Anile et al. 2012). However, almost nothing is known about the role of open landscapes in the space-use patterns of wildcats, including their dispersal. In Central Europe, the wildcat is considered a forest species that also uses adjacent meadows, but never exceeds a distance of about one kilometre from forest edges (Hötzel et al. 2007; Klar et al. 2008; Sarmento et al. 2006; Wittmer 2001). Nevertheless, wildcat deaths along roads in Saxony-Anhalt that are up to 7.5 km away from forested habitats (Götz & Roth 2007), indicate the use of open landscapes. Thus, the question of how wildcats use an open cultural landscape must therefore also be considered from the aspect of dispersal.

Our study focused on population parameters, space use patterns and habitat selection.

STUDY AREA

The study area in Central Germany was located in a landscape unit “Goldene Aue”, which is situated between the woodlands of the Lower Harz Mountains (Saxony-Anhalt) to the north and Kyffhäuser Mountains (Thuringia) to the south (Fig. 1). Stable wildcat populations still exist in both forest areas (Götz 2015; TLUG, 2009) with a presumably regular exchange of individuals (Piechocki 1990). The linear distance between the forests is 7 - 10 km. The “Goldene Aue” is located at 150 m a.s.l. and characterised by intensive agricultural use, which includes the cultivation

of rape and various types of cereals. The landscape is also characterised by high structural diversity, including hedges, copses and old orchards. A 122 ha area in the centre of the study area represents the largest forest. Overall, only 2 % of the study area is forest, whereas 70 % is arable land, which is the dominant land use type.

METHODS AND DATABASE

Between 2010 and 2013 we captured wildcats in timber box traps using valerian tincture (*Valeriana officinalis*) as olfactory bait. Age classification was based on indicators such as tooth wear, body size, pre- or post-reproductive teats of females and length of hind foot. Individuals were grouped according to the age classes described by Piechocki (1990). Wildcats were fitted with individual VHF radio-collars (Wagner, Cologne, Germany, 65 g). Since 2011, we have fitted females with VHF-collars and males with GPS-collars (e-obs, Munich, Germany, 70 g). Immatures were fitted with expanding VHF-collars (Wagner, Cologne, Germany, 35 g). According to Kenward (2001), the weights of the radio-collars were below the level of 3 - 5 % of the body weight of collared animals.

We captured and marked 11 wildcats (6 females; 5 males) with a trapping success of 0.54 captures per 100 trapping nights. At the time of capture, we classified six wildcats as adults, three as subadults and two as immatures. Our database contained individual observation periods of up to 26 months and a total of 7490 fixes. From four individuals we have an observation period of more than 12 months. In addition, one successful reproduction event was documented. We used a generalized linear modelling framework to test our hypotheses that sex and season influence habitat selection in addition to habitat variables.

RESULTS AND DISCUSSION

Four wildcats (2 females; 2 males) were observed over 12 months. Of these, two adults (1 female, 1 male) showed a saturation of their incremental plot before and after a year-long observation. Two subadults (1 female, 1 male) behaved differently (Fig. 2). They continued to expand their home range after a short stagnation. In the second year of observation, the subadults partially increased their home ranges fourfold, but always returned to their previous home range. The expansion took place in the months of April, May and June. These results of our telemetry study confirmed the permanent use of an agricultural landscape by both sexes and different age classes. In addition, we showed that at least two adults were resident over observation periods of 26 and 18 months, respectively.

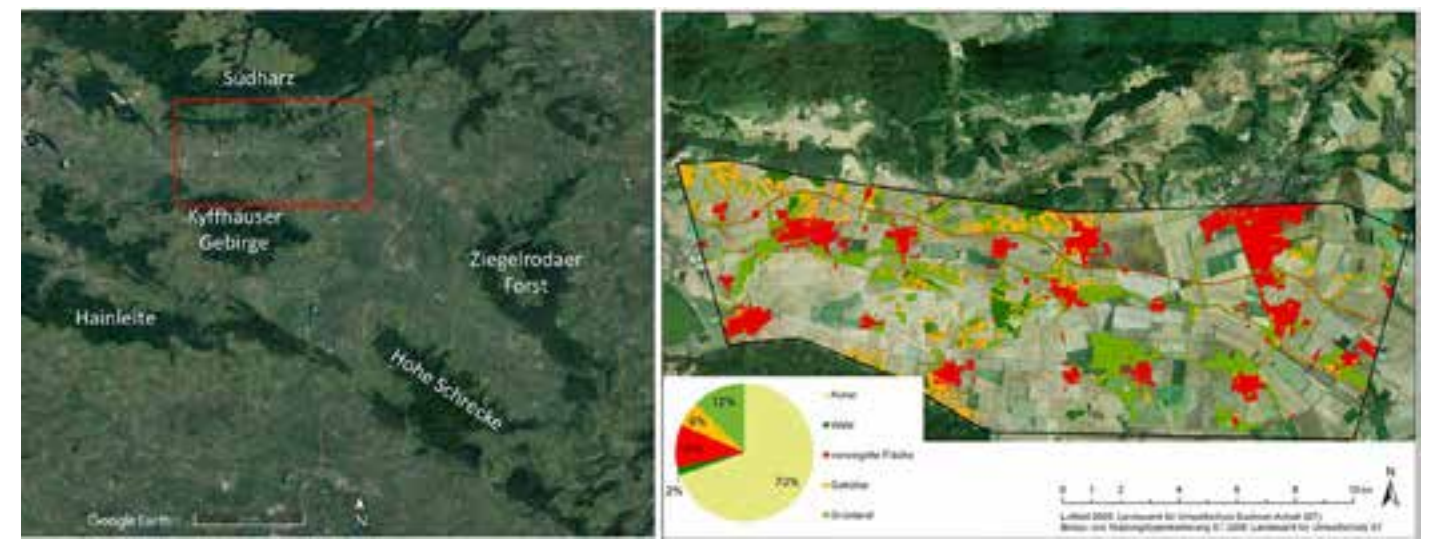


Fig 1: Location of the study area at regional and local scale.

These results of our telemetry study confirmed the permanent use of an agricultural landscape by both sexes and different age classes. In addition, we were able to show that at least two adults were resident over observation periods of 26 and 18 months, respectively. The overall kernel home range ranged from 25 - 739 ha for females and 309 - 1658 ha for males. Annual home ranges averaged 285 ± 239 S.D. ha for females and 1189 ± 226 S.D. ha for males. Compared to annual home ranges in forested habitats, female home ranges in the open agricultural landscapes are up to 60 % smaller than females home ranges in forested habitats, while the size of male home ranges in both habitats was almost the same (Jerosch et al. 2017; Götz et al. 2018). One reason for the small female home ranges could be an exclusive use of high-quality habitats that offer sufficient shelter as well as food availability. In the agricultural landscape, food availability is high, especially within habitat types with permanently available structures, such as hedgerows, field shrubs and orchards taken out of use. These provide important refuges for small mammals, the main food source of the wildcat in Central Europe (Götz 2015; Apostolico et al. 2016; Lang 2016; Ylönen et al. 1990; Butete et al. 2006). We found no differences in home range size between males and those in forested habitats. According to Burt (1943) males orientate themselves towards females. Thus, due to the patchy landscape in terms of shelter habitats, males have to cover large areas to reach females.

We found sex-specific differences in habitat selection (Fig. 3, Jerosch et al. 2018). Females preferred the proximity to areal shelter habitats and ecotones significantly more than males. In contrast, males preferred proximity to waterbodies significantly more than females. They showed negligible responses to roads, but significantly avoided proximity to settlements. We hypothesised that females' high demand for areal shelter habitats might be an instinctive need related to parental care. The results confirm that linear shelter vegetation types such as riparian woods or hedgerows are important structures for males to move in the open landscape. These long, linear shelter elements are crucial in an open agricultural landscape, as they also allow hidden movements over long distances. We conclude that shelter habitats in combination with prey availability are one of the key factors for the occurrence of wildcats. This finding is underpinned by the influence of seasons on space use patterns in our results. The relative probability of wildcat occurrence far from shelter habitats is higher in summer than in the winter due to the vegetation period. Even the avoidance of sites with human activities such as settlements and roads decreases in summer. The relative probability

of occurrence of male wildcats near to roads increases in summer. Due to their large home ranges, males are more exposed to human disturbance sources, especially in an agricultural landscape with a relatively dense infrastructure network. Males were more likely than females to use crop fields as both resting and hunting areas in summer. Thus, the distance to roads was smaller in our model because crop fields were often crossed by roads.

IMPLICATIONS FOR CONSERVATION

In order to improve the habitat of the wildcat in the agricultural landscape, we recommend increasing structural diversity by creating or / and preserving small-scale structures such as copses, woody patches, hedgerows and wide field and riparian margins.

Based on our results, the species must also be considered in the impact assessment for the adjacent open landscape (at least 4 km) of forested habitats.

REFERENCES

- ANILE S, ARRABITO C, MAZZAMUTO MV, SCORNAVACCA D & RAGNI B. (2012): A non-invasive monitoring on European wildcat (*Felis silvestris silvestris* Schreber, 1777) in Sicily using hair trapping and camera trapping: does scented lure work? *Hystrix, Italian Journal of Mammalogy* 23:45–50.
- APOSTOLICO, F., VERCILLO F., LA PORTA, G. & RAGNI, B. (2016): Long-term changes in diet and trophic niche of the European wildcat (*Felis silvestris silvestris*). *Mammal Research* 60(2):109 - 119.
- BURT, W. (1943): Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of Mammalogy* 24:346-352.
- BUTET, A., PAILLAT, G. & DELETTRE, Y. (2006): Factors driving small rodents assemblages from field boundaries in agricultural landscapes of western France. *Landscape Ecology* 21:449-461.
- GERMAIN, E., RUETTE, S. & POULLE, M. L. (2009): Likeness between the food habits of European wildcats, domestic cats and their hybrids in France. *Mammalian Biology* 74(5):412– 417.
- GERMAIN, E., BENHAMOU, S. & POULLE, M. L. (2008): Spatio-temporal sharing between the European wildcat, the domestic cat and their hybrids. *Journal of Zoology* 276(2), 195– 203.
- GÖTZ, M. & ROTH, M. (2007): Verbreitung der Wildkatze (*Felis s. silvestris*) in Sachsen-Anhalt und ihre Aktionsräume im Südharz. *Beiträge zur Jagd- u. Wildforschung* 32:437-448.

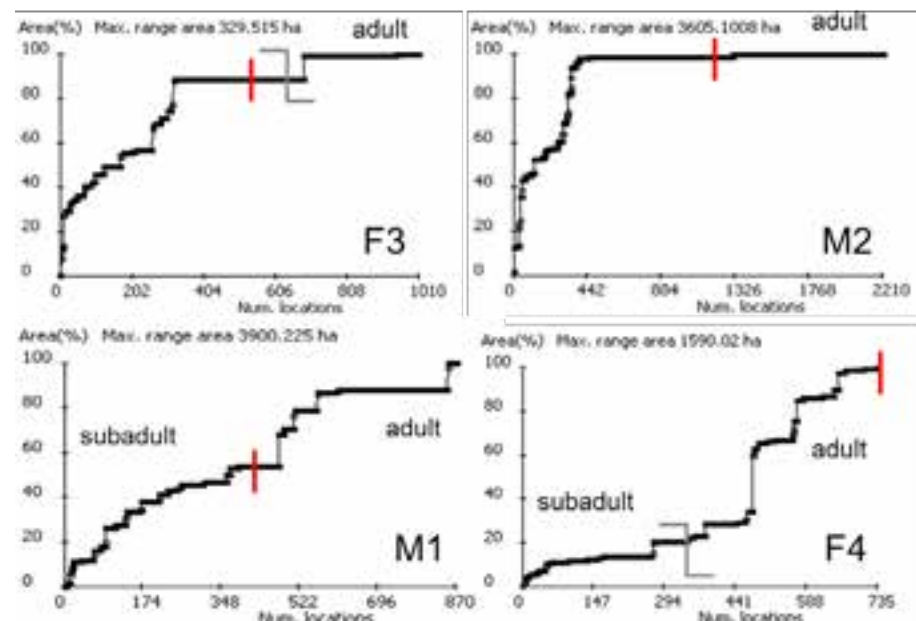


Fig. 2: Incremental plots of four individuals with an observation period of more than 12 months. The red line marks the end of a year-long observation. Grey line marks a timebreak of observation.



Fig. 4: Spatial organisation from wildcats within the investigation period. Blue colours mark male and red colours mark female home ranges (95 % core weighted Kernel). Red dots = fixies of one female wildcat, black = settlements and motorway.

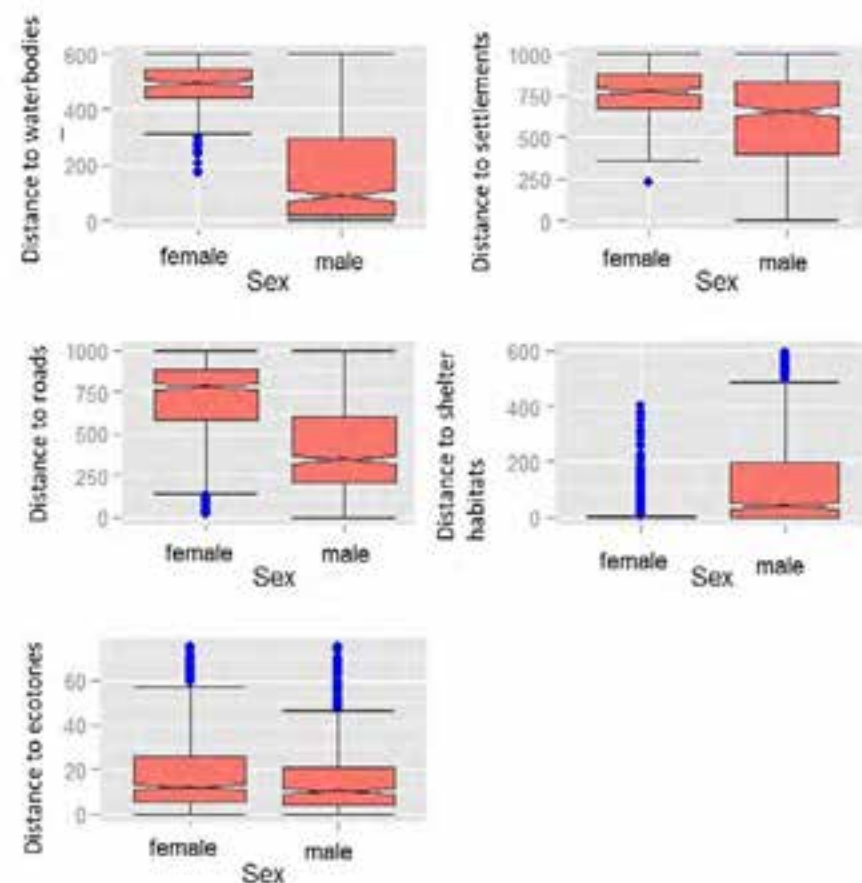


Fig. 3: Sex difference in wildcat occurrence to environmental variables: Distance to waterbodies, Distance to settlements, Distance to paved roads, Distance to shelter habitats, Distance to ecotones.

- GÖTZ, M., JEROSCH, S., SIMON, O. & STREIF, S. (2018): Raumnutzung und Habitatsprüche der Wildkatze in Deutschland. Neue Grundlagen zur Eingriffsbewertung einer streng geschützten FFH-Art. Natur und Landschaft 93(4):161-169.
- GÖTZ, M. (2009): Reproduktion und Juvenilmortalität einer autochthonen Wildkatzenpopulation im Südharz. In: Fremuth, W., JEDICKE, E., KAPHEGYI, T., WACHENDÖRFER, V. & WEINZIERL, H. (2009): Zukunft der Wildkatze in Deutschland. Ergebnisse des internationalen Wildkatzen-Symposium 2008 in Wiesenfelde. Initiativen zum Umweltschutz 75, Berlin: Erich Schmidt Verlag.
- GÖTZ, M. (2015): Die Säugetierarten der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie im Land Sachsen-Anhalt – Wildkatze (*Felis silvestris silvestris* Schreber, 1777). 2nd edn. Halle (Saale): Berichte des Landesamts für Umweltschutz Sachsen-Anhalt.
- HÖTZEL, M., KLAR, N., SCHRÖDER, S., STEFFEN, S. & THIEL, C. (2007): Die Wildkatze in der Eifel. Habitate, Ressourcen, Streifgebiete. In: BOYE, P., MEINING, H. (2007): Ökologie der Säugetiere 5. Bielefeld: Laurenti Verlag.
- JEROSCH, S., KRAMER-SCHADT, S., GÖTZ, M. & ROTH, M. (2018): The importance of small-scale structures in an agriculturally dominated landscape for the European wildcat (*Felis silvestris silvestris*) in central Europe and implications for its conservation. Journal for Nature Conservation.
- JEROSCH, S., GÖTZ, M. & ROTH, M. (2017): Spatial organisation of European wildcats (*Felis silvestris silvestris*) in an agriculturally dominated landscape in Central Europe. Mammalian Biology 82:8-16.
- JEROSCH, S., GÖTZ, M. & ROTH, M. (2010): Characteristics of diurnal resting sites of the endangered European wildcat (*Felis silvestris silvestris*): Implications for its conservation. Journal of Nature Conservation 18(1):45 - 54.
- KENWARD, R. (2001): Wildlife Radio Tagging. Academic Press, London.
- KITCHENER, A. C., YAMAGUCHI, N., WARD, J. M. & MACDONALD, D. W. (2005): A diagnosis for the Scottish wildcat (*Felis silvestris*):

- a tool for conservation action for a critically-endangered felid. Animal Conservation 8:223–237.
- KLAR, N., FERNANDEZ, N., KRAMER-SCHADT, S., HERRMANN, M., TRINZEN, M. & BÜTTNER, I. (2008): Habitat selection models for European wildcat conservation. Biological Conservation, 141(1): 308-319.
- LANG, J. (2016): Die Katze lässt das Mäusen nicht – Aktuelle Ergebnisse einer Nahrungsanalyse an Europäischen Wildkatzen aus dem Zentrum ihrer Verbreitung. In: Volmer, K. & Simon, O. (2016): FELIS Symposium vom 16.-17. Oktober 2014 in Gießen “Der aktuelle Stand der Wildkatzenforschung in Deutschland” Schriften des Arbeitskreis Wildbiologie an der Justus-Liebig-Universität Giessen e.V., Giessen, VVB Laufersweiler Verlag.
- LOZANO, J., MOLEÓN, M. & VIRGÓS, E. (2006): Biogeographical patterns in the diet of the wildcat, *Felis silvestris* Schreber, in Eurasia: factors affecting the trophic diversity. Journal of Biogeography 33:1076–1085.
- LOZANO, J., VIRGÓS, E. & CABEZAS-DIAZ, S. (2013): Monitoring European wildcat *Felis silvestris* population using scat surveys in central Spain: are population trends related to wild rabbit dynamics or to landscape features? Zoological Studies 52(16):2-13.
- MONTERROSO, P., BRITO, J.C., FERRERAS, P. & ALVES, P.C. (2009): Spatial ecology of the European wildcat in a Mediterranean ecosystem: dealing with small radio-tracking datasets in species conservation. Journal of Zoology 279:27-35.
- NUSSBERGER, B., WANDELER, P., WEBER, D., KELLER, L.F., 2014. Monitoring introgression in European wildcats in the Swiss Jura. Conservation Genetics, 15:1219–1230.
- OLIVEIRA, T., URRÁ, F., LÓPEZ-MARTÍN, J. M., BALLESTEROS-DUPERÓN, E., BAREA-AZCÓN, J. M., MOLÉON, M. & MONTERROSO, P. (2018): Females know better: Sex-biased habitat selection by the European wildcat. Ecology and Evolution 8(18), 9464–9477.
- PIECHOCKI, R., 1990. Die Wildkatze. Die neue Brehm- Bücherei.

Wittenberg Lutherstadt, Ziemsen Verlag.
 PIERPAOLI, M., BIRO, S., HERRMANN, M., HUPE, K., FERNADES, M. & RAGNIS, B. (2003): Genetic distinction of wildcat (*Felis silvestris*) populations in Europe, hybridisation with domestic cats in Hungary. *Molecular Ecology* 12:2585-2598.
 SARMENTO, P., CRUZ, J., TARROSO, P. & FONSECA, C. (2006): Space and habitat selection by female European wildcat (*Felis silvestris silvestris*). *Wildlife Biology in Practice* 2(2):79–89.
 SIMON, O., LANG, J., STEEB, S., ESKENS, U., MÜLLER, F., VOLMER, K. (2016): Relevanz der Totfundanalyse von Wildkatzen für das FFH-Monitoring in Hessen. In: Volmer, K. & Simon, O. (2016): FELIS Symposium vom 16.-17. Oktober 2014 in Gießen “Der aktuelle Stand der Wildkatzenforschung in Deutschland“ Schriften des Arbeitskreis Wildbiologie an der Justus-Liebig-Universität Giessen e.V., Giessen, VVB Laufersweiler Verlag.
 STEYER, K., KRAUS, R.H.S., MÖLICH, T., ANDERS, O., COCCHIARARO, B., FROSCH, C., GEIB, A. ET AL. (2016): Large-scale genetic census of an elusive carnivore, the European wildcat (*Felis s. silvestris*). *Conservation Genetics* 17(5):1183–1199.
 STEYER, K., SIMON, O., KRAUS, R., HAASE, P. & NOWAK, C. (2013): Hair trapping with valerian – treated lure sticks as a tool for genetic wildcat monitoring in low- density habitats. *European Journal of Wildlife Research* 59:39–46.
 TIESMEYER, A., RAMOS, L., LUCAS, J.M., STEYER, K., ALVES, P. C., ASTA-RAS, C., BRIX, M. ET AL. (2020): Range-wide patterns of human-mediated hybridisation in European wildcats. *Conservation Genetics* 21:247-260.

THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (TLUG)
 2009: Wildkatze – *Felis silvestris*.- In: Artensteckbrief Thüringen 2009. http://www.thueringen.de/imperia/md/content/tlug/abt3/artensteckbriefe/saeugetiere/artensteckbrief_felis_sylvestris_250209.pdf abgerufen: 2017-09-25
 VELLI, E., BOLOGNA, M., SILVIA, C., RAGNI, B. & RANDI, E. (2015): Non-invasive monitoring of the European wildcat (*Felis silvestris silvestris* Schreber, 1777): comparative analysis of three different monitoring techniques and evaluation of their integration. *European Journal of Wildlife Research* 61(5):657–668.
 WITTMER, H. (2001): Home range size, movements and habitat utilization of three male European wildcats (*Felis silvestris* Schreber 1777) in Saarland and Rheinland-Pfalz (Germany). *Zeitschrift für Säugetierkunde* 66:365–370.
 YLÖNEN, H., STUBBE, M. & ALTNER, H.J. (1990): Populationsdynamik der Kleinnager eines isolierten Feldgehölzes. In Stubbe, M., Heidecke, D., Stubbe, A. (Eds.). *Populationsökologie von Kleinsäugerarten*. Halle (Saale), Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.

CONTACT

Dr. Saskia Jerosch

Technische Universität Dresden

Institut für Forstbotanik und Forstzoologie

saskia.jerosch@gmx.de



Hybridisation and the Scottish wildcat: lessons learned from Europe

Keri Langridge

INTRODUCTION

In northern Scotland, the European wildcat (*Felis silvestris*) has undergone a process of introgressive hybridisation with the domestic cat (*Felis catus*). Testing of recent samples from the Scottish wild-living cat population revealed a genetic continuum between wildcats and domestic cats known as a ‘hybrid swarm’ (SENN et al. 2018). The hybrid swarm structure presents challenges for Scottish wildcat conservation because there is no clear biological (or legal) distinction between the critically endangered native *F. silvestris* and the invasive *F. catus*.

Scottish Wildcat Action (SWA) is the national partnership project delivering the 2013 Scottish Wildcat Conservation Action Plan (SWCAP). SWA used a combination of pelage and genetic criteria to define a ‘wildcat’ or a ‘hybrid’, and implemented a large-scale programme of Trap-Neuter-Vaccinate-Return (TNVR) to reduce the risks of continued introgression or disease transmission from un-neutered domestic cats and hybrids.

Despite intensive implementation of TNVR by SWA staff and volunteers in six Wildcat Priority Areas across the north of Scotland, efforts to safeguard viable wildcat populations were evidently too late. Extensive camera-trapping surveys found no significant evidence of substantial numbers of phenotypic wildcats, and genetic samples from dead-found or live-trapped animals confirmed extensive hybridisation, even in individuals with wildcat phenotypes.

In Spring 2018, after three years of field work the SWA Steering Group commissioned members of the IUCN SSC Cat Specialist Group to conduct an independent review of the conservation status of the wildcat in Scotland. The report concluded that introgressive hybridisation is too far advanced for the Scottish wildcat population to be viable (BREITENMOSER et al. 2019), and restoration of wild populations will require reintroduction or reinforcement from captive breeding programmes, cautioning that “Introduced populations will require management interventions to prevent hybridisation” (BREITENMOSER et al. 2019). However, the underlying causes of introgressive hybridisation are poorly understood.

Scottish wildcat conservation focused on hybridisation as the number one threat to wildcat populations, identifying the abundance of un-neutered domestic cats as the causal factor and subsequently targeting conservation action to reduce the number of domestic cats. However, the hybrid swarm may be the endpoint of generations of inter-breeding between the two species, driven by changes in the abundance and distribution of both populations relative to each other. In addition to managing the domestic cat population, it is crucial to understand the ecological and behavioural factors driving the wildcat population to interbreed. Wildcats and domestic cats can coexist without hybridisation, as evidenced by 2,000 years of sympatry and the relatively recent descent of the Scottish population into genetic extinction. Across the European continent, many wildcat populations show little evidence of introgression, while in other locations hybridisation may be on the increase (e.g. TIESMEYER et al. 2020). It is too late to study the wildcat in Scotland but comparing populations across the continent may offer insights into the past and present drivers of hybridisation and potential strategies to mitigate future risk.

METHODS

In March 2019, a Travel Fellowship was awarded to the author by the Winston Churchill Memorial Trust (UK) to research the drivers of hybridisation in wildcat populations across continental Europe. A questionnaire was designed in collaboration with colleagues at Scottish Wildcat Action to form the basis of standardised interviews with wildcat experts about the past and present status of their populations. Question topics centred around factors affecting the abundance and distribution of wildcats and the potential for hybridisation, most importantly: wildcat population status; habitat and land-use (including prey populations, and other competitors or predators); non-natural mortality (including hunting and persecution); and human distribution and the domestic cat population. Field sites were visited to characterise ‘optimal’ wildcat habitat and enable comparison between populations. The chosen countries (Germany, Switzerland, France, Portugal, Spain, and Sicily) reflect past and present research effort, knowledge concerning hybridisation rates, and the availability of researchers for interview. This study is intended as a starting point for future research and discussion.

RESULTS AND DISCUSSION

The full results will be the subject of a forthcoming report containing detailed case studies of each area visited. The key general findings regarding wildcats and hybridisation (of particular relevance to managing the Scottish wildcat population) are summarised below.

1) Wildcat populations with a low rate of introgressive hybridisation are found in:

a) Protected areas, often IUCN Category II National Parks (particularly in Germany) where most of the land area is left to nature and there is minimal human disturbance.

b) Large continuous areas of natural deciduous or mixed forest (usually beech forest, or oak forest in the Mediterranean) with diverse tree/shrub species and age structure, interspersed and surrounded by meadows and grassland supporting an abundant rodent prey base. This habitat is typical of western-central Europe (Germany, France, Switzerland, northern Spain, and parts of Sicily). These forested areas are usually in remote low-mountain regions, although many are bordered by agricultural land with human settlement. Wildcats in these habitats often live at relatively high-density, and the main threats to the population come not from hybridisation, but usually from human-caused mortality (roads, hunting, or persecution).

c) Large continuous areas of natural scrub and mixed woodland, with high-density rabbit populations and a diverse assemblage of predators, including birds of prey and mammals. Such areas are typical of the central and southern Iberian Peninsula and parts of Sicily. Wildcats may live at relatively lower density than western-central European populations, and primary threats come from human-caused mortality (especially persecution from gamekeepers) and predation or competition from other carnivores (e.g. GIL-SANCHEZ et al. 2015).

2) Moderate or escalating rates of introgression are associated with a low effective population size of wildcats, coupled with increasing proximity to a relatively high density of domestic cats. For example, recolonising wildcat populations expanding into human-dominated

landscapes (e.g. NUSSBERGER et al. 2014), or the combined effects of persecution and habitat loss (e.g. GIL-SANCHEZ et al. 2020).

3) Wildcats avoid human settlements and disturbance wherever possible.

4) Domestic cat abundance and distribution is dependent upon human occupation of the landscape. Domestic cats generally live with people in settlements, where they depend on us to provide food and shelter from the weather and from predators (e.g. FERREIRA et al. 2011). Even truly feral cats generally exploit the resources provided by human modification of the landscape, i.e. they occupy farms and arable fields that provide rodent prey.

5) On a local scale, wildcat populations with low rates of introgression occupy areas with spatial separation between natural wildcat habitat and human settlements. For example, in Germany, France, and northern Spain, wildcats live in forests separated from human settlements by a buffer zone of uninhabited agricultural land, while people live clumped together in villages, and not scattered throughout the forests.

6) In the Iberian Peninsula, spatial separation between wildcats and domestic cats may be reinforced by the abundance of meso-carnivores in the wildcat habitat, which pose a direct mortality risk to domestic cats and kittens (GIL-SANCHEZ et al. 2015). Under these conditions, introgression rates may remain low even when wildcat populations exist at low density.

7) ‘Optimal’ wildcat habitat can be a relative or an absolute term. For example, in western-central Europe wildcats thrive in beech forests where all their resource needs are met, and they rarely inhabit coniferous forests (and especially not commercial plantations) because these do not provide enough food. Commercial forestry plantations may only be considered ‘optimal’ wildcat habitat relative to a poorer alternative.

CONCLUSIONS

Comparative evidence from across the continent suggests that wildcats generally occupy a different ecological niche to domestic cats,

which rely on humans and human-modified environments for food. Wildcats stay away from people where they can, thriving in large continuous areas of natural deciduous woodland where small home ranges provide all the necessary resources for survival and reproduction. Broadleaf mixed woodland is also important habitat for wildcats in the Mediterranean, although wildcats can also exploit scrubland habitats due to the abundance of rabbits.

Wildcats living in their natural habitat, free from significant human disturbance, appear more resistant to introgressive hybridisation. Perturbation of the system, especially changes to the quality and quantity of wildcat habitat or a direct reduction in wildcat numbers, alters the balance and increases the permeability of the population to introgression. Hybridisation is perhaps more usefully understood, not as a cause of extinction, but a consequence.

The Scottish wildcat hybrid swarm

The hybrid swarm of wildcats and domestic cats in Scotland originated decades, if not centuries, in the past. We can only speculate on the causes, aided by thorough investigation of population history and a comparative approach with other European populations. Across the continent, on both a national and local scale, hybridisation is associated with habitat loss (and the subsequent impacts on resource availability and distribution) and direct reduction in wildcat numbers by human persecution. Is Scotland peculiar, not only for the presence of the hybrid swarm, but for the scale and extent of these potential driving factors?

The history of the Scottish population is undoubtedly complex, and local patterns of hybridisation will be related to many variables, but the fundamental cause of the swarm likely lies in the extent of human modification of the Scottish landscape, continuing intensive persecution of predators, and the lack of potential immigration from neighbouring wildcat populations. Scotland was almost completely deforested in the past; land ownership is dominated by large private estates managing the land for sport-shooting of game birds; wildcats may have been disproportionately reliant on non-native rabbit prey, with alternative natural prey lacking after rabbit populations crashed

from disease outbreaks; and human occupation is scattered throughout the most productive forest/farm/field habitats. All these factors combine to reduce niche separation between wildcats and domestic cats and increase the need and opportunity for wildcats to crossbreed.

Future conservation strategy for Scottish wildcats will be challenging, and success relies on tackling the underlying causes, and not just the symptoms, of the hybrid swarm. Habitat restoration to foster a diverse and abundant prey base would help to create and sustain a high-density wildcat population that would potentially be more resistant to introgression with domestic cats. However, given the abundance of humans throughout potential wildcat habitats, domestic cat management will be a necessary element of wildcat conservation strategy in a way that may not be applicable to larger continental populations. The ubiquity of hybrids further complicates reintroduction strategy, and not enough is currently known about the positive and negative impacts of hybrids on the long-term viability of a reintroduced/reinforced wildcat population. Finally, hybridisation may remain an unavoidable feature of the Scottish wildcat population, and legal protection needs to address the definition of ‘wildcats’ and ‘hybrids’ to ensure the effective prevention of both accidental and deliberate killing of Scottish wildcats during widespread predator control activity.

ACKNOWLEDGEMENTS:

This work was funded by a Travel Fellowship from the Winston Churchill Memorial Trust (UK). I would like to thank everybody that I visited and/or interviewed, and who made this such a rewarding and interesting experience, including Sabrina Streif; Carston Nowack; Annika Tiesmeyer and Katarina Steyer; Thomas Mölich; Beatrice Nussberger; Urs Breitenmoser, Christine Breitenmoser-Würsten, Lea Maronde, Marie-Pierre Ryser and staff at KORA; Sébastien Devillard, Sandrine Ruelle and Elodie Portanier; Stefano Anile; Pedro Monterroso and Paulo Alves; Jose-Maria Gil-Sánchez, Mariola Sánchez Cerdá, and Elena Bertos Martín; Pablo Ferreras, Jorge Lozano and Aurelio Malo; and Hector Ruiz. I was joined on the journey by my friend and colleague, Alice Bacon. Roo Campbell, Kerry Kilshaw and other SWA colleagues have contributed to many discussions over the past 5 years.

REFERENCES:

BREITENMOSER, U., LANZ, T., & BREITENMOSER-WÜRSTEN, C. (2019): Conservation of the wildcat (*Felis silvestris*) in Scotland: Review of the conservation status and assessment of conservation activities. IUCN SSC Cat Specialist Group, Bern, Switzerland.

FERREIRA J.P., LEITAO, I., SANTOS-REIS, M., & REVILLA, E. (2011): Human-related factors regulate the spatial ecology of domestic cats in sensitive areas for conservation. PLoS One 6 (10): e25970.

GIL-SÁNCHEZ, J.M., JARAMILLO, J., & BAREA- AZCÓN J.M. (2015): Strong spatial segregation between wildcats and domestic cats may explain low hybridization rates on the Iberian Peninsula. Zoology 118: 377–385.

GIL-SÁNCHEZ, J. M., BAREA-AZCÓN, J. M., JARAMILLO, J., HERRERA-SÁNCHEZ, F. J., JIMÉNEZ, J., & VIRGÓS, E. (2020): Fragmentation and low density as major conservation challenges for the southernmost populations of the European wildcat. PloS One: 15 (1) e0227708.

NUSSBERGER, B., WANDELER, P., WEBER, D., & KELLER, L. F. (2014): Monitoring introgression in European wildcats in the Swiss Jura. Conservation Genetics 15: 1219-1230.

TIESMEYER, A., RAMOS, L., MANUEL LUCAS, J. ET AL. (2020): Range-wide patterns of human-mediated hybridisation in European wildcats. Conservation Genetics 21: 247-260.

SENN, H.V., GHAZALI, M., KADEN, J., BARCLAY, D., HARROWER, B., CAMPBELL, R.D., MACDONALD, D.W., & KITCHENER, A. (2018): Distinguishing the victim from the threat: SNP-based methods reveal the extent of hybridization between wildcats and domestic cats in Scotland and inform future in situ and ex situ management options for species restoration. Evolutionary Applications 12: 399-414.

CONTACT

Dr. Keri Langridge
(Scottish Wildcat Action)
kerilangridge@gmail.com

Wildcat conservation measures in forest management and consideration of species in impact assessment procedures

Olaf Simon

SUMMARY

In Germany, forests are the main habitat for wildcats due to their need of diverse cover structures and undisturbances. Forestry administration in Germany as well as in Central Europe therefore bears a special responsibility for the protection of wild cat populations.

In the forest, key structures for female wild cats are undisturbed and protected reproductive sites for the rearing of young and weather-protected dry resting places for both sexes. Wind throws, open edges and meadows in the forest and small stream valleys are particularly favorable hunting for prey habitats.

From a legal point of view of species conservation, wind throws in forests in particular are of high value as breeding and resting places within the meaning of § 44 (1) no. 3 BNatSchG and as an essential food habitat (species protection law).

Species conservation requires a forestry practice that encourages wildcat habitats in commercial forests and avoids inadvertent killing of kittens by considerate use of forest machinery, particularly on windthrows, building up wind turbines or machinery planting on clearings, but also chopping up energy woodpiles during mid-March to late August rearing. Logging piles stacked on the forest path should be driven directly after logging or remain in the forest until the end of August in order to prevent unintentional killing of kitten when loading the logs.

Suitable conservation measures in the forest are the (at least partial) non-clearing of windthrows and the (at least partial) permitting of natural reforestation. If planted, indigenous deciduous tree species are to be preferred. The layering of deadwood heaps away from the forest paths creates additional rescue, hiding places and places of kitten rearing.

The aim of a sustainable and long-term effective implementation of impact assessment and compensation must be to promote natural processes of structural diversity and to use natural structures and forest grown material (deadwood, root stumps) for short-term implementation.

INTRODUCTION

The repopulation of forest habitats by the wildcat (*Felis silvestris silvestris*) in Germany is a high positive development in the past few years in terms of species protection. While the distribution of the species in Germany up to the 1990s was still limited to a few low mountain range regions around the Harz with south and west bordering forest areas as well as in the regions Eifel-Hunsrück-Taunus and Palatinate Forest (with connection to the Vosges in France) (Piechocki 1990), a clear trend towards re-expansion can be observed today based on these core habitats (Steyer et al. 2016).

New impairments arise from the increasing use of wood for energy and forest clearance work after storm damage and other climate-related forest damage, which take place simultaneously with the establishing of wind energy parks in forests and recreational use like mountain biking, hiking, etc. The following species protection recommendations are intended to help improve the quality of forest habitats, preserve areas of refuge in commercial forests, create new refuges and prevent unintentional killing and disturbance of wild cats by forestry practice. Due to high losses from road traffic (Eskens & Steeb 2016) and due to poor rearing success (Götz 2009), wild cat populations are dependent on supporting species protection measures in forestry practice (cf. Simon & Götz 2013).

RECOMMENDATIONS FOR MEASURES IN THE FOREST

Advancement of the habitat quality for successful kitten rearing
Wildcats give birth to their young between March and August (Piechocki 1990). Births are documented until September, the litter sizes comprise 2-4 puppies (Götz 2015). Adult females do not reproduce every year (Hötzel et al. 2007, Trinzen 2009). But even with successful reproduction, kitten mortality is high. At the end of the fourth month of life, 75% of kittens in the southeastern Harz mountains did not survive (Götz 2009).

To ensure successful reproduction and thus the long-term maintenance of a wild cat population, female wild cats are dependent on high-quality habitats (Dietz & Birlenbach 2006). The average home range size of females is 500 ha (LoCoH95, Götz et al. 2018). A high number of hiding places in the home range is of decisive importance for the reproductive

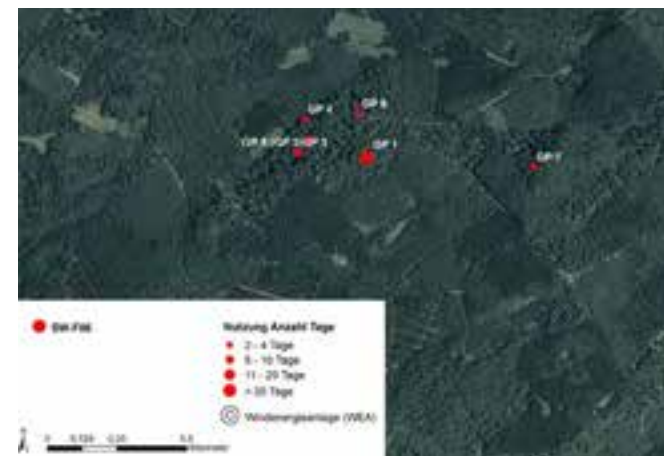


Figure 1: Place of birth (GP1) and kitten hiding places of the first 8 weeks of life (GP2-GP7) of the female SW-F06. All her kitten hiding places are limited to old deciduous forest. In the aerial photo, the old deciduous forest can be easily recognized by the tree canopy structures.

success of the females, i.e. large areas of high habitat structure diversity (Jerosch et al. 2009). Hiding places preferred for rearing young are dense dead wood structures on the ground, such as densely branched brushwood piles, hollow trunk wood and root plates and tree hollows up to about 3 m in height (Hötzel et al. 2007, Mölich & Klaus 2003, Raimer 1994). 79% of the kitten birth locations (n = 14) and 89% of the frequently changing kitten hiding places used after leaving the birth location (n = 54) were found in dense dead wood structures on the ground (Götz et al. 2009).

Forestry measures

- Windthrows are very important as reproduction locations due to the rich structure and favorable microclimate conditions. Therefore no fully clean-up of windthrows, if possible leaving the storm wood at site and prefer natural regeneration, if necessary initial planting by hand. If there is no consensus, to leave the storm-thrown wood completely at site, at least in the center of windthrow area there should be no clearing.
- Old deciduous forests have a high potential for high-volume dead wood and voluminous tree holes. In old forests, large-volume caves are also formed in standing dead wood, therefore abandoning the use of old deciduous forest areas or parts of these forest stands with particularly old trees and tree-cave initials.
- only particularly clearing of treetops after tree cutting; leaving storm-thrown dead tree trunks.
- restriction of collecting firewood after tree felling in older forest stands; leave the storm-thrown, lying (deciduous) trunk dead wood and leave at least 50% of the treetops, at least in the center of the forest areas away from the forest paths.
- Firewood collecting/cutting limited until March 1st, after which the risk of disturbing kitten hiding places is very high.
- Firewood collectors should pile up unused, weak crown wood into brush piles at the place of work.



Figure 2: Rearing locations and kitten hiding place. Cave in the trunk of an old oak tree (above); hollow under an old spruce root plate (below).

Reduced mortality

Mortality of kittens in the first year of life is high (Götz 2009, Piechocki 1990). The death rate is increased by anthropogenic disturbances in the first few weeks of life. Causes of anthropogenic losses are the death of the mother by traffic accidents, accidents in forestry and the taking of puppies by forest walkers (Birlenbach & Klar 2009, Hupe et al. 2004, Simon et al. 2006). In addition to the high rate of kitten mortality, traffic mortality of adult wild cats affects the population. Additional dangers for wildcats in forests are grid fences which are commonly used in Germany to preserve wood plantings against browsing. It is frequently documented that wildcats get caught in the wire mesh when climbing over the fences and die.

Forestry measures

- only extensively forestry working, avoiding heavy forestry equipment in old wood stocks rich in hiding ground structures from March 1st to August 31.
- no clearing and machine planting of windthrows during the kitten rearing period (March 1st - August 31st).
- Just in time removal of wooden piles or leaving the piles in place during the kitten rearing period (March 1 - August 31) and removal up from September.
- No chopping of energy wood piles in the period March 1st - August 31st.
- Controlling the logging piles before they are transported by hunting dogs finding the puppies does not work. The dogs can neither



Figure 3: Grid wired fences can cause an ugly death (Photo: S. Ullrich, from Götz 2015).



Figure 4: No removal of logging piles during kitten rearing from March 1st - August 31st; avoiding the risk of killing the puppies (Photo: P. Schiefenhövel).

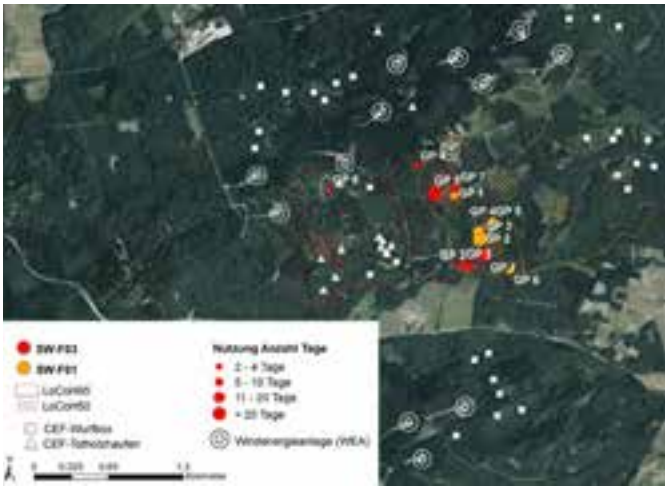


Figure 5: “Kitten boxes” and piles of dead wood were set up in the home ranges of females SW-F01 and SW-F03. Both females preferred natural ground structures as hiding sites for kitten (GP) in the young’s first 8 weeks of life. The Kitten boxes were not accepted.



Figure 6: “Kitten boxes”, artificially created “birth caves” - their effectiveness could not be confirmed.

reliably indicate wildcats, nor can the mother family be driven out of the hiding place by dogs.

- If young puppies are found during forestry working: Do not touch puppies and stop working until the next day. The mother will pick them up the same day and bring the puppies to another hideout.
- Avoid grid wired fences if possible to protect plantings; alternatively use wooden fences.

Promotion of feeding and resting habitats

Highly structured patches of the forests such as windthrows, forest meadows, small river valleys, age-structured old stands with voluminous dead-woods and natural regeneration as well as forest edges are preferred by wild cats for hunting prey (Dietz et al. 2016, Hötzel et al. 2007). Near-natural, undisturbed v small river valleys have become rare and valley structures that were previously open, characterized by meadows, have lost their value as a hunting habitat due to reforestation of young spruce plantations. Mice and water voles, as typical small grassland mammals, make up the highest amount of prey according to stomach analyzes of road killed wild cats. Bank voles, wood mice and yellow-necked mice are mainly preyed on as small forest mammals (Götz 2015, Lang 2016). Resting places are preferred in dead wood structures on the ground (Jerosch et al. 2009, Mölich & Klaus 2003). But wildcats also spend their day resting in tree and rock caves.

Forestry measures

- Preservation and care of small hay meadows in the wood, meadow valleys and open sites in forests.
- Preservation of extensive grasslands at fringes of forests.
- Deforestation (mostly spruce plantations) of former wetlands and stream valleys.
- Avoiding rodenticides in forestry and forest-near agriculture (rodenticide-free radius of 2 km to the edge of the forest).
- Acceptance of longer periods of regeneration through a plenter-like opening of the old tree canopy in order to avoid monostructured pure tree stands of one age; avoidance of a big umbrella-like logging of old beech stocks (former time german like forestry).

- Reduce forest road density and provide undisturbed forest areas; preservation of unused forest quarries and calming areas with rocks and caves.
- connecting forests: small woods in the field, closed rows of hedges lines, undisturbed vegetation banks along field pathes and vegetation banks along river sides help wildcats to move between forests passing open, unsheltered farm land.

Suitable measures for an effective compensation under species protection law

Impacts and human disturbances in forest habitats are increasing. In order to limit the effects, a list of measures have been drawn up to help mitigate the interventions. For this purpose, the instrument of so-called CEF measures (Continuous ecological functionality measures) is used, compensatory measures, that are carried out in advance of the intervention to avoid or reduce negative effects of the impact.

Due to the lack of tree hole and cave structures in commercial forests, the measure arose to offer safe hiding places with artificially manufactured caves (Herrmann 2005). Setting up “Kitten boxes” is according to Runge et al. (2009) of high effectiveness in short time and should preferred as compensatory measure. Due to the simple handling and the absence of conflicts with the forestry practices on site, the measure is widely used in Germany. Reichenbach et al. (2015) report that around 40% of tested wind energy projects in the forest use Kitten boxes as a measure of compensation. However, the suitability of the Kitten boxes as a reproduction site and kitten hiding place has not yet been confirmed (REICHENBACH et al. 2015).

In the Soonwald middle mountains (DeWiSt telemetry project, Rhineland-Palatinate), the suitability could be tested on the basis of GPS localization and activity and rest data of wild cats (3 females, 3 males). As a compensation measure for the construction of two wind energy parks with 16 turbines, 50 Kitten boxes were set up in the forest in 2012-2016. The aim was to enhance the wildcat’s habitat by artificial kitten hiding places. In addition, piles of roots and dead wood were piled up in forest refuge areas (forest locations without forest use) as wildcat hiding places. At least 17 Kitten boxes were within the range of the 6 wild cats. 2 of the 3 females reproduced in 2017. As a result, the locations of the two females SW-F01 and SW-F03 did not reveal any use of Kitten boxes for

rearing puppies, although there were at least 8 boxes within their home ranges. Although a non reproductive female in 2017 did not use any of the boxes as a resting site, nor did the 3 males. Stacked piles of dead wood were used as a daytime sleeping place and a pile of dead wood was used as a kitten hiding place (SW-F03) during the rearing of the young.

APPLIED WILDCAT CONSERVATION IN FORESTRY

The currently repopulation of the wildcat in Germany is supported by the increasing dynamics of expanding storm thrown forest areas since 1990. The kitten mortality in the first months of life is nevertheless high. A high amount of dead wood on the ground in richly structured deciduous and mixed deciduous forests expands the range of hiding sites and offers wildcat protection from predators such as fox and pine marten and from cold and damp weather. Deadwood structures favor both the survival of the kittens and the availability of resting places for adults. Light-rich pelts, forest interior fringes, forest meadows and open stream valleys mean favorable prey habitats. The aim is a forestry practice that supports wild cat habitats in commercial forests and avoids the unintentional killing of kittens through considerate use of forestry machinery.

Good practice examples for forestry measures for habitat improvement are the „wildcat support areas“ in forests in Rhineland-Palatinate. Forestry administration identifies forest areas of extensive use or forest areas without use in order to improve the quality of structures for hiding places and kitten sites (Simon & Herrmann 2006).

For intervention planning, the expanded knowledge of functionally suitable measures for the strictly protected Annex IV species means that more natural measures than artificial ones must be taken into consideration in compensation planning (Reichenbach et al. 2015).

REFERENCES

BIRLENBACH, K. & KLAR, N. (BEARB.), UNTER MITARBEIT VON JEDICKE, E.; WENZEL, M.; WACHENDÖRFER, W.; FREMUTH, W.; KAPHEGYI, T. A. M.; MÖLICH, T. & VOGEL, B. (2009): Aktionsplan zum Schutz der Europäischen Wildkatze (*Felis silvestris silvestris*, Schreber, 1775) in Deutschland. Initiativen zum Umweltschutz 75, Erich Schmidt Verlag, Berlin, ISBN 978-3-503-11659-1: 155–216.
DIETZ, M. & BIRLENBACH, K. (2006): Lebensraumfragmentierung und die Bedeutung der FFH-Richtlinie für den Schutz von Säugetieren mit großen Raumansprüchen. In: Kleine Katzen –



Figure 7: Pile of dead wood used by female SW-F03 as a hiding site while rearing their young.

große Räume, NAH Akademie-Berichte 5, NZH Verlag, Wetzlar, ISBN-13 978-3-926871-52-7: 21-32.
DIETZ, M.; LANG, J.; RÜTH, K.; KRANNICH, A. & SIMON, O. (2016): Wiederbesiedlung und Habitatpräferenzen der Europäischen Wildkatze im Rothaargebirge. Naturschutz und Landschaftsplanung 48 (11), 2016, 337-344.
ESKENS, U. & STEEB, S. (2016): Postmortale Untersuchungen an Wildkatzen – Pathologie-Ergebnisse, Todesursachen. In: Volmer, K. & Simon, O. (Ed.): FELIS Symposium 16.-17.10.2014 in Gießen “Current status of wildcat research in Germany”. Proceedings Working Group Wildlife Biology at the Justus-Liebig-University Gießen e.V., 26, Lauferweiler Verlag: 145-166.
GÖTZ, M. (2009): Reproduktion und Juvenilmortalität einer autochthonen Wildkatzenpopulation im Südostharz. In: Fremuth, W.; Jedicke, E.; Kaphegyi, T.; Wachendörfer, V. (Hrsg.), Zukunft der Wildkatze in Deutschland – Ergebnisse des internationalen Wildkatzen-Symposiums 2008 in Wiesenfelden, Erich Schmidt Verlag, Berlin, ISBN 978-3-503-11659-1: 31-36.
GÖTZ, M., JEROSCH, S., ROTH, M. (2009): Reproductive parameters of European wildcat and the importance of dead wood structures. Mamm. Biol., Special issue to volume 74: 83rd Annual Meeting of the German Society of Mammalogy, Dresden, 13 to 17 September 2009, Abstracts of Oral Communications and Poster Presentations:11
GÖTZ, M. (2015): Die Säugetierarten der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie im Land Sachsen-Anhalt. – Wildkatze (*Felis silvestris silvestris* Schreber 1777). Landesamt für Umweltschutz

Sachsen-Anhalt (Hrsg.). Sonderheft2/2015, 136 S.

GÖTZ, M.; JEROSCH, S.; SIMON, O. & STREIF, S. (2018): Raumnutzung und Habitatansprüche der Wildkatze in Deutschland. – Neue Grundlagen zur Eingriffsbewertung einer streng geschützten FFH-Art. Natur und Landschaft, 4-2018: 161-169.

HÖTZEL, M.; KLAR, N.; SCHRÖDER, S.; STEFFEN, C. & THIEL, C. (2007): Die Wildkatze in der Eifel – Habitate, Ressourcen, Streifgebiete. Laurenti-Verlag, Bielefeld, ISBN 978-3-933066-35-0, 191 S.

HUPE, K.; POTT-DÖRFER, B. & GÖTZ, M. (2004): Nutzung autobahnnaher Habitate im Bereich der BAB 7 nördlich von Seesen durch die europäische Wildkatze (*Felis silvestris silvestris*) unter dem Aspekt der Lebensraumzerschneidung. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 6: 266-278.

JEROSCH, S.; GÖTZ, M.; KLAR, N. & ROTH, M. (2009): Characteristics of diurnal resting sites of the endangered European wildcat (*Felis silvestris silvestris*): Implications for its conservation. Journal for Nature Conservation: 1-10, doi:10.1016/j.jnc.2009.02005

LANG, J. (2016): Die Katze lässt das Mäusen nicht – Aktuelle Ergebnisse einer Nahrungsanalyse an Europäischen Wildkatzen aus dem Zentrum ihrer Verbreitung. In: Volmer, K. & Simon, O. (Ed.): FELIS Symposium 16.-17.10.2014 in Gießen “Current status of wildcat research in Germany”. Proceedings Working Group Wildlife Biology at the Justus-Liebig-University Gießen e.V., 26, Lauferweiler Verlag: 119-128.

MÖLICH, T. & KLAUS, S. (2003): Die Wildkatze (*Felis silvestris*) in Thüringen. Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen 4: 109-134.

PIECHOCKI, R. (1990): Die Wildkatze. Neue Brehm Bücherei 189, Ziemsen-Verlag, Wittenberg-Lutherstadt, ISSN 0138-1423, 232 S.

RAIMER, F. (1994): Die aktuelle Situation der Wildkatze in Deutschland. In: Die Wildkatze in Deutschland. Hrsg.: Bund Naturschutz in Bayern e.V. Wiesenfeldener Reihe, 13: 15-34.

REICHENBACH, M.; BRINKMANN, R.; KOHNEN, A.; KÖPPEL, J.; MENKE, K.; OHLENBURG, H.; REERS, H.; STEINBORN, H. & WARNKE, M. (2015): Bau- und Betriebsmonitoring von Windenergieanlagen im Wald. Abschlussbericht 30.11.2015. Erstellt im Auftrag des Bundesministeriums für Wirtschaft und Energie, 371 S.

RUNGE, H.; SIMON, M. & WIDDIG, T. (2009): Rahmenbedingungen für die Wirksamkeit von Maßnahmen des Artenschutzes bei Infrastrukturvorhaben. - Artensteckbrief zu vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen: Wildkatze *Felis silvestris*, A107-A114. - FuE-

Vorhaben im Rahmen des Umweltforschungsplanes des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz - FKZ 3507 82 080, (unter Mitarb.: Louis, H. W.; Reich, M.; Bernotat, D.; Mayer, F.; Dohm, P.; Köstermeyer, H.; Smit-Viergutz, J.; Szeder, K.).- Hannover, Marburg, 383 S.

SIMON, O.; TRINZEN, M. & HUPE, K. (2006): Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Wildkatze (*Felis silvestris*). In: Schnitter, P., Eichen, D., Ellwanger, G., Neukirchen, M., Schröder, E., Bearb., Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland, Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Halle), Sonderheft 2, 343-345.

SIMON, O. & GÖTZ, M. (2013): Artenschutzmaßnahmen für die Wildkatze in der forstlichen Praxis. AFZ/DerWald, 10/2013: 7-10.

SIMON, L. & HERRMANN, M. (2006): „Wildkatzenförderräume : ein pragmatischer Weg zum Wildkatzenschutz im Wald?“ Jahresbericht des Landesamtes für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz, Mainz: 34- 43.

STEYER, K.; KRAUS, R.H.S.; MÖLICH, T.; ANDERS, O.; COCCHIARARO, B.; FROSCH, C.; GEIB, A.; GÖTZ, M.; HERRMANN, M.; HUPE, K.; KOHNEN, A.; KRÜGER, M.; MÜLLER, F.; PIR, J.B.; REINERS, T.E.; ROCH, S.; SCHADE, U.; SCHIEFENHÖVEL, P.; SIEMUND, M.; SIMON, O.; STEEB, S.; STREIF, S.; STREIT, B.; THEIN, J.; TIESMEYER, A.; TRINZEN, M.; VOGEL, B. & NOWAK, C. (2016): Large-scale genetic census of an elusive carnivore, the European wildcat (*Felis s. silvestris*). Conserv. Genet., 1-19. DOI 10.1007/s10592-016-0853-2

TRINZEN, M. (2009): Wildkatzen in der Eifel. In: Fremuth, W.; Jedicke, E.; Kaphegyi, T.; Wachendörfer, V. (Hrsg.), Zukunft der Wildkatze in Deutschland – Ergebnisse des internationalen Wildkatzen-Symposiums 2008 in Wiesenfelden, Erich Schmidt Verlag, Berlin, ISBN 978-3-503-11659-1: 49-53.

CONTACT

Olaf Simon

Institut für Tierökologie und Naturbildung
olaf.simon@tieroekologie.com







Deutsche Wildtier Stiftung · Christoph-Probst-Weg 4 · 20251 Hamburg
Telefon 040 970 78 69-0 · Fax 040 970 78 69-99 · Info@DeutscheWildtierStiftung.de · www.DeutscheWildtierStiftung.de
Spendenkonto: Bank für Sozialwirtschaft · IBAN DE63 2512 0510 0008 4643 00 · BIC BFSWDE33HAN