

Lebensraumzerschneidung und Wiedervernetzung – Ein Schutzkonzept für die Wildkatze in Deutschland

Habitat fragmentation and (re-)connection – a conservation concept for the wildcat in Germany



Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades des
Doktors der Naturwissenschaften (Dr. rer. nat.)
eingereicht im Fachbereich Biologie, Chemie, Pharmazie
der Freien Universität Berlin

vorgelegt von

Nina Klar

aus Berlin

2010

Diese Arbeit wurde unter der gemeinsamen Leitung von Prof. Dr. Carsten Niemitz vom Institut für Humanbiologie und Anthropologie der Freien Universität Berlin, Dr. Stephanie Kramer-Schadt vom Helmholtz Zentrum für Umweltforschung UFZ, Department Ökologische Systemanalyse, in Leipzig und Dr. Mathias Herrmann, ÖKO-LOG Freilandforschung, Parlow, zwischen November 2004 und September 2007 angefertigt und nach einer Babypause im Juni 2010 in Hamburg beendet.

Die Arbeit wurde durch ein Promotionsstipendium der Dr. Joachim und Hanna Schmidt-Stiftung für Umwelt und Verkehr e.V. von November 2004 bis Oktober 2006 gefördert.

1. Gutachter: Prof. Dr. Carsten Niemitz
2. Gutachter: Prof. Dr. Heribert Hofer

Disputation am 7. September 2010

Inhalt

Zusammenfassung	4
Abstract	7
Einleitung	9
Struktur der Arbeit	13
Kapitel 1	
Habitat selection models for European wildcat conservation	16
Kapitel 2	
Between ecological theory and planning practice: (Re-) Connection of forest patches for the wildcat in Lower Saxony, Germany	38
Kapitel 3	
Effects and mitigation of the impact of roads on individual movement behaviour of wildcats	56
Kapitel 4	
Effects of roads on a founder population of lynx in the biosphere reserve „Pfälzerwald-Vosges du Nord“	74
Kapitel 5	
Aktionsplan zum Schutz der Europäischen Wildkatze in Deutschland	95
Diskussion und Synthese	121
Methodische Überlegungen	121
Ergebnisse und Diskussion	126
Relevanz für den Wildkatzenschutz und Ausblick	129
Literatur (Einleitung und Diskussion)	131
Danksagung	135
Verzeichnis der eingebundenen Publikationen	137
Weitere Publikationen	138
Abbildungsverzeichnis	139
Tabellenverzeichnis	140

Zusammenfassung

Die derzeit schon starke und weiter zunehmende Fragmentierung und Zerschneidung der Landschaft in Mitteleuropa stellt ein Problem für die sich langsam erholenden Bestände der größeren Wildtiere dar. Die Europäische Wildkatze (*Felis silvestris*, Schreber 1777) ist ein Beispiel für ein heimisches, europarechtlich geschütztes Wildtier (Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie, Anhang IV), das sich nach starker Bejagung bis zum Anfang des letzten Jahrhunderts langsam wieder erholt und in seine ursprünglichen Lebensräume zurückkehrt. Ein sinnvolles Schutzkonzept erfordert Konfliktanalysen sowie großräumige Konzepte zum Lebensraumverbund.

In dieser Arbeit wurde untersucht, wo noch geeigneter Lebensraum für die Wildkatze in Deutschland vorhanden ist, wie dieser vernetzt werden kann, wo und welche Konflikte mit Straßen entstehen und wie diese gelöst werden können. Außerdem sollten die vorrangigsten Ziele im Wildkatzenschutz identifiziert werden.

Es wurden 13 000 Lokalisationen von 12 telemetrierten Wildkatzen und fein aufgelöste Landschaftsdaten aus Rheinland-Pfalz verwendet, um ein Habitatmodell auf der Basis von Habitatnutzung und -verfügbarkeit zu konzipieren. Verallgemeinerte lineare gemischte Modelle (GLMMs), die auf Hypothesen zur Habitatnutzung beruhen, wurden miteinander verglichen und das Modell ausgewählt, das am konsistentesten mit den Telemetriedaten ist. Mit Hilfe von Telemetriedaten von weiteren 19 Wildkatzen aus unterschiedlichen Gegenden in Rheinland-Pfalz wurde das Modell überprüft.

Das ausgewählte Modell zeigte positive Korrelationen von Wildkatzenhabitatnutzung mit der Nähe zu Wald, Wiesen und linearen Gewässern und negative Korrelationen mit der Nähe zu Straßen, Dörfern und Einzelhäusern. Durch die nachträgliche Anwendung von Regeln zur Streifgebietseignung wurden mit dem Modell letztendlich geeignete Wildkatzengebiete für Rheinland-Pfalz erfolgreich vorhergesagt. Das Modell identifizierte auch erfolgreich Wildkatzengebiete in Niedersachsen, wie durch eine Evaluierung anhand von Wildkatzen-sichtungen und Totfunden festgestellt wurde und ist somit für ganz unterschiedliche Landschaftsräume geeignet. Des Weiteren verwendete ich das Habitatmodell, um Korridore zwischen geeigneten Lebensräumen in Niedersachsen zu berechnen. Die Korridor-berechnung erfolgte mit Hilfe der so genannten Least-Cost-Path-Methode. Das fertige Korridormodell zeigt die günstigsten Verbindungen zwischen Lebensräumen, in denen Vernetzungsmaßnahmen gebündelt werden könnten.

Um die Auswirkung von Konflikten von Wildkatzen mit Straßenverkehr und Habitatvernetzungs- wie Konfliktminderungsmaßnahmen an Straßen zu beurteilen, wurden die Telemetriedaten von 12 Wildkatzen in der Eifel während und nach dem Bau einer neuen Autobahn in Bezug auf Barriereeffekte ausgewertet. Zusätzlich zu Telemetriedaten wurden Schneespuren und Totfunde ausgewertet. Wildkatzen passten ihr räumliches wie zeitliches Verhalten an den Straßenverkehr an. Ein wildkatzensicherer Wildschutzzaun reduzierte die Mortalität im Vergleich zu einem herkömmlichen Wildschutzzaun erheblich. Talbrücken stellten die am häufigsten genutzte Querungsmöglichkeit dar. Durch die Präsenz der Talbrücken war die Barrierewirkung der Autobahn relativ gering.

Die möglichen Auswirkungen von Straßenmortalität und Barriereeffekte auf Populations-ebene können bei langlebigen Arten nur in sehr aufwändigen Feldstudien festgestellt werden. Hier helfen dynamische Modelle, die bisher für die Wildkatze aufgrund der unzureichenden Kenntnisse der Demographie der Wildpopulation noch nicht entwickelt wurden. Stellvertretend wendete ich ein bereits verfügbares Simulationsmodell für den Luchs (*Lynx lynx* L.) an (Kramer-Schadt et al. 2005)*, um die Möglichkeiten und Grenzen eines solchen Ansatzes zu erkunden. Stark befahrene Straßen innerhalb eines großen, gut geeigneten Lebensraumes stellten durch ein hohes Mortalitätsrisiko eine Gefahr für die Luchspopulation dar, dagegen wirkten sich Straßen mit einem hohen Barriereeffekt eher an Engstellen zwischen oder in Bereichen außerhalb geeigneter Lebensräume auf die Überlebenswahrscheinlichkeit der Population aus.

Während eines Wildkatzensymposiums in Wiesenfelden wurden die wichtigsten Ziele für den Wildkatzenschutz und dazu geeignete Maßnahmen entwickelt. Die Ergebnisse wurden in einem Aktionsplan mit der Struktur eines „Logischen Rahmenplanes“ zusammengefasst, der es ermöglicht, Probleme logisch und systematisch in einem partizipativen Prozess zu analysieren. Mit dieser Struktur können Akteure Aktivitätsfelder bestimmen und eine zukünftige Bewertung des Erfolges durchgeführter Schutzmaßnahmen vorbereiten. Das wichtigste Ziel des Wildkatzenschutzes ist die Sicherung und Vernetzung bestehender Wildkatzenvorkommen und die Förderung der natürlichen Wiederausbreitung.

Diese Arbeit hat praktische Relevanz für den Wildkatzenschutz. Das Habitatmodell kann als Entscheidungsgrundlage für Artenschutzmaßnahmen in der Planungspraxis dienen. Mit den

* Kramer-Schadt, S., Revilla, E., Wiegand, T. 2005. Lynx reintroductions in fragmented landscapes of Germany: Projects with a future or misunderstood wildlife conservation? *Biological Conservation* 125, 169-182.

Korridoren können z.B. prioritäre Standorte für Grünbrücken identifiziert werden. Der wildkatzensichere Wildschutzzaun sollte für eine Reduktion der Straßenmortalität an entsprechend stark befahrenen Straßen regelhaft installiert werden. Mit Hilfe des Aktionsplanes können die zu erreichenden Ziele fortlaufend überprüft und die erforderlichen Maßnahmen entsprechend angepasst werden.

Abstract

The ongoing fragmentation of the Central European landscape is a key problem for the recovery of larger wildlife populations. The European wildcat (*Felis silvestris*, Schreber 1777) is an example of a native species under European protection (European Habitats Directive, Annex IV) that slowly recovers from the consequences of substantial persecution and hunting that took place until the beginning of the last century and now repopulates former habitats. An appropriate conservation action plan requires an analysis of land use conflicts and a concept on the scale of landscapes for the establishment of a habitat corridor and network system.

In this thesis I examined where in Germany suitable habitat for wildcats is still present, how it could be (re-)connected, where and which land use conflicts arise between wildcat habitat use and road traffic and what measures might reduce them. I also identify the most urgent aims for wildcat conservation.

I used 13,000 locations of 12 radio-tracked wildcats from the Eifel region in Germany and fine-scale landscape data to construct a habitat model on habitat use versus availability. Different candidate models based on hypotheses on habitat selection were compared using generalised linear mixed models (GLMM). The model most consistent with the radio-tracking data was selected and evaluated with data of 19 additional wildcats from two study areas in Rhineland-Palatinate.

The selected model showed a positive correlation of wildcat habitat use with proximity to forests, meadows and riverine habitat and a negative correlation with proximity to human settlements, single houses and roads. I derived rules to identify area suitable for home ranges at a higher level of selection. The evaluation showed that the model is appropriate for different landscapes and could also be successfully applied to the state of Lower Saxony as demonstrated with data on wildcat sightings and road kills.

Using the least-cost-paths principle, a corridor model was developed to propose the most suitable matrix of reconnections between isolated habitat patches in Lower Saxony. The habitat model was used as basis for the cost surface. The final model identified the best connections between habitat patches where measures for improving habitat corridors can be concentrated.

In order to identify land use conflicts with road traffic and appropriate mitigation measures, I analysed snow tracks and radio-tracking data of 12 wildcats before and after a new motorway was built in the Eifel region to understand its possible barrier effect. Wildcats adjusted their spatial and temporal behaviour in relation to road traffic. Open span viaducts

were preferred crossing structures. I also searched for road kills to compare the efficacy of a wildcat-proof fence with that of a conventional wildlife fence. The wildcat-proof fence remarkably reduced wildcat mortality. The potential barrier effect of the new motorway was probably reduced by the presence of the open span viaducts.

It is very time-consuming and costly to evaluate the population consequences of effects of road mortality and barrier effects in long-lived species. For this purpose, dynamic simulation models may be an alternative. Currently, such models are unavailable for wildcats because data on the demographic composition of wildcat populations are insufficient. As a substitute I used an existing simulation model for the lynx (*Lynx lynx* L.) to explore the potential and the limitations of such an approach (Kramer-Schadt et al. 2005)*. Highly frequented roads within large suitable habitat areas bear a high risk of road mortality and are a threat to lynx populations. In contrast, roads with a strong barrier effect owing to fencing or other factors concentrate detrimental effects on bottlenecks between habitat patches or defer them outside suitable habitats. As a general conclusion these results can be transferred to wildcat populations.

During an expert symposium in Wiesenfelden, Germany, the most important targets and measures for a wildcat conservation action plan were identified. The results were summarised in an action plan for the wildcat in Germany, using the method of the “logical framework” structure. This structure enables people to analyse problems in a systematic fashion within a participative process. Within this structure, stakeholders identify their fields of activities and prepare the framework for a future evaluation of the success of planned conservation measures. The most important goal for wildcat conservation is the protection and re-connection of existing wildcat populations and the enhancement of the natural expansion.

This work has practical relevance for the conservation of wildcats. The habitat model can be used as a basis for decision-making for species conservation measures within the planning process. The corridor model can help to identify priority locations for wildlife overpasses. The wildcat-proof fence can be regularly installed at highly frequented roads to reduce road mortality. With the help of the action plan the goals can be evaluated and the required measures can be adjusted accordingly.

* Kramer-Schadt, S., Revilla, E., Wiegand, T. 2005. Lynx reintroductions in fragmented landscapes of Germany: Projects with a future or misunderstood wildlife conservation? *Biological Conservation* 125, 169-182.

Einleitung

Die großen Wildtiere kehren nach Mitteleuropa zurück und die Bestände erholen sich. Wölfe (*Canis lupus*, L.) wandern von Osten her ein (SMUL 2009), Luchse (*Lynx lynx*, L.) werden wieder angesiedelt (Breitenmoser et al. 2000), Biber (*Castor fiber*, L.) werden wieder angesiedelt und breiten sich aus (Halley & Rosell 2003), Fischotter (*Lutra lutra*, L.) und Europäische Wildkatze (*Felis silvestris*, Schreber 1777) besiedeln früheren Lebensraum wieder (Reuther & Krekemeyer 2004, Pott-Dörfer & Dörfer 2007). Dies hängt mit einem grundsätzlichen Einstellungswandel in der Bevölkerung zusammen und beruht zum Teil auch auf Schutzmaßnahmen in den Quellpopulationen. Für Tierarten wie die Wildkatze sind heute nicht mehr die fehlende Akzeptanz und Bejagung das Problem, sondern die zunehmend fragmentierte Landschaft, auf die die Rückkehrer treffen. Der Flächenverbrauch durch Neuversiegelungen liegt bei etwa 100 ha pro Tag (UBA 2009). Mit 231 400 km überörtlichen Straßen hat die Bundesrepublik eines der dichtesten Straßennetze der Welt, und das Verkehrsnetz wird noch engmaschiger (BMW 2008). Die fragmentierte Landschaft verhindert oder erschwert die Wiederbesiedlung geeigneter Lebensräume, beispielsweise nehmen ortsansässige Bären (*Ursos arctos*, L.) und abwandernde Luchse Autobahnen als Barrieren wahr und queren diese nicht oder selten (Kaczensky et al. 2003, Zimmermann 2004). In einigen Räumen mit dichtem Verkehrsnetz kann die Verkehrsmortalität so ansteigen, dass Tierpopulationen in ihrem Bestand bedroht werden (Van der Zee et al. 1992, Clarke et al. 1998, Philcox et al. 1999, Hauer et al. 2002). Besonders die Kombination von Siedlungsverdichtung entlang von Achsen und die parallele Führung verschiedener Verkehrsachsen stellen Barrieren dar, die zur Isolation von Populationen führen können und dann durch mangelnden Individuen- und Genaustausch möglicherweise in ihrer Überlebensfähigkeit gefährdet werden (Riley et al. 2006). Maßnahmen wie Zäunungen und Querungshilfen können die negativen Effekte von Straßen teilweise abmildern (Rodriguez et al. 1997, Clevenger et al. 2001, Cain et al. 2003).

Dem Problem der zunehmenden Fragmentierung der Landschaft sollte mit dem Erlass der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie im Jahre 1992 begegnet werden (Council of Europe 1992). Hier wird der Aufbau eines kohärenten Netzes von besonderen Schutzgebieten sowie von Strukturen mit besonderer Relevanz für wildlebende Tiere und Pflanzen gefordert. 2002 wurde die Forderung nach einem Biotopverbund auch im Bundesnaturschutzgesetz rahmenrechtlich verankert (§ 3 BNatSchG i.d.F. 25. März 2002). Nach der Neufassung des BNatSchG vom 29. Juli 2009 ist die Schaffung eines Biotopverbundes gemäß § 21 eine verpflichtende Vorgabe für die Bundesländer. Auf Bundesebene hat das Bundesamt für

Naturschutz mit den „Lebensraumkorridoren für Mensch und Natur“, den „Länderübergreifenden Achsen des Biotopverbunds“ und der „Prioritätensetzung zur Vernetzung von Lebensraumkorridoren im überregionalen Straßennetz“ Konzepte für die Wiedervernetzung der Lebensräume in Deutschland vorgelegt (Reck et al. 2005, Fuchs et al. 2007, Reck et al. 2009). Auch von einigen Nichtregierungsorganisationen wurden inzwischen Konzepte vorgelegt (Herrmann et al. 2007, Reck et al. 2007).

Für ein umfangreiches Schutzkonzept für eine Tierart sollten Lebensraumsprüche und geeigneter Lebensraum, Quellpopulationen, aus denen Tiere abwandern können, und Gefährdungsursachen identifiziert werden. Wenn Informationen zum Vorkommen von Arten für bestimmte Fragestellungen nicht ausreichend sind, können Habitatmodelle helfen, geeigneten Lebensraum zu finden und darüber auf das potentielle Vorkommen von Tierarten zu schließen (Pearce et al. 2001, Schadt et al. 2002b, Johnson et al. 2004, Fernandez et al. 2006, Sawyer et al. 2006). Habitatmodelle können funktionale Zusammenhänge zwischen dem Vorkommen einer Tierart und Umwelteigenschaften erkunden und die Verteilung von Tieren in nicht untersuchten Gebieten oder in der Zukunft vorhersagen (Schröder & Reineking 2004). Sie sind damit ein wichtiges Werkzeug im Natur- und Artenschutz. Geeignete Habitatmodelle schätzen aus Verbreitungsdaten einer Tierart und Habitateigenschaften die Vorkommenswahrscheinlichkeit der Tierart für ein Untersuchungsgebiet. Dabei werden statistische Verfahren wie das allgemeine lineare Modell verwendet. Grundsätzliche Annahme ist, dass Tiere Habitate so wählen, dass ihre Reproduktionschancen optimiert werden (Johnson 1980, Aebischer et al. 1993) und ein Habitat mit guter Qualität überproportional zu seinem Vorkommen genutzt wird, während ein Habitat schlechter Qualität unterproportional zu seinem Vorkommen genutzt wird. Mit üblichen, zeitlich nicht fixierten, also statischen Habitatmodellen kann demnach die potentielle Verbreitung einer Art abgebildet werden. Zu ihrer Überprüfung können dynamische Modelle eingesetzt werden (Schröder & Reineking 2004).

Least-Cost-Path-Modelle stellen eine Methode dar, die Durchlässigkeit von komplexen Landschaften für Tierarten zu bewerten. Sie werden z.B. verwendet, um geeignete Korridore zwischen isolierten Habitaten darzustellen (Cramer & Portier 2001, Schadt et al. 2002a) und bevorzugte Standorte für Minderungsmaßnahmen auszuweisen (Adriaensen et al. 2003). Die Landschaft wird mit unterschiedlichen Widerstandswerten belegt, die das Zögern bzw. die Präferenz repräsentieren, einen bestimmten Habittyp zu durchqueren und die somit Verhaltensentscheidungen innerhalb der Fortbewegung simulieren (Ferrerias 2001, Adriaensen et al. 2003, Gonzales & Gergel 2007). Die zugrunde liegenden Widerstandswerte

werden entweder von Experten geschätzt oder durch Habitatmodelle vorhergesagt. So können detaillierte geographische Informationen mit Verhaltensaspekten kombiniert werden. Konfliktanalysen können qualitativ z.B. mit detaillierten Verhaltensbeobachtungen und quantitativ auf der Populationsebene beispielsweise mit dynamischen Simulationsmodellen durchgeführt werden. Räumlich explizite Simulationsmodelle verbinden eine Populationsimulation mit einem Habitatmodell (Kramer-Schadt et al. 2005). Dadurch können z.B. die Auswirkungen sich verändernder Landschaften auf Populationen abgeschätzt werden. Zusätzlich kann die Wanderung von Individuen zwischen Populationen simuliert und somit auch die Auswirkungen von Barrieren auf die Populationsentwicklung überprüft werden. Ein solcher Modellansatz bringt allerdings auch Probleme mit sich, wie z.B. eine hohe Komplexität, einen großen Datenbedarf und Unsicherheiten bei der Parametrisierung (Kramer-Schadt et al. 2004, Gonzales & Gergel 2007).

Die Ergebnisse der wissenschaftlichen Konfliktanalysen sollten schließlich zur Verfügung gestellt werden, wenn Schutzkonzepte entwickelt und umgesetzt werden. Ein hilfreiches Werkzeug in diesem Prozess können Aktionspläne sein (z.B. Breitenmoser et al. 2000, Swenson et al. 2000). Für ein sinnvolles und funktionierendes Schutzkonzept müssen sich unterschiedliche Interessenvertreter (Stakeholder) zunächst auf gemeinsame Standpunkte und Ziele einigen. Die Analyse der Interessen unterschiedlicher Interessengruppen kann durch den Einsatz so genannter logischer Rahmenpläne unterstützt werden, die helfen, Probleme logisch und systematisch in einem partizipativen Prozess zu analysieren. Sind gemeinsame Ziele formuliert, können sich die Interessenvertreter leichter auf konkrete Maßnahmen einigen, die zum Erreichen der Ziele in einem bestimmten Zeitfenster notwendig sind. Die Form eines logischen Rahmenplanes hilft den einzelnen Akteuren, Aktivitätsbereiche zu bestimmen, in denen sie zum Erreichen der gemeinsam vereinbarten Zielsetzung beitragen können. Es wird außerdem eine einfache und zügige Überprüfung der Ergebnisse von Maßnahmen ermöglicht, mit der wiederum eine Anpassung der Maßnahmen je nach Erfolg erleichtert wird (Birlenbach & Klar 2009, Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2009).

Die Europäische Wildkatze ist ein Beispiel für ein heimisches, nach dem Europarecht geschütztes Wildtier (Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie, Anhang IV), das sich nach starker Bejagung bis zum Anfang des letzten Jahrhunderts nunmehr langsam wieder erholt und in seine ursprünglichen Lebensräume zurückkehrt (Pott-Dörfer & Dörfer 2007). Einst flächen-deckend in Mitteleuropa verbreitet, sind heute nur noch die bewaldeten Mittelgebirgsregionen Eifel, Hunsrück, Pfälzerwald, Taunus, Harz, Solling, nordhessisches Bergland und

Hainich durch Wildkatzen besiedelt (Piechocki 1990). Lange wurde die Europäische Wildkatze aufgrund ihrer versteckten Lebensweise und der leichten Verwechslung mit Hauskatzen übersehen (Stahl & Artois 1995). In den letzten Jahren gelangen Nachweise in Räumen, in denen über viele Jahrzehnte keine Wildkatzen nachgewiesen wurden. Zum einen hängt dies mit einer stark wachsenden Aufmerksamkeit und besseren Nachweismethoden, wie zum Beispiel der Lockstockmethode (Simon & Hupe 2007), zusammen. Zum anderen stellten sich beispielsweise in Baden-Württemberg alle Hinweise auf mögliche Wildkatzen über Jahrzehnte bei näherer Untersuchung als Hauskatzen heraus, bis 2006 die ersten Wildkatzentotfunde seit fast 100 Jahren bestätigt werden konnten (Herrmann & Vogel 2005, Kraft et al. 2009). Auch in Gebieten, wo wiederholt oder kontinuierlich Umfragen zu Wildkatzen durchgeführt werden, wird eine Ausbreitungstendenz festgestellt (Stubbe & Stubbe 2001, Götz & Roth 2007, Pott-Dörfer & Dörfer 2007, Schiefenhövel & Klar 2009). Es muss jedoch beachtet werden, dass es sich nicht um standardisierte Erhebungen handelt und damit die Ausbreitungstendenz schwer zu quantifizieren ist. Die Bejagung und der Lebensraumverlust sowie die Zerschneidung der Landschaft durch Verkehrswege haben dazu geführt, dass die Wildkatze zum großen Teil nur noch in verinselten Populationen vorkommt (siehe Abb.1, Kapitel 5). Die Wieder-besiedlung geeigneter Lebensräume scheitert möglicherweise auch an einer zu starken Fragmentierung und unüberwindlichen Barrieren. Der Raumanpruch einer Wildkatzenpopulation erfordert ein großräumiges Konzept zur Vernetzung von Lebensräumen, um langfristig eine überlebensfähige Population (MVP, minimal viable population) von einigen tausend Tieren zu sichern (Thomas 1990, Reed et al. 2003, Traill et al. 2007). Bei einer Besiedlungsdichte von 0,3 – 0,5 Wildkatzen/km² (Götz 2009) können selbst in den größten zusammenhängenden Waldgebieten Deutschlands, wie dem Harz oder dem Pfälzerwald nur einige hundert Wildkatzen leben. Noch wichtiger ist es aber, dass die vielen kleineren Populationen mit oft weit weniger als 100 Individuen miteinander oder mit größeren Populationen vernetzt sind.

Zurzeit laufen verschiedene Projekte zum Schutz der Wildkatze in Deutschland. Unter anderem hat der Bund für Naturschutz in Deutschland (BUND) die Wildkatze als Zielart für einen großräumigen Waldbiotopverbund ausgewählt und führt verschiedene Projekte zur Vernetzung und Akzeptanzsteigerung im Rahmen des „Rettungsnetz Wildkatze“ durch (Mölich & Vogel 2007, Vogel et al. 2009). Das Wissen über die Wildkatze erweitert sich ständig; trotzdem ist vieles noch unklar. Vorhandene Wissenslücken dürfen dabei keine Entschuldigung dafür sein, nichts zu tun (Possingham 2000, Grantham et al. 2009). Vielmehr müssen mit dem vorhandenen Wissen Konzepte erarbeitet und Maßnahmen ergriffen werden, die dann mit neuem Wissen sukzessive verbessert werden (Grantham et al. im

Druck). Modelle können dabei als Werkzeug dienen, vorhandenes Wissen zusammenzufassen, zu strukturieren und in die Zukunft oder auf andere Räume zu projizieren.

Es ist eine Herausforderung, den heimischen Wildtieren die Rückkehr zu ermöglichen. Mein Ziel war es, am Beispiel der Wildkatze zu zeigen, wie man das vorhandene Wissen nutzen kann, um mit Hilfe von Habitatmodellen, Least-Cost-Path-Modellen, Simulationsmodellen und Konfliktanalysen die notwendigen Erkenntnisse zu gewinnen, die dann für die Entwicklung konkreter Handlungsanweisungen innerhalb eines Experten-Workshops eingesetzt und in einem Artenschutzprogramm zusammengefasst werden.

Struktur der Arbeit

Die vorliegende Arbeit spannt den Rahmen von der Auswertung von Freilanddaten über prädiktive Simulations-Modelle bis hin zu einem Schutzkonzept mit konkreten Management-Vorschlägen für die Wildkatze in Deutschland. Die Arbeit basiert auf insgesamt fünf Manuskripten, die in wissenschaftlichen Fachzeitschriften veröffentlicht sind oder sich im Begutachtungsprozess zur Veröffentlichung befinden. Alle Artikel sind in der veröffentlichten bzw. zu veröffentlichenden Originalsprache, zum Großteil also auf Englisch abgedruckt. Folgende Fragen sollten beantwortet werden:

- 1) Welche Ansprüche stellen Wildkatzen an ihren Lebensraum? (Kapitel 1)
- 2) Wo sind Quellpopulationen, aus denen möglicherweise Wildkatzen abwandern könnten? (Kapitel 1 und 2)
- 3) Wo gibt es geeigneten Lebensraum, in dem die Wildkatze aufgrund von Bejagung gestorben ist? (Kapitel 1 und 2)
- 4) Welche Korridore sind geeignet, Wildkatzen in Zielgebiete zu führen und Populationen untereinander zu verbinden? (Kapitel 2)
- 5) Wo können Konflikte im Zusammenhang mit Straßen und Besiedlung entstehen, die eventuell der Vernetzung im Wege stehen und wie können diese minimiert werden? (Kapitel 3 und 4)
- 6) Was sind die vordringlichsten Ziele im Wildkatzenschutz und wie können diese umgesetzt werden? (Kapitel 5)

Zunächst nutze ich Telemetriedaten von 12 Wildkatzen aus der Mosel-Eifel, um ein feinskaliges Habitatmodell auf der Ebene der Habitatnutzung innerhalb eines Streifgebietes zu entwickeln (Kapitel 1). Es werden Landschaftsdaten mit einer feinen Auflösung

verwendet, die für ganz Deutschland verfügbar sind, um das Habitatmodell großflächig anzuwenden. Die Vorhersagekraft des Modells überprüfe ich mit Telemetriedaten von weiteren 19 Wildkatzen in der Nord-Eifel und im Bienwald bei Karlsruhe. Aufbauend auf dem feinskaligen Habitatnutzungsmodell werden Regeln entwickelt, die es erlauben ein Gebiet bezüglich seiner Eignung für ein oder mehrere gesamte Streifgebiete zu bewerten. Zusätzlich zur Überprüfung mit Telemetriedaten teste ich das Modell auch mit den aktuellen Verbreitungsdaten aus Rheinland-Pfalz. Das entwickelte Modell erlaubt es, Vorhersagen über die Habitatnutzung und Streifgebietseignung auch für Gebiete zu treffen, in denen nur ungenügende Daten über Wildkatzen vorhanden sind; damit kann es großflächig angewendet werden.

Anschließend übertrage ich das Modell aus Rheinland-Pfalz nach Niedersachsen, wo keine detaillierten Daten zur Habitatnutzung existieren (Kapitel 2). Die Vorhersagekraft wird mit der Niedersächsischen Datenbank zu Wildkatzensichtungen und Totfunden getestet. Mit dem Habitatmodell werden geeignete Lebensräume identifiziert, in denen die Wildkatze aufgrund von Bejagung ausgestorben ist, sowie Quellpopulationen, aus denen Wildkatzen abwandern können. Um die potentielle Wiederausbreitung der Wildkatzen in Niedersachsen zu unterstützen, werden mit Hilfe des Habitatmodells in Kombination mit der Least-Cost-Path-Methode geeignete Korridore gesucht, die fragmentierte Lebensräume verbinden und innerhalb derer Vernetzungsmaßnahmen gebündelt werden können. Dabei sind insbesondere Barrieren wie stark befahrene Straßen ein Problem, dem durch Minderungsmaßnahmen an geeigneten Stellen begegnet werden sollte.

Wie solche Minderungsmaßnahmen gestaltet sein können und wo sie sinnvoll sind, zeige ich in Kapitel 3. Anhand von Totfunden entlang von Autobahnabschnitten mit verschiedenen Arten von Zäunung wird der Effekt eines „wildkatzensicheren“ Wildschutzzaunes und anderer Zaunformen bewertet. Mit Hilfe von Schneespuren und Telemetriedaten beurteile ich die Nutzung verschiedener Querungsmöglichkeiten durch Wildkatzen. Telemetrieergebnisse vor und nach der Eröffnung einer Autobahn geben Aufschluss über die Barrierewirkung. Daraus leite ich Empfehlungen ab, um die Gefährdung von Wildkatzen an Autobahnen zu reduzieren.

Die Auswirkungen von Artenschutzmaßnahmen wie Straßenzäunungen, Querungshilfen oder Optimierung von Korridoren sind auf Populationsebene schwer einzuschätzen. Dynamische Modelle, die auch die Populationsentwicklung berücksichtigen, können hier hilfreich sein. Für die Wildkatze existieren zurzeit noch nicht genügend Daten zur Reproduktion und Abwanderung von Jungkatzen, um ein sinnvolles Modell konzipieren zu

können. Stellvertretend werden die Möglichkeiten und Grenzen eines solchen Ansatzes am Beispiel des Luchses überprüft (Kapitel 4). Hier verwende ich ein bestehendes, individuenbasiertes Simulationsmodell (Kramer-Schadt et al. 2005), um die Auswirkungen von Barrieren und Straßenmortalität auf eine Luchspopulation im Pfälzerwald zu beurteilen.

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit sind relevant für Schutzmaßnahmen. Wildkatzen wurden in Deutschland bis in die 30er Jahre des letzten Jahrhunderts verfolgt und in vielen Regionen ausgerottet. Um das Ausbreitungspotential von Wildkatzenpopulationen zu unterstützen und die Forschungsergebnisse dem gesellschaftlichen Prozess zur Diskussion von Interessenkonflikten bei möglichen Schutzmaßnahmen zur Verfügung zu stellen, wurde ein Aktionsplan für die Wildkatze in Deutschland (Kapitel 5) erstellt. Dieser stellt das Ergebnis der Diskussionen innerhalb eines Wildkatzensymposiums und den sich daraus ergebenden gemeinsamen Zielen dar.

Kapitel 1

Habitat selection models for European wildcat conservation

Dieses Kapitel ist leicht verändert veröffentlicht als:

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, 308-319.

Abstract

Populations of the European wildcat (*Felis silvestris*) are only slowly recovering in Central Europe after a severe decline in the last centuries and require specific conservation plans in many areas. However, detailed information on wildcat occurrence and habitat requirements is still scarce and controversial. We present a fine-scale habitat selection model for wildcats based on detailed species and land use information and evaluate its accuracy to predict habitat distribution in new areas. We analysed habitat use within home ranges using single locations of 12 radio-tracked individuals from south western Germany. Several competing models were fitted and compared using generalised linear mixed models (GLMM) and information-theoretic approaches. Radio-tracking data of 9 and 10 wildcats from two distant areas were used to evaluate the models. The selected model predicted habitat associated to close distance to forest, watercourses and meadows and a critical distance to villages, single houses and roads. To predict area suitable for home ranges we superimposed rules derived from home range attributes at a higher level of selection. Predictions from the combination of the fine-scale habitat model and home range rules matched well with more than 2 000 wildcat observations of south western Germany. We discuss the application of the model in wildcat conservation for finding potential reintroduction sites, identifying small isolated populations and aiding in the evaluation of the needs of mitigation and compensation within the scope of the European Habitats Directive.

1. Introduction

Where does a species occur and where could it occur are the two initial questions in wildlife conservation planning (Peterson and Dunham, 2003). In recent years, the development of predictive habitat models has greatly improved our ability to address both questions. First, models can help to detect the occurrence of cryptic or rare species difficult to survey (e.g. Pearce et al., 2001; Fernández et al., 2006a). Second, mapping habitat predictions can further be used to assess the impact of changing land use, to detect important areas for reintroduction, and to identify potential conflicts with human activities (e.g. Johnson et al., 2004; Kramer-Schadt et al., 2005; Sawyer et al., 2006).

Habitat models based on presence-absence data are the most standard approach to habitat modelling (e.g. Schadt et al., 2002b; Woolf et al., 2002; Naves et al., 2003; Seoane et al., 2003; Niedzialkowska et al., 2006). These models are often based on coarse-grained landscape and species information allowing coarse habitat inferences and predictions, but they may overlook biological details important for species conservation. Indeed, fine-scale models based on detailed species and landscape information have shown a great potential to detect crucial habitat structures not obvious at broader scales (e.g. Fernández et al., 2003). However, the expandability of fine-scale models for habitat predictions remains largely unexplored partly because the required information is difficult to gather. Therefore, one current challenge in conservation is to reconcile fine-scale habitat inferences with broad-scale predictions required for more comprehensive species management. This approach has great potential in the design of mitigation and compensation measures required within the European Habitats Directive for species under protection.

A typical example for a cryptic species difficult to detect and listed in the European Habitats Directive in appendix IV is the European wildcat (*Felis silvestris*, Schreber, 1777). Once widely distributed throughout Europe, this medium-sized carnivore has suffered significant reduction in its original range due to extensive hunting and trapping resulting in fragmented and small populations (Piechocki, 1990). Wildcats were for a long time seen as a serious competitor for hunters, despite its specialisation on small mammals, especially rodents, in Central Europe (Sládek, 1973; Stahl, 1986; Kozená, 1990; Liberek, 1999; Biró et al., 2005). During the last decades, wildcats have slowly recovered in Central Europe, due to total protection and reduced trapping (Stubbe and Stubbe, 2002; Pott-Dörfer and Raimer, 2004). However, habitat degradation, direct kills and hybridisation with feral cats (*Felis s. catus*) are still important threats for many populations (Stahl and Artois, 1995; Pierpaoli et al., 2003; Lecis et al., 2006). In addition, their large home ranges and their high mobility make

this species highly vulnerable to traffic mortality, especially in densely populated landscapes. Therefore, potential impact on this species has to be assessed and compensatory measures as well as reintroductions should be considered where necessary.

The inconspicuous behaviour of wildcats, the easy confusion with its domesticated relative, the feral cat, low population densities and the fact that there is nearly no risk of becoming a threat to domestic livestock contributed to quasi-ignorance of the species (Stahl and Artois, 1995). Hence, detailed information on occurrence and potential occurrence as well as on wildcat habitat requirements is still scarce and controversial (Stahl and Artois, 1995; Lozano et al., 2003).

The present study aims to develop fine-scale habitat selection models for wildcats using detailed species and habitat information and to evaluate their reliability to predict habitats over a broad spatial extent. For this, we first designed a set of models and compared their fit using radio-tracking data and fine-grained landscape information from one wildcat population in western Germany. Then, we spatially extrapolated model predictions and evaluated the predictive accuracy using two additional radio-tracking datasets from distant populations as well as sighting data from the whole area. Model evaluation, using independent datasets, reduces the risk of spurious habitat inferences, but they are seldom available (Mladenoff et al., 1999; Pearce and Ferrier, 2000). Finally, we give examples on how to use our model predictions in wildcat conservation.

2. Methods

2.1. Study area

We radio-tracked wildcats and developed the initial habitat model in an area encompassing 150 km² in south-western Germany (50° 3' N, 6° 39' E) in the western part of Rhineland-Palatinate in the low mountain range Eifel (Figure 1, “Southern Eifel”). It is a rural area with a population density of about 70 inhabitants per km². 37 % of the area is forested. The elevation ranges from 200 m in the steep forested creek valleys to 450 m on plateaus dedicated to agriculture. It lies in the Western-European Atlantic climatic region with mild but longsome winters and temperate humid-cool summers. The annual precipitation is 800 mm; the average temperature in January is 0°C, in July 15°C. Snow is recorded on an average of 28 days per year.

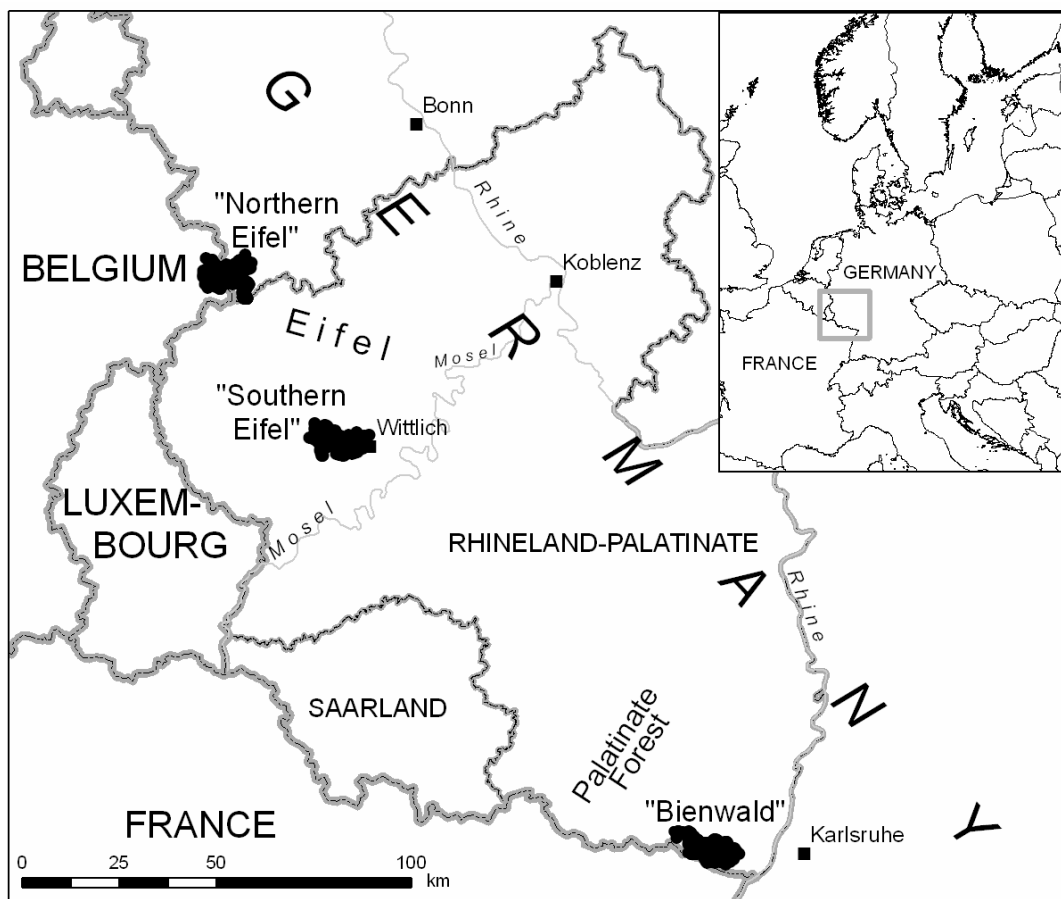


Figure 1. Rhineland-Palatinate with location of study areas in black: “Southern Eifel” – training dataset, “Northern Eifel” – evaluation dataset 1 and “Bienwald” – evaluation dataset 2.

Model extrapolation and evaluation was performed in a larger area encompassing the whole Federal State Rhineland-Palatinate (Figure 1; 19 850 km²). Average population density is 200 inh/km². The State is characterised by low mountain ranges and large forests covering 42 % of the surface. The dominant native trees, red beech (*Fagus sylvatica*) and oak (*Quercus spec.*), were commonly replaced by spruce (*Picea abies*), pine (*Pinus sylvestris*), and douglas fir (*Pseudotsuga menziesii*), so that today 44 % of the forests are coniferous (Fischer, 1989; Landesforsten Rheinland-Pfalz, 2006). One evaluation area was situated in the northern part of the low mountain range Eifel with elevations of 450 to 750 m (“Northern Eifel”). The second evaluation area was the lowland forest “Bienwald” in the southeastern part of Rhineland-Palatinate at the river Rhine (Figure 1).

2.2. Wildcat data

The wildcat habitat model was built using a radio-telemetry database containing 13 000 locations of 12 individuals (6 females, 6 males) captured and monitored between 2001 and 2004. Individuals were radio-tracked for periods between 4 and 30 months each before the

signal failed. Locations were performed using triangulation (White and Garrott, 1990). The estimated maximum radio-tracking error was 100 m. Every animal was located once at daytime for at least 10 days per month and monitored intensively (one location every 15 min) during at least 20 nights.

For habitat modelling we filtered the initial sample to minimize temporal autocorrelation by selecting only locations separated by at least 6 hours. This resulted in a dataset of 2 481 locations, ranging between 121 and 477 locations per cat.

2.3. Landscape Data

Land use data were taken from the official German information system for cartography and topography (ATKIS®, Landesamt für Vermessung und Geobasisinformation Rheinland-Pfalz, 2002). These maps are vector-based with a 3 m resolution and contain information on forest (coniferous, deciduous and mixed), coppices, agricultural land, meadows, water, roads and paths, different types of human settlements, single houses and industrial areas. The ATKIS data represent the most detailed land use data available for the whole country. We focused on seven different land use features important for the wildcat including the distance to forest, meadows, forest edge, watercourses, villages, single houses and public roads (Table 1). Distances were measured from each wildcat radio location to the nearest border of these features. Distance to forest was set to 0 within the forest. Forest type was not included because preliminary analyses did not show any effect on wildcat habitat use (Nina Klar & Mathias Herrmann, unpublished data). Habitat variables were measured using ArcView3.2 (ESRI, Inc, Redlands, CA, USA).

2.4. Statistical Analyses

We analysed habitat use within home ranges using single locations to identify habitats with a higher likelihood of being selected by wildcats. This is referred to as third order selection by Johnson (1980). We designed a use versus availability approach, which has the advantage of not assuming that some areas are never used by individuals in contrast to presence-absence models (Boyce et al., 2002; Pearce and Boyce, 2006). This approach assumes that observed occurrences are a subsample of available sites that inform on animal habitat preferences (Manly et al., 1993). This assumption is reliable since erratic and other movements not directly related to habitat selection are probably rare in resident individuals and, at most, would introduce a random error in the occurrence subsample.

Table 1. Summary of landscape variables measured at wildcat and random locations, Wilcoxon matched pairs test of differences between the mean of individual wildcat locations (N = 12) and individual random locations (N = 12), form of function to include into the models (l = linear, p-wl = piece-wise linear). *indicate significant differences at $p < 0.05$.

Abbreviation	Variable description	Locations (m, means \pm SE)		Wilcoxon test		Function
		Wildcats	Random	V	P	
D_FOR	Distance to forest. Locations within forest = 0	8 \pm 0.02	54 \pm 0.08	78	<0.001*	l
D_MEA	Distance to nearest meadow. Location on meadow = 0.	169 \pm 0.12	161 \pm 0.13	33	0.677	l
D_EDG	Distance to forest edge	147 \pm 0.11	167 \pm 0.11	63	0.063	l
D_WAT	Distance to nearest water-course (creek, stream, river)	204 \pm 0.14	260 \pm 0.14	71	0.009*	l
D_VIL	Distance to nearest settlement or village	1171 \pm 0.35	937 \pm 0.40	4	0.003*	p-wl < 900 m
D_HOU	Distance to nearest single house	741 \pm 0.26	683 \pm 0.28	22	0.204	p-wl < 200 m
D_RD	Distance to nearest paved road	392 \pm 0.18	378 \pm 0.21	33	0.677	p-wl < 200 m

To avoid overrepresentation of some particular individuals in the radio tracking sample, we randomly chose an equal amount of locations per cat ($n = 121$). As a sample of availability, we distributed the same amount of random locations ($n = 121$) within an 800 m buffer around each individual home range, defined by the 100 % minimum convex polygon (MCP). The 800-m buffer represents the mean distance of wildcat displacement within 24 hours. Home ranges, buffer areas and random locations were produced using ArcView3.2 (ESRI) and the extension Animal Movement 2.04 (Hooge and Eichenlaub, 1997). Human settlements were excluded from the home-range-area before distributing random points.

We preliminarily explored the differences in mean values between habitat variables in wildcat locations and the random availability sample using Wilcoxon matched pairs tests. In addition, a correlation matrix was built for all variables using Spearman's rank coefficient.

Habitat selection analyses were based on information-theoretic methods that include a priori specification and mathematical formulation of different hypotheses and their final confrontation rewarding for parsimony (see Johnson and Omland, 2004; Rushton et al., 2004 for reviews; Greaves et al., 2006). First, we designed a set of 13 candidate models for wildcat occurrence guided by three general hypotheses: (1) Wildcats require cover and

shelter found mainly in the forests to hide from humans and bigger predators (Piechocki, 1990). (2) Habitat use is strongly linked to landscape characteristics favouring rodent abundance, the main prey of wildcats, like forest edges, watercourses and meadows (e.g. Doyle, 1990; Gomez and Anthony, 1998; Osbourne et al., 2005). (3) Wildcats avoid the proximity of human settlements, because of noise, light, and the presence of people and dogs (Table 2). Variables with a strong correlation (Spearman's rank correlation > 0.6) were not included in the same model (Fielding and Haworth, 1995).

In order to avoid linearity assumptions, we preliminarily explored the shape of the response for each landscape variable before fitting them into the final equations (Austin, 2002). With this aim, we built Generalised Additive Models (GAMs) (Hastie and Tibshirani, 1990) using wildcat locations / random points as response variable and fitting smoothing splines with 3 degrees of freedom to model every habitat effect. The smoothed variables were then turned into suitable parametric terms guided by visual inspection of the partial residual plots (Crawley, 2005). The postulated candidate models were then fit to the radio-tracking dataset using generalized linear mixed models (GLMM) with logit link, binomial error structure and linear and non-linear responses to fixed effects in accordance with the GAM results. As the cats actually monitored represent a random sample of all trappable wildcats potentially present in the study area, we controlled for the effect of the individual including it as a random term.

Fitted models were compared and hierarchically ordered using Akaike's Information Criterion (AIC), a statistical method that rewards parsimony by penalizing the maximum likelihood for the number of model parameters (Akaike, 1973; Richards, 2005). Finally, we evaluated model selection uncertainty weighting all AIC values using a randomisation method. For this we included the full dataset of cat locations (2 481 locations filtered for temporal independence and 2 481 random points) and randomly chose 100 locations per cat and an equal amount of random points within wildcat home ranges. Then we fitted all 13 models, calculated the AIC and recorded the model with the lowest value. This routine was iterated 10 000 times, and the probability of model selection was estimated counting the number of randomisations in which each model was scored as best.

All statistical analyses were performed using the R statistical software V. 2.3.0 (R Development Core Team 2006, Vienna, Austria), GAM and GLMM were fitted using the `gam` and `lme4` packages respectively.

2.5. Model evaluation

We first evaluated the accuracy of habitat predictions, using an independent random sample of wildcat locations from the “Southern Eifel” dataset not used for model fitting. In addition, we evaluated predictions outside the calibration range using radio-tracking data from two areas situated 50 and 150 km apart from the calibration area (Figure 1). The “Northern Eifel” dataset consisted of 7 700 radio locations from 7 males and 3 females, monitored from 2002 to 2004 in an area of 150 km². The “Bienwald” dataset consisted of 800 radio-locations of 5 males and 5 females, monitored in 2005 and 2006 in an area of 130 km².

We assessed model predictive accuracy by comparing predictions to the observed number of wildcat locations in the evaluation datasets following the method suggested by Boyce et al. (2002) (e.g. Nielsen et al., 2004). This method relates model predictions to the probability of habitat use from presence-only data. This is an advantage over more traditional methods such as ROC and Kappa, because a true binary dataset is not required (Pearce and Boyce, 2006). First, predictions from the selected model were translated into a grid map with 25 x 25 m grids covering Rhineland-Palatinate. Then we ranked probability values into eight classes of equal area amounts. The proportion of wildcat locations within each probability class was calculated and divided by the proportion of the available area. Last, the area-adjusted use frequencies were correlated with the probability ranks using Spearman rank correlation. High correlation scores indicate that areas resulting in high predicted probability of use are indeed used more often in relation to availability, therefore indicating high model accuracy.

2.6. Habitat mapping

We aim at providing information in detail regarding habitat selection within home ranges, facilitating the mapping of suitable wildcat habitats at this detailed level. However, we also wanted to exclude those habitat patches potentially suitable for wildcats but too small or too scattered to constitute part of home ranges. Therefore we formulated a set of rules for predicted habitat patches that may constitute home ranges as defined by the 100 % MCP of all 14 females in the three study areas (Figure 3). First, we defined a circular area of 700 ha – i. e. 1 500 m radius - representing the average female home range size. Each cell was assigned as a potential home range centre if all the following rules were followed: 1. Human settlements are not present within the 700 ha circular area; 2. suitable habitat (probability > 0.45) constitutes at least 185 ha of the area and 3. best habitat ($p > 0.65$) at least 94 ha. These thresholds correspond to the values calculated from the female home range with the

smallest amount of suitable habitat. Therefore, we take as much area as possible which still fulfils the characteristics of the least optimal home range recorded. The sensitivity of the rules was evaluated by changing the values of suitable and best habitat between the minimum and the average value within female home ranges and amount of settlements between minimum and maximum (see Appendix, Tables A.1, A.2). The rules were implemented using a moving window routine in ArcView3.2. Later, the suitable home range centre cells were buffered with the surrounding connected forest patch plus 300 m. This was done to give the predicted area a more natural shape, since wildcats shaped their home ranges around forest patches and used only areas close to forests for hunting. This area was then assigned as the total area of potential home ranges within the map area. Within this area habitat quality can be addressed due to the fine scale model predictions.

A dataset of 2 306 wildcat observations and 333 casualties from a systematic questionnaire survey for Rhineland-Palatinate with an accuracy of 1 km (Knapp et al., 2000) was used to compare our home range predictions with wildcat distribution data. We recognise that observational data may be biased, for example owing to potential habitat-dependent probability of observing wildcats and the sporadic confusion with domestic cats. Still, this source of information provides an opportunity to confront our fine-scale habitat predictions with coarse-grained distributional data frequently used in conservation.

3. Results

The exploratory univariate analyses showed that distances from wildcat locations to forests and watercourses were significantly lower than random, whereas distances to villages were significantly higher (Table 1). Other differences were not significant. A strong correlation was only observed between distance to forest edge and to meadows ($r = 0.68$, $p < 0.001$).

The visual inspection of GAMs indicated a linear relationship between wildcat occurrence and all predictors, except for the distance to villages, houses and roads, which were modelled as piecewise linear effects. The best threshold according to the lowest residual deviance (Crawley, 2005) was 900 m for villages and 200 m for single houses and roads, indicating that wildcat habitat use was affected by human disturbance only up to moderate distances smaller than the average length of home ranges.

Table 2. Summary of models for predicting wildcat habitat use in four groups corresponding to different hypotheses of landscape factors potentially affecting wildcat habitat use. GLMM: Generalised Linear Mixed Model; AIC: Akaike’s Information Criterion; abbreviations for landscape variables see Table 1.

Candidate Models GLMM	AIC	weighted AIC
<i>Null Model</i>		
0a intercept only	3801.1	0.00
<i>Forests (shelter)</i>		
1a D_FOR	3513.8	0.00
<i>Human disturbance</i>		
2a D_FOR +D_VIL	3497.2	0.00
2b D_FOR+D_RD	3501.6	0.00
2c D_FOR +D_VIL+D_HOU+D_RD	3395.0	0.00
<i>Food availability</i>		
3a D_FOR +D_EDG	3513.3	0.00
3b D_FOR +D_MEA	3504.3	0.00
3c D_FOR +D_WAT	3480.9	0.00
3d D_FOR +D_WAT+D_MEA	3481.4	0.00
3e D_FOR+D_WAT+D_EDG	3482.5	0.00
<i>Human disturbance and food availability (global)</i>		
4a D_FOR +D_WAT+D_VIL	3339.7	0.0006
4b D_FOR+D_WAT+D_VIL+D_HOU+D_MEA	3324.5	0.06
4c D_FOR+D_WAT+D_VIL+D_HOU+D_MEA+D_RD	3321.4	0.59
4d D_FOR+D_WAT+D_VIL+D_HOU+D_EDG+D_RD	3333.7	0.35

3.1. Model selection

The global models that included distance to human disturbance and surrogates of food availability showed the highest parsimony ranks according to the AIC scores. The model with the lowest AIC score was selected (4c, Table 2) and included as predictors the distance to forest, water, villages, single houses, meadows and roads. Uncertainty analysis revealed a selection probability of 0.58 for this model. The third best model 4d, which included forest edge and not meadows, showed a probability of 0.36, whereas other alternative models were selected with a much lower probability (Table 2). Parameter estimates for the two most selected models are shown in Table 3.

3.2. Model evaluation and habitat predictions

The correlation between model predictions and area-adjusted frequencies was high and significant for the training dataset ($r_s = 0.99$, $P < 0.001$) and the three evaluation datasets (“Bienwald”: $r_s = 0.91$, $P = 0.004$; “Northern Eifel”: $r_s = 1$, $P < 0.001$; “Southern Eifel”:

Table 3. Estimated coefficients and standard error for the variables of the two best models 4c and 4d. Abbreviations for landscape variables see Table 1.

Variables	Estimates model 4c	Estimates model 4d
(Intercept)	1.1479 ± 0.0872***	1.0569 ± 0.0845***
D_FOR	-0.0125 ± 0.0012***	-0.0115 ± 0.0012***
D_MEA	-0.0011 ± 0.0003***	
D_EDG		-0.0006 ± 0.0003*
D_WAT	-0.0014 ± 0.0002***	-0.0016 ± 0.0002***
I((D_VIL - 900) * (D_VIL < 900))	0.0024 ± 0.0002***	0.0024 ± 0.0002***
I((D_HOU - 200) * (D_HOU < 200))	0.0044 ± 0.0019*	0.0041 ± 0.0019*
I((D_RD - 200) * (D_RD < 200))	0.0019 ± 0.0008*	0.0015 ± 0.0008

I((D_VIL - 900) * (D_VIL < 900)): Variables entered piecewise into the GLMM: These 3 variables expressing distance to villages, single houses and roads showed a non-linear relationship in the GAM with a clear threshold at certain distances (900 m and 200 m, respectively) above which the influence of the variable was zero. Thus, these variables were only considered below this distance threshold in the models. For details see main text.

* significant at 0.05

*** significant at 0.001

$r_s = 0.97$, $P < 0.001$; Figure 2). This indicates that the selected model was highly reliable in predicting wildcat habitat use throughout a broad spatial extent (Figure 1). According to model predictions, the Bienwald area (Figure 3 (2)) contains mainly one large habitat patch – the Bienwald – surrounded by mostly unsuitable area with only a few small habitat patches embedded. Six out of nine radio-tracked wildcats used the largest habitat patch exclusively, selecting the parts with the highest suitability close to forest meadows and watercourses, whilst the other three also used small patches. In the Northern Eifel area (Figure 3 (3)) all females used a large habitat patch and only the males additionally used smaller surrounding patches.

Mapping minimum requirements for female home ranges showed that 46 % (9 124 km²) of Rhineland-Palatinate was suitable for wildcats (Figure 4). This represents a capacity of up to 1 600 females. 90 % of the wildcat observations (Knapp et al., 2000) and 78 % of road kills were located within the suitable area for female home ranges. Additionally, large areas without observed wildcat presence in the north were predicted as suitable for the wildcat (Figure 4). Sensitivity analyses showed that varying the home range requirement rules resulted in a maximum discrepancy of approximately 1 800 km² in the amount of suitable habitat (Appendix, Table A.2).

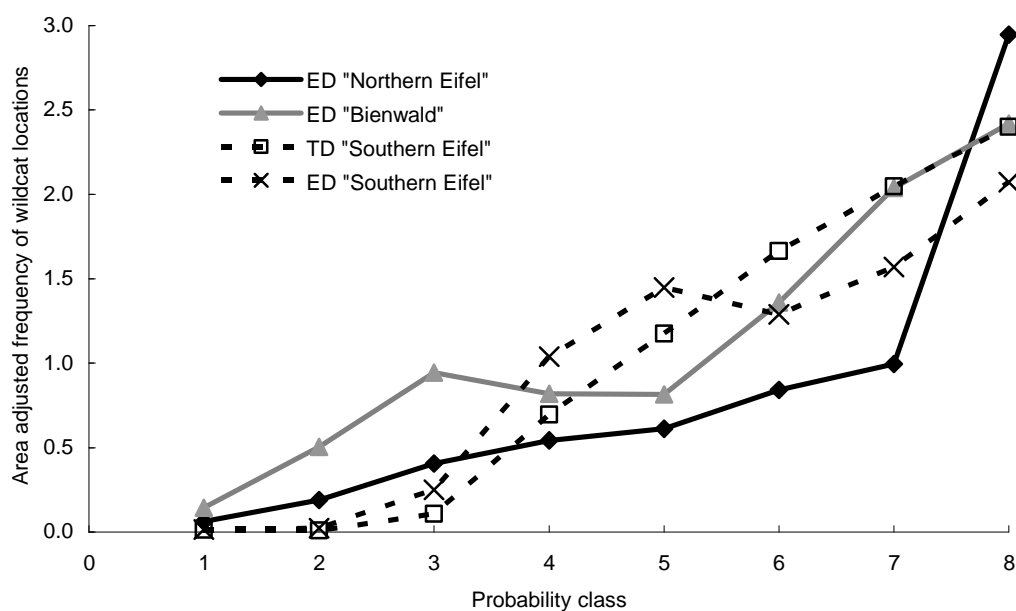


Figure 2. Area adjusted frequency of wildcat locations by probability classes of the best model 4c. Frequency values for the two evaluation datasets (ED) “Northern Eifel” and “Bienwald” are shown, as well as for the training dataset (TD) “Southern Eifel” and a random evaluation dataset (ED) from the “Southern Eifel” database. Spearman-rank correlations for frequency values by probability classes for each dataset ($r > 0.9$, $p < 0.005$) indicate that the model predicts wildcat locations well throughout Rhineland-Palatinate .

4. Discussion

4.1. Wildcat habitat inferences

Four main land use features influenced wildcat habitat use in our Central European study areas: proximity to close vegetation in forests, proximity to watercourses, proximity to meadows/forest edge, and the distance to human settlements and roads. The most influential was proximity to forests, with 75 % male and 91 % female radio locations in forested habitats. Wildcat dependence on forests has been previously discussed in larger-scale studies (e.g. Lozano et al., 2003) and is probably related to wildcat requirements for cover for sheltering (Parent, 1975; Stahl, 1986; Piechocki, 1990; Wittmer, 2001). The intense land-cover transformation of Central European landscapes has left forests as almost the only sheltering vegetation. Unfortunately we are not able to address the question of a minimum size for suitable forest patches, because within our study area only one more or less connected forest patch was present.

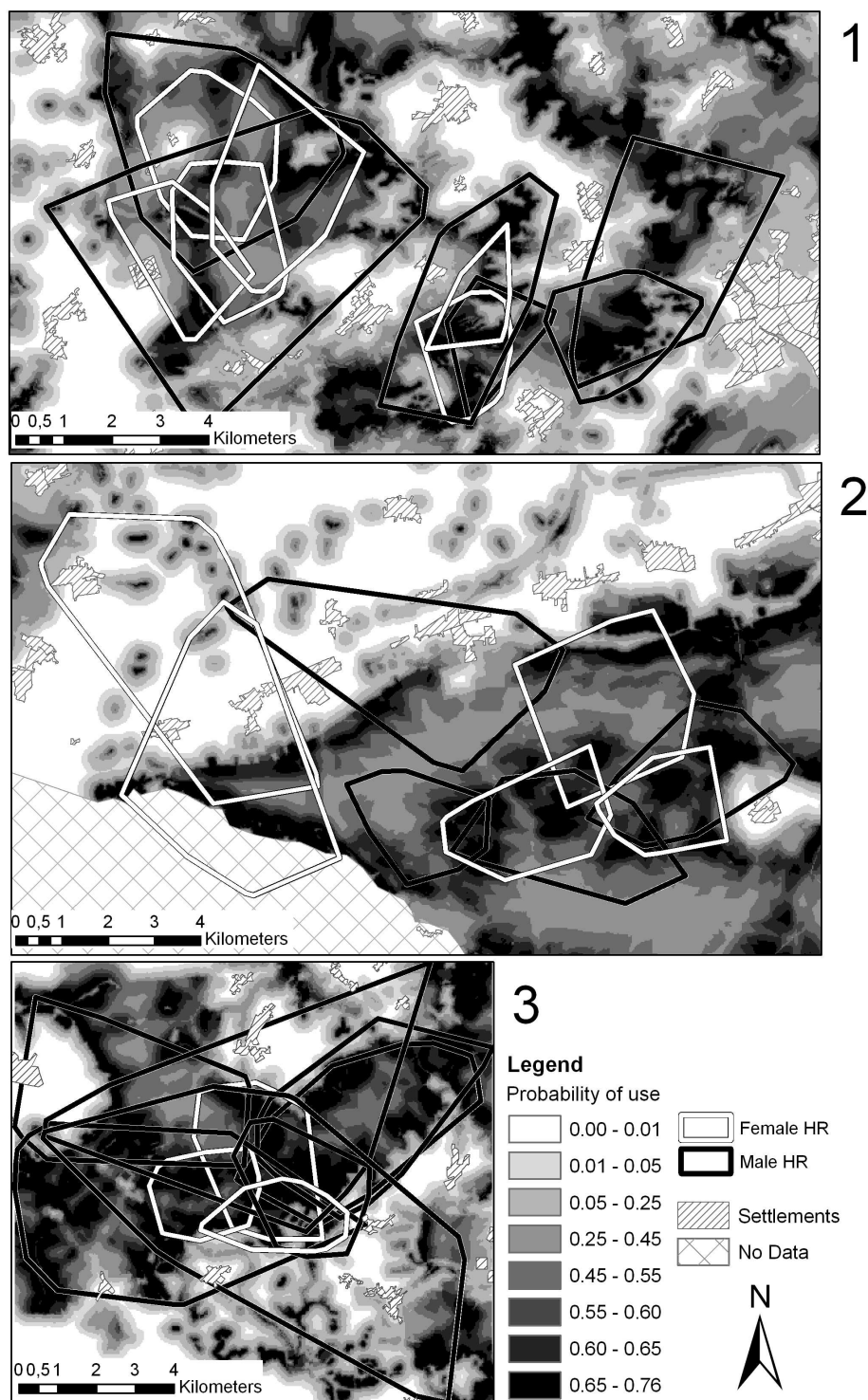


Figure 3. Predictive habitat map with Minimum Convex Polygons for all observed wildcats in 3 study areas. The values for the habitat selection predictions are presented in probability classes and were used for the evaluation. 1: Training dataset “Southern Eifel”; 2: Evaluation dataset “Bienwald”; 3: Evaluation dataset “Northern Eifel”. We treated edge-effects arising from missing landscape data (e.g. France in area 2) by eliminating wildcat data located within a buffer zone of 1 km around no data areas.

However, forest presence alone does not fully explain wildcat habitat use. A close distance to edges between forest and watercourses or meadows was also important in our study. This is probably related to the availability of prey. During activity hours we often observed wildcats hunting rodents on meadows close to the forest edge and near creeks, while daytime resting often took place within dense structures in the forest. Riparian areas within forest as well as edge habitats often provide a higher diversity and abundance of small prey mammals than the interior of forests (e.g. Doyle, 1990; Gomez and Anthony, 1998; Osbourne et al., 2005). But also in agricultural areas, small mammals can reach higher densities near streams (Chapman and Ribic, 2002; Sullivan and Sullivan, 2006). Wet areas represent good habitat for water voles (*Arvicola terrestris*) which are an especially profitable prey in terms of their comparatively high body mass (Niethammer and Krapp, 1982; Liberek, 1999; Dieterlen, 2005). Riparian areas may also provide additional shelter in terms of riparian vegetation within non-forested areas. The importance of ecotones between sheltering and open vegetation for wildcats has also been inferred from snow tracking data by Okarma et al. (2002) and radio tracking by Wittmer (2001) and documented in another European felid, the Iberian lynx (Fernández et al., 2003).

The third important habitat feature was the distance to human-related land use types such as settlements, single houses and roads. A critical distance from these features affected wildcat spatial behaviour: The probability of wildcat habitat use decreased at distances lower than 900 m from villages and 200 m from roads and single houses, respectively. Interestingly, a similar avoidance of a 200-m-buffer around houses and roads was also found for the Eurasian lynx (Sunde et al., 1998). This could be due to the combination of noise, light, disturbance by human walkers and the presence of dogs and feral cats. Our personal observations showed a quite strict separation of wildcats and feral cats. This could be one reason for the low hybridisation rate of wildcats and domestic cats in Central Europe (Pierpaoli et al., 2003). Critical distances from human related structures are highly dependent on the habitat itself and on relief structure, as shown by our personal observations of wildcats in the “Northern Eifel” study area: they used the area behind an old railroad embankment very close to a village and the bank of a watercourse to even cross through a village.

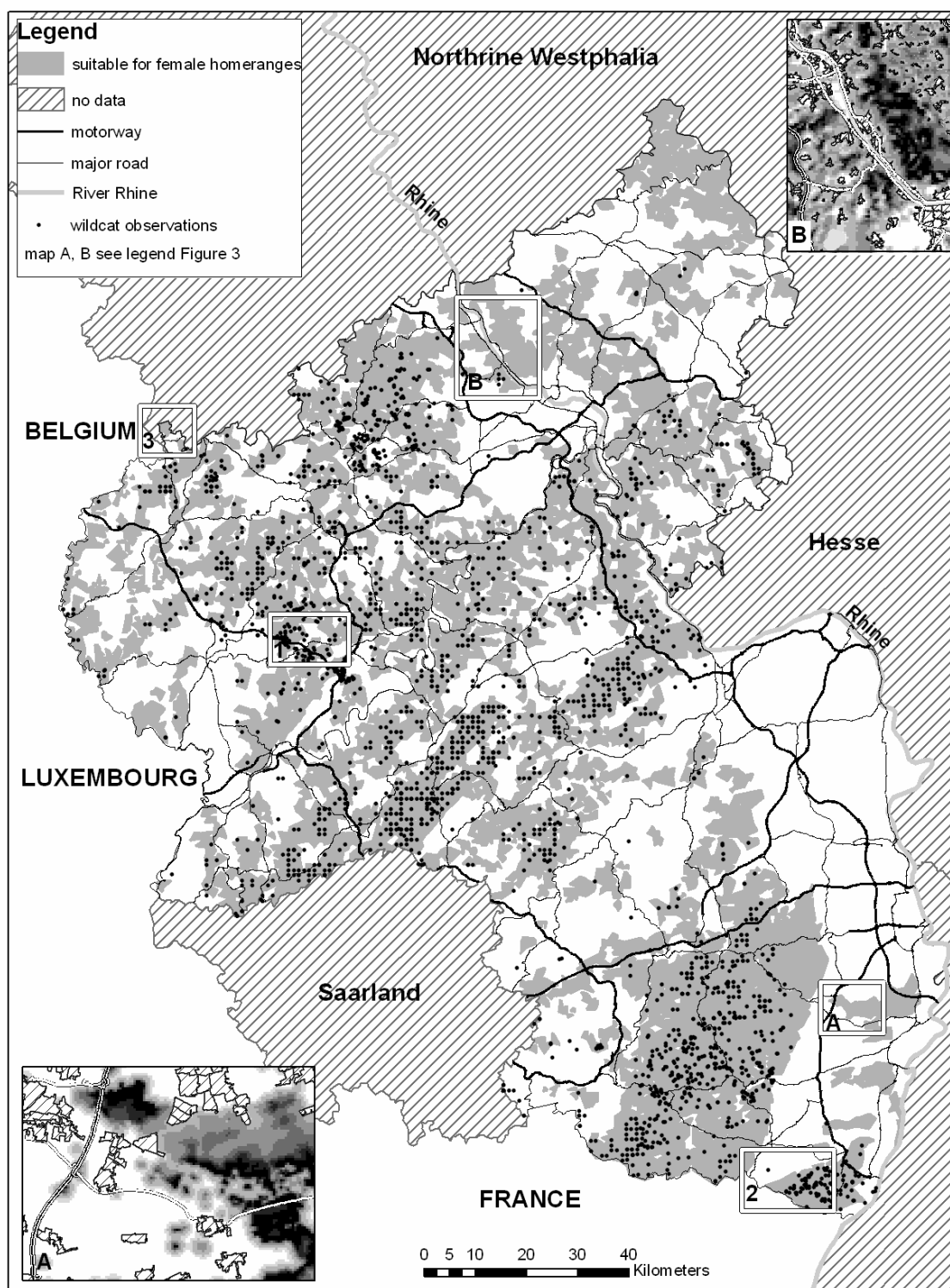


Figure 4. Suitable habitat for female home ranges and wildcat observations within the federal state Rhineland-Palatinate. 1, 2, 3: The three study areas shown in Figure 3. A, B: unoccupied but suitable habitat patches: detailed predictive habitat map and human infrastructure (legend see Figure 3).

4.2. Modelling approach

Our habitat modelling approach is a use versus availability design: All resource units within the sampling domain are assumed to be available, but some locations are likely to be used more frequently than others. Hence, the output is a relative probability of use (Pearce and Boyce, 2006). One advantage over the more traditional presence-absence approach is that we do not have an asymmetry of errors, which occurs when species are cryptic and absences are not as reliable as presences (Boyce et al., 2002; Johnson et al., 2006). The within-home range approach or third-order selection (Johnson, 1980) allowed us to detect habitat preferences in detail. Therefore, it could be used to understand basic species-habitat relationships and also be applied in environmental impact assessments (Seoane et al., 2006). Nonetheless, these predictions are only valid within areas of wildcat occurrence. To predict wildcat habitat over a larger area and for areas without present wildcat occurrence, we superimposed rules derived from home-range attributes at a higher level of selection, similar to rule-based modelling approaches (e.g. Schadt et al., 2002a; Fernández et al., 2006b). Predictions from the combination of the fine-scale habitat model and home-range rules matched well with wildcat observations throughout Rhineland-Palatinate.

Unfortunately, wildcat absences could not be evaluated because the severe reduction in their range owing to past hunting and trapping weakens the reliability of habitat inferences (Piechocki, 1990). To use wildcat observations for model-evaluation might be problematic in several respects: (1) confusion with feral cats; (2) easier observation in open habitats; (3) bias by observer expectations in terms of habitat preferences. Being aware of these restrictions we used these data only for a rough comparison between our home range predictions and the known distribution of wildcats in Rhineland-Palatinate, for want of better information on region-wide wildcat distribution.

One common problem in predictive habitat modelling is the ability to transfer the results of a model to other geographical regions, because species-habitat relationships may vary between regions (Fielding and Haworth, 1995; Guisan and Zimmermann, 2000; Osborne and Suárez-Seoane, 2002). To address this problem, we evaluated our model with two independently collected datasets from outside its calibration range. The training data set, as well as the evaluation dataset “Northern Eifel”, were collected in a low mountain range but at different elevations, 200 – 450 m and 450 – 750 m, respectively. Here, the non-forested areas differed in the amount of meadows; they were more abundant in the evaluation dataset. The “Bienwald” dataset was collected in a lowland forest, with more watercourses and less fragmentation than the other regions. Despite these landscape differences, the model

performed well in both evaluation regions. Consequently, we believe that our model can greatly help to predict wildcat habitats in other regions than the study area, although specific evaluation in new extrapolation areas is recommended where possible. Moreover, the landscape variables can easily be obtained from available digital information in many other regions, which allows evaluating our predictions in a broader spatial extent.

4.3. Conservation and Management implications

As shown in Figure 4, about half of the study area was identified as suitable for wildcat home ranges. The approach of developing rules of minimal habitat requirements from observed home ranges is conservative, so that we might have overlooked some areas which could also be suitable for wildcats. Due to the historical decline in wildcat populations, not all predicted habitats are populated to date. For example, within the small habitat patches in the southern Rhine Valley (Figure 4, A) and northeast of the river Rhine (Figure 4, B) no wildcats could be detected after 1970 (Röben, 1974; Vogt and Grünwald, 1990). Despite the slow expansion of the wildcat population after its total protection in the 1930s and the suitability of the patches, wildcats did not succeed in repopulating the area. This might be due to the large distance to the nearest populated habitat patch together with barriers in terms of human infrastructure, which are abundant in the Rhine valley. The small size of the patches could also play a role.

The wildcat as a species of the Annex IV in the European Habitats Directive should be maintained in a favourable conservation status. Therefore, information on potential population size within a patch, habitat quality and connectivity of patches is essential. With the predictive habitat map, we were able to show that Rhineland-Palatinate (RLP) contains large areas of connected habitat in the central and north-western part (Eifel and Hunsrück) which is partly connected to the North Rhine-Westphalian, Belgian and Luxembourgian populations. The large area predicted as suitable habitat and the connectivity with other populations seem to provide good conditions for the viability of wildcats in the centre of RLP. However, the high density of roads and motorways may also pose a threat to wildcats throughout the area. A rough estimation shows that this area is large enough for about 1 500 wildcats. For a more exact population size estimate, data on forest structure and food abundance as well as demographic parameters would be needed. In the south the Palatinate Forest and surroundings form an isolated habitat patch still big enough to host about 650 wildcats and which is connected to the French population in the Northern Vosges. Our model helped also to identify the small isolated habitat patch Bienwald (Figure 4, 2) which only provides space for about 45 cats. This population most likely depends on the connection to

the larger Palatinate Forest population for a long term survival. The fine-scale habitat map (Figure 3, Map 2) could be used here to find existing small areas of suitable habitat which could be enlarged and connected as a conservation measure to promote corridors between both populations.

The large unoccupied but suitable area in the northeast could become a potential reintroduction site for wildcats to promote the expansion of the population towards the east and the reconnection with other wildcat populations in Germany. In this case, additional connections to the existing population over the river Rhine with its large amount of human infrastructure should be provided. Again the fine-scale habitat map can help to find good locations for the connection (Figure 4, B).

Our model and fine-scale habitat map was used to simulate different landscape management scenarios for a planned golf course and to give advice on where to place it for the least impact on the wildcat in terms of habitat loss (Herrmann et al., 2006; unpublished report). Compensation measures could be recommended according to the amount of lost habitat. Such use of the maps and the model is reliable within the study area of Rhineland-Palatinate, similar regions in terms of landscape composition or other areas after an additional evaluation of the model with regional wildcat data.

Acknowledgements

NK is grateful for the support to the Dr. Joachim and Hanna Schmidt Stiftung für Umwelt und Verkehr. NF was supported by a Marie Curie Host Fellowship provided by the European Commission (HPMD-CT-2001-00109). We thank J. Jepsen, F. Palomares, H. Bauer and two reviewers for their helpful comments in earlier stages of this work. K. Birlenbach, C. Steffen, S. Schröder, M. Hötzel, C. Thiel, P. Gräser, S. Fehling and numerous students helped with the field work.

References

- Akaike, H., 1973. Information theory as an extension of the maximum likelihood principle. In Second International Symposium on Information Theory (Eds. Petrov, B. N., Csaki, F.), pp. 267-281. Akademiai Kiado, Budapest, Hungary
- Austin, M. P., 2002. Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological Modelling* 157, 101-118.
- Biró, Z., Lanszki, J., Szemethy, L., Heltai, M., Randi, E., 2005. Feeding habits of feral domestic cats (*Felis catus*), wild cats (*Felis silvestris*) and their hybrids: trophic niche overlap among cat groups in Hungary. *Journal of Zoology* 266, 187-196.
- Boyce, M. S., Vernier, P. R., Nielsen, S. E., Schmiegelow, F. K. A., 2002. Evaluating resource selection functions. *Ecological Modelling* 157, 281-300.

- Chapman, E. W., Ribic, C. A., 2002. The impact of buffer strips and stream-side grazing on small mammals in southwestern Wisconsin. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 88, 49-59.
- Crawley, M. J., 2005. *Statistics: An Introduction using R*, John Wiley & Sons Ltd., Chichester.
- Dieterlen, F., 2005. Schermaus (Ostschermaus, Große Wühlmaus) *Arvicola terrestris* (Linnaeus, 1758), in: Braun, M., Dieterlen, F. (Eds.), *Die Säugetiere Baden-Württembergs*, Eugen Ulmer, Stuttgart, pp. 328-341.
- Doyle, A. T., 1990. Use of riparian and upland habitats by small mammals. *Journal of Mammalogy* 71, 14-23.
- Fernández, N., Delibes, M., Palomares, F., 2006a. Landscape evaluation in conservation: Molecular sampling and habitat modelling for the Iberian lynx. *Ecological Applications* 16, 1037-1049.
- Fernández, N., Delibes, M., Palomares, F., Mladenoff, D. J., 2003. Identifying breeding habitat for the Iberian lynx: Inferences from a fine-scale spatial analysis. *Ecological Applications* 13, 1310-1324.
- Fernández, N., Kramer-Schadt, S., Thulke, H., 2006b. Viability and risk assessment in species restoration: planning reintroductions for the wild boar, a potential disease reservoir. *Ecology and Society* 11, 6.
- Fielding, A. H., Haworth, P. F., 1995. Testing the Generality of Bird-Habitat Models. *Conservation Biology* 9, 1466-1481.
- Fischer, H., 1989. *Rheinland-Pfalz und Saarland. Eine geographische Landeskunde*. 4 edn., Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt.
- Gomez, D. M., Anthony, R. G., 1998. Small mammal abundance in riparian and upland areas of five seral stages in Western Oregon. *Northwest Science* 72, 293-302.
- Greaves, R. K., Sanderson, R. A., Rushton, S. P., 2006. Predicting species occurrence using information-theoretic approaches and significance testing: An example of dormouse distribution in Cumbria, UK. *Biological Conservation* 130, 239-250.
- Guisan, A., Zimmermann, N. E., 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135, 147-186.
- Hastie, T. J., Tibshirani, R. J., 1990. *Generalized Additive Models*, Chapman & Hall, London.
- Hooge, P. N., Eichenlaub, B., 1997. *Animal Movement extension to ArcView*. Anchorage: Alaska Biological Science Center, U.S. Geological Survey.
- Johnson, C. J., Nielsen, S. E., Merrill, E. H., McDonald, T. L., Boyce, M. S., 2006. Resource selection functions based on use-availability data: theoretical motivation and evaluation methods. *Journal of Wildlife Management* 70, 347-357.
- Johnson, C. J., Seip, D. R., Boyce, M. S., 2004. A quantitative approach to conservation planning: using resource selection functions to map the distribution of mountain caribou at multiple spatial scales. *Journal of Applied Ecology* 41, 238-251.
- Johnson, D. H., 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* 61, 65-71.
- Johnson, J. B., Omland, K. S., 2004. Model selection in ecology and evolution. *Trends in Ecology & Evolution* 19, 101-108.
- Kautz, R., Kawula, R., Hoyer, T., Comiskey, J., Jansen, D., Jennings, D., Kasbohm, J., Mazzotti, F., McBride, R., Richardson, L., Root, K., 2006. How much is enough? Landscape-scale conservation for the Florida panther. *Biological Conservation* 130, 118-133.
- Knapp, J., Herrmann, M., Trinzen, M., 2000. *Artenschutzprojekt Wildkatze (*Felis silvestris silvestris* SCHREBER, 1777) in Rheinland-Pfalz*. Oppenheim: Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht.
- Kozená, I., 1990. Contribution to the food of wild cats (*Felis silvestris*). *Folia Zoologica* 39, 207-212.
- Kramer-Schadt, S., Revilla, E., Wiegand, T., 2005. Lynx reintroductions in fragmented landscapes of Germany: Projects with a future or misunderstood wildlife conservation? *Biological Conservation* 125, 169-182.

- Landesforsten Rheinland-Pfalz, 2006. Internet representation. Ministerium für Umwelt Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz. 12.12.2006: www.wald-rlp.de.
- Lecis, R., Pierpaoli, M., Biró, Z. S., Szemethy, L., Ragni, B., Vercillo, F., Randi, E., 2006. Bayesian analyses of admixture in wild and domestic cats (*Felis silvestris*) using linked microsatellite loci. *Molecular Ecology* 15, 119-131.
- Liberek, M., 1999. Eco-éthologie du chat sauvage *Felis s. silvestris*, Schreber 1777 dans le Jura Vaudois (Suisse). Influence de la couverture neigeuse. Thèse de doctorat, Université de Neuchâtel.
- Lozano, J., Virgós, E., Malo, A. F., Huertas, D. L., Casanovas, J. G., 2003. Importance of scrub-pastureland mosaics for wild-living cats occurrence in a Mediterranean area: implications for conservation of the wildcat (*Felis silvestris*). *Biodiversity and Conservation* 12, 921-935.
- Manly, B. F. J., McDonald, L. L., Thomas, D. L., 1993. *Resource Selection by Animals: Statistical Design and Analysis for Field Studies*, Chapman & Hall, London.
- Mladenoff, D. J., Sickley, T. A., Wydeven, A. P., 1999. Predicting gray wolf landscape recolonization: Logistic regression models vs. new field data. *Ecological Applications* 9, 37-44.
- Naves, J., Wiegand, T., Revilla, E., Delibes, M., 2003. Endangered Species Constrained by Natural and Human Factors: the Case of Brown Bears in Northern Spain. *Conservation Biology* 17, 1276-1289.
- Niedzialkowska, M., Jedrzejewski, W., Myslajek, R. W., Nowak, S., Jedrzejewska, B., Schmidt, K., 2006. Environmental correlates of Eurasian lynx occurrence in Poland - large scale census and GIS mapping. *Biological Conservation* 133, 63-69.
- Nielsen, S. E., Herrero, S., Boyce, M. S., Mace, R. D., Benn, B., Gibeau, M. L., Jevons, S., 2004. Modelling the spatial distribution of human-caused grizzly bear mortalities in the Central Rockies ecosystem of Canada. *Biological Conservation* 120, 101-113.
- Niethammer, J., Krapp, F., 1982. *Handbuch der Säugetiere Europas*, Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.
- Okarma, H., Sniezko, S., Olszanska, A., 2002. The occurrence of wildcat in the Polish Carpathian Mountains. *Acta Theriologica* 47, 499-504.
- Osborne, P. E., Suárez-Seoane, S., 2002. Should data be partitioned spatially before building large-scale distribution models? *Ecological Modelling* 157, 249-259.
- Osbourne, J., Anderson, J., Spurgeon, A., 2005. Effects of habitat on small-mammal diversity and abundance in West Virginia. *Wildlife Society Bulletin* 33, 814-822.
- Parent, G. H., 1975. La migration récente, a caractère invasionnel, du chat sauvage, *Felis silvestris* Lorraine Belge. *Mammalia* 39, 251-288.
- Pearce, J., Ferrier, S., 2000. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecological Modelling* 133, 225-245.
- Pearce, J. L., Boyce, M. S., 2006. Modelling distribution and abundance with presence-only data. *Journal of Applied Ecology* 43, 405-412.
- Pearce, J. L., Cherry, K., Drielsma, M., Ferrier, S., Whish, G., 2001. Incorporating expert opinion and fine-scale vegetation mapping into statistical models of faunal distribution. *Journal of Applied Ecology* 38, 412-424.
- Peterson, J. T., Dunham, J. A., 2003. Combining Inferences from Models of Capture Efficiency, Detectability, and Suitable Habitat to Classify Landscapes for Conservation of Threatened Bull Trout. *Conservation Biology* 17, 1070-1077.
- Piechocki, R., 1990. *Die Wildkatze*. 1st edn., A. Ziemsen, Wittenberg Lutherstadt.
- Pierpaoli, M., Birò, S., Herrmann, M., Hupe, K., Fernandes, M., Ragni, B., Szemethy, L., Randi, E., 2003. Genetic distinction of wildcat (*Felis silvestris*) populations in Europe, and hybridization with domestic cats in Hungary. *Molecular Ecology* 12, 2585-2598.

- Pott-Dörfer, B., Raimer, F., 2004. Zur Verbreitung der Wildkatze in Niedersachsen. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 6, 279-281.
- Richards, S. A., 2005. Testing ecological theory using the information-theoretic approach: examples and cautionary results. Ecology 86, 2805-2814.
- Röben, P., 1974. Die Verbreitung der Wildkatze, *Felis silvestris* Schreber, 1777, in der Bundesrepublik Deutschland. Säugetierkundliche Mitteilungen 22, 244-250.
- Rushton, S. P., Ormerod, S. J., Kerby, G., 2004. New paradigms for modelling species distributions? Journal of Applied Ecology 41, 193-200.
- Sawyer, H., Nielson, R. M., Lindzey, F., McDonald, L. L., 2006. Winter Habitat Selection of Mule Deer Before and During the Development of a Natural Gas Field. Journal of Wildlife Management 70, 396-403.
- Schadt, S., Knauer, F., Kaczensky, P., Revilla, E., Wiegand, T., Trepl, L., 2002a. Rule-based assessment of suitable habitat and patch connectivity for the Eurasian lynx in Germany. Ecological Applications 12, 1469-1483.
- Schadt, S., Revilla, E., Wiegand, T., Knauer, F., Kaczensky, P., Breitenmoser, U., Bufka, L., Cerveny, J., Koubek, P., Huber, T., Stanisa, C., Trepl, L., 2002b. Assessing the suitability of central European landscapes for the reintroduction of Eurasian lynx. Journal of Applied Ecology 39, 189-203.
- Seoane, J., Justribo, J. H., Garcia, F., Retamar, J., Rabadan, C., Atienza, J. C., 2006. Habitat-suitability modelling to assess the effects of land-use changes on Dupont's lark *Chersophilus duponti*: A case study in the Layna Important Bird Area. Biological Conservation 128, 241-252.
- Seoane, J., Vinuela, J., Diaz-Delgado, R., Bustamante, J., 2003. The effects of land use and climate on red kite distribution in the Iberian peninsula. Biological Conservation 111, 401-414.
- Sládek, S., 1973. Jahreszeitliche und jahresbedingte Veränderungen der Nahrung der Wildkatze (*Felis silvestris*, Schreber 1777) in den Westkarpaten. Zoologické Listy 22, 127-144.
- Stahl, P., 1986. Le chat forestier d'Europe (*Felis silvestris*, SCHREBER 1777). Exploitation des ressources et organisation spatiale. Thèse de doctorat, Université de Nancy I.
- Stahl, P., Artois, M., 1995. Status and conservation of the wildcat (*Felis silvestris*) in Europe and around the Mediterranean rim, pp. 76. Strasbourg: Council of Europe.
- Stubbe, M., Stubbe, A., 2002. Die Wildkatze kehrt zurück. Wild und Hund 10, 24-25.
- Sullivan, T. P., Sullivan, D. S., 2006. Plant and small mammal diversity in orchard versus non-crop habitats. Agriculture, Ecosystems and Environment 116, 235-243.
- Sunde, P., Snorre, O. S., Kvam, T., 1998. Tolerance to humans of resting lynxes *Lynx lynx* in a hunted population. Wildlife Biology 4, 177-183.
- Vogt, D., Grünwald, A., 1990. Die Wildkatze. Mainzer Naturwissenschaftliches Archiv Beiheft 13, 347-356.
- White, G. C., Garrott, R. A., 1990. Analysis of Wildlife Radio-Tracking Data, Academic Press, San Diego.
- Wittmer, H. U., 2001. Home range size, movements, and habitat utilization of three male European wildcats (*Felis silvestris* Schreber, 1777) in Saarland and Rheinland-Pfalz (Germany). Mammalian Biology 66, 365-370.
- Woolf, A., Nielsen, C. K., Weber, T., Gibbs-Kieninger, T. J., 2002. Statewide modeling of bobcat, *Lynx rufus*, habitat in Illinois, USA. Biological Conservation 104, 191-198.

Appendix

Table A1. 100% Minimum Convex Polygon (MCP) area, amount of settlements, best habitat ($p > 0.65$) and suitable habitat ($p > 0.45$) in ha within each of the 14 radio-tracked female wildcats home ranges. p-Values are taken from the habitat model. SE = Southern Eifel, BW = Bienwald, NE = Northern Eifel. The cat with the lowest amount of suitable habitat is *italic*.

	SE1	SE2	SE3	SE4	SE5	SE6	BW1	BW2	BW3	BW4	BW5	NE1	NE2	NE3	Min	Max	Ave	Me- dian
Settlement.	0	0	0	0	5	13	0	0	0	45	63	0	0	0	0	63	9	0
$p > 0.65$	<i>94</i>	131	140	55	48	73	193	273	236	156	231	511	258	256	48	511	190	175
$p > 0.45$	<i>185</i>	645	320	439	459	329	628	1203	632	576	559	938	382	518	185	1203	558	539
MCP	<i>243</i>	891	381	598	733	527	645	1514	748	2658	1975	1020	503	531	243	2658	926	689

Table A2. Sensitivity analysis for the home range prediction rules. The maximum amount of settlements was varied between the minimum and maximum amount within female home ranges (see Table A.1). The minimum amounts of suitable habitat and best habitat were varied between the minimum and the average amounts recorded in female home ranges. Scenario #0 corresponds to parameter values recorded from the cat with the lowest amount of suitable habitat within the home range (Table A.1, SE1).

#	Settlements	Suitable habitat	Best habitat	Amount of area predicted	Sensitivity (% difference from 9 124 km ²)
0	0 ha	185 ha	94 ha	9 124 km ²	0
1	0 ha	185 ha	48 ha	9 392 km ²	+ 2.9
2	0 ha	185 ha	190 ha	7 888 km ²	- 13.5
3	0 ha	558 ha	48 ha	7 604 km ²	- 16.7
4	0 ha	558 ha	190 ha	7 289 km ²	- 20.1
5	9 ha	185 ha	48 ha	10 129 km ²	+ 11.0
6	9 ha	185 ha	190 ha	8 003 km ²	- 12.3
7	9 ha	558 ha	48 ha	7 604 km ²	- 16.7
8	9 ha	558 ha	190 ha	7 289 km ²	- 20.1
9	63 ha	185 ha	48 ha	10 904 km ²	+ 19.5
10	63 ha	185 ha	190 ha	8 009 km ²	- 12.2
11	63 ha	558 ha	48 ha	7 605 km ²	- 16.6
12	63 ha	558 ha	190 ha	7 289 km ²	- 20.1

Kapitel 2

Between ecological theory and planning practice: (Re-) Connection of forest patches for the wildcat in Lower Saxony, Germany

Dieses Kapitel ist zur Veröffentlichung vorgesehen als:

Klar, N., Kramer-Schadt, S., Henning-Hahn, M., Pott-Dörfer, B., Herrmann, M., unveröffentlichtes Manuskript. Between ecological theory and planning practice: (Re-) Connection of forest patches for the wildcat in Lower Saxony, Germany.

Abstract

Habitat fragmentation is still a major threat to wildlife populations in Europe. To counteract this threat, large scale concepts for wildlife corridors are needed, so that planning processes incorporate basic requirements of wildlife populations. The wildcat (*Felis silvestris*, Schreber 1777) population in Germany, like other predators, has recently expanded its range because of reduced poaching. In several regions the expansion is hindered by fragmented habitat and anthropogenic barriers. We developed a corridor plan that can be used as a protocol for guiding species restoration to reconnect fragmented habitat patches at the northern distribution border of the wildcat in Lower Saxony, Germany. Because detailed information on wildcat habitat selection is missing from Lower Saxony, we transferred a statistical habitat selection model from Rhineland-Palatinate. The model was transferred directly into a cost surface and we used least-cost path models to find the best corridors leading from source areas towards the north and connecting existing populations. We evaluated the habitat model and corridors with a dataset of more than 800 cases of wildcat sightings and road kills within the study area. The habitat model performed well within the study area. 9,500 km² of the area of Lower Saxony was identified as suitable wildcat habitat, of which only one third is populated by wildcats in the moment. Wildcat sightings and casualties were significantly more often near corridors as identified according to the least-cost path model than random points. We also identified conflicts of corridors with major roads and long distances of unsuitable habitat. With the help of the wildcat corridor network proposed here, areas can be defined which have a high priority in being kept in a natural state during development of land use plans, which should be improved where necessary and where mitigation measures should be concentrated. We give practical advice in how to optimise and implement corridors for the purpose of land use planning.

1. Introduction

Habitat loss and fragmentation are still major threats to wildlife populations in Europe. Fragmentation of European landscapes isolates populations, reduces dispersal opportunities and sets up barriers for the spread and recovery of threatened species and restored populations. Ongoing building activities of infrastructure, commercial areas and urban development occupy more and more area, and space is a limited resource. To ensure that planning processes incorporate basic requirements of wildlife populations, large-scale concepts for species restoration and conservation are needed. A coherent network of Natura 2000 areas and landscape features important for wild fauna and flora was demanded within the European Habitats Directive in articles 3 and 10 (Council of Europe 1992). This demand was further detailed in action plans for several species (e.g. Breitenmoser et al. 2000, Swenson et al. 2000, see also Kapitel 5). Often, such concepts are requested at short notice and before detailed information on animal behaviour and ecology within a specific region are available (Possingham 2000). Models can help to extrapolate species-specific information from one region to another to aid in planning processes (see Kapitel 4). The search for suitable corridors to connect habitat patches should be based on information of habitat selection and movement preferences and not only on landscape parameters because connectivity is species-specific (Tischendorf & Fahrig 2000, Ferreras 2001). Hence, any effective re-connection of isolated habitat patches over long distances is both a challenge and an important goal for conservation. Here, we develop a protocol on how to bundle existing information on species of conservation concern into a modelling framework to guide landuse and conservation planning.

The European wildcat (*Felis silvestris*, Schreber 1777) is an example of a carnivore species of conservation concern and listed in the Annex IV of the European Habitats Directive (Council of Europe 1992). Currently, conservation measures for the wildcat are put into praxis in Germany (Mölich & Vogel 2007, see also Kapitel 5). The reconnection of wildcat populations is the first goal within the German wildcat action plan (see Kapitel 5). Once distributed all over Central Europe, the wildcat went extinct in many forests owing to hunting, trapping and landscape fragmentation (Stahl & Artois 1995). Today, the populations of the Harz and Solling Mountains represent the northern distribution border (Figure 2), but the populations spread northwards during the last years (Pott-Dörfer & Dörfer 2007). Road mortality, intensively used and densely populated areas, and long distances separating suitable habitat are the possible factors which impede dispersal and exchange of individuals between populations. This is shown by the many wildcat road casualties on the roads circling the Harz Mountains (Pott-Dörfer & Raimer 2007, Simon & Raimer 2007). To reach a viable

population size of a few thousand individuals (Reed et al. 2003, Traill et al. 2007), smaller populations must be connected because continuous forest patches of an adequate size are not available in Central Europe. Forest patches around and between Solling and Harz Mountains are small (30-160 km²) and separated by unsuitable habitat, human settlements and roads. Some of these forest patches are populated by wildcats. These sub-populations with less than 50 individuals have a high risk of going extinct following catastrophic events such as years with strong winters or diseases (Thomas 1990). This risk could be minimized by (re-)connecting these populations e.g. with the help of corridors.

Our aim was to develop a detailed plan for corridors for the wildcat in southern Lower Saxony. This plan should aid in the planning process of two goals: (1) support the wildcat dispersal northwards to make a recolonisation of the Lüneburg heathlands possible and (2) reconnect the isolated populations of Harz and Solling Mountains.

First, we used a habitat model developed with the help of wildcat telemetry location data from Rhineland-Palatinate, Germany, to predict suitable wildcat habitat in Lower Saxony. We identified habitat patches where the wildcat went extinct owing to hunting and which possibly could be repopulated in future. We also use the model to identify source populations, from where wildcats might disperse. Second, we searched for potential corridors between habitat patches and evaluated the suitability for wildcat movement. A technique often applied to find potential corridors when little information about dispersal is available, is least-cost path analysis which explicitly considers the impact of landscape structure on the movement of animals. Each land use type is assigned to a resistance value according to its costs to movement for a certain species (Schadt et al. 2002, Adriaensen et al. 2003, Nikolakaki 2004, Gonzales & Gergel 2007). The least-cost path algorithm then finds the path with the lowest costs according to the resistance-map between a start and an endpoint. To this end, we transformed the probabilistic habitat selection model (see Kapitel 1) into resistance values for the least-cost paths assuming that habitat suitability influences the routes likely to be taken by dispersing wildcats. Third, the developed corridors were reviewed in terms of likelihood to be used by wildcats against the background of wildcat sightings and road kills in the study area and a short literature review. Fourth, we give practical advice in how to improve habitat structures of corridors, how to reduce conflicts between wildcats and roads by identifying hotspots for mitigation measures (see Kapitel 3), and discuss possible tools to implement corridors in planning practice.

2. Methods

2.1. Habitat Model

The basic habitat model was based on radio-tracking data of 12 wildcats in the Eifel (Rhineland-Palatinate) and on land use data of the official German information system for cartography and topography with a resolution of 3 m (ATKIS, Landesamt für Vermessung und Geobasisinformation Rheinland-Pfalz, 2002), and was evaluated with independent radio-tracking data of 19 wildcats. Different candidate models were fit to the radio-tracking dataset using generalized linear mixed models (GLMM) with logit link and binomial error structure (see Kapitel 1). The best model showed a positive correlation of wildcat habitat use with the proximity to forest (DistanceForest), linear water courses (DistanceWater) and meadows (DistanceMeadow) and a negative correlation with the proximity to villages (DistanceVillage), single houses (DistanceHouse) and roads (DistanceRoad). Thresholds of 900 m and 200 m were identified below which wildcat habitat selection was influenced by the presence of villages, single houses and roads. Beyond these threshold distances, habitat selection was not influenced by these landscape variables. The model has the following formula (see also Kapitel 1; Table 3):

$$\begin{aligned} \text{logit}(p) = & 1,14 - 0,013 * \text{DistanceForest} - 0,001 * \text{DistanceMeadow} \\ & - 0,001 * \text{DistanceWater} + 0,002 * (\text{DistanceVillage}-900) \\ & + 0,004 * (\text{DistanceHouse}-200) + 0,002 * (\text{DistanceRoad}-200), \end{aligned} \quad \text{eqn. 1}$$

with p is the probability of habitat use by wildcats. For distances >900 m to villages, >200 m to houses and >200 m to roads the coefficients are defined to be 0 (no influence on the model). Probability values of habitat selection can be calculated on the basis of eqn. 1 as follows, where e^x is the exponential function:

$$p = e^{\text{logit}(p)} / (1 + e^{\text{logit}(p)}) \quad \text{eqn. 2}$$

Forests which include at least 94 ha of best habitat ($p \geq 0.65$; highest probability of habitat selection) and 185 ha of good habitat ($p \geq 0.45$; medium probability of habitat selection) and no human settlements within the area of an average female home range (700 ha) were assigned as suitable for wildcat home ranges (see Kapitel 1). Buffer zones of 300 m around the forest were also included because meadows and fields close to forests are often used by wildcats for hunting. Within this area we assume a density of 0.3-0.5 wildcats per km² (Knapp et al. 2000, Götz 2009).

2.2. Evaluation of habitat model

We used evidence of wildcat presence from the continuous wildcat survey in Lower Saxony (NLWKN, 2008) to evaluate the habitat model as well as the corridor model. The dataset consisted of 120 locations of dead wildcats, mainly road casualties, and 743 cases of wildcat sightings collected between 1992 and 2008.

We evaluated the model by comparing model predictions with the number of wildcat observations in different classes of habitat selection probability. We ranked habitat selection probability into eight classes (see Kapitel 1). We then counted the number of cases of wildcat observations and casualties within these ranked habitat classes. The frequency of wildcat observations was divided by the area amount of the ranked habitat class. These area-adjusted frequencies were correlated with the ranked habitat classes using Spearman's rank correlation coefficient in R statistical software V.2.10.1 (R Development Core Team 2009, Vienna, Austria). High correlation scores indicate that wildcats were observed more often in habitats with a high predicted probability of use than in other habitats and that the model is therefore adequate for this geographical region (Boyce et al. 2002).

2.3. Corridors

We used ArcView 3.2 (ESRI, Redlands, CA, USA) to construct a set of least-cost path models to identify potential corridors between habitat patches. The least-cost path models operated on cost surfaces that were based on the probability of habitat selection. We assumed that dispersing wildcats would be influenced by habitat suitability in choosing their route. Therefore, we transferred the probability of habitat selection of the model directly into maps of cost surfaces. These raster maps had a resolution of 25 m. We used three different cost surfaces based on transformation of the probabilistic habitat suitability values, resulting in different relative rankings of the cost values (Figure 1). Settlements, open water and motorway junctions were assigned arbitrarily scores of 1000 to prevent corridors crossing, because wildcat observations show avoidance of these areas (Hötzel et al. 2007). Motorways were assigned a score of 200 because wildcats are able to cross them but they act as major barriers and are rarely crossed (see Kapitel 3).

As source areas for paths we defined all habitat patches $>30 \text{ km}^2$ (space for a population of ~ 10 wildcats) populated by wildcats (NLWKN, 2008). Source patches could also be target patches. Furthermore, we additionally included 7 suitable habitat patches $>30 \text{ km}^2$ not

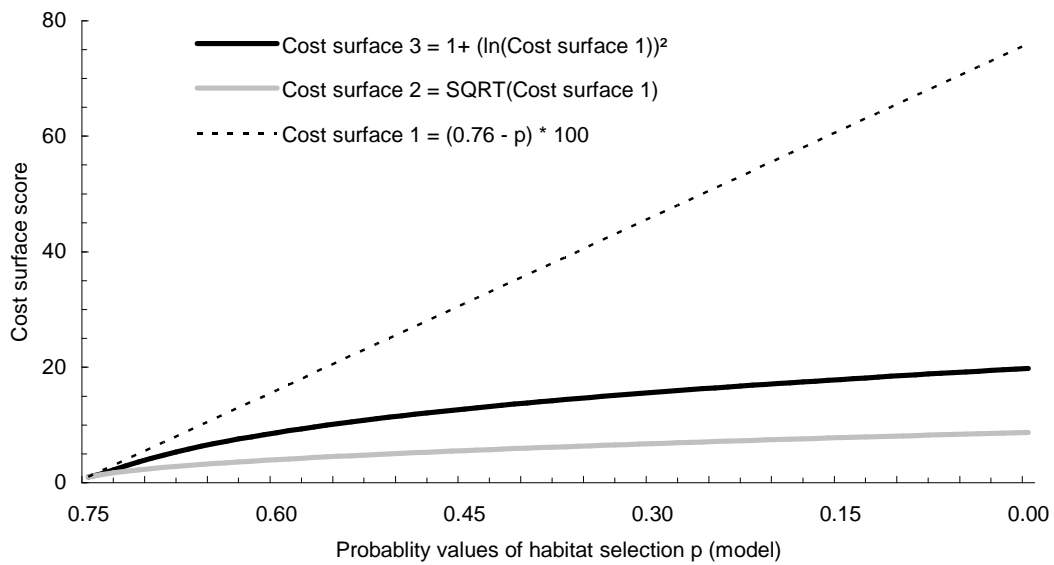


Figure 1. Probability values of the habitat model were transferred directly into three different cost surfaces. Human settlements and other artificial surfaces, open water and motorway junctions were defined as barriers by assigning them a high cost value of 1000. Motorways were assigned a value of 200 to allow for rare crossing events.

populated by wildcats so far as target patches. The Harz was divided into an eastern and western part, the Lüneburg heathland into an eastern, western and southern part and the Solling into a northern and southern part. Least-cost paths were calculated between all neighbouring source/target areas in such a way that a source was connected to all its nearest neighbours. Additionally, we calculated least-cost paths directly between the three big suitable habitats Harz, Solling and Lüneburg heathland. Thus, the resulting corridor-network connected all occupied habitat patches with each other and with unoccupied but suitable habitat patches. The final corridors were assigned scores according to their sensitivity to the 3 different cost surfaces: 3 - robust, all three cost surfaces resulted in the same corridor; 2 – semi-robust, two cost surfaces resulted in the same corridor; 1 - not robust, only one cost surface produced a particular corridor.

We performed sensitivity analyses to determine whether (1) different translations of the habitat selection probability into cost scores would influence the output of the model (Figure 1), and (2) different scores for barriers would influence the output of the model by varying the cost scores for motorways between 70 and 500.

2.4. Evaluation of corridors

To evaluate whether the corridors lay within areas preferred by wildcats or whether they were really used by wildcats, we compared their location to the location of wildcat sightings

and road casualties (NLWKN, 2008). Of the 863 cases of evidence for wildcat presence (dead and sightings) 340 lay outside the source/target areas, i.e. within smaller forested areas or outside the forest. We distributed the same number of random points also outside the source/target areas and counted the number of wildcat locations and random points which lay close to corridors, i.e. <300 m distance. The proportions of wildcat locations and random points near corridors were compared using Chi-Square tests performed in R statistical software V. 2.10.1 (R Development Core Team 2009).

We used data from the literature and our own telemetry results from Rhineland-Palatinate to get an idea over which distance wildcats would cross transition zones between forests. This helped us to define a threshold above which corridors are defined to be unsuitable. Corridors covering distances between forests below this threshold are defined to be potentially suitable and an addition of covering structures and mitigation measures on roads might be adequate measures.

3. Results

3.1. Habitat model

9,566 km² of the area of the state of Lower Saxony in Germany is suitable for wildcat home ranges. Assuming a density of 0.3 to 0.5 wildcats per km² (Knapp et al. 2002, Hötzel et al. 2007, Götz 2009) there would be enough habitat for 2,870 to 4,780 wildcats in Lower Saxony (Figure 2). This habitat is fragmented into patches by roads and unsuitable habitat and some forested areas may never be reached by the existing wildcat population. Wildcats occur only within 3,012 km² of the predicted habitat at the moment after they had spread towards the north during the last decade. Assuming a density of 0.3 to 0.5 wildcats per km² the current number wildcats in Lower Saxony would be 900 to 1,500 individuals. The largest unoccupied habitat patch is the Lüneburg heathland with more than 3,000 km² of suitable habitat – space for about 1,000 wildcats.

The transferred habitat model performed well. The area adjusted frequency of wildcat observations is strongly and positively correlated with the probability of habitat use in the model (Figure 3). Wildcat observations lay more often in areas predicted as good and very good habitat than in areas predicted as unsuitable habitat. Interestingly, road kills occurred seldom within very unsuitable habitat (classes 1 and 2) but about equally frequent in all other habitat classes. Only in the best habitats hardly any road kills were observed. This is because common roads have a negative influence on the habitat model and therefore do not occur

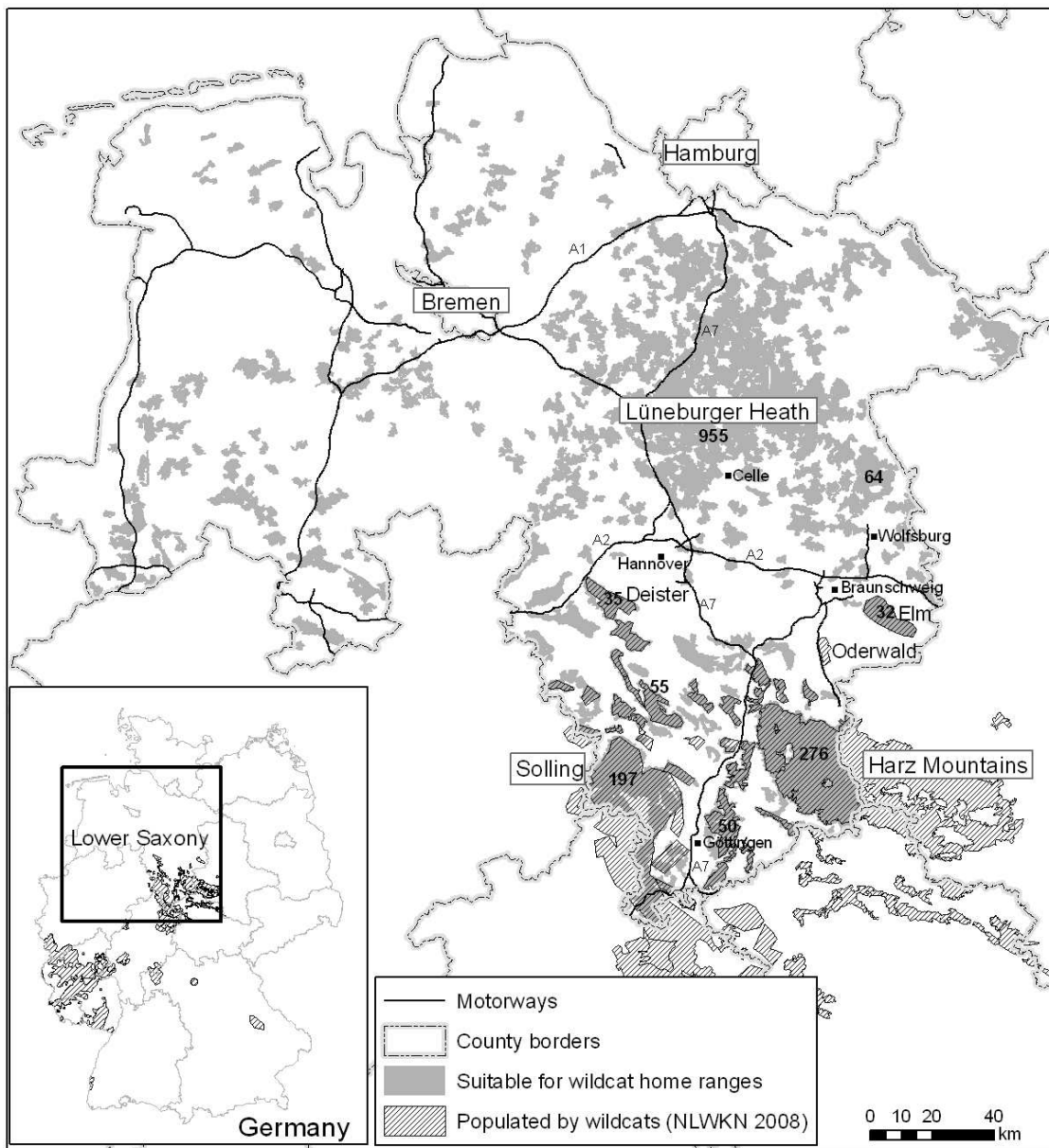


Figure 2. Present wildcat occurrence (NLWKN 2008; see also Kapitel 5, Abb. 1) and potential wildcat habitat as predicted by the habitat model in Lower Saxony. Potential numbers of wildcats in different habitat patches are shown in bold numbers. For these estimates we assumed a population density of 0.3 wildcats/km² (Knapp et al. 2000, Götz 2009).

within the best habitat class. In good and very good habitats more wildcats are observed alive than road kills whereas in unsuitable habitat more wildcats were found as road kills than are observed alive.

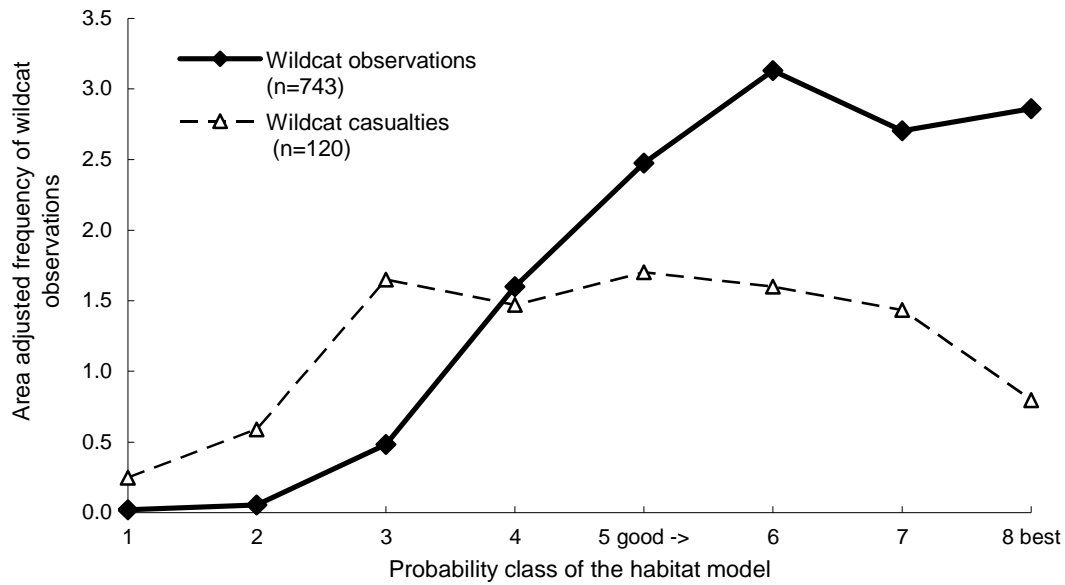


Figure 3. Area adjusted frequency of wildcat observations by probability classes of the habitat model (Spearman's rank correlation coefficient: $\rho=0.93$, $p=0.002$). Incidence of wildcat casualties were not correlated with probability classes, because they occur mainly on roads which are by definition excluded from the best probability classes of the habitat model. Probability classes: 1<0.01, 2=0.01-0.05, 3=0.051-0.25, 4=0.251-0.45, 5=0.451-0.55 (good), 6=0.551-0.6, 7=0.61-0.65, 8>0.65 (best).

3.2. Corridors

The least-cost paths output from the three cost surfaces resulted in multiple routes that wildcats might follow when dispersing between habitat patches (Figure 4). The sensitivity analysis revealed no discernible differences between the least-cost paths resulting from cost-surfaces with different resistance values for motorways. The least-cost paths resulting from the 3 different cost-surfaces (Figure 1) differed mainly in parts where they covered long distances, e.g. between Harz and Lüneburg heathland. The short paths between smaller habitat patches were mainly robust (Figure 4).

63 of 340 wildcat observations outside wildcat habitat patches (target areas) lay close (<300 m) to the predicted corridors compared to 14 of 340 random points (Chi-Square = 33.7; $df = 1$; $p < 0.001$).

By reviewing the paths with landscape data and aerial photographs we identified paths along longer distances of unsuitable (unforested) habitat (Figure 5). Paths which include distances of unforested habitat of more than 10 km were defined as unsuitable for wildcat dispersal, because we could not find any evidence in the literature that wildcats managed to cross a large unforested patch (Table 1). Distances of around 7 km between forests have been crossed by wildcats on several occasions (recolonisation events and localisations by telemetry, see Table 1).

Table 1. Events of long-distance dispersal outside forest (>3 km) of wildcats in Germany. Data from the literature. If a wildcat crossed a patch between two forests, the minimum distance between the two forests was recorded, if the wildcat was found outside forest, the distance to the nearest forest patch greater than 1 km² was recorded.

Event	Method	Minimum distance crossed in between forests	Distance to next forest (>1km ²)	Reference
Recolonisation of Hakel, probably from the Harz in the 1980s	Observation	10 km		Stubbe & Stubbe 2001
Road kill near Straußfurt, Thuringia	Road kill	?	10 km	Mölich & Klaus 2003
Recolonisation of the Huy, probably from the Harz	Observations	8 km		Stubbe & Stubbe 2001
Recolonisation of the Elm from the Harz	Observations, road kills	7 km		Pott-Dörfer & Dörfer 2007
Two females crossing regularly between Palatine Forest and Bienwald, Rhineland-Palatinate	Telemetry	6.5 km		own observations Herrmann et al. 2007
Road kill near Kindelbrück		?	5.5 km	Mölich & Klaus 2003
Several road kills around Harz (Saxonia-Anhalt)		?	~3 km	Götz & Roth 2007

We identified 2 corridors as being unrealistic in terms of being a suitable connection between habitat patches. These are the two corridors connecting Harz and Lüneburg heathland directly via the structureless landscape between Hannover and Braunschweig (A, B in Figure 4 and 5) including about 20 km of unforested landscape.

4. Discussion

We transferred a habitat model from another geographical region to the current study area from where detailed information on habitat use by wildcats is missing. We used this model to identify corridors likely to be used by wildcats dispersing north from known wildcat populations. A map with potential corridors can help to direct decisions on the placement of mitigation measures such as greenbridges or additional habitat structures.

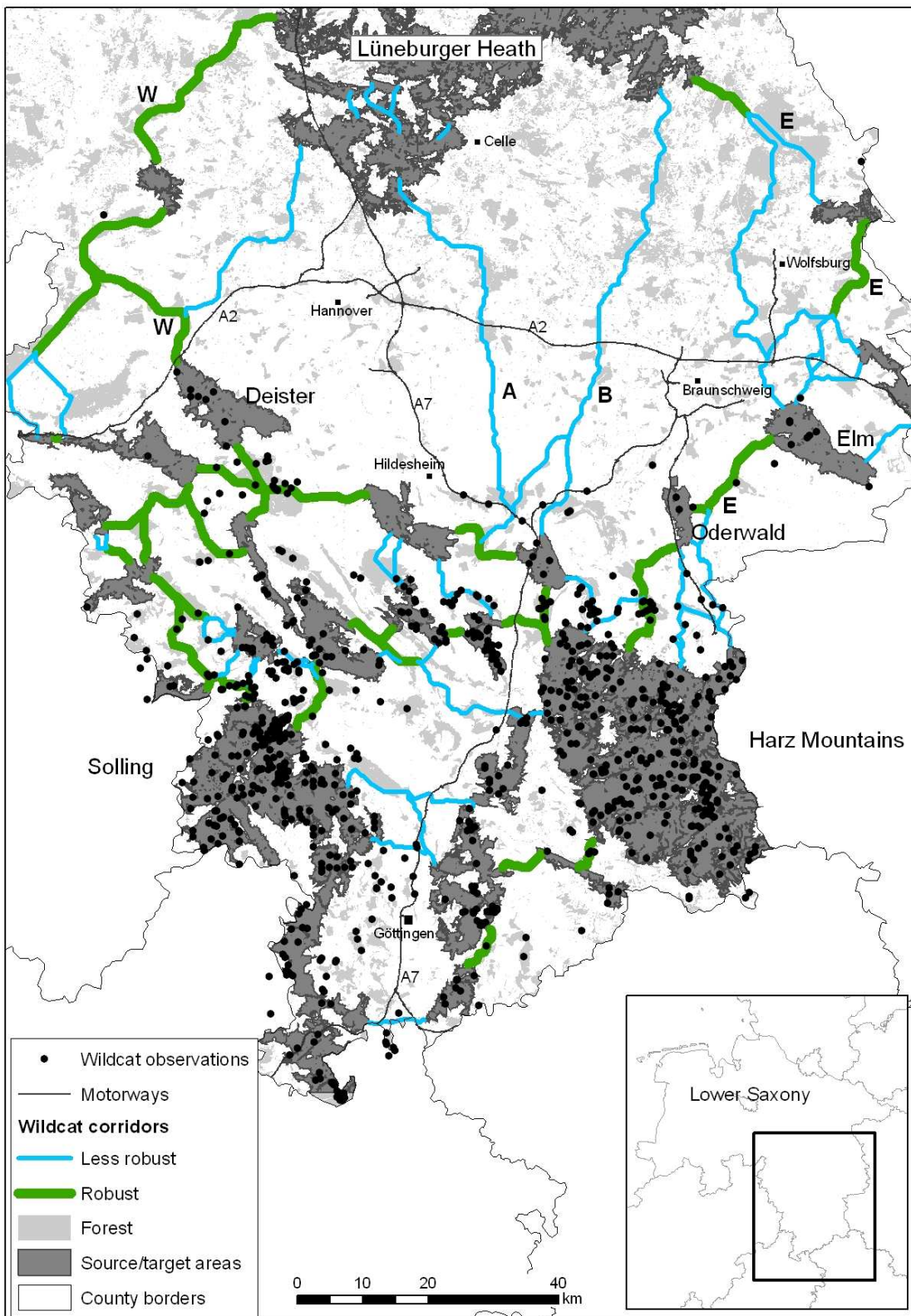


Figure 4. Least-cost paths model for Lower Saxony with source/target areas and wildcat observations (NLWKN, 2008). A, B, E and W are different corridor alternatives connecting the actual wildcat population to the still unoccupied Lüneburg heathland. A and B are unlikely to be suitable because of long distances across open landscapes (more than 20 km).

Using a statistical habitat model as a basis for the cost surface has many advantages compared to the commonly used expert opinion (Schadt et al. 2002) because such corridors are based on measured habitat preferences of wildcats and not only on landscape parameters (Tischendorf & Fahrig 2000, Ferreras 2001). Least cost paths are designed to be only one raster cell wide (in this case 25 m) and therefore a gap in a barrier is good enough for the path but maybe not for the animal (Adriaensen et al. 2003). This problem is solved within our model because the habitat model rates a one-cell-wide gap (e.g. a meadow) in a barrier (e.g. settlement) worse than e.g. a meadow within forest. This is due to the fact that within the model distances to different habitat features are taken into account. A cell is not only classified according to what it is but also according to the quality of its surrounding habitat.

Similar to Gonzales et al. (2007) the outcome was not sensitive to the variation of resistance values of motorways. This is probably because they typically cross the whole study area, so that least-cost paths have to cross them in one place, independent of the resistance value. The 3 cost surfaces (Figure 1) derived from the habitat model resulted in slightly different paths on long distances (Figure 4) but in mainly robust paths on shorter distances.

The habitat model we used as basis for the cost-surface was built from data of resident wildcats. While moving between habitat patches dispersers are often less restrictive in the use of habitats than residents (Beier 1995, Palomares et al. 2000). Hence, habitats and sites identified as suitable for residents will probably also be suitable for corridors.

Wildcats do not necessarily find the best path according to the model but if we want to improve the connection between habitat patches for wildcats we need to know where to start. Therefore it is helpful to know which potential corridors are more suitable than others and therefore a moderate effort suffices to make the corridor suitable for wildcats. Corridors clearly show where the conflicts over land use are. It is likely that wildcats use short corridors between habitat patches following mainly along suitable habitat and thereby avoiding barriers, just like the least-cost paths do. The results showed that wildcat observations indeed lay close to the modelled corridors.

The recent recolonisation of habitat patches north of the Solling and the Harz (Pott-Dörfer & Dörfer 2007) shows that some corridors are permeable for wildcats. In order to establish viable populations within small habitat patches and to allow a further dispersal northwards, a regular exchange between these small populations and the large populations of Harz and Solling is essential.

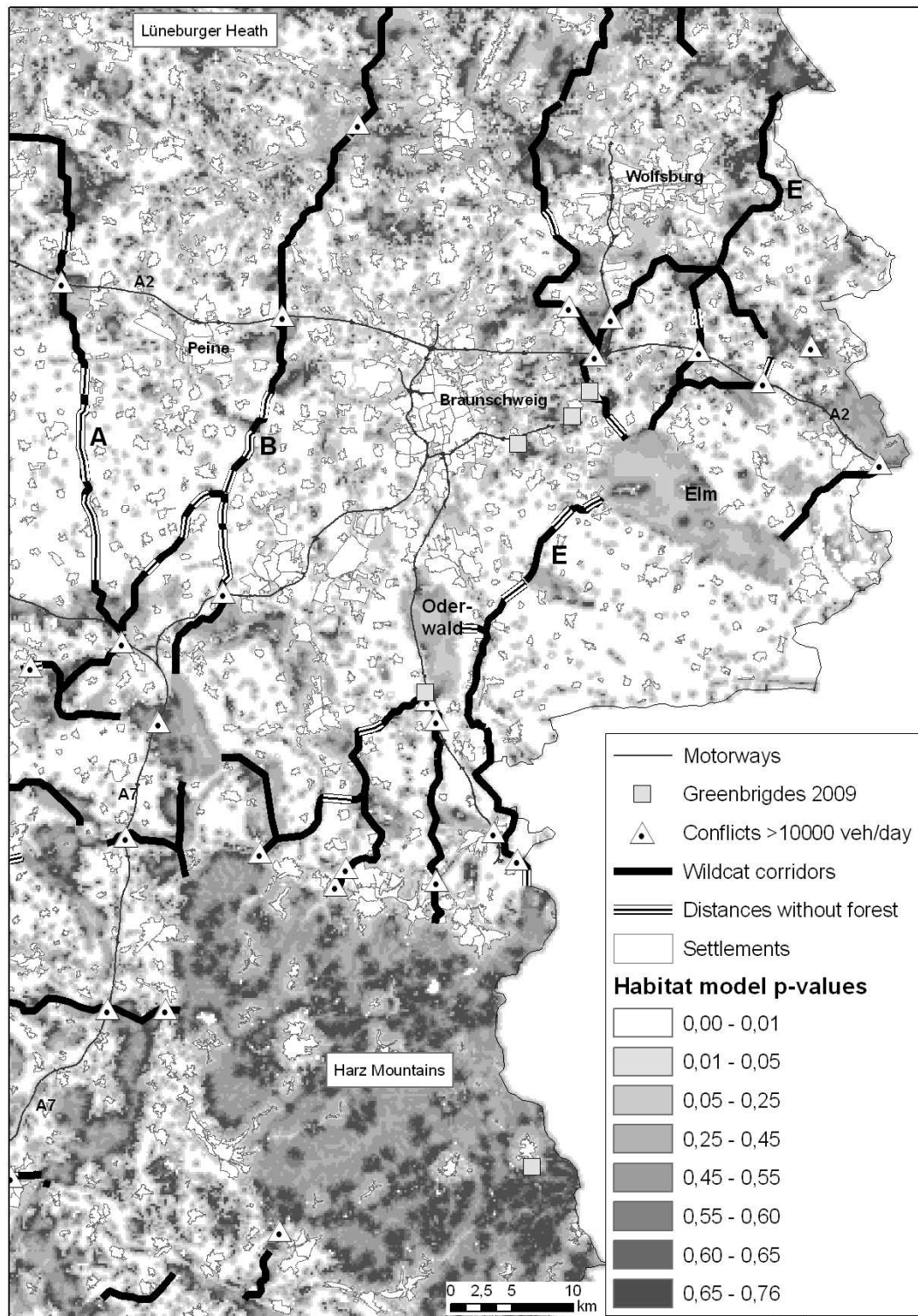


Figure 5. Wildcat habitat selection model shown for a part of the study area with wildcat corridors and sites of peak conflicts along the corridors. A, B, and E are different corridor options connecting the Harz Mountains to the Lüneburg heathland in the north.

The least-cost path method will always produce a connection, independently of the species' ability to use this corridor. Therefore paths have to be evaluated in terms of their practical use and whether there is a real chance to make them permeable in the future. This is a disadvantage compared to individual based simulation models (Kramer-Schadt et al. 2005, see also Kapitel 4) where individuals only reach other habitat patches when possible according to their given movement abilities. The finding that the best corridor according to the least-cost path model is not suitable for wildcats should have the consequence that the corridor is optimised for wildcats. The two corridors connecting Harz and Lüneburg heathland directly (A, B in Figure 4) are not suitable for wildcats. They lead through an area which is densely populated by humans and with low forest cover, so that an improvement of these corridors would be very costly. We suggest that effort should instead be put into the corridors west and east including additional target areas on the way (W and E, Figure 4). We also identified conflicts with roads with a traffic volume of more than 10,000 vehicles/day (Figure 5). The number of these conflicts is the same on different corridor variations, because motorways cover long distances and corridors cannot bypass them. Therefore we did not include this feature as a criterion for a corridor to be unsuitable. Rather, we argue that these conflicts cannot be bypassed and therefore have to be mitigated.

Suggestions on how a corridor should look like to be ideal for wildcat dispersal can currently only be made on the basis of a few observations of wildcats crossing unsuitable habitat because there is insufficient data on the precise routes that dispersing wildcats take. Certainly, major infrastructure crossing corridors should be mitigated with the help of wildcat-proof fencing combined with crossing structures like green bridges or viaducts (see Kapitel 3). It would be preferable to place measures at distances of more than 900 m from human settlements, as a measurable effect on wildcat habitat use was identified below this threshold (see Kapitel 1) but wildcats can use areas closer to human settlements under specific circumstances. Corridors should be rich of covering structures; linear structures like hedgerows or overgrown watercourses are adequate. In our study areas in Rhineland-Palatinate linear structures like watercourses with dense riverine vegetation within non-forested areas were often used by wildcats. But also stepping stones with a maximum distance of 500 m in the form of coppices/thick hedgerows will probably be used. Radio tracking of 3 wildcats crossing the open area between two forests (Bienwald and Palatinate Forest) showed that distances of 500 m between cover structures such as coppices were crossed whereas a distance of 800 m across the open was never crossed (own observations; Herrmann et al. 2007).

4.1. From theory to practice

Our wildcat corridor plan can be a useful tool during the alignment of programs for landscape development or landscape framework plans. It shows critical areas (e.g. bottlenecks) which have to be kept free of development to allow an exchange of wildlife from one habitat patch to the other. The integration or consideration of wildcat corridors in landscape framework plans is a first and important step in their implementation. The presentation of corridors on land use maps is easy and comprehensible which facilitates this process.

Another instrument for the implementation of wildcat corridors can be the common bundling of compensation measures in connection with impact regulation under nature protection law in so called “area pools”. This provides a chance to concentrate compensation measures, e.g. reforestations, into the corridor-areas. This was performed during the implementation of a 1 km wildcat corridor in Thuringia, now connecting the Hainich National Park and the Thüringer Wald (Mölich & Vogel 2007). Also mitigation measures in connection with road upgrading or new roads, e.g. wildlife overpasses, can be placed within the corridor.

The German non-governmental organisation BUND started to promote one corridor from the Harz via Oderwald and Elm to the Lüneburg heathland (Figure 4 and 5, E). This corridor was chosen because of its location covering a part of the former border between East and West Germany (the “Green Belt”). Within the European Green Belt project (www.europeangreenbelt.org) efforts are made to protect the area from building activities, so synergistic effects as a consequence of efforts to protect the landscape can be exploited. Poorer soils and fewer settlements are responsible for cheaper land prices, making purchase of land easier here than in the west (F. Raimer, pers.com.). Wildcats were observed in the Oderwald and Elm, small forests lying within the potential corridor. This suggests that the first 40 km of the corridor are used by wildcats and that by improving the corridor a dispersal towards the Lüneburg heathland could be facilitated (Figure 4 and 5).

The corridors leading from Solling northwards to the Vogler were further concretised and evaluated on a finer scale during another project (Dörfer & Czyppull 2010). Concrete measures for an optimization of these corridors were proposed.

We suggest that one corridor between Harz and Solling should be chosen, where mitigation measures and habitat enhancement can be placed. In terms of habitat the connection of the small forest patches between Harz and Solling mountains is relatively good. There are only short (<1 km) distances of unforested habitat where some additional covering structures could help. The bigger problems are barriers such as motorways and highways with traffic

volumes of more than 10,000 vehicles/day. Here, the establishment of green bridges and wildcat-proof fences should be considered (see Kapitel 3). It is still not clear whether there is a regular exchange of wildcats between Solling and Harz. Regarding big barriers such as the motorway A7 with more than 60,000 vehicles/day (see Figure 4) it seems unlikely that many wildcats cross them. Eckert et al. (2010) found a genetic distance between Harz and Solling populations whereas Hertwig et al. (2009) found no obvious differences in the populations which could point to genetic isolation.

It is the government's responsibility to implement a coherent network of Natura 2000 areas and features important for wild flora and fauna including linear structures and stepping stones (Article 3 and 10; Council of Europe, 1992). The corridors presented here could be a part of such a network. It is important to implement these corridors soon into landscape framework plans to save natural gaps for wildlife between urban and industrial areas before these gaps disappear (Possingham 2000, Grantham et al. 2009). At the same time more research should be conducted on the use of corridors and on dispersal of wildcats to find out if our approach is practical.

Acknowledgements

We thank F. Raimer, T. Mölich and B. Vogel for helpful discussions on wildcats and corridors. The Niedersächsisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) provided land use data and wildcat observation data. NK received a grant from the Dr. Joachim und Hanna Schmidt Stiftung für Umwelt und Verkehr.

References

- Adriaansen, F., Chardon, J. P., De Blust, G., Swinnen, E., Villalba, S., Gulinck, H., Matthysen, E. 2003. The application of "least-cost" modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning* 64, 233-247.
- Beier, P. 1995. Dispersal of juvenile cougars in fragmented habitat. *Journal of Wildlife Management* 59, 228-237.
- Boyce, M. S., Vernier, P. R., Nielsen, S. E., Schmiegelow, F. K. A. 2002. Evaluating resource selection functions. *Ecological Modelling* 157, 281-300.
- Breitenmoser, U., Breitenmoser-Würsten, C., Okarma, H., Kaphegyi, T., Kaphegyi-Wallmann, U., Müller, U. M. 2000. Action Plan for the conservation of the Eurasian Lynx (*Lynx lynx*) in Europe: Council of Europe Publishing.
- Council of Europe 1992. Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. European Union. 2008-05-22: http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/index_en.htm.
- Dörfer, K., Czyppull, B. 2010. Wildkatzenwege im nördlichen Sollingvorland - Erfassung, Optimierung und Ergänzung von Wildkatzenkorridoren in der VoglerPlusRegion, 96. Holzminden.

- Eckert, I., Suchentrunk, F., Markov, G., Hartl, G. B. 2010. Genetic diversity and integrity of German wildcat (*Felis silvestris*) populations as revealed by microsatellites, allozymes, and mitochondrial DNA sequences. *Mammalian Biology* 75, 160-174.
- Ferreras, P. 2001. Landscape structure and asymmetrical inter-patch connectivity in a metapopulation of endangered Iberian lynx. *Biological Conservation* 100, 125-136.
- Gonzales, E., Gergel, S. 2007. Testing assumptions of cost surface analysis: A tool for invasive species management. *Landscape Ecology* 22, 1155-1168.
- Götz, M. 2009. Reproduktion und Juvenilmortalität einer autochthonen Wildkatzenpopulation im Südharz, in: Fremuth, W., Jedicke, E., Kaphegyi, T. A. M., Wachendörfer, V., Weinzierl, H. (Eds.), *Zukunft der Wildkatze in Deutschland - Ergebnisse des Internationalen Wildkatzen-Symposiums 2008 in Wiesenfelden*. Erich Schmidt Verlag, Berlin, 31-36.
- Götz, M., Roth, M. 2007. Verbreitung der Wildkatze (*Felis s. silvestris*) in Sachsen-Anhalt und ihre Aktionsräume im Südharz. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung* 32, 437-447.
- Grantham, H. S., Wilson, K. A., Moilanen, A., Rebelo, T., Possingham, H. P. 2009. Delaying conservation actions for improved knowledge: how long should we wait? *Ecology Letters* 12, 293-301.
- Herrmann, M., Gräser, P., Fehling, S., Knapp, J., Klar, N. 2007. Die Wildkatze im Bienwald - Ergebnisse aus dem PEP Naturschutzgroßprojekt Bienwald und dem Projekt „Grenz-überschreitende Begegnungen mit der Wildkatze“: Im Auftrag der Landkreise Germersheim und Südliche Weinstraße.
- Hertwig, S. T., Schweizer, M., Stepanow, S., Jungnickel, A., Böhle, U.-R., Fischer, M. S. 2009. Regionally high rates of hybridization and introgression in German wildcat populations (*Felis silvestris*, Carnivora, Felidae). *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research* 47, 283-297.
- Hötzel, M., Klar, N., Schröder, S., Steffen, C., Thiel, C. 2007. Die Wildkatze in der Eifel - Habitate, Ressourcen, Streifgebiete, Laurenti-Verlag, Bielefeld, 191.
- Knapp, J., Herrmann, M., Trinzen, M. 2000. Artenschutzprojekt Wildkatze (*Felis silvestris silvestris* SCHREBER, 1777) in Rheinland-Pfalz. Oppenheim: Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht.
- Knapp, J., Kluth, G., Herrmann, M. 2002. Wildkatzen in Rheinland-Pfalz, 1-24. Mainz: Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz.
- Kramer-Schadt, S., Revilla, E., Wiegand, T. 2005. Lynx reintroductions in fragmented landscapes of Germany: Projects with a future or misunderstood wildlife conservation? *Biological Conservation* 125, 169-182.
- Mölich, T., Klaus, S. 2003. Die Wildkatze (*Felis silvestris*) in Thüringen. *Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen* 4, 109-134.
- Mölich, T., Vogel, B. 2007. Wie ein Brückenschlag für die Wildkatze gelang, in: Leitschuh-Fecht, H., Holm, P. (Eds.), *Lebensräume schaffen. Artenschutz im Verkehrsnetz*. Haupt, Bern, 129-138.
- Nikolakaki, P. 2004. A GIS site-selection process for habitat creation: estimating connectivity of habitat patches. *Landscape and Urban Planning* 68, 77-94.
- NLWKN 2008. Daten des Niedersächsischen Tierartenerfassungsprogramms. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Hannover.
- Palomares, F., Delibes, M., Ferreras, P., Fedriani, J. M., Calzada, J., Revilla, E. 2000. Iberian Lynx in a Fragmented Landscape: Predispersal, Dispersal, and Postdispersal Habitats. *Conservation Biology* 14, 809-818.
- Possingham, H. P. 2000. Is environmental research a waste of time? *Ecological Management & Restoration* 1, 81-82.
- Pott-Dörfer, B., Dörfer, K. 2007. Zur Ausbreitungstendenz der Wildkatze *Felis silvestris silvestris* in Niedersachsen - Ist die niedersächsische Wildkatzenpopulation gesichert? *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen* 27, 56-62.

- Pott-Dörfer, B., Raimer, F. 2007. Wildkatzen-Totfunde in Niedersachsen - Konsequenzen für den Wildkatzenschutz. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 27, 15-22.
- Reed, D. H., O'Grady, J. J., Brook, B. W., Ballou, J. D., Frankham, R. 2003. Estimates of minimum viable population sizes for vertebrates and factors influencing those estimates. Biological Conservation 113, 23-34.
- Schadt, S., Knauer, F., Kaczensky, P., Revilla, E., Wiegand, T., Trepl, L. 2002. Rule-based assessment of suitable habitat and patch connectivity for the Eurasian lynx in Germany. Ecological Applications 12, 1469-1483.
- Simon, O., Raimer, F. 2007. Wanderkorridore von Wildkatze und Rothirsch und ihre Relevanz für künftige infrastrukturelle Planungen in der Harzregion. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 27, 27-37.
- Stahl, P., Artois, M. 1995. Status and conservation of the wildcat (*Felis silvestris*) in Europe and around the Mediterranean rim, 76. Strasbourg: Council of Europe.
- Stubbe, M., Stubbe, A. 2001. Wiederbesiedlung des nördlichen Harzvorlandes durch die Wildkatze. Beiträge zur Jagd- und Wildforschung 26, 179-180.
- Swenson, J., Gerstl, N., Dahle, B. 2000. Action plan for the conservation of the brown bear in Europe (*Ursos arctos*), Council of Europe Publishing, Strasbourg
- Thomas, C. D. 1990. What Do Real Population Dynamics Tell Us About Minimum Viable Population Sizes? Conservation Biology 4, 324-327.
- Tischendorf, L., Fahrig, L. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. Oikos 90, 7-19.
- Traill, L. W., Bradshaw, C. J. A., Brook, B. W. 2007. Minimum viable population size: A meta-analysis of 30 years of published estimates. Biological Conservation 139, 159-166.
- Vogel, B., Mölich, T., Klar, N. 2009. Der Wildkatzenwegeplan - Ein strategisches Instrument des Naturschutz. Naturschutz und Landschaftsplanung 41, 333-340.

Kapitel 3

Effects and mitigation of the impact of roads on individual movement behaviour of wildcats

Dieses Kapitel ist leicht verändert veröffentlicht als:

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, 631–638.

Abstract

Roads can affect the persistence of wildlife populations, through posing mortality risks and acting as barriers. In many countries, transportation agencies attempt to counterbalance these negative impacts. Road mortality is a major threat for European wildcats (*Felis silvestris*). We therefore tested the effectiveness of a newly developed wildcat-specific fence to prevent wildcat mortality along a new motorway. We hypothesized that such a fenced motorway would be a significant barrier to wildcats and may at worst result in two isolated populations. We used radio-tracking data of 12 wildcats, resulting in 13,000 locations, to investigate individual movement behaviour during and after construction of a new motorway. The motorway was fenced with the wildcat-specific fence and included crossing structures not constructed for wildlife. We collected road kills on stretches of the same motorway with various types of fencing. A rate of 0.4 wildcat kills/km/yr on the motorway, which was travelled by 10,000 vehicles per day and fenced with a regular wildlife fence, was reduced by 83 % on stretches with wildcat-specific fencing. Of the available crossing structures, wildcats preferred open-span viaducts. Road underpasses were used but hold a mortality risk themselves. In contrast to our expectations the fenced motorway where fenced with the wildcat-specific fence posed only a moderate barrier to wildcats. Individuals were hindered in their daily routine and some stopped crossing completely but others continued to cross regularly. The adjustment of spatial and temporal behaviour to traffic volume and location of crossing structures has an energetic cost. Hence, we suggest that only a small number of major roads should be tolerated within the home ranges of wildcats. To meet the demands of the European Habitats Directive, we recommend installing the wildcat-specific fence in wildcat core areas along motorways to reduce wildcat mortality. We suggest that fences should incorporate safe crossing structures every 1.5-2.5 km. Our findings in terms of fencing design and crossing structures can be used by transportation agencies for an effective reduction of road mortality and barrier effect for carnivores.

1. Introduction

Carnivores, because of their large spatial requirements, are impacted by roads and traffic in the human-dominated landscape of Central Europe. However, very little is known about how species survive in and use environments affected by roads (Ramp et al. 2006). Roads can have direct negative effects on wildlife such as mortality, hindrance to movement, disturbance, and habitat loss and indirect effects such as increased human access and disturbance (Mader 1984, Forman and Alexander 1998, Spellerberg 2002, Roedenbeck et al. 2007). Wildlife mortality due to traffic has increased during recent decades and is the main threat for some medium-sized carnivores in Central Europe (Van der Zee et al. 1992, Clarke et al. 1998, Philcox et al. 1999, Hauer et al. 2002).

The effects of roads on crossing behaviour and as physical barriers to carnivores are not clear and may depend on traffic volume as well as design and location of roads. Often, dispersers are more sensitive to major roads than are resident animals and refuse to cross (Zimmermann 2004). Other authors describe major highways and motorways as barriers for dispersing as well as resident animals (Beier 1995, Breitenmoser-Würsten et al. 2001, Kaczensky et al. 2003, Riley et al. 2006).

To counterbalance negative effects of roads, the use and effectiveness of mitigation measures are under investigation. To prevent animals from entering the road, fencing is the method of choice because fencing has been effective in reducing road mortality for some species (Clevenger et al. 2001). However, for species with the ability to climb or jump, ordinary wildlife fences provide little or no obstacle. Therefore, more effective fence designs have been requested (Rodriguez et al. 1997, Gloyne and Clevenger 2001, Cain et al. 2003). Fencing is also a controversial subject, because without crossing structures, fences increase the barrier effect of roads (Jaeger and Fahrig 2004).

Crossing structures for wildlife can enhance permeability of roads. Typically, use of such structures by medium to large mammals is monitored using track surveys (e.g. Yanes et al. 1995, Rodriguez et al. 1997, Ng et al. 2004, Mata et al. 2005). These data contain no information on ability of individuals to include the new road into their home ranges or whether a new road poses additional energy costs for wildlife. To answer these questions, individual behaviour must be observed. To date, little research has investigated fine-scale movements of individual animals in relation to roads (Rondinini and Doncaster 2002, Dickson et al. 2005).

Wildcats (*Felis silvestris*), once widely distributed throughout Europe, have suffered significant reduction in their original range due to extensive hunting and trapping, resulting in fragmented and small populations (Piechocki 1990). Despite a slow recovery of some populations, wildcats

are still a species of conservation concern and are therefore listed in the European Habitats Directive (Council of Europe 1992, appendix IV). Beside habitat degradation and hybridization with feral cats, road mortality is a major threat for this species in Central Europe (Stahl and Artois 1995, Pierpaoli et al. 2003, Lecis et al. 2006). Knowledge about the wildcat's behaviour and spatial requirements is still scarce.

In many countries traffic agencies are required to implement measures to counterbalance negative effects of roads on the environment. In the European Union, the European Habitats Directive prohibits deliberate killing and mandates conservation measures so that incidental killing does not have a significant negative effect on species listed in annex IV (Council of Europe 1992). Therefore, in the official approval of a new motorway through wildcat habitat in the Eifel region (Germany) a fence that prevented wildcat road mortality was stipulated (Knapp et al. 2000, see also Kapitel 1). During construction and during the first years of operating this motorway, we investigated effectiveness of a wildcat-specific fence at reducing mortalities caused by automobile strikes. This wildcat fence was designed to prohibit wildcats from crossing the road except at crossing structures. Our objectives were to find weaknesses in fence construction and to make recommendations for further improvement of fencing designs and crossing structures. We hypothesized that despite the presence of crossing structures, major roads, particularly a fenced motorway, would pose a significant barrier to wildcats and at worst result in two fragmented populations.

2. Study area

The study area was situated in south-western Germany (50° 3' N, 6° 39' E) and was determined by the position of the A60 motorway from Belgium to Wittlich. This road section was located in the Eifel region. Human density in this rural area was about 70 inhabitants per km². Elevation in the study area ranges from 200 m to 450 m. The study area was 37 % forested. In the western part of the study area a forest of about 25 km² was connected to another forested area to the north, which was dissected by the A60 motorway. The eastern part of the study area was characterized by agriculture on the plateaus and steep forested creek valleys. Wildcats were present throughout the area. Road density was 1.2 km/km². Within the cats' home ranges, 4 road types were present: 1) The A60 motorway under construction, then later 2) the completed A60 with 10,000 vehicles/day and 600 vehicles/hr in the daytime and 100 vehicles/hr at night (Landesbetrieb Straßen und Verkehr Rheinland-Pfalz 2005), 3) the B50 highway (2,500 vehicles/day) and 4) local roads K7 and K47 (200-300 vehicles/day).

3. Methods

3.1. Wildcat data

We monitored wildcats along the A60 motorway during 2 phases: phase 1, construction (Feb 2001 to Nov 2002), started when the track for the A60 motorway had been cleared. Phase 2, traffic and fence (Dec 2002 to Feb 2005), started when the motorway was opened for traffic and the fence was finished. We collected all wildcat mortality within the study area when reported by motorway authorities, passers-by, or ourselves during phase 2. We mapped the location of each mortality, and examined intestine length and pelage characteristics of the dead animal to ensure that it was a wildcat and not a feral cat (Schauenberg 1977, Kitchener 2005). We could not detect all mortalities, because unmarked injured wildcats could have left the vicinity of the road to die.

We captured wildcats with wooden live-traps baited with ground valerian root within a 10-km-long and 800-m-wide stretch along the A60 motorway. During capture periods, we checked traps twice a day at dawn and dusk. We immobilized cats intramuscularly with xylazine and ketamin and then sexed, weighed, and measured them, marked them with transponders, and tagged them with radio collars (60 g, Wagener, Köln, Germany). Between January 2001 and February 2005 we caught and radio tracked 12 wildcats (6 M, 6 F) for 3 - 30 months each (mean = 15.5 months, SE = 2.49, $n = 12$) before transmitters failed. We monitored 3 wildcats during phase 1 only, 6 wildcats during phases 1 and 2, and 3 wildcats during phase 2 only. We obtained locations using triangulation or by direct sightings (White and Garrott 1990). We tested accuracy of radio locations by locating radio collars hidden at different known heights and positions within the study area. The estimated error radius was <100 m in 95% of trials. We achieved this high level of accuracy owing to the dense network of dirt roads, allowing us to get within 10-500 m of tracked cats. We located collared animals for more than 7 days per month once or twice at daytime (randomly between 0800 hr and 2000 hr). When we located a cat, researchers stayed for at least 15 min to obtain 2 locations to check for movement. We also followed each animal continuously for at least 2 nights per month. Night time tracking sessions occurred between 2000 hrs and 0800 hrs during the main activity phase of wildcats (Stahl 1986, Liberek 2002). Depending on number of researchers available, we followed individual cats for 4-12 hours. Shorter tracking periods started randomly within the night. We took locations every 15 min. When wildcats approached roads, we tried to remain as close as possible without disturbing the cats to identify the exact location of crossing. This monitoring regime resulted in an average of 24 night time tracking sessions per cat, each with 16-48 locations, and in 96

daytime tracking sessions per cat, each with 2-8 locations. In total, we collected approximately 13,000 locations.

3.2. Effectiveness of fences in preventing mortality

We compared wildcat road-kill numbers on 3 motorway stretches with various types of fencing using a control-impact (CI) design (Green 1979, Roedenbeck et al. 2007). A before (i.e., no treatment) situation was not available because fence and motorway were finished at the same time. The impact site consisted of the wildcat fence, whereas the control sites consisted of a fine-meshed fence and a regular wildlife fence (Appendix, Figure A1). These 3 segments were close to each other and all within wildcat habitat (see Kapitel 1).

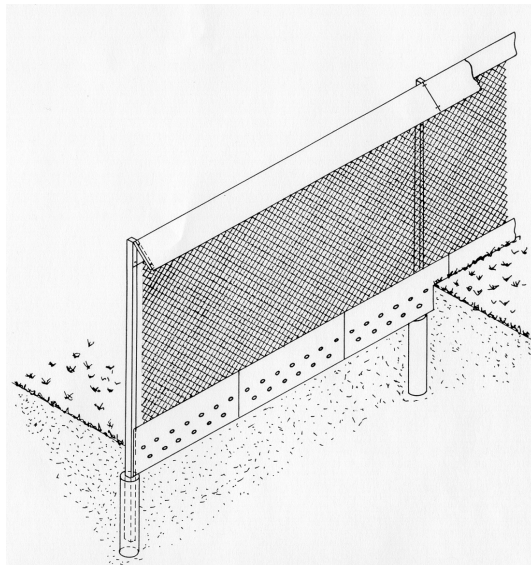


Figure 1. A special fence to prevent wildcats from entering the road was installed at the motorway A60, Germany, in 2001 for the first test in the field. The wildcat fence consisted of a metal sheet as 50-cm overhang, had a height of 2 m, mesh size was 5×5 cm and a 30-cm plastic board formed its subterranean finish. Designed by Landesbetrieb Mobilität Rheinland-Pfalz, Koblenz, Germany.

The wildcat fence (Fig. 1) was developed in enclosures and this was its first test in the field (Landesbetrieb Mobilität Rheinland-Pfalz, Koblenz). This fence cannot be climbed, jumped, or dug under by wildcats or other species capable of climbing regular wildlife fences. The mesh size was 5×5 cm, height was 2 m, a 50-cm-wide metal sheet hindered animals from climbing over, and a board made of recycled material was dug 30 cm deep into the earth to prevent badgers and foxes from digging under the fence. All pipes and gutters were hermetically shut with metal gates with distances between staves ≤ 4 cm. To test if the metal sheet on top was necessary, a section of the A60 was fenced with the same fencing material but without the metal sheet as a climbing guard (i.e., fine-meshed fence). Sections of the A60 in non-forested areas were fenced with a regular wildlife fence, and also the nearby A1/A48 motorway was fenced

with a regular wildlife fence. Our study area included 17.4 km of the 2 motorways within the forested area: 6.4 km of wildcat fence, 4 km of fine-meshed fence, and 7.0 km of ordinary wildlife fence (5.1 km on the A1/A48 and 1.9 km on the A60 where forest was only present on one side of the road). We conducted radio tracking along the 10.4-km stretch of wildcat- and fine-meshed fence.

3.3. Barrier Effects on Movement Behaviour

To investigate whether the new, fenced road (including all types of fencing) imposed a barrier to wildcat movement, we compared frequency of road crossing for each individual in a before-after (BA) design as well as control-impact (CI) design. In the BA design we counted road crossings on the A60 motorway under construction (phase 1) and on the finished motorway (phase 2). The “before”-situation was actually a “during” situation, because the construction had already begun when we started our study. Data on the situation before construction of the motorway were not available. In the CI design we compared frequency of road crossings on the finished motorway to crossing frequency of random lines within individual home ranges. Additionally we counted crossing rates on all other roads within the study area to compare them with crossing rates on the motorway. We considered a road crossing between 2 consecutive locations as a road crossing event, no matter how much time elapsed between locations. Thus, the crossing events we considered represent the minimum number of actual crossing events.

For the CI design we delimited the individuals' area of activity, using the minimum convex polygon (MCP, Mohr 1947) method. We calculated MCPs using annual and composite (all data) locations for each wildcat. We distributed 100 random lines within individual MCPs. We counted crossing frequencies for random lines (Control) as well as roads (Impact) and adjusted them to line length. We compared means of crossing frequency on random lines to crossing frequencies of roads for each individual with a Wilcoxon matched pairs test.

A barrier can produce changes in behaviour in addition to reduced crossing frequency. Therefore, we examined time of crossing relative to traffic volume and average movement behaviour. We calculated the locomotor activity of wildcats for all locations within 30 minutes. We divided the distance between 2 locations by the time difference. We calculated mean speed for every hour of the day and for all cats. To define time of crossing, we considered only crossing events derived from 2 locations within one hour.

We calculated crossing events and home ranges using ArcView3.2 and ArcGis9.0 and the Animal Movement extension to ArcView (Hooge and Eichenlaub 1997). We performed statistical tests using R statistical software V. 2.3.0 (R Development Core Team 2006).

3.4. Use of Crossing Structures

Suitable crossing structures are important to reduce the barrier effect of a fenced road. Therefore, we investigated wildcat use of and behaviour at existing crossing structures. Seven passages, not especially constructed for wildlife, were available within home ranges of monitored cats (Table 2), within forest (wildcat habitat, see Kapitel 1), and more than 700 m away from villages. Each of the 2 open-span viaducts had one house within 300 m, but in both cases the house was not visible from the viaducts. To determine which crossing structures were used by wildcats, we considered only crossing events within 15 min of the last location. Moreover, assignment to a crossing structure only occurred when the observer was confident regarding location of crossing. Additionally, during the 12 days with snow cover in the study area, we searched for wildcat tracks at all crossing structures. At one crossing structure (40-m-underpass, Table 2), we conducted sandbed tracking for 81 nights. We also analyzed all radio tracking sessions that lasted for more than 4 hours, when wildcats came close (<50 m) to the motorway, to examine their behaviour at crossing structures and at the barrier fence.

4. Results

4.1. Effectiveness of fences preventing mortality

During 26 months of monitoring, 12 wildcats were found dead on the 17.4-km stretch of the motorway (Appendix, Figure A1). One of the cats was marked (M3). No other sources of mortality were reported. One unmarked wildcat was killed within the 6.4-km stretch of wildcat fence (0.07 wildcat kills/km/yr); the wildcat entered the road at a junction area where the fence terminated. Seven casualties were found in the 7-km section with regular wildlife fence (0.41 wildcat kills/km/yr) and 4 cats were killed on the 4-km test section of the fine-meshed fence (0.44 wildcat kills/km/yr).

4.2. Barrier effects on movement behaviour

In the first year of phase 1, we monitored 4 cats (1 F, 3 M; Fig. 2), 2 of which (F3, M5) regularly crossed the track of the motorway under construction. In the second year of phase 1 we monitored 6 wildcats (5 F, 1 M), 3 of which (M5, F6, F1) crossed on a regular basis, whereas the 3 others crossed only occasionally. In phase 2 (traffic and fence) 2 female cats (F6, F5) stopped crossing the highway, 2 (F2, F4) continued crossing occasionally, and one male (M5) and one female (F1) continued crossing on a regular basis. Note that crossing over the road was possible along the whole 10.4-km stretch during construction (phase 1) but only

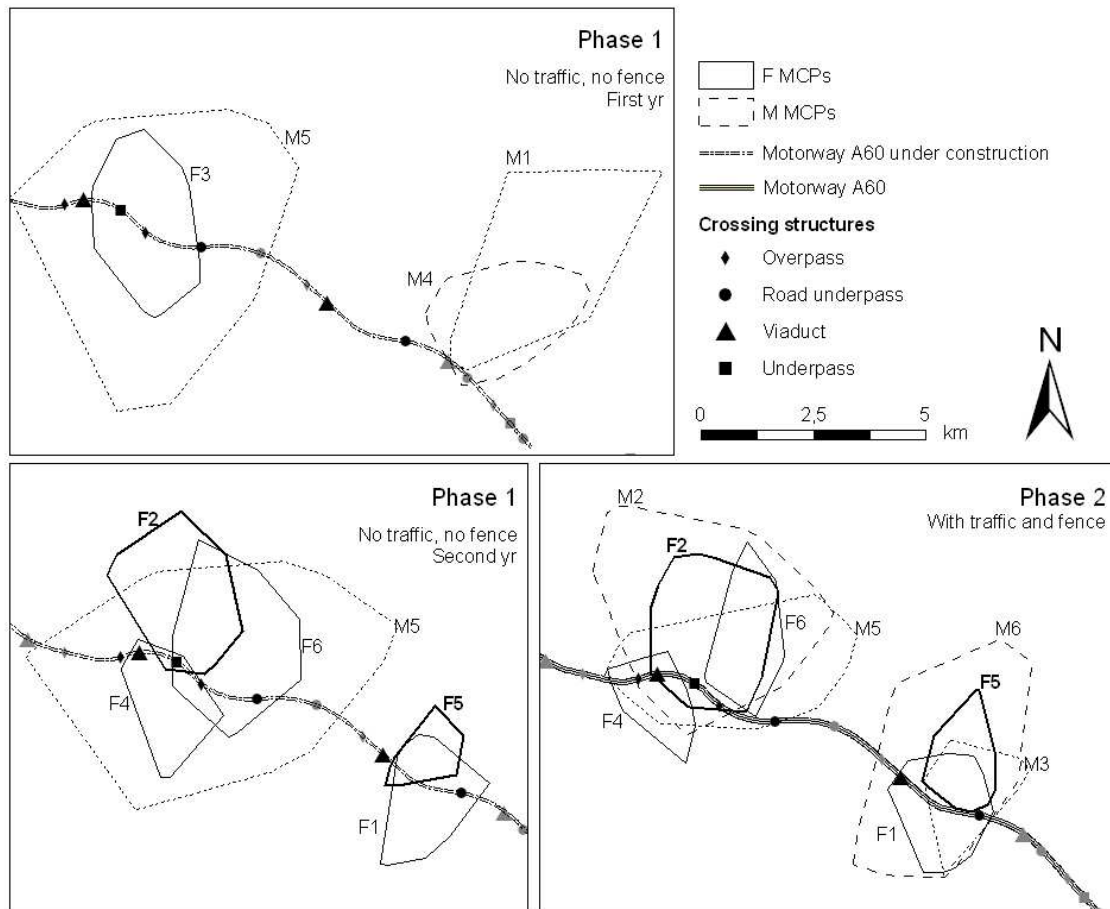


Figure 2. Home ranges (100% minimum convex polygons [MCPs]) of 12 collared wildcats in 3 years (2001-2004) in relation to the A60 motorway (approx. 10,000 vehicles/day in the third yr) in Rhineland-Palatinate, Germany. Home ranges are labelled with wildcat identification. Shown in grey are crossing structures we did not consider in the evaluation because of being outside wildcat home ranges in the year with traffic or because of being outside wildcat habitat.

possible at viaducts and other crossing structures (all together 1 km long) after fencing (phase 2). Three males (M2, M3, M6) were collared after completion of the motorway in phase 2. All of them crossed the A60 occasionally.

The BA design revealed that crossing rate per day and location was higher during construction (phase 1) than after opening for traffic and complete fencing (phase 2; $\chi^2=12.0$, $p < 0.001$) but there were no differences when comparing individuals (Table 1; Wilcoxon signed rank test: $V = 14$; $p = 0.56$). Relative to random lines within the individual home ranges (CI design), the A60 motorway and the B50 highway were crossed less often by all individual cats (Wilcoxon signed rank test: $V = 0$; $p = 0.004$; $V = 0$, $p = 0.09$, respectively) than expected under a random distribution. The 2 small local roads, the K7 and K47, as well as the A60 under construction, were crossed randomly (Fig. 3).

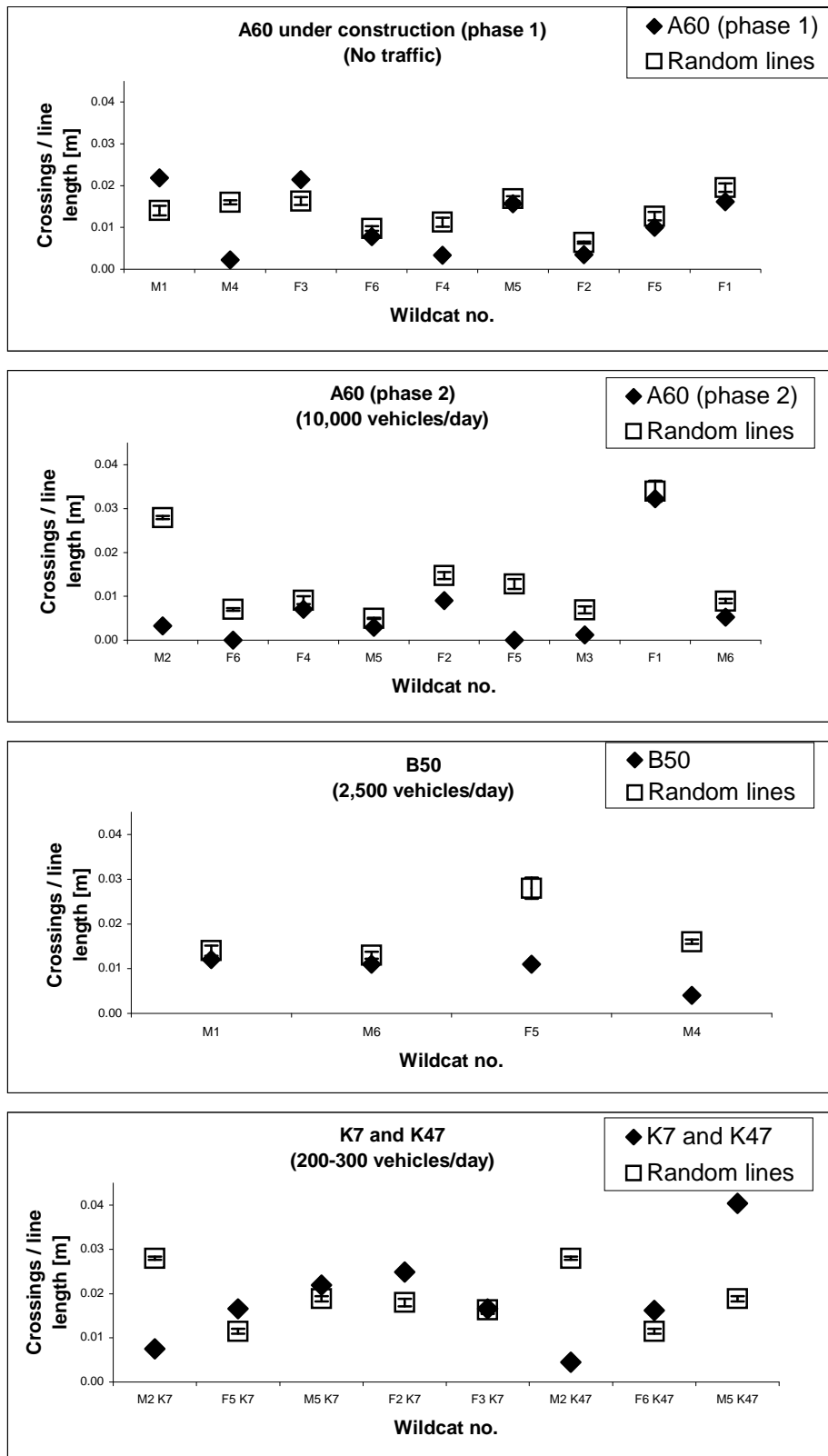


Figure 3. Relative crossing frequencies of individual wildcats over 4 road types compared to random lines within their home ranges in Rhineland-Palatinate, Germany, 2001-2005.

Table 1. Frequency of detected crossing events over the A60 motorway of individual wildcats observed in Rhineland-Palatinate, Germany, in 2001-2005.

Wildcat	A60 without traffic and fence (phase 1)					A60 with traffic and fence (phase 2)				
	Obs No cros- sings	Loca- tions	Days	Crossings/ 100 locations	Cros- sings/ 10 days	Obs cros- sings	Loca- tions	Days	Crossings/ 100 locations	Crossings/ 10 days
M1	4	891	152	0.45	0.26					
M4	2	578	124	0.35	0.16					
F3	57	884	156	6.45	3.65					
F1	33	828	120	3.99	2.75	75	2184	251	3.43	2.99
F2	3	350	45	0.86	0.67	18	802	154	2.24	1.17
M5	112	2219	241	5.05	4.65	13	229	31	5.68	4.19
F4	6	381	69	1.57	0.87	11	256	63	4.30	1.75
F5	7	282	57	2.48	1.23	0	413	77	0.00	0.00
F6	21	789	112	2.66	1.88	0	156	28	0.00	0.00
M2						8	728	102	1.10	0.78
M6						16	761	102	2.10	1.57
M3						2	153	31	1.31	0.65
All cats	182	4849	644	3.75	2.83	141	5529	808	2.55	1.75

Wildcat movement took place mainly between 1700 hours and 0800 hours (Figure 4). Road crossings took place in an even shorter period at night between 1800 hours and 0600 hours. Peaks of traffic volume were at 1700 hours and 0700 hours on all roads within the study area.

4.3. Use of crossing structures

During construction (i.e., phase 1) all wildcat crossings took place over the cleared and (during the last months) paved motorway track and under the 2 viaducts (under construction). After fencing (i.e., phase 2), we observed no wildcat crossings of the wildcat fence. In 3 cases observers stated a possible wildcat crossing of the fine-meshed fence but this could not be proven. No data on crossing were available for the regular wildlife fence because we conducted no radio tracking in these areas. Of the 7 crossing structures within the area of the wildcat home ranges (Figure 2; Table 2), 6 were used by collared wildcats during phase 2. The most frequented crossing structures were the 2 big open-span viaducts. Five of 7 wildcats that had viaducts within their home range used them. All other crossing structures were each used by only one of the observed cats or not at all (forest road overpass no. 2). Snow-tracking showed similar results. The least preferred crossing structures were overpasses for forest roads that went over the motorway.

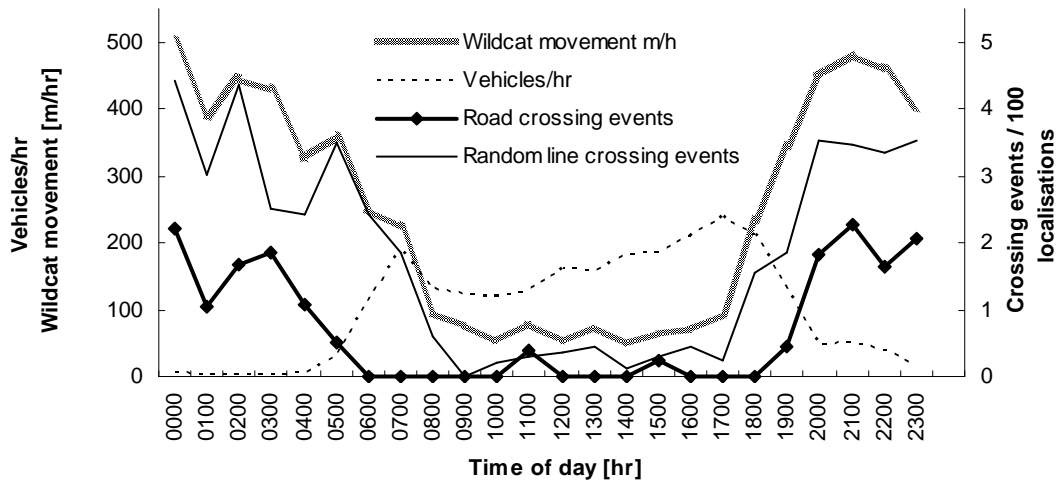


Figure 4. Hourly crossing events of roads in the study area (Rhineland-Palatinate, Germany, 2001-2005) by radio collared wildcats compared to their average movement (m/hr), crossing events of random lines, and traffic volume (vehicles/hr). We adjusted crossing events to the number of available wildcat locations at every hour of the day. We took hourly traffic volume from the highway B50 as an example, but it has the same shape for the motorway A60 with a peak at 0700 hours and 1700 hours.

In phase 2, we conducted 21 continuous radio tracking sessions lasting for more than 4 hours during which wildcats came close (<50 m) to the motorway (Appendix, Figure A2). On 12 of these occasions, wildcats directly approached the crossing structure and crossed. On 3 occasions, we observed wildcats detour several hundred meters to a different crossing structure. On another 3 occasions, wildcats turned back from a crossing structure without crossing, and 3 times wildcats stopped in their path less than 200 m from a crossing structure, stayed there during the day, and crossed the next night. We observed detouring and hesitation at all crossing structures except open-span viaducts. Sightings of wildcats near the wildcat fence showed them approaching and turning back as well as walking along the fence to the next hole or crossing structure. Holes in the fence were only present at the beginning and were closed as soon as detected. We observed no other behaviour than straight crossing during phase 1 (i.e., before fencing).

5. Discussion

5.1. Effectiveness of fences preventing mortality

The wildcat fence was effective in reducing wildcat road mortality. Mortality was reduced by 83% (N = 12) compared to the regular wildlife fence. The simpler fine-meshed fence, which allowed cats to climb over, did not reduce wildcat mortality. Similar to Rodríguez et al. (1997)

Table 2. Use of crossing structures by wildcats at the A60 motorway in Rhineland-Palatinate, Germany, 2002-2005. Parameters include number of collared cats with access to the structure (within or on border of home range), number of collared cats using the crossing structure, and directly observed crossings by radio tracking per crossing structure. UP = underpass, OP = overpass. Measures: inner width, clear height, length.

Crossing structure	No.	Measures [m]	No. of cats access	No. of cats crossing	Obs crossings	Cats cross./ cats access	No. of snow tracks / night	No. of sandbed tracks / night
Viaduct no. 1	BW 67	335, 44, 29	4	3	8	0.75	0.44	
Viaduct no. 2	BW 78	650, 71, 29	3	2	6	0.67	2.50	
40-m-UP	BW 70	40, 5, 29	5	1	1	0.20	0	0.29
Road UP no. 1	BW 72	9, 4.7, 29	2	1	1	0.50	0.20	
Road UP no. 2	BW 79	14, 4.7, 29	4	1	4	0.25	0.00	
Forest road OP no. 1	BW 66	6, 8, 46	3	1	3	0.33	0.33	
Forest road OP no. 2	BW 71	6, 15, 61	5	0	0	0.00	0.00	

our direct observations of wildcat movements showed that the regular wildlife fence was no obstacle for wildcats. Problematic points in the wildcat fence were motorway junctions, where the fence was interrupted. Also small holes where the fence was not constructed properly were found and used by wildcats to cross the motorway, indicating that the fence must be meticulously constructed to ensure no holes exist. The actual number of wildcats hit by cars was probably higher than estimated because cats could have been severely injured only to wander away and die undetected.

Home-range sizes and spatial organization of the population suggests 10–12 home ranges along a 10 km stretch of the motorway within forest (Hötzel et al. 2007). A mortality of 0.4 per km, as observed for sections using regular wildlife fencing, would mean that 30–40% of the wildcats living along the motorway (in a 6 km wide buffer zone) are killed every year. Compensatory mechanisms to offset the impacts of traffic, e.g., a reduction in other sources of mortality or an increase in the rate of reproduction (Roedenbeck et al. 2007), are unlikely for wildcats because other sources of mortality for adult wildcats are generally low, and losses of young due to weather conditions and predators are generally high (Götz and Roth 2006, M. Götz, pers. comm., M. Herrmann, unpubl. data). We suggest that an additional source of mortality, such as road mortality, is a threat to small populations and a hindrance to dispersal of wildcat populations.

5.2. Road effects on movement behaviour

In contrast to our expectations, the motorway fenced with the wildcat-specific fence posed only a moderate barrier to wildcats. Individuals were hindered in their daily routine and some stopped crossing completely but others continued to cross regularly. This was the same for the unfenced highway (travelled by 2,500 vehicles/day). Smaller roads travelled by only a few hundred cars per day seemed to be a negligible barrier to movement but posed a mortality risk.

Fine-scale monitoring showed that wildcats were aware of roads as an obstacle. Wildcats took detours to reach hunting areas or resting places, they adjusted their temporal behaviour to traffic volume, and they were extremely alert when crossing at crossing structures. Wildcats moved long distances at dawn, when traffic volume was greatest but road crossings took place either 2 hours before morning peak traffic or 1-2 hours after peak traffic in the evening. Cats crossing the unfenced highway often waited for a gap in traffic flow for several minutes before crossing. Other carnivores also showed activity shifts in response to human activity and behavioural responses to vehicle volume (Kitchen et al. 2000, McClennen et al. 2001, Tigas et al. 2002). Further, prior analyses indicated that wildcats generally avoided areas within 200 m of roads, but wildcats occasionally hunted or rested near roads (see Kapitel 1). These behaviours have an energetic cost; thus, we assume that only a limited number of major roads can be tolerated within a wildcat home range. Indeed, some individual home ranges excluded major roads. Although the barrier effect of one motorway may have a minimal effect on a wildcat population, the concurrence of several such roads may affect population persistence in the long run. In Central Europe, the increasing network of major roads may further reduce space for medium-sized to large mammals (Roedenbeck 2007).

The behavioural response to traffic and the decline in crossing frequency during the change from the track under construction to the motorway with traffic and fence, showed that the barrier effect was an operational effect and not merely the result of open space created by the roadway. Roads with a high night-time traffic volume may be particularly problematic for the mainly nocturnal wildcats.

5.3. Use of crossing structures

Wildcats preferred underpasses, in particular open-span viaducts, for road crossing. Narrow overpasses for forest roads (6 m wide) were the least preferred crossing structures. Open-span viaducts were the only crossing structures where we observed no irritation such as stopping, detouring, or returning. Cougars (*Puma concolor*) also prefer open-span viaducts (Beier 1995, Gloyne and Clevenger 2001). Snow tracking showed that wildcats were guided by the fence

towards viaducts. Continuous vegetation and the linear structure of watercourses under viaducts may have had an additional guiding effect on wildcats.

In contrast to the findings of Rodríguez et al. (1997), the 2 road underpasses with low traffic (less than 300 vehicles/day) were used more often than the 40-m-underpass and the 2 overpasses without traffic, indicating that low traffic is not a hindrance for crossing. Although wildcats appeared wary when crossing at underpasses, 2 non-collared wildcats were killed at narrow underpass no. 1 in 2006, suggesting a need for safe crossing structures in combination with major barriers such as the fenced A60 motorway.

The height of the overpasses, their concrete floor, and their open view of traffic on the motorway may have deterred cats. The 40-m-wide underpass without a road was used less than expected, and cats also showed detouring and returning behaviour at this underpass. Perhaps this detouring behaviour was due to traffic noise or sparse vegetation cover. A preferred viaduct was only 500 m away. As with wolves (*Canis lupus*) (Blanco et al. 2005), individual wildcats appeared to have a favourite crossing structure and willing to detour for more than 1 km to reach a preferred crossing area.

6. Management Implications

We recommend installing the wildcat fence at all motorways within suitable wildcat habitat where wildcats exist (see Kapitel 1) to reduce road mortality. To minimize fragmentation, we recommend safe crossing structures (i.e., viaducts and underpasses without traffic) every 1.5-2.5 km to allow a crossing site within each home range (Bissonette and Adair 2008). Crossing structures with mortality risk, such as road underpasses, may have a negative effect on the wildcat population even though they alleviate the barrier effect of a road. Wildcats will detour for more than 1 km by walking along the wildcat fence until a crossing structure is encountered, so we suggest terminating the wildcat fence always at crossing structures and at least 100 m from the forest edge (i.e., wildcat habitat). Motorway junctions or crossing roads with extensive traffic should also have a wildcat-proof fence until a crossing structure is reached.

Acknowledgements

The study was financed by the Rhineland-Palatinate federal office for traffic (Landesbetrieb Mobilität Rheinland-Pfalz, Koblenz). NK received a grant from the Dr. Joachim und Hanna Schmidt Stiftung für Umwelt und Verkehr e.V. SKS was supported by a Marie Curie Individual Fellowship provided by the European Union (MEIF-CT-2006-039985). We appreciate the help

of K. Birlenbach, M. Hötzel, S. Schröder, C. Steffen, and several students with the fieldwork. We are grateful for the improvements M. Conner and B. Zoellick made on the manuscript.

Literature Cited

- Beier, P. 1995. Dispersal of juvenile cougars in fragmented habitat. *Journal of Wildlife Management* 59: 228-237.
- Bissonette, J. A., Adair, W. 2008. Restoring habitat permeability to roaded landscapes with isometrically-scaled wildlife crossings. *Biological Conservation* 141: 482-488.
- Blanco, J. C., Cortés, Y., Virgós, E. 2005. Wolf response to two kinds of barriers in an agricultural habitat in Spain. *Canadian Journal of Zoology* 83: 312-323.
- Breitenmoser-Würsten, C., Zimmermann, F., Ryser, A., Capt, S., Laass, J., Siegenthaler, A., Breitenmoser, U. 2001. Untersuchungen zur Luchspopulation in den Nordwestalpen der Schweiz 1997-2000, pp. 88: Kora Report No. 9, Muri, Switzerland.
- Cain, A. T., Tuovila, V. R., Hewitt, D. G., Tewes, M. E. 2003. Effects of a highway and mitigation projects on bobcats in Southern Texas. *Biological Conservation* 114: 189-197.
- Clarke, G. P., White, P. C. L., Harris, S. 1998. Effects of roads on badger *Meles meles* populations in south-west England. *Biological Conservation* 86: 117-124.
- Clevenger, A. P., Chruszcz, B., Gunson, K. E. 2001. Highway Mitigation Fencing Reduces Wildlife-Vehicle Collisions. *Wildlife Society Bulletin* 29: 646-653.
- Council of Europe 1992. Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. European Union. <http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/index_en.htm>. Accessed 7 Jan 2009.
- Dickson, B. G., Jenness, J. S., Beier, P. 2005. Influence of vegetation, topography, and roads on cougar movement in southern California. *Journal of Wildlife Management* 69: 264-276.
- Forman, R. T. T., Alexander, L. E. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 207-231.
- Gloyne, C. C., Clevenger, A. P. 2001. Cougar *Puma concolor* use of wildlife crossing structures on the Trans-Canada highway in Banff National Park, Alberta. *Wildlife Biology* 7: 117-124.
- Götz, M., Roth, M. 2006. Reproduktion und Jugendentwicklung von Wildkatzen *Felis silvestris silvestris* im Biosphärenreservat "Karstlandschaft Südharz" - eine Projektvorstellung, Kleine Katzen - Große Räume, Naturschutzakademie Hessen, pp. 91-100, Wetzlar, Germany.
- Green, R. H. 1979. Sampling design and statistical methods for environmental biologists, John Wiley, New York, USA.
- Hauer, S., Ansorge, H., Zinke, O. 2002. Mortality patterns of otters (*Lutra lutra*) from eastern Germany. *Journal of Zoology* 256: 361-368.
- Hooge, P. N., Eichenlaub, B. 1997. Animal Movement extension to ArcView. Geological Survey, Alaska Biological Science Center, Anchorage, USA.
- Hötzel, M., Klar, N., Schröder, S., Steffen, C., Thiel, C. 2007. Die Wildkatze in der Eifel - Habitate, Ressourcen, Streifgebiete, Laurenti-Verlag, Bielefeld, Germany.
- Jaeger, J. A. G., Fahrig, L. 2004. Effects of Road Fencing on Population Persistence. *Conservation Biology* 18: 1651-1657.
- Kaczensky, P., Knauer, F., Krze, B., Jonozovic, M., Adamic, M., Gossow, H. 2003. The impact of high speed, high volume traffic axes on brown bears in Slovenia. *Biological Conservation* 111: 191-204.
- Kitchen, A. M., Gese, E. M., Schauster, E. R. 2000. Changes in coyote activity patterns due to reduced exposure to human persecution. *Canadian Journal of Zoology* 78: 853-857.

- 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.
- Knapp, J., Herrmann, M., Trinzen, M. 2000. Artenschutzprojekt Wildkatze (*Felis silvestris silvestris* SCHREBER, 1777) in Rheinland-Pfalz. Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht, Oppenheim, Germany.
- Lecis, R., Pierpaoli, M., Biró, Z. S., Szemethy, L., Ragni, B., Vercillo, F., Randi, E. 2006. Bayesian analyses of admixture in wild and domestic cats (*Felis silvestris*) using linked microsatellite loci. *Molecular Ecology* 15: 119-131.
- Liberek, M. 2002. Distribution, home range, activity periods and habitat use of four wildcats (*Felis s. silvestris*) in Swiss Jura mountains: First results. *Säugetierkundliche Informationen* 5: 233-238.
- Mace, R. D., Waller, J. S., Manley, T. L., Lyon, L. J., Zuuring, H. 1996. Relationships Among Grizzly Bears, Roads and Habitat in the Swan Mountains Montana. *Journal of Applied Ecology* 33: 1395-1404.
- Mader, H. J. 1984. Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. *Biological Conservation* 29: 81-96.
- Mata, C., Hervas, I., Herranz, J., Suarez, F., Malo, J. E. 2005. Complementary use by vertebrates of crossing structures along a fenced Spanish motorway. *Biological Conservation* 124: 397-405.
- McClennen, N., Wigglesworth, R. R., Anderson, S. H., Wachob, D. G. 2001. The effect of suburban and agricultural development on the activity patterns of coyotes (*Canis latrans*). *American Midland Naturalist* 146: 27-36.
- Mohr, C. O. 1947. Table of equivalent populations of North American small mammals. *American Midland Naturalist* 37: 223-249.
- Ng, S. J., Dole, J. W., Sauvajot, R. M., Riley, S. P. D., Valone, T. J. 2004. Use of highway undercrossings by wildlife in southern California. *Biological Conservation* 115: 499-507.
- Philcox, C. K., Grogan, A. L., Macdonald, D. W. 1999. Patterns of otter *Lutra lutra* road mortality in Britain. *Journal of Applied Ecology* 36: 748-761.
- Piechocki, R. 1990. Die Wildkatze. 1st edn., A. Ziemsen, Lutherstadt Wittenberg, Germany.
- Pierpaoli, M., Birò, S., Herrmann, M., Hupe, K., Fernandes, M., Ragni, B., Szemethy, L., Randi, E. 2003. Genetic distinction of wildcat (*Felis silvestris*) populations in Europe, and hybridization with domestic cats in Hungary. *Molecular Ecology* 12: 2585-2598.
- Ramp, D., Wilson, V. K., Croft, D. B. 2006. Assessing the impacts of roads in peri-urban reserves: Road-based fatalities and road usage by wildlife in the Royal National Park, New South Wales, Australia. *Biological Conservation* 129: 348-359.
- Riley, S. P. D., Pollinger, J. P., Sauvajot, R. M., York, E. C., Bromley, C., Fuller, T. K., Wayne, R. K. 2006. A southern California freeway is a physical and social barrier to gene flow in carnivores. *Molecular Ecology* 15: 1733-1741.
- Rodriguez, A., Crema, G., Delibes, M. 1997. Factors affecting crossing of red foxes and wildcats through non-wildlife passages across a high-speed railway. *Ecography* 20: 287-294.
- Roedenbeck, I. A. E. 2007. Landscape-Scale Effects of Roads on Wildlife. Dissertation, Justus-Liebig University Gießen, Gießen, Germany.
- Roedenbeck, I. A., Fahrig, L., Findlay, C., Houlihan, J. E., Jaeger, J. A. G., Klar, N., Kramer-Schadt, S., Van der Grift, E. A. 2007. The Rauschholzhausen Agenda for Road Ecology. *Ecology and Society* 12: 11 [online]. <<http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss1/art11/>>. Accessed 7 Jan 2009.
- Rondinini, C., Doncaster, C. P. 2002. Roads as barriers to movement for hedgehogs. *Functional Ecology* 16: 504-509.
- Schauenberg, P. 1977. Longueur de l'intestine du chat forestier, *Felis silvestris* Schreber 1777. *Mammalia* 41, 357-360.
- Spellerberg, I. F. 2002. Ecological effects of roads, Science Publishers, Inc., Enfield (NH), USA.

- Stahl, P. 1986. Le chat forestier d'Europe (*Felis silvestris*, SCHREBER 1777). Exploitation des ressources et organisation spatiale. Thèse de doctorat, Université de Nancy I, Nancy, France.
- Stahl, P., Artois, M. 1995. Status and conservation of the wildcat (*Felis silvestris*) in Europe and around the Mediterranean rim, pp. 76. Strasbourg: Council of Europe.
- Tigas, L. A., Van Vuren, D. H., Sauvajot, R. M. 2002. Behavioral responses of bobcats and coyotes to habitat fragmentation and corridors in an urban environment. *Biological Conservation* 108: 299-306.
- Van der Zee, F. F., Wiertz, J., Braak, C. J. F., Apeldorn, R. C., Vink, J. 1992. Landscape change as a possible cause of the badger (*Meles meles*) decline in the Netherlands. *Biological Conservation* 61: 17-22.
- White, G. C., Garrott, R. A. 1990. *Analysis of Wildlife Radio-Tracking Data*, Academic Press, San Diego, California, USA.
- Yanes, M., Velasco, J. M., Suarez, F. 1995. Permeability of roads and railways to vertebrates: The importance of culverts. *Biological Conservation* 71: 217-222.
- Zimmermann, F. 2004. Conservation of the Eurasian Lynx (*Lynx lynx*) in a fragmented landscape - habitat models, dispersal and potential distribution. Dissertation, Université de Lausanne, Lausanne, Switzerland.

Appendix

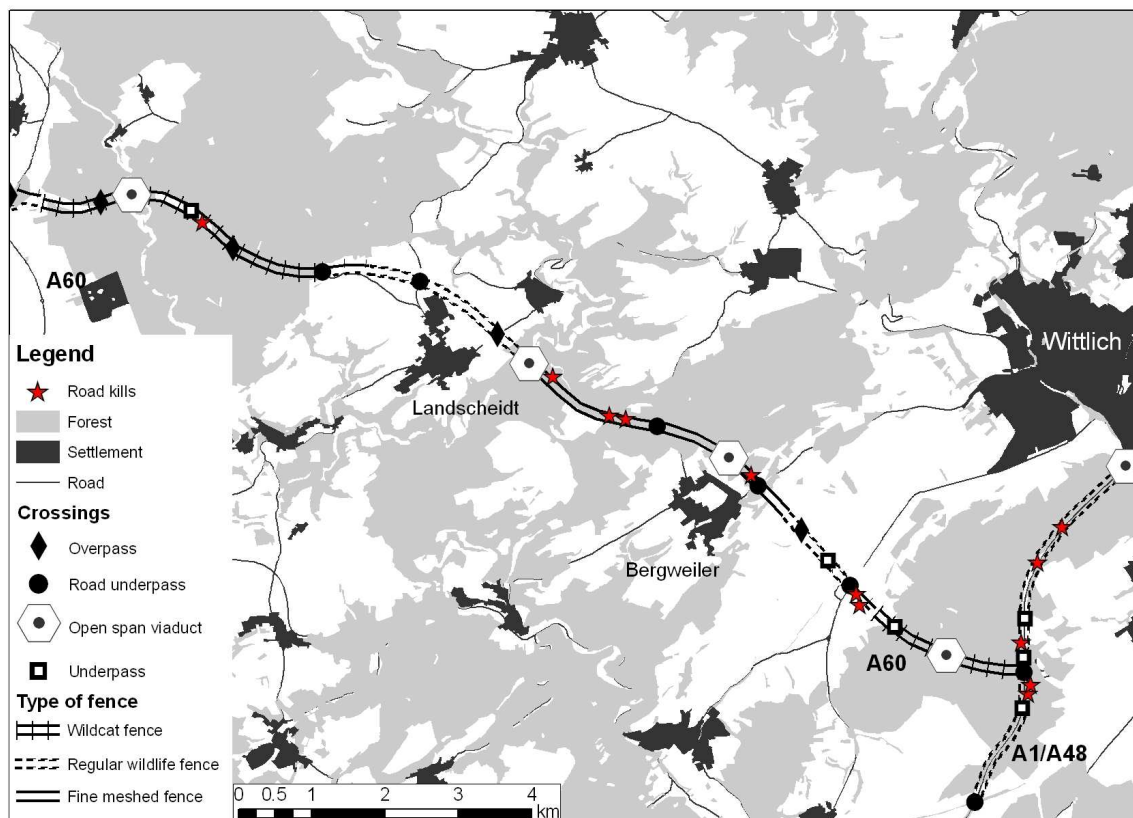


Figure A1. Sections of motorways A60 and A1 with different types of fencing and locations of wildcat road kill.

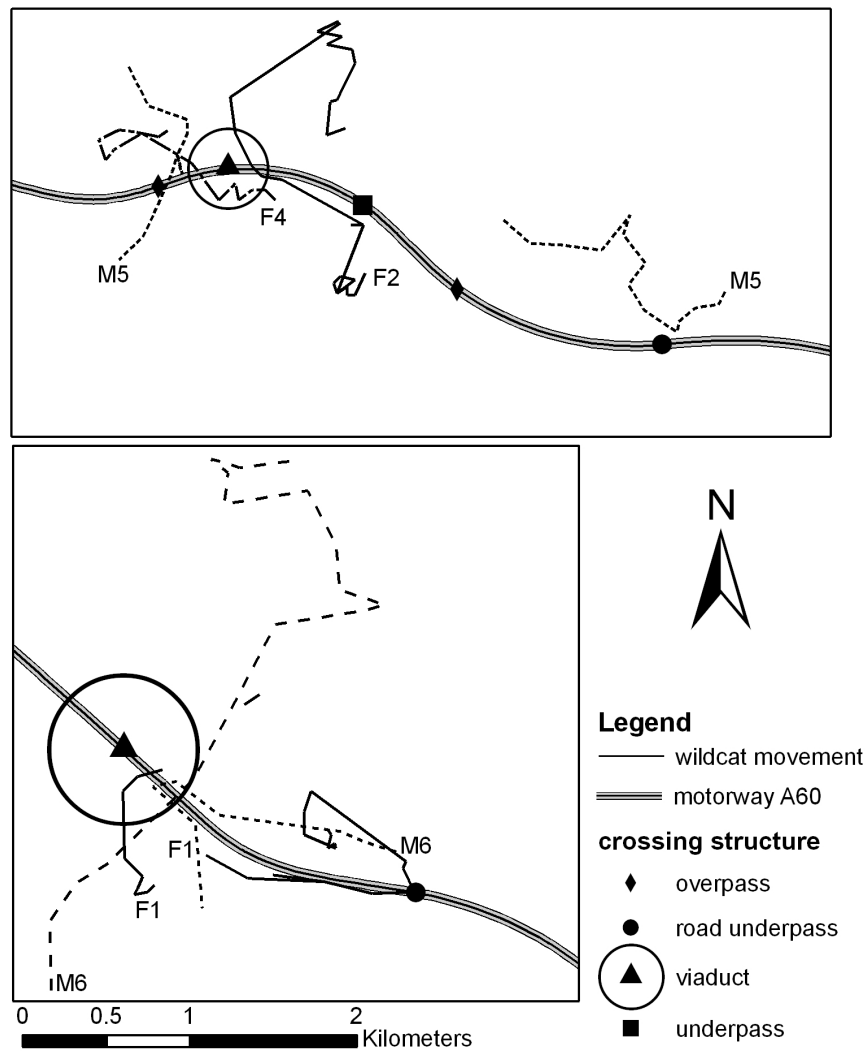


Figure A2. Typical individual wildcat movements with localisations every 15 to 60 minutes during 4 to 8 hours in relation to the motorway and crossing structures. Wildcat movement paths are marked with the wildcat ID (F=female, M=male) at their starting point. Paths show avoidance (e.g. M5; F2) and detouring (e.g. F1, M6) as well as straight movement (e.g. M5, M6) across structures.

Kapitel 4

Effects of roads on a founder population of lynx in the biosphere reserve „Pfälzerwald-Vosges du Nord“

Dieses Kapitel ist in einer leicht geänderten Version veröffentlicht als:

Klar, N., Herrmann, M., Kramer-Schadt, S., 2006. Effects of roads on a founder population of lynx in the biosphere reserve "Pfälzerwald-Vosges du Nord" - a model as planning tool. Naturschutz und Landschaftsplanung 38, 330-337.

Zusammenfassung

Auswirkungen von Straßen auf eine Gründerpopulation des Luchses im Biosphärenreservat „Pfälzerwald-Nordvogesen“

Straßen als Barrieren und Mortalitätsrisiko sind für Säugetierpopulationen mit großen Raumansprüchen wie dem Luchs (*Lynx lynx*, L. 1758) ein ernstes Problem. Weil populations-dynamische Effekte insbesondere bei großen Säugetieren schwer zu erfassen sind, werden sie bei der Entscheidungsfindung in der Eingriffsplanung selten berücksichtigt. Gleichwohl fordern die Artenschutzbestimmungen (z. B. die FFH Richtlinie 92/43/EWG) bei Eingriffen eine Betrachtung der Auswirkungen auf die Population. Wir benutzen ein räumlich explizites Populationsmodell, um die möglichen Auswirkungen von Straßen auf die Luchs-Population innerhalb des Biosphärenreservates „Pfälzerwald-Vosges du Nord“ darzustellen. Anhand einer beispielhaften Planungssituation diskutieren wir Auswirkungen und die mögliche Rolle von Modellen bei solchen Entscheidungen. Die Vermeidung stark befahrener Straßen innerhalb des Waldgebietes durch den Luchs kann einen entscheidenden Einfluss auf die Überlebenswahrscheinlichkeit der gesamten Population haben, da diese in kleinere Teilpopulationen mit erhöhtem Aussterberisiko gespalten wird. Straßen mit starker Barrierewirkung am Rande des Biosphärenreservates wie z. B. die A4/E25 (Col du Saverne / Zaberner Steige) verhindern dagegen die Besiedlung angrenzender Lebensräume. Erhöhte Mortalität an einer einzelnen Straße wie der B10 im Pfälzerwald, die auf einer langen Strecke durch gut geeigneten Luchslebensraum führt, kann das Aussterberisiko der Population erheblich steigern. Eine intelligente Platzierung von Grünbrücken kann die Überlebenschancen erhöhen. Um die europaweit bedeutsame Korridorfunktion der Nordvogesen und des Pfälzerwaldes zu unterstützen und diese als Lebensraum für eine Luchspopulation zu erhalten, muss die Durchlässigkeit von B10, A4/E25 und A6 garantiert werden.

Abstract

Roads as barriers and mortality factors are of great concern to mammal populations with large spatial needs such as the Eurasian lynx (*Lynx lynx*, L. 1758). Since effects on free-ranging populations, especially for large mammals, are difficult to assess, they are rarely taken into account in planning decisions. We used a spatially explicit population model for the Eurasian lynx to assess the effects of roads on a founder population of lynx in the transboundary biosphere reserve “Pfälzerwald – Vosges du Nord”. We give an example of a typical planning decision on mitigation measures at roads and its likely impact on a lynx population; we also discuss the potential role of models in these decisions. Avoidance of roads with high traffic volume within the biosphere reserve (e. g. highway B10 on the German side in the Palatinate forest) can seriously reduce the viability of a lynx population because it cuts the population into two sub-populations with a higher extinction risk. Roads with high barrier effects on the margin of the biosphere reserve like the French motorway A4/E25 (Col du Saverne / Zaberner Steige) hinder the colonisation of neighbouring patches. Increasing mortality on a single road with heavy traffic such as the German highway B10 which leads through good lynx habitat over a long distance can seriously increase the extinction risk of the population. Intelligent placement of overpasses, e. g. not at a newly built road but at another pre-existing problematic road located elsewhere, can increase the probability of survival for the lynx population. To support the effectiveness of the Northern Vosges - Palatine Forest mountain range as a wildlife corridor of European importance and to preserve its functionality as habitat for a lynx population the permeability (safe crossing possibilities) of the major barriers B10, A4/E25 and A6 must be guaranteed.

1. Introduction

As traffic volume, fencing of roads and fragmentation of the landscape increases every year throughout Europe, studies on the impact of fragmentation on wildlife are becoming more and more important.

Few field studies on road crossing events and road mortality exist for medium to large mammals (e.g. Pfister et al. 1997, Philcox et al. 1999, Clevenger & Waltho 2005). Avoidance of a motorway by dispersing lynx was found by Zimmermann (2004), Kaczensky (2003) observed that a fenced motorway with 7 500 vehicles/day prevented brown bears from crossing, Blanco (2005) found regular crossings of wolves over a 4-lane highway with 12 000 vehicles/day (via vehicle bridges) and Riley (2006) stated that a freeway with 150 000 vehicles/day limits gene flow in bobcats and coyotes.

For the assessment of the effects of road construction and mitigation measures on mammal populations, scientists and planners often rely on indirect evidence and expert opinion (Oggier et al. 2001). Locations of overpasses and underpasses are planned mostly based on local knowledge or more recently on static corridor models like least cost-path models (e. g. Holzgang et al. 2001). Population dynamics influenced by roads are now considered in theoretical models (Jaeger & Fahrig 2004, Jaeger et al. 2005) but very seldom are they taken into account during planning decisions as in the Netherlands (Van der Grift 2005).

We present an approach which provides decision support for planning with a model-based investigation on population dynamics of the lynx. The study is part of the Interreg III project “Action plan for the lynx in Pfälzerwald / Vosges du Nord“ which started in 2004 with the purpose to protect the existing lynx population within the transboundary biosphere reserve “Pfälzerwald – Vosges du Nord”.

This is being achieved through public relations and a feasibility study on the reinforcement of the small lynx population where only a few individuals are left. Here, we focus on aspects of lynx population dynamics connected to the effects of fragmentation by roads.

First, we want to know how a lynx population may be affected by the upgrading of the major linear barriers within the study area. We took into account increasing traffic volume along with higher mortality rates and fencing reducing permeability and mortality. The German traffic agency “Landesbetrieb Straßen und Verkehr Rheinland-Pfalz” (2006) expects the traffic on the B10 within the Pfälzerwald to increase between 12 and 70 % within the next 10 years.

The second aspect is a case study and deals with the decisions of where to put mitigation measures, e. g. overpasses, when taking into account population dynamics of large mammals such as the lynx. Since overpasses are only planned for newly built roads, the question arises whether or not planners should consider existing problematic roads for the positioning of overpasses originally destined for new roads.

These aspects were investigated with a spatially explicit population model for the lynx (Kramer-Schadt et al. 2005).

2. Study area

Together the French Vosges du Nord (Northern Vosges) and the German Pfälzerwald (Palatine Forest) form a low mountain range of 110 km length and about 30 km width which was accredited as a transboundary biosphere reserve of 3006 km² size by the UNESCO in 1998. It contains the biggest unfragmented forest of Western Europe (Stein 2000). 60-74 % of the area is forested (Koehler 2003, UNESCO 2003). The highest elevation is the Kalmit with 673 m. Human population density of 60-70 inh/km² in the forested sector is relatively low and climbs to 130 inh/km² when including the urban zones partly in the park (UNESCO 2003). To the south, the low mountain range narrows to a width of 4 km (“Col du Saverne / Zaberger Steige”, Figure 3) and continues into the Central Vosges. To the east the forested mountains descend into the Rhine valley which is a densely populated area and dominated by vineyards. To the west where the biosphere reserve connects to the Lorraine Plateau the forest becomes more fragmented. Especially the German part is surrounded by highways and major roads: the A65 and A61 in the East, the A6 and A63 in the North, the A62 and B270 in the West and the A4 in the South. Traffic densities on these roads vary between 10,000 and 40,000 vehicles/day. A major barrier within the biosphere reserve is the B10 with traffic densities from 15,000 to 26,000 vehicles/day. As an important traffic axis in east-west direction the B10 was recently upgraded to a 3-lane road and partly fenced (Figure 1 and 7). Upgrading the B10 to a 4-lane road and complete fencing is already planned, a traffic prognosis for 2015 assumes a maximum of 27,000 to 48,000 vehicles/day. After the installation of the toll for heavy goods vehicles (HGV) on motorways in Germany in 2005, the HGV traffic has increased by 13 % on the B10 and today accounts for 20 % of the total traffic (Landesbetrieb Straßen und Verkehr Rheinland-Pfalz 2006).

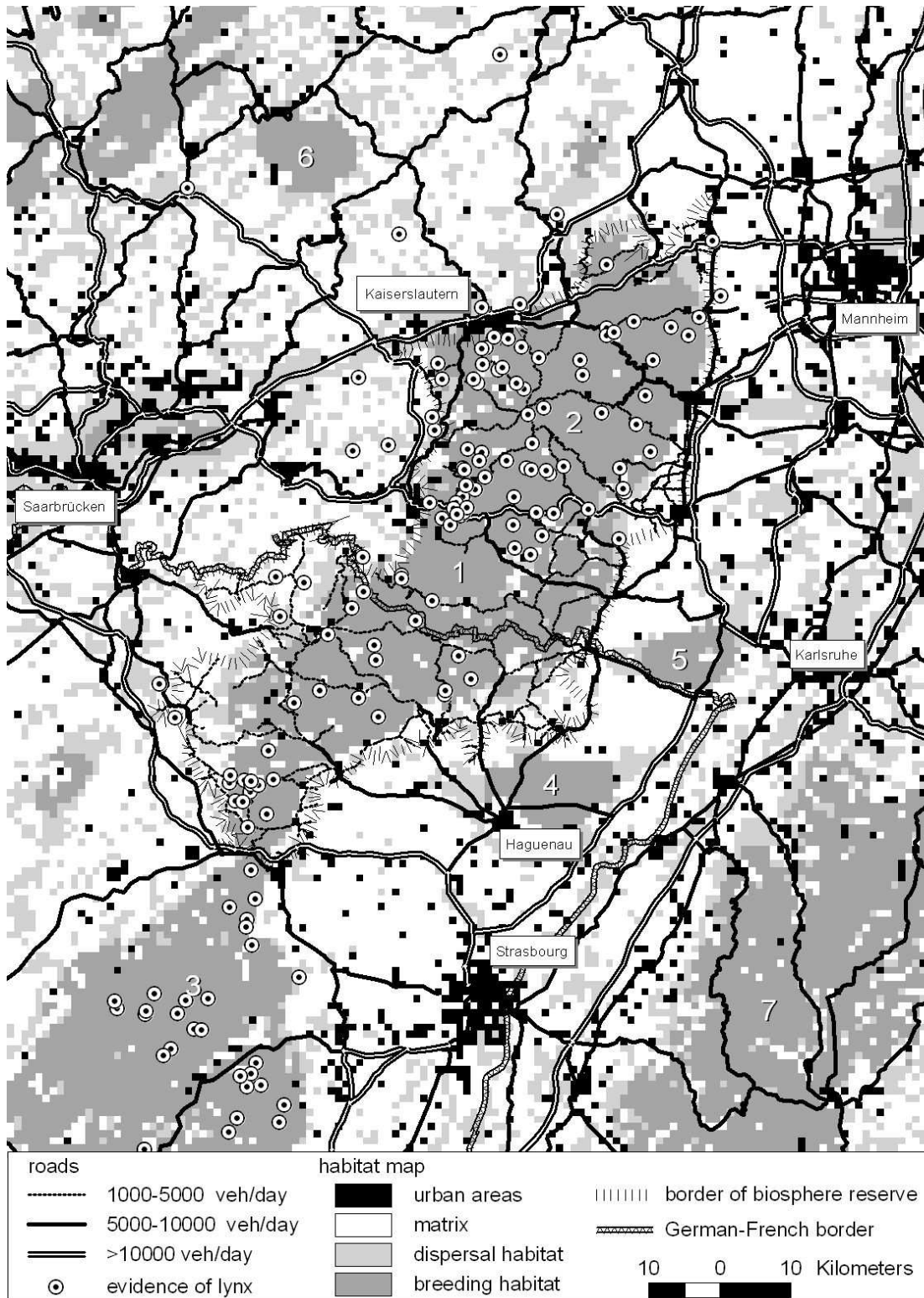


Figure 1. Study area with habitat map (Schadt et al. 2002), linear barriers (traffic densities: Landesbetrieb Straßen und Verkehr Rheinland-Pfalz (2002), direction départementale de l'Équipement du Bas-Rhin (2002)) and plausible evidences of lynx (e. g. sightings; Palatine Forest 1997-2004: Luchsberaternetz; Vosges 1989-2003: E. Marboutin and F. Léger (ONCFS)). Patches: 1 Vosges du Nord and Palatine Forest south of B10; 2 Palatine Forest North of B10; 3 Central Vosges; 4 Forest of Hagenau; 5 Bienwald; 6 Baumholder; 7 Black Forest.

Since 1993, evidence of lynx presence has been regularly reported (Huckschlag 2006, ÖKO-LOG 1998, ÖKO-LOG 2002, Vandel 1996). While in 1998 eight individuals were estimated to inhabit the Palatine Forest, that number dropped to only 2-4 in 2002 (ÖKO-LOG 2002). Recently, the needs for a reinforcement of the existing lynx population were discussed. Schadt et al. (2002) estimated the suitable area for the lynx within the biosphere reserve to be 2236 km². Thus, about 45 adult lynx could live there. This corresponds to a density of about 2 lynx per 100 km², the minimum density of adult lynx in Poland (Breitenmoser et al. 2000). The closest other lynx population is the one in the Central Vosges which is based on 21 individuals reintroduced from 1983 to 1991 (Vandel 1996, Vandel et al. 2006).

3. The lynx model

We use an individual-based, spatially explicit model designed to simulate the spatial and temporal population dynamics of lynx in Germany to test the influence of avoiding barriers like roads, road mortality and mitigation measures on the viability of a founder population of lynx in the biosphere reserve “Pfälzerwald – Vosges du Nord”. The model consists of a landscape model (Schadt et al. 2002), an individual-based dispersal model (Kramer-Schadt et al. 2004), and a home range selection model combined with a demographic model (Kramer-Schadt et al. 2005). Model rules and parameters were derived from published data on lynx demography in Europe. Note that in this model only dispersers move (and therefore have a spatial explicit mortality risk on roads) whereas residents stay in their home ranges and have only a specific mortality risk per year.

3.1. Landscape submodel

We obtained the habitat suitability map for resident individuals by logistic regression with a mesh size of 1 km² as described in Schadt et al. (2002). The model contained just one variable: the proportion of area used extensively by humans, such as forests and heath land, in a 5 km circular neighbourhood. The categories in the map can be summarized as breeding habitat, dispersal habitat, matrix (non-habitat) and barriers (Figure 1). Breeding habitat refers to areas with non-fragmented forest and other natural and semi-natural land use types. All forested areas and breeding habitats are dispersal habitat (Kramer-Schadt et al. 2005). Barriers consist of urban areas and lakes, and in the model are never used by lynx. The remaining areas, such as pasture and agricultural land, are summarized as matrix, which, although not strictly avoided by dispersing lynx, are only used occasionally. Each 1 km² cell of the final map includes only one habitat type. We tested locations of lynx sightings (ÖKO-



Figure 2. Long after its virtual extinction in Central Europe in the 19th century the Eurasian lynx is making a comeback. With large home ranges of more than 100 km² lynx need huge unfragmented forested areas such as the biosphere reserve “Pfälzerwald – Vosges du Nord” (Picture: M. Herrmann).

LOG 2002, Huckschlag 2006, Luchsberaternetz and ONCFS unpubl. Data) on this habitat map and established that 78 % of sightings were within breeding habitat, 12 % within dispersal habitat and 10 % within the matrix (Figure 1). Therefore, we considered the habitat map as suitable for our study area. To simulate the effects of road mortality and crossing large rivers, we created a second map containing linear barrier elements such as main roads (2–4 lanes), motorways (at least 4 high speed lanes) and main rivers (at least 100 m wide, e.g. the Rhine).

3.2. *Dispersal submodel*

The movement rules and parameters were taken from a calibrated dispersal model for the Eurasian lynx (Kramer-Schadt et al. 2004). The smallest spatial unit in our dispersal model is one movement step to the next cell (1 km²). We assume that individuals survey their eight-cell neighbourhood and that their movement steps are based on this information. The next cell is chosen based on the preference for dispersal habitat and the avoidance of matrix. If the neighbourhood of a dispersing lynx, comprising the origin cell and its 8 neighbours, contains only matrix or dispersal habitat cells, the probability of choosing one of these cells is

random. However, if the neighbourhood is a mixture of dispersal habitat and matrix, we assume a preference for dispersal habitat. We included correlation of maintaining direction within one day, which gives the probability of the next cell being in the same direction of movement. The decision rule is preference of dispersal habitat over correlation in movement direction. The first direction of each day is chosen randomly (Revilla et al. 2004). Each day, we assign number of movement steps, depending on a power function, to a dispersing lynx (Kramer-Schadt et al. 2004).

To assess the impact on lynx population survival of road avoidance (owing to fences, light, noise,...), we included a *defined probability of individuals crossing a road* (P_{cross}) that we can vary between 0 and 1 and which lowered the probability (P_{Barr}) of an individual moving into a cell that contains a barrier. P_{Barr} depends on the number of cells of a given chosen habitat type N_{cells} (matrix or dispersal habitat) and the number of cells containing a barrier within that habitat type $N_{barrcells}$:

$$P_{Barr} = P_{cross} * N_{barrcells} / N_{cells}$$

For example: a lynx is surrounded by 5 matrix-cells and 4 habitat-cells of which 2 additionally contain a road. By chance, it chooses to go to a habitat cell ($N_{cells} = 4$; $N_{barrcells} = 2$). With $P_{cross} = 1$ (no avoidance of roads) the probability of going to each habitat cell would be 0.25, no matter if they include a road or not ($P_{Barr} = 0.5$, i.e. the probability to choose one of the 2 barrier cells is 0.5). With $P_{cross} = 0.4$ each road cell would have a chance of 0.1 to be chosen ($P_{Barr} = 0.2$). The remaining two habitat cells would, therefore, have a chance of 0.4 each to be chosen. The decision rule is road avoidance over habitat preferences should the rare case occur where the only habitat cell is occupied by a road.

3.3. Population submodel

At the beginning of each population model time step (year), we determine the number of resident males and females and the number of dispersers. All non-residents older than one year disperse and search for home ranges. We use two different territory selection mechanisms for males and females. Females are the basic unit in the model that react to the landscape structure, i.e. the arrangement of the different grid cells of breeding habitat, dispersal habitat, matrix and barriers, because females have more restricted objectives for territory selection (i.e. no motorways or rivers inside), similar to other large carnivores (e. g. Kaczensky et al. 2003). Males overlap contiguous female territories, i.e. in the model they search for occupied female territories. We applied the procedures for territory selection to dispersing individuals for each dispersal time step (day).

Table 1. Input parameters for the different scenarios (1) – (3). The mortality probability of residents resulted in annual mortality rates of 17 %. Total mortality probabilities for dispersers resulted in annual mortality rates of nearly 50 %, except for the situation when road mortality was varied; in these cases they ranged from 45 % to 70 %.

Parameter	Scenario (1) Barrier effect	Scenario (2) Planning decisions	Scenario (3) Road mortality
Duration of simulations	200 years	200 years	50 years
Starting number of individuals	10 f, 10 m	10 f, 10 m	10 f, 10 m
Probability of giving birth per female	0.75	0.75	0.75
Number of offspring per female	1-2	1-2	1-2
Place of release	Patch 1	Patch 2	Patch 1
Yearly mortality probability for residents	0.15	0.15	0.15
Daily mortality probability for dispersers	0.001	0.001	0.0008
Road mortality probability*	0.002	0.002	0.0015
Motorway mortality probability*	0	0	0.0035
Mortality probability B10*	0	0	varied 0-1
Mortality probability A4	0	0	varied 0-1
Probability of crossing a barrier	varied 0-1	0	1

*per crossing event, only for dispersers

If dispersing individuals survive, they either settle or continue dispersal in the following year. Resident (settled) animals do not move in our model. Next, for each resident female we decide by chance whether or not it reproduces (Table 1). In the final step, we update the demographic variables for each surviving individual (age and status, i.e. disperser or resident). Each parameter set is simulated 100 times.

3.4. Mortality

Probability of mortality is influenced by the status of the animal. We introduce three different mortality schemes, in which an individual may die, to simulate the effect of the fragmented landscape: (1) a daily probability of mortality for dispersing lynx, (2) a probability of mortality per linear barrier (road, motorway) crossing event for dispersers, and (3) an annual probability of mortality per resident individual (Table 1).

3.5. Model output

We used two different measures to assess the result of different scenarios: (a) frequency of total population extinction (% extinction risk) of the 100 simulation runs and (b) mean time span of lynx presence, with the latter being the actual time in years lynx reproduced in a patch (area suitable for lynx to reproduce, separated by barriers or matrix (figure 1)) divided by the number of extinction events or the number of events when all lynx left the patch.

Single occurrences of lynx, e.g. during dispersal, are not included in this measure. Please note this measure is also dependent on the time span simulated, i.e. 200 years in our case. For example, in one simulation run we had a colonisation event in one patch in year 50 with an ongoing reproduction within that patch until year 100 when lynx went extinct in that patch. For the next 100 years there is no new colonisation, so the mean time span of lynx presence was $50/1 = 50$ years. In the next simulation run we had a colonisation in year 40 and an extinction event in year 70 and another colonisation event in year 130 and an extinction event in year 150, so we have a mean time span of lynx presence of $50/2 = 25$ years. Thus, we have two different measures concerning different spatial and temporal scales, one (a) concerning the whole population (all patches, Figure 1), and a second (b) referring to the persistence time in single patches.

4. Scenarios assessing the impact of roads and wildlife crossing structures

We simulated a founder population of lynx within the biosphere reserve. Parameters (see table 1) were selected to be in a realistic range based on literature data (Jedrzejewski et al. 1996, Breitenmoser-Würsten et al. 2001, Andrén et al. 2002, Zimmermann 2004). The outcome of these probabilities of mortality and demographic parameters was a relatively high basic extinction risk for the lynx population of about 30 %, which we assume would be realistic for a reintroduced population. Note that roads have a more serious impact on populations already under pressure (Frank et al. 2005). Two different time spans were simulated. Scenario 3 was simulated for 50 years, scenario 1 and 2 were simulated for 200 years because stochastic effects in demography need a longer time to show up than mortality effects.

4.1. Impact of barriers on the survival of a lynx population in the biosphere reserve

First, we wanted to test how important the connection of the habitat patches Palatine Forest – Northern Vosges and Central Vosges is for the survival of a lynx population and what role the major barriers A4 and B10 within or between these patches play. Therefore, we considered all roads with more than 10,000 vehicles/day as barriers, i.e. mostly the motorways but also the B10 with up to 25,000 vehicles/day, with the latter also being partly fenced. As the B10 is the only major barrier within the mountain range, we considered the biosphere reserve to be two patches: Northern Vosges with Palatine Forest south of the B10 (Patch 1) and Palatine Forest north of the B10 (Patch 2) (Figure 1), which could host about 10 female lynx each. The third patch of interest are the Central Vosges (Patch 3) which could

host about 30 female lynx (Schadt et al. 2002) and is separated from the biosphere reserve by the A4 at the “Col du Saverne / Zaberger Steige” (Figure 3).

Since there is only scarce information on the avoidance of barriers by large carnivores we simulated the linear barrier effect, e.g. the effect of avoiding roads, by varying the probability of crossing events P_{cross} between 0 and 1 in steps of 0.01 intervals (see above). As an assessment measure, we used the extinction risk of the whole population (model output (a)) and the mean time span of lynx (model output (b)) in the two adjacent patches, Central Vosges (3) and Northern Palatinate (2).

4.2. Case study: influence of planning decisions on a lynx population

Second, a realistic planning scenario was simulated. We supposed the A6 in the North of the biosphere reserve was rebuilt and as it would cut off about 100 km² of forested area (5 %) from the rest of the biosphere reserve (Figure 1), two overpasses could be financed to mitigate the A6’s impact on the connectivity. We addressed the following problem: Is the best solution for a lynx population to put both overpasses in the close proximity of the impairment (over the A6) or would it be more beneficial to neglect the very close connection to the impairment and look at a wider area? Therefore we included the B10 30 km south of the A6 in our considerations, which cuts the continuum of the biosphere reserve into two halves. For all scenarios, we considered all motorways and the B10 to be absolute barriers. 20 lynx were released in the northern part (patch 2) of the Palatine Forest. Parameters remained the same as before (Table 1). Three scenarios were tested: scenario 2a: no gaps (i.e., no overpasses) in the barriers, scenario 2b: two gaps in the A6 and scenario 2c: one gap in the A6 and one in the B10. Note that gaps are 1 km wide due to the resolution of our habitat map and the lynx moving rules. Supposing real lynx would recognise an overpass from 1 km distance and use it like optimal habitat a gap would equal a suitable overpass. As an assessment measure, we used the extinction risk of the population (model output (a)).

4.3. Impact of road mortality on the population

To test what impact the mortality on different roads would have on the survival of the population, we focused on the two key roads in the biosphere reserve: the B10 and the A4. The B10 leads through optimal lynx habitat over a distance of 35 km. Therefore, lynx may cross this road quite often. The A4 in contrast leads only 4 km through breeding habitat. For the simulation, the mortality probability on all roads except B10 or A4, respectively, were fixed, so that the annual mortality rate of dispersers was about 45 %. Then the mortality probability on the B10 (first scenario) / A4 (second scenario) was changed from 0 (no



Figure 3. A major barrier to wildlife: The French motorway A4 at “Col du Saverne / Zaberner Steige” where the mountain range of the Northern Vosges narrows and connects to the Central Vosges. The wildlife overpass of 9 m width and 57 m length was closed for wildlife several years ago to stop the spread of swine fever.

crossing lynx is killed on that road) to 1 (all crossing lynx are killed on that road) in steps of 0.02 intervals. The assessment measure of concern was the extinction risk of the whole population (model output (a)).

5. Results of simulated scenarios

5.1. Impact of barriers on the survival of a lynx population in the biosphere reserve

Linear barrier effect, i.e. probability of successful road crossing, has a strong impact on extinction risk and mean duration of colonisation of neighbouring patches (Figure 4). The basic extinction risk for a population released in the southern part of the biosphere reserve (patch 1) with no linear barriers was 35 % in our model (Figure 4a). Without linear barriers a lynx population could colonise the whole biosphere reserve as well as adjacent patches such as the Central Vosges, Bienwald, Haguenau Forest, Baumholder etc., because all the lynx that try to cross a motorway are successful in such a scenario. This extinction risk remains about the same until the barrier effect reaches a threshold value where only 4 % of the

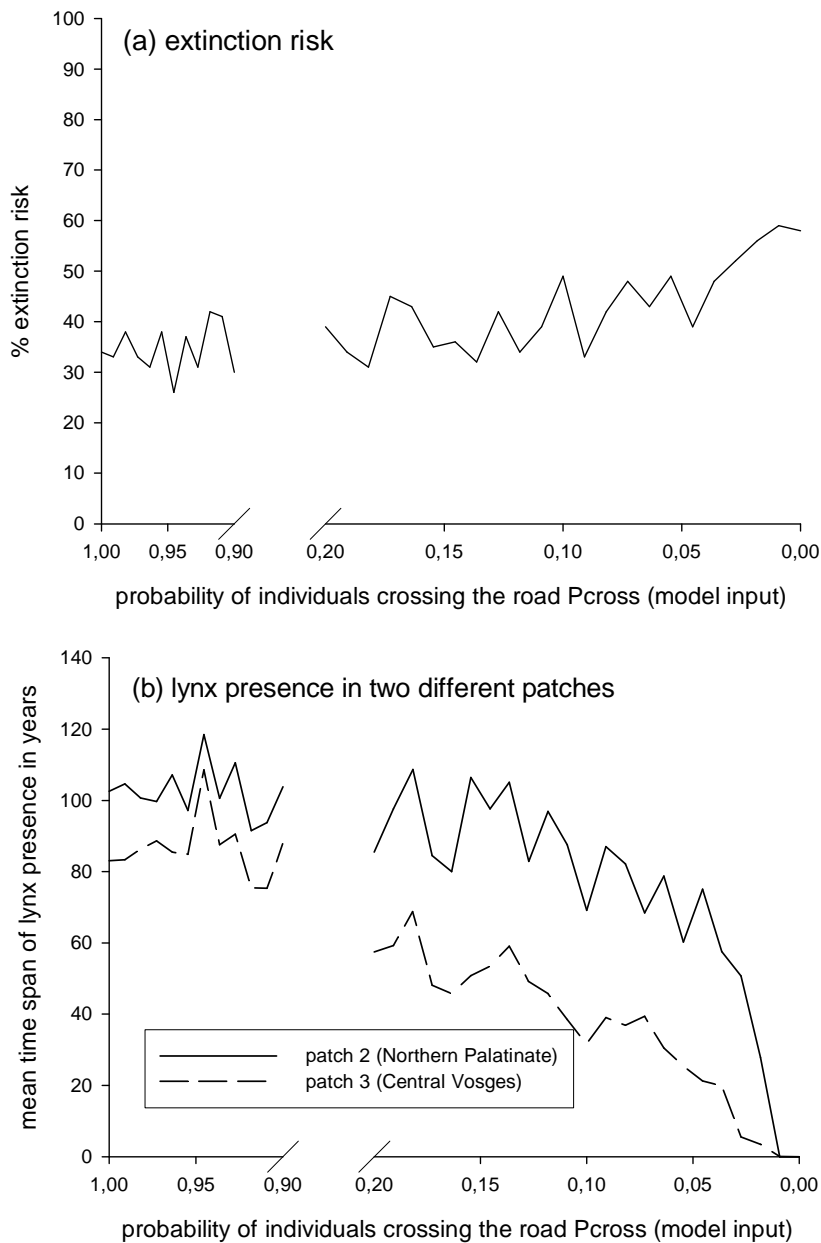


Figure 4. Extinction risk (a) and mean time span of lynx presence in patch 2 and 3 (b) under different barrier scenarios (200 years, 100 simulation runs). Lynx were released in patch 1 (Southern Palatinate and Northern Vosges, Fig. 1). Different strength of the barrier effect was simulated by varying the probability that an individual actually crosses a road when it attempts to go in that direction (P_{cross}). Extinction risk rises when the probability of crossing a road drops because colonisation of adjacent patches (2 and 3) is no longer possible at higher barrier effects. Colonisation of the Central Vosges is even more difficult because of the narrow connection “Col du Saverne / Zaberner Steige”.

crossing approaches are successful ($P_{cross} = 0.04$). Then, the extinction risk for the population rises very fast until it reaches 60 % when no lynx is able to cross the barriers (Figure 4a). For $P_{cross} > 0.14$ the northern Palatinate (patch 2) is colonised for a mean duration of about 100 years (Figure 4b).

For crossing probabilities less than 0.04 the mean time span of lynx presence decreases rapidly until it reaches 0. This means that a critical rate of crossings of the B10 is reached, if not enough individuals enter the Northern Palatinate (Patch 2) to found a population there. This is also the reason for the rising extinction risk because the population is forced to stay in a small area (patch 1, 4 and 5; Figure 1) and is not able to spread, thus the population is subject to stochastic events. The time span of lynx presence in the Central Vosges (Patch 3) decreases even earlier, starting at a $P_{\text{cross}} = 0.17$. This does not have such a strong effect on the extinction risk of the whole population, but shows that it is harder for the lynx to colonise the Central Vosges from the Northern Vosges, because of a very narrow forest connection combined with a barrier (“Col du Saverne / Zaberner Steige”, A4). Fewer lynx approach the barrier A4 there than the B10. Thus a higher percentage of them have to actually cross the barrier to make colonisation possible.

5.2. Case study: influence of planning decisions on a lynx population

The decision of where to put overpasses can have a strong effect on the extinction risk of a lynx population (Figure 5). In scenario 2a, when no overpasses are built and the roads B10 and A6 are absolute barriers, the extinction risk for the lynx population is 61 %. This high extinction risk is again due to demographic stochasticity. The standard decision (scenario 2b) to put both overpasses (gaps) close to the impairment (rebuilding of the A6), reduces the extinction risk of the population to 48 %. Scenario 2c with one overpass (gap) at the A6 and one overpass (gap) 30 km away at the B10 reduces the extinction risk of the population to 26 %, because the population is now able to spread over the whole biosphere reserve.

5.3. Influence of road mortality on the survival of the lynx population

Extinction risk of the population due to mortality on two different roads (A4 and B10) was calculated (Figure 6). Extinction risk increased rapidly at even low probabilities of mortality on both roads. Whereas mortality on the A4 increases the extinction risk by about 10 %, mortality on the B10 has a stronger impact on extinction risk. At an individual probability of mortality of 0.22 on the B10 the extinction risk of the whole population is doubled. This is due to many lynx crossing the B10, which passes through good habitat for 35 km. The A4 is crossed less often and therefore has a limited impact on overall extinction risk.

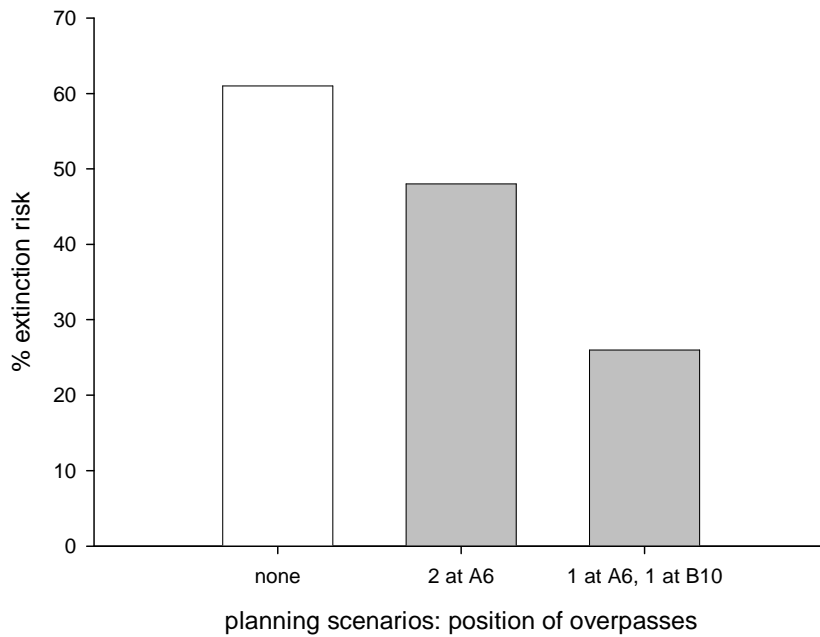


Figure 5. Extinction risk of the lynx population under two different planning scenarios and the scenario with no mitigation measures (200 years, 100 simulation runs). The planning scenario in which the measures are spatially separated (one overpass at A6 and one at B10) has a lower extinction risk than the standard decision to put both overpasses at the upgraded road (A6).

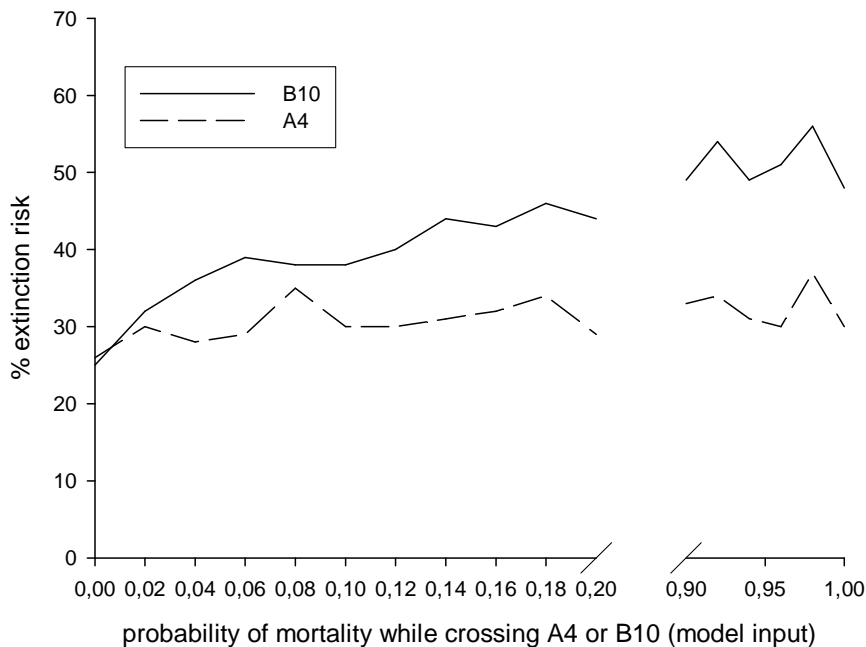


Figure 6. Extinction risk of the lynx population under different mortality risks on the B10 or, respectively, on the A4 (50 years, 100 simulation runs). All other road mortalities were kept constant. Note that there is no road avoidance in this scenario. Having the same mortality risk on B10 and A4, more lynx are killed on B10 because it runs through good habitat over a longer distance and therefore more lynx try to cross it.

6. Implications for planning

Our objective was to determine under what conditions a lynx population could survive in the biosphere reserve, how important the permeability of the landscape and connectivity to other populations are and how strong the impact of mortality on a single road can be on a lynx population. Second, we showed how a spatially explicit population model can be useful to help in planning decisions.

Generally, we deduced from the results that only the biosphere reserve “Pfälzerwald – Vosges du Nord” as a whole is able to host a lynx population over several decades, knowing that, under a long term perspective, problems may arise if this population does not make contact with other populations. Patches south and north of the B10 considered separately are too small for a viable lynx population. The reduced viability of a population of 10-20 individuals in these patches cut off by roads is due to demographic stochasticity such as unbalanced sex ratios, consecutive events of low offspring numbers or that by chance too many females die. A population of 20-40 individuals living within the whole biosphere reserve is not as vulnerable to such effects, and therefore has a better viability (Hovestadt et al. 1992, Forman & Alexander 1998). Thus, we have to guarantee the connectivity of the whole patch. Especially the permeability of barriers, such as the B10 and the A4, within the study area has to be ensured. For a regular interaction between both sides of the roads, every lynx living close to these roads should have at least one possibility to cross the road safely within its home range. Also the linear barriers around or on the margin of the study area have to be taken into account, because the whole mountain range has to function as a main wildlife corridor within the German (Reck et al. 2004) and the France habitat network (Strein et al. 2006) – leading from the Hunsrück and Taunus region in the North to the Vosges and further on to the Jura Mountains and the Alps. Environmental stochasticity and reduced gene flow leading to a loss of genetic variability or inbreeding are not considered in our model nor is the potential overall reduction of habitat through an increase in urbanisation and recreational traffic. These aspects could also increase the extinction risk of the whole population.

Specifically, we looked at road avoidance (or permeability, respectively) and road mortality separately to simplify the understanding of these two effects. In the present state, the A4 at the “Col du Saverne / Zaberner Steige” (Figure 3) is probably a total barrier for the lynx. It separates the biosphere reserve from the Central Vosges. The existing 9 m wide and 57 m long overpass is closed, and the steep canyon and the fence together with the N4 and a planned high speed train line nearby will prevent lynx and all other wildlife from crossing.

The only chance for them is to cross outside the forest in the west, where the A4 is not fenced, which could result in high mortality. Figure 4 shows that the barrier effect (avoidance) at the A4 has to be even lower than the one of the B10 to ensure that enough animals can reach the other side to found a population there. This is due to the fact that fewer animals encounter the short part of the A4, which runs through good habitat. As we have a small lynx population in the Central Vosges (Stahl & Vandel 1999), it is not necessary to found a new population there out of the biosphere reserve. But we need a regular exchange to reduce effects of demographic stochasticity and genetic decay. Additionally, if enough individuals crossed there would be a greater chance that after a local extinction event due to diseases etc. the remaining population could spread into that area. It has to be ensured that the few lynx that encounter the road find a suitable overpass.

It is not only necessary to consider road avoidance behaviour but road mortality as well. This is especially a problem on roads that run over great distances through suitable habitats like the B10. Lynx have a high chance of encountering such a road, and therefore will try to cross it more often than a road with only a few kilometres within good habitat. We have shown that even a small rise in traffic mortality probability on the B10 seriously affects the whole lynx population. There are only a few indications that road mortality limits mammal populations in Europe, e.g. otters and badgers (e. g. Herrmann et al. 1997, Philcox et al. 1999, Van der Zee et al. 1992). We do not know whether the high traffic volume together with fencing and multiple lanes of the B10 already repels lynx from crossing the road as it has been documented for dispersing lynx in the Alps (Breitenmoser-Würsten et al. 2001, Zimmermann 2004). In the case of the B10 we have to assume that not only dispersers, as in our model, but also residents will cross the road. Residents often have a higher potential to cross barriers and find the right places and moments since they are more familiar with the area (Breitenmoser-Würsten et al. 2001). Mortality on the A4 plays a less important role in terms of population survival (Figure 6) but it will of course affect the number of successful crossings. In real life, road mortality and avoidance effect go together. We showed that both effects separately have a serious impact on the lynx population. Thus, making the B10 and the A4 permeable (through overpasses and underpasses) and safe (fences) should be of high priority.

The planning scenario (scenario 2) shows that individual based models can help find solutions for planning decisions. A common question for planners is where to put mitigation measures within the close vicinity of the newly built road or in a larger surrounding. In the vast majority of cases, measures such as overpasses are planned directly on the newly built



Figure 7. The partly fenced B10 with 3 lanes and high traffic volume of up to 25 000 vehicles/day cuts the forested mountain range of Northern Vosges and Palatine Forest in two.

road, whereas it sometimes seems to be more beneficial for a local population to mitigate an already existing problem at a different location. This is especially the case when we look at large mammals. In our case study there is the reconstructed A6 which disconnects 100 km² of forest, and 30 km further away the existing B10 which cuts the whole forest complex in two. We have shown that building one overpass at the B10, instead of putting both at the A6, would substantially reduce the extinction risk of the lynx population. This works of course under the assumption that lynx would find and accept the crossings (Clevenger & Waltho 2000, Clevenger & Waltho 2005, Pfister et al. 1997).

The value of a model is not so much due to the resulting numbers, but to the differences between results of the different scenarios. First, through a comparison of different planning scenarios the best and worst option can be identified. Second, the robustness of management decisions can be tested with varying species attributes. Models also have a didactic aspect in that they can help identify parameters and questions and make complex population effects visible (Frank et al. 2005). For large mammals, the impacts of roads on the population are often too complex and too time-consuming to be measured. Here, models can put together knowledge of field studies from different areas and on different aspects to get an idea what

could happen in the area of concern. Models can also be used to test several alternative configurations of mitigation measures on different roads. But models are only as reliable as their data source. In order to estimate a range of suitable input values, for example on the actual risk of a lynx to be killed while crossing a road with a certain traffic volume or on the actual avoidance behaviour, we still need many more empirical studies (like e.g. Blanco et al. 2005, Kaczensky et al. 2003, Riley et al. 2006). With our model priority spots for mitigation measures can be identified on a large scale (e.g. overpasses at which road), and then compared and improved with expert knowledge on a finer scale (e.g. Van der Grift 2005). Whereas field data on mortality risks and road avoidance behaviour of lynx are scarce, the model helped to understand how roads could affect a lynx population. We could look separately at the effect of road avoidance and mortality to get a clear idea of what problems we had to solve with a completely fenced B10 or the A4/E25 and which problems would result from a non-fenced road with high casualties. The next step in the Interreg project is now to put all factors together, and to find a good compromise allowing low mortality and high permeability.

Acknowledgements

We are grateful to Mark Harvey and Carsten Niemitz who improved the English and to the reviewers for useful comments on a previous draft of the manuscript. N. Klar was supported by the Dr. Joachim und Hanna Schmidt Stiftung für Umwelt und Verkehr e.V..

References

- Andrén, H., Linnell, J. D. C., Liberg, O., Ahlqvist, P., Andersen, R., Danell, A., Franzén, R., Kvam, T., Odden, J. & Segerström, P. (2002). Estimating total lynx *Lynx lynx* population size from censuses of family groups. *Wildl. Biol.* 8 (4): 299-306.
- Blanco, J. C., Cortés, Y. & Virgós, E. (2005). Wolf response to two kinds of barriers in an agricultural habitat in Spain. *Can. J. Zool.* 83 (2): 312-323.
- Breitenmoser, U., Breitenmoser-Würsten, C., Okarma, H., Kaphegyi, T., Kaphegyi-Wallmann, U. & Müller, U. M. (2000). Action Plan for the conservation of the Eurasian Lynx (*Lynx lynx*) in Europe: Council of Europe Publishing.
- Breitenmoser-Würsten, C., Zimmermann, F., Ryser, A., Capt, S., Laass, J., Siegenthaler, A. & Breitenmoser, U. (2001). Untersuchungen zur Luchspopulation in den Nordwestalpen der Schweiz 1997-2000, pp. 88.
- Clevenger, A. P. & Waltho, N. (2000). Factors Influencing the Effectiveness of Wildlife Underpasses in Banff National Park, Alberta, Canada. *Conser. Biol.* 14 (1): 47-56.
- Clevenger, A. P. & Waltho, N. (2005). Performance indices to identify attributes of highway crossing structures facilitating movement of large mammals. *Biol. Conser.* 121 (3): 453-464.
- Forman, R. T. T. & Alexander, L. E. (1998). Roads and their major ecological effects. *Ann. R. Ecol.* 29: 207-231.

- Frank, K., Tluk von Toschanowitz, K. & Kramer-Schadt, S. (2005). Straßen und Wildtierpopulationen in Modellen. *GAIA* 14 (2): 107-112.
- Herrmann, M., Müller-Stieß, H. & Trinzen, M. (1997). Bedeutung von Grünbrücken für Dachse (*Meles meles*, L.). In: Pfister, H. P., Keller, V., Reck, H. & Georgii, B. (Eds.). Bio-ökologische Wirksamkeit von Grünbrücken über Verkehrswege. Bonn: Bundesministerium für Verkehr.
- Holzgang, O., Pfister, H. P., Heynen, D., Blant, M., Righetti, A., Berthoud, G., Marchesi, P., Maddalena, T., Müri, H., Wendelspiess, M., Dändliker, G., Mollet, P. & Bornhauser-Sieber, U. (2001). Korridore für Wildtiere in der Schweiz - Grundlagen zu überregionalen Vernetzung von Lebensräumen. Bern: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL).
- Hovestadt, T., Roeser, M. & Mühlenberg, M. (1992). Flächenbedarf von Tierpopulationen. Jülich.
- Huckschlag, D. (2006). Luchsmonitoring im Pfälzerwald -Jahresbericht 2005, pp. 58: Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft, Rheinland-Pfalz, Trippstadt, Struktur und Genehmigungsdirektion Süd, Neustadt.
- Jaeger, J. A. G., Bowmann, J., Brennan, J., Fahrig, L., Bert, D., Bouchard, J., Charbonneau, N., Frank, K., Gruber, B. & Tluk von Toschanowitz, K. (2005). Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. *Ecol. Model.* 185: 329-348.
- Jaeger, J. A. G. & Fahrig, L. (2004). Effects of Road Fencing on Population Persistence. *Conser. Biol.* 18 (6): 1651-1657.
- Jedrzejewski, W., Jedrzejewska, B., Okarma, H., Schmidt, K., Bunevich, A. N. & Milkowski, L. (1996). Population dynamics (1869-1994), demography, and home ranges of the lynx in Bialowieza Primeval Forest (Poland and Belarus). *Ecography* 19: 122-138.
- Kaczensky, P., Knauer, F., Krze, B., Jonozovic, M., Adamic, M. & Gossow, H. (2003). The impact of high speed, high volume traffic axes on brown bears in Slovenia. *Biol. Conser.* 111: 191-204.
- Koehler, G. (2003). Entwicklungskonzept für den deutschen Teil des grenzüberschreitenden Biosphärenreservates Pfälzerwald - Vosges du Nord, pp. 49: Wissenschaftlicher Beirat und Geschäftsstelle des Biosphärenreservates (Teil Pfälzerwald).
- Kramer-Schadt, S., Revilla, E. & Wiegand, T. (2005). Lynx reintroductions in fragmented landscapes of Germany: Projects with a future or misunderstood wildlife conservation? *Biol. Conser.* 125: 169-182.
- Kramer-Schadt, S., Revilla, E., Wiegand, T. & Breitenmoser, U. (2004). Fragmented landscapes, road mortality and patch connectivity: modelling influences on the dispersal of Eurasian lynx. *J. Appl. Ecol.* 41: 711-723.
- Landesbetrieb Straßen und Verkehr Rheinland-Pfalz (2006): Internet presence: www.lsv.rlp.de
- Oggier, P., Righetti, A. & Bonnard, L. (2001). Zerschneidung von Lebensräumen durch Verkehrsinfrastrukturen COST 341. In Schriftenreihe Umwelt, vol. 332, pp. 102. Bern: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bundesamt für Raumentwicklung, Bundesamt für Verkehr, Bundesamt für Straßen.
- ÖKO-LOG. (1998). Der Luchs im Pfälzerwald, pp. 51. Zweibrücken: Ministerium für Umwelt und Forsten, Mainz.
- ÖKO-LOG. (2002). Luchsberaternetz Pfälzerwald/Rheinland-Pfalz, Abschlussbericht 2002, pp. 14. Neustadt: SGD Süd.
- Pfister, H. P., Keller, V., Reck, H. & Georgii, B. (1997). Bio-ökologische Wirksamkeit von Grünbrücken über Verkehrswege. Bonn: Bundesministerium für Verkehr.
- Philcox, C. K., Grogan, A. L. & Macdonald, D. W. (1999). Patterns of otter *Lutra lutra* road mortality in Britain. *J. Appl. Ecol.* 36 (5): 748-761.

- Reck, H., Hänel, K., Böttcher, M. & Winter, A. (2004). Lebensraumkorridore für Mensch und Natur: Abschlussbericht eines bundesweit kohärenten Grobkonzeptes (Initiativskizze) Stand: Mai 2004, pp. 42: BfN.
- Revilla, E., Wiegand, T., Palomares, F., Ferreras, P. & Delibes, M. (2004). Effects of Matrix Heterogeneity on Animal Dispersal: From Individual Behavior to Metapopulation-Level Parameters. *Am. Natural.* 164 (5): E130-E153.
- Riley, S. P. D., Pollinger, J. P., Sauvajot, R. M., York, E. C., Bromley, C., Fuller, T. K. & Wayne, R. K. (2006). A southern California freeway is a physical and social barrier to gene flow in carnivores. *Mol. Ecol.* 15 (7): 1733-1741.
- Schadt, S., Revilla, E., Wiegand, T., Knauer, F., Kaczensky, P., Breitenmoser, U., Bufka, L., Cerveny, J., Koubek, P., Huber, T., Stanisa, C. & Trepl, L. (2002). Assessing the suitability of central European landscapes for the reintroduction of Eurasian lynx. *J. Appl. Ecol.* 39: 189-203.
- Stahl, P. & Vandel, J.-M. (1999). Mortalité et captures de lynx (*Lynx lynx*) en France (1974-1998). *Mammalia* 63 (1): 49-59.
- Stein, R. (2000). Eine Waldlandschaft wird zur internationalen Modellregion. *Nationalpark* 110 (4): 68-71.
- Strein, M., Müller, U. & Suchant, R. (2006). Artunspezifische Modellierung einer Korridor-Potenzial-Karte für Mitteleuropa - Methodik und erste Ergebnisse einer landschaftsökologischen GIS-Analyse. *Naturschutz und biologische Vielfalt* 17.
- UNESCO. (2003). Five Transboundary Biosphere Reserves in Europe. Paris: UNESCO.
- Van der Grift, E. (2005). Defragmentation in the Netherlands: A Success Story? *GAIA* 14 (2): 144-147.
- Van der Zee, F. F. , Wiertz, J., Braak, C. J. F., Apeldorn, R. C. & Vink, J. (1992): Landscape change as a possible cause of the badger (*Meles meles*) decline in the Netherlands. *Biol. Conser.* 61 (1): 17-22.
- Vandel, J.-M. (1996). Der Luchs in den Vogesen - Situation im Jahre 1996. In Wiederansiedlung von Luchsen im Pfälzerwald. Forstliche Versuchsanstalt Trippstadt: Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz.
- Vandel, J.-M., Stahl, P., Herrenschildt, V. & Marboutin, E. (2006). Reintroduction of the lynx into the Vosges mountain massif: From animal survival and movements to population development. *Biol. Conser.* 131 (3): 370-385.
- Zimmermann, F. (2004). Conservation of the Eurasian Lynx (*Lynx lynx*) in a fragmented landscape - habitat models, dispersal and potential distribution. PhD, Université de Lausanne.

Kapitel 5

Aktionsplan zum Schutz der Europäischen Wildkatze in Deutschland

Dieses Kapitel ist in einer leicht veränderten Version veröffentlicht als:

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 in Deutschland - Schutzkonzept für eine Zielart des überregionalen Waldverbunds. Naturschutz und Landschaftsplanung 41, 325-332.

Zusammenfassung

Das Entwicklungsziel des vorliegenden Aktionsplans zum Schutz der Wildkatze (*Felis s. silvestris*) ist die **Verdopplung des in Deutschland besiedelten Lebensraums** sowie die **Vernetzung der Wildkatzenpopulationen innerhalb Deutschlands und mit den Nachbarländern bis zum Jahr 2019**. Maßgeblich für das Erreichen dieses Zieles innerhalb von zehn Jahren ist es, den Hauptgefährdungsursachen entgegenzuwirken, die die Populationen innerhalb ihres Verbreitungsgebietes bedrohen. Als Hauptgefährdungsursachen für die Europäische Wildkatze in Deutschland wurden Lebensraumzerschneidung und -fragmentierung, Lebensraumverlust, Mortalität, Hybridisierung, Wissensdefizite in der Wildkatzenökologie und eine mangelnde Kenntnis über die Belange des Wildkatzenschutzes in der allgemeinen Öffentlichkeit identifiziert. Unter Verwendung des „Logical Framework Approach“ wurden Handlungsempfehlungen erarbeitet, um den Hauptgefährdungsursachen zu begegnen. Sechs relevante Ziele wurden definiert; weiterhin wurden notwendige Ergebnisse, die ein Erreichen der Ziele gewährleisten, sowie konkrete Aktivitäten benannt, um die Gefährdungen zu minimieren.

Summary

Action plan for the protection of the European wildcat in Germany – Protection concept for a target species of the trans-regional network of forest habitats

The action plan's goal is **to double the area inhabited by wildcats (*Felis s. silvestris*) in Germany and the linking of wildcat populations throughout Germany and the neighbouring countries until the year 2019**. To reach this goal within the next ten years it is essential to counteract the major threats endangering the wildcat populations in their distribution range. The study identified six major threats to European wildcats in Germany:

habitat fragmentation, habitat loss, mortality, hybridisation, knowledge deficits on wildcat ecology and lacking public awareness of wildcat protection needs. Applying the "Logical Framework Approach" the study makes proposals how to counteract these threats. It defines six objectives related to the threats identified and suggests detailed targets and activities how to minimize these threats.

Vorbemerkungen

Aktionspläne sind ein hilfreiches Instrument, wenn es gilt, viele Akteure mit zahlreichen, teils unterschiedlichen Ansätzen zusammenzuführen und prioritäre Aktivitäten herauszuarbeiten. Sie können helfen, knapper werdende personelle und finanzielle Ressourcen effektiver einzusetzen. Vor diesem Hintergrund erschien es angeraten, für den Schutz der Europäischen Wildkatze (*Felis silvestris silvestris*, Schreber, 1775) in Deutschland einen solchen Aktionsplan kooperativ zu erarbeiten: Maßnahmen zum Wildkatzenschutz besitzen hier mittlerweile eine über 30-jährige Tradition. In den letzten Jahren fand die nach Anhang IV der europäischen Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie besonders zu schützende Tierart mit vielen Forschungsarbeiten, Maßnahmen und Projekten eine stark wachsende Aufmerksamkeit. Dabei wird die Wildkatze zunehmend als hilfreiche Zielart gesehen, die mit ihren räumlich-strukturellen Habitatansprüchen stellvertretend für Pflanzen- und Tierarten steht, welche eine großräumigen Waldbiotopverbund unter Einschluss reich strukturierter Halboffenlandschaften und / oder struktur-, alt- und totholzreiche Waldlebensräume benötigen.

Daher führten die Zoologische Gesellschaft Frankfurt von 1858 e.V. und die Deutsche Bundesstiftung Umwelt gemeinsam mit der Beate und Hubert Weinzierl Stiftung vom 02. bis 04. Juli 2008 in Schloss Wiesenfelden ein Symposium durch, bei dem rund 50 Experten aus Deutschland und Nachbarländern den aktuellen Kenntnisstand beschrieben und in Workshops den Grundstein für die Erarbeitung eines Aktionsplans legten. Dieser wurde nachfolgend federführend durch die beiden Erstautorinnen des vorliegenden Beitrags in Zusammenarbeit und Abstimmung mit zahlreichen Fachleuten erarbeitet. Die Form eines logischen Rahmenplans erlaubte, die verschiedenen Elemente zu einem hierarchisch strukturierten Artenschutzplan zusammenzufügen. Aufgrund seiner grundsätzlichen Bedeutung für den Naturschutz wird der Aktionsplan nachfolgend in gekürzter Form publiziert, verbunden mit der Hoffnung, dass er zahlreichen Akteuren als Rahmen dient, um eigenverantwortlich zielgerichtet für den Schutz der Wildkatze und von Waldlebensgemeinschaften tätig zu werden.

Die ausführliche Fassung des Aktionsplans von Birlenbach & Klar (2009) ist zusammen mit einer Dokumentation der Vorträge des Symposiums in Wiesenfelden sowie umfangreichem ergänzenden Material (tabellarischer Log-Frame, Länderprioritäten zur Umsetzung des Aktionsplans, Wildkatzenprojekte in Deutschland, Anforderungen an Referenzgebiete usw.) durch Fremuth et al. (2009) veröffentlicht.

Einleitung

Im Bericht des Council of Europe zum Status und der Erhaltung der Wildkatze stellen Stahl & Artois (1995) fest, dass bis zu diesem Zeitpunkt nur wenige wissenschaftliche, öffentlich zugängliche Publikationen zur Verfügung stehen. Es fehlen Untersuchungen zur Reproduktivität von Weibchen im Freiland, zur Abwanderung von Jungtieren sowie zur Mortalität. Auch mangelt es an methodischen Instrumenten, um Veränderungen in der Verbreitung und im Populationsstatus erfassen zu können.

Bis heute sind diese Anforderungen nur unzureichend erfüllt. Die Verfügbarkeit von Literatur – auch für ausländische Wissenschaftler – über umfangreiche Studien zur Ökologie der Wildkatze ist begrenzt.

Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten (2009) erachten den Aufbau und die rigorose Umsetzung eines standardisierten Monitorings als essentiell für eine objektive Bewertung der Situation der Wildkatze in Europa. Die Anforderungen an eine Erfassung von großräumig lebenden Karnivoren sind methodisch schwierig und aufwendig. Sie können meist nur durch eine Kombination von sich ergänzenden Methoden in einer kosteneffektiven, aber aussagekräftigen Weise erfüllt werden (Linell et al. 1998). Für die Wildkatze stehen zurzeit verschiedene Erfassungsmethoden zur Verfügung (Denk et al. 2004, Kleisinger et al. 2002, Simon et al. 2006), die in einer geschickten Kombination zu einem effektiven Monitoringinstrument entwickelt werden könnten. Erste viel versprechende Ansätze zur Entwicklung eines Monitoringkonzepts für Wildkatzen zeigen Weber et al. (2008).

Schutzbemühungen für die Europäische Wildkatze müssen über den Gebietsschutz hinaus gehen. Durch den großen Raumanspruch einer Wildkatzenpopulation von vielen tausend Hektar und die disjunkte Verteilung in ihrem Verbreitungsgebiet ist eine gezielte Sicherstellung von definierten Flächen nicht ausreichend. Wichtig ist der unbedingte Schutz der Kernpopulationen mit Reproduktion, eine Reduktion von Gefährdungsursachen wie Lebensraumverlust und Habitatfragmentierung, eine Verbesserung des Wildkatzenlebensraumes hin zu strukturreichen Wäldern mit Naturverjüngungen und Waldwiesen – aber auch die Schaffung und der Erhalt von Totholzstrukturen, alten Höhlenbäumen, Dachs- und Fuchsbauten, Steinbrüchen u.Ä., die Rückzugsplätze für die Aufzucht von Gehecken bieten.

Der vorliegende Aktionsplan hat die Vision einer Vernetzung der Waldlebensräume als einem Lebensraumverbund mit angrenzenden, naturnahen und reich strukturierten Offenlandbereichen. Damit kann die Wildkatze als Zielart für ein Waldbiotopverbund-

konzept stellvertretend für alle an große und zusammenhängende Waldgebiete gebundenen Lebewesen dienen, wie Schwarzstorch, Baummarder, Bechsteinfledermaus oder Rothirsch. Die Maßnahmen, die zum Schutz der Wildkatze ergriffen werden, kommen somit auch vielen anderen Bewohnern dieses Lebensraums zugute (Mölich & Vogel 2007).

Für die Zukunft sollten Fortschritte, aber auch Schwierigkeiten in der Umsetzung des Aktionsplans im regelmäßigen Turnus überprüft und der Aktionsplan entsprechend angepasst werden. Die IUCN empfiehlt hierzu ein dynamisches Dokument, in welchem Änderungen nachvollziehbar dokumentiert werden können (IUCN Species Survival Commission 2008).

Eine Erarbeitung von Aktionsplänen auf Länderebene mit der Beteiligung aller betroffenen Interessenvertreter sollte ergänzend als ein hilfreiches Instrument angestrebt werden. Es kann dazu dienen, die Maßnahmen des Aktionsplans auf Ebene der Bundesländer herunterzubrechen und umzusetzen. Mit der Darstellung prioritärer Maßnahmen auf Länderebene, basierend auf der Beurteilung der jeweiligen Wildkatzenexperten, wurde hierzu ein erster Schritt getan.

Wildkatzen halten sich nicht an Ländergrenzen. Die Entwicklung einer Europäischen Strategie zum Schutz der Wildkatze unter Beteiligung aller Länder mit Wildkatzenvorkommen sollte ein weiteres vordringliches Ziel sein, um den Erhalt der Art in ihrem europäischen Verbreitungsgebiet langfristig zu sichern (Breitenmoser & Breitenmoser-Würsten 2009).

Verbreitung

In Deutschland sind derzeit vor allem noch die bewaldeten Mittelgebirgsregionen Eifel, Hunsrück, Pfälzer Wald, Taunus, Harz, Solling, nordhessisches Bergland und Hainich besiedelt. Wiederansiedlungen fanden im Spessart, im Steigerwald, in den Hassbergen sowie im Vorderen Bayerischen Wald statt.

Ökologie

Die Wildkatze weist eine starke Bindung an Wald auf (Piechocki 1990, Mölich 2001, Hötzel 2007), es wird aber auch die Besiedlung von strukturreichen Lebensräumen des Offenlandes beschrieben (Götz & Roth 2007, Herrmann et al. 2007, Liberek 1999, Trinzen 2006). Bedeutsam erscheint in jedem Fall die Verfügbarkeit deckungsreicher Strukturen wie Totholz, Brombeerdickicht, Waldränder, Hecken oder Feldgehölze (Hupe 2002, Mölich & Klaus 2003, Trinzen 2006, Hötzel et al. 2007, Jerosch et al. 2009, siehe auch Kapitel 1).

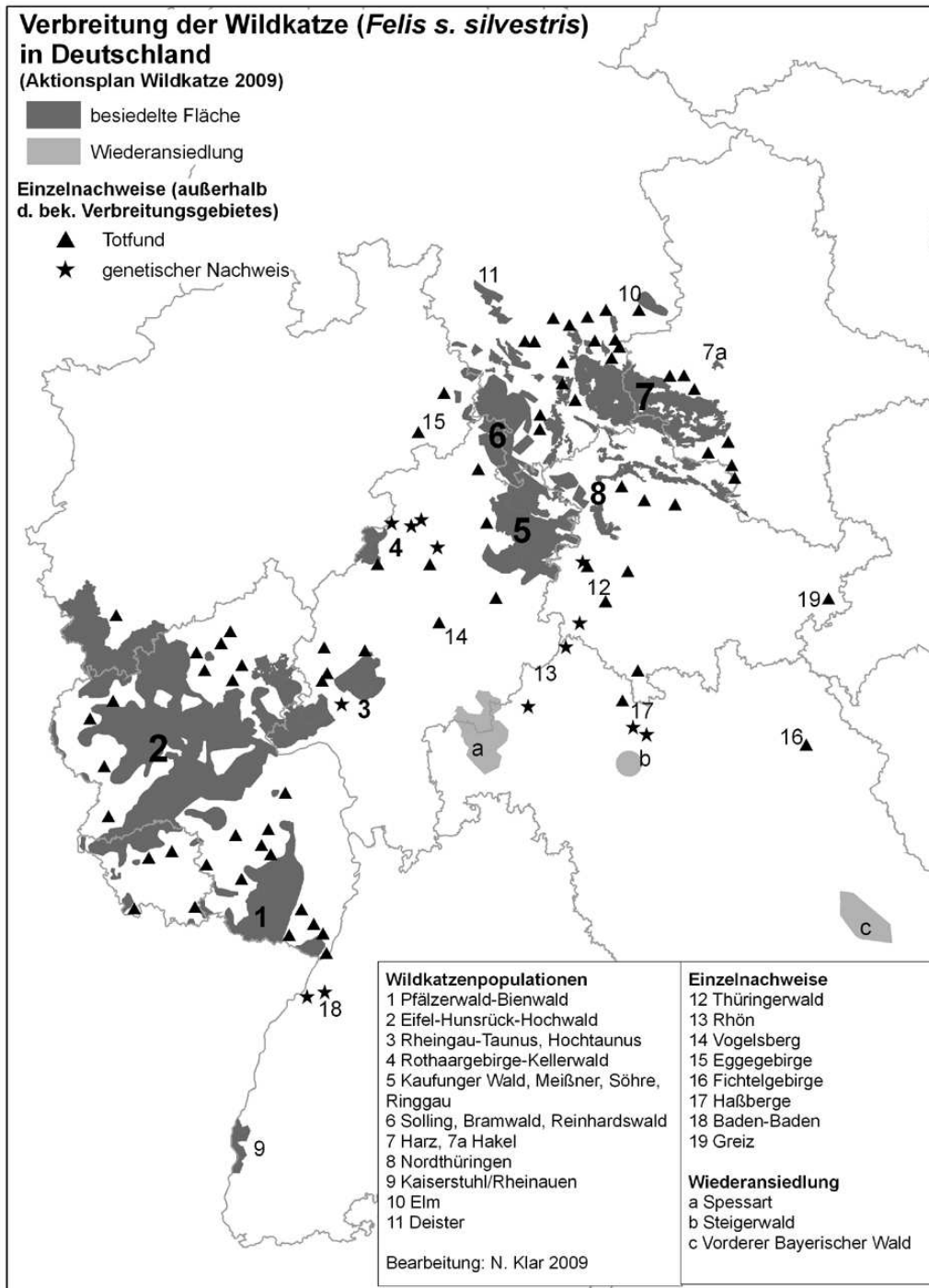


Abbildung 1. Verbreitung der Wildkatze in Deutschland, Stand 2009. Gebiete sind als besiedelte Flächen gekennzeichnet, wenn es sich um traditionelle Wildkatzenvorkommen handelt, in denen Reproduktion nachgewiesen ist und aus denen mehrere sichere Nachweise vorliegen. Gebiete, aus denen sichere Einzelnachweise (Totfund/genetischer Nachweis) aus den letzten zehn Jahren vorliegen, sind durch Dreiecke/Sterne gekennzeichnet. In diesen Gebieten ist der Status der Population noch weitgehend unbekannt. Quellen: BUND BaWü., Büttner et al. (2005), Denk (2009), Frobel & Thein (2009), FVA Freiburg, Götz & Roth (2007), K. Hupe, Liebelt (2007), Mölich & Klaus (2003), Datenbank NLWKN 2009, Datenbank ÖKO-LOG 2008, Pott-Dörfer & Dörfer (2007), F. Raimer, Simon (2008), Thüringer Artenerfassungsprogramm (THKART) 2006, Will & Liselott Masgeik-Stiftung für Natur- und Landschaftsschutz.

Menschliche Siedlungen werden meist gemieden. Von einigen Autoren konnte eine Präferenz für Gewässernähe festgestellt werden (Wittmer 2001, Trinzen 2006, siehe auch Kapitel 1).

Obwohl alle Waldtypen besiedelt werden, zeigt sich eine deutliche Bevorzugung strukturreicher Wälder mit Windwurf- und Verjüngungsflächen (Liberek 1999, Hötzel et al. 2007). Hauptbeutetiere der Wildkatze sind Kleinsäuger und hier vor allen Dingen Mäuse (Piechocki 1990). Für die Mäusejagd werden häufig waldrand- oder gewässernahe Wiesen aufgesucht. Als Tagesverstecke und Wurfplätze dienen warme trockene Stellen in Verjüngungsflächen, Dickichten und Dornenhecken, unter Wurzeltellern, in Holzpoltern und Baumhöhlen ebenso wie alte Dachs- und Fuchsbauten. Aber auch anthropogene Überbleibsel, wie alte Jagdkanzeln oder Bunkeranlagen, werden von Wildkatzen genutzt (Hupe 2002, Mölich & Klaus 2003, Götz & Roth 2006, Trinzen 2006, Hötzel et al. 2007, Jerosch et al. 2009).

Die in verschiedenen Freilanduntersuchungen ermittelten Streifgebietsgrößen weiblicher Tiere erstrecken sich von 200 bis 2 000 ha, die Angaben zu den durch männliche Wildkatzen genutzten Flächen belaufen sich auf 379 bis 5 000 ha (Hupe 2002, Mölich & Klaus 2003, Hötzel et al. 2007, Götz & Roth 2007, Herrmann et al. 2007). Die Streifgebiete der Männchen schließen oft die mehrerer Weibchen mit ein. Auch innerhalb der Geschlechter können sich die genutzten Gebiete überschneiden. Durch die u.a. auch saisonal bedingten Verlagerungen von Aktionsräumen können sich sehr große Gesamtstreifgebiete ergeben (Liberek 1999, Wittmer 2001 Mölich & Klaus 2003, Hupe et al. 2004, Trinzen 2006, Hötzel et al. 2007).

Die Paarungszeit der Wildkatzen liegt hauptsächlich in den Monaten Januar bis März. Die Tragzeit beträgt etwa 68 Tage, die Hauptwurfzeit fällt in die Monate Ende März bis Anfang Mai (Piechocki 1990). Ein zweiter Wurf später im Jahresverlauf konnte bei Weibchen nach dem Verlust des ersten Wurfes festgestellt werden (Hupe 2002, Götz & Roth 2006). Die Wurfgröße im Freiland liegt bei ein bis sechs Jungtieren (Hupe 2002, Götz & Roth 2006, Hötzel et al. 2007).

Als natürliche Feinde, die der Wildkatze jedoch nicht gezielt nachstellen, gelten Luchs, Wolf, Steinadler und Uhu (Piechocki 1990). Kleinere Prädatoren wie Fuchs oder Baumratter stellen nur für Jungtiere eine Gefahr dar (Götz & Roth 2006, Götz 2009). Die Bedeutung parasitärer und epidemiologischer Erkrankungen ist bislang nicht genügend erforscht (Racnik et al. 2008).

Gefährdungsursachen

Lebensraumzerschneidung und -fragmentierung

Bereits Verkehrswege mit mehr als 2 500 Kfz/Tag stellen für Wildkatzen Barrieren dar, die nur selten überwunden werden (siehe Kapitel 3). Geschlossene Siedlungsachsen und Verkehrswege über 30 000 Kfz/Tag ohne Querungshilfen sind nahezu unüberwindbar (Herrmann & Klar in Vorb.). Mindestens genauso problematisch ist die verkehrsbedingte Mortalität. Bis zu einem Drittel der ortsansässigen Tiere kommt an Straßen zu Tode (siehe Kapitel 3). Die Barrierewirkung wird insbesondere im Hinblick auf wandernde Tiere verstärkt (Hupe et al. 2004, Simon & Raimer 2005). Aber auch strukturarmes, ausgeräumtes Offenland kann eine Trennwirkung innerhalb des Landschaftsgefüges haben und für Wildkatzen eine Barriere darstellen (Mölich & Klaus 2003, Hötzel et al. 2007).

Die Fragmentierung der Landschaft bedingt oftmals viele kleine, mehr oder weniger voneinander isolierte Teillebensräume, deren Größe und Ausstattung allein für den Erhalt großräumiger Säugetierpopulationen wie der Wildkatze, unzureichend sind (Hovestadt et al. 1994, Dietz & Birlenbach 2006).

Lebensraumbeeinträchtigung und -verlust

Beeinträchtigungen ergeben sich insbesondere durch intensive Nutzungsformen in der Forst- und Landwirtschaft. Die Strukturarmut großflächig intensiv bewirtschafteter Flächen wirkt sich nachteilig auf die Lebensraumqualität und die Habitateignung für die Wildkatze aus. Wesentliche Lebensraumansprüche, die für Reproduktion und Nahrungssuche von Bedeutung sind, können in solchen Gebieten nicht oder nur unzureichend erfüllt werden (Mühlenberg 1980, Reif 1994).

Fortschreitender Flächenverbrauch durch Siedlungen und Verkehr nimmt direkt und indirekt Einfluss auf Wildkatzenlebensräume. Er führt zu direktem Verlust an Lebensraum durch Verbauung und Isolation. Ebenso kann die Emission von Lärm und Licht indirekt eine Qualitätsminderung angrenzender Habitate zumindest im Randbereich bedingen (Reck et al. 2001, Rasmus et al. 2003). Störungen können sowohl von ausgebauten Verkehrswegen als auch von forst- oder landwirtschaftlich genutzten Wirtschaftswegen ausgehen.

Auch eine intensive touristische oder Freizeitnutzung kann als bedenklich angesehen werden. Selbst wenn konkrete Untersuchungen zur Wildkatze bislang fehlen, ist davon auszugehen, dass die intensive Frequentierung von Waldgebieten mit einem dichten Wegenetz für die Wildkatze problematisch sein kann (Vogt 1985, F. Raimer mündl.).

Anthropogen bedingte Mortalität

Verkehrsmortalität ist als eine der Hauptgefährdungsursachen für Wildkatzen anzusehen. Wandernde Tiere auf der Suche nach neuen Lebensräumen, Tiere mit großen Streifgebieten, aber auch etablierte kleinräumig lebende Tiere, deren Lebensraum unmittelbar durch stark befahrene Verkehrswege betroffen ist, sind durch den Verkehrstod bedroht (Hupe et al. 2004, Simon & Raimer 2005, Trinzen 2006, siehe auch Kapitel 3).

Hybridisierung

Die Hybridisierung von Wildkatzen und Hauskatzen wird nach derzeitigem Kenntnisstand für die Populationen in Deutschland nicht als Bedrohung angesehen (Randi et al. 2001, Eckert 2003, Pierpaoli et al. 2003). Fortschreitender Lebensraumverlust und die Zunahme von Isolationseffekten könnten jedoch auch bislang genetisch stabile Populationen der Gefahr einer Hybridisierung aussetzen (Lecis et al. 2006).

Schutzstatus

Die Europäische Wildkatze unterliegt dem Schutz mehrerer internationaler, europäischer und nationaler Natur- und Artenschutzbestimmungen. Das Washingtoner Artenschutzabkommen (CITES) zum internationalen Handel mit bedrohten Tier- und Pflanzenarten wird u.a. durch die EG-Artenschutzverordnung (VO 338/97) umgesetzt. Die Wildkatze wird im Anhang A dieser Verordnung geführt. Die Berner Konvention führt die Wildkatze in Anhang II. Die FFH-Richtlinie (92/43/EWG) führt die Wildkatze in Anhang IV als streng zu schützende Art von gemeinschaftlichem Interesse. Nach dem Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG i.d.F. 25. März 2002) ist die Wildkatze nach § 10 Abs. 2 Nr. 11 streng geschützt. Als jagdbare Wildart unterliegt sie zwar dem Bundesjagdgesetz (BJagdG), genießt aber ganzjährige Schonzeit.

Ziele & Maßnahmen zum Schutz der Wildkatze

Der ausgedehnte Raumanpruch einer Wildkatzenpopulation fordert ein großräumiges Konzept für den Schutz der Art. Es bedarf einer landes- und bundesweit flächendeckenden Strategie für den Lebensraumschutz und die Vernetzung von Lebensräumen, um das langfristige Überleben der Wildkatzenvorkommen in Deutschland und den angrenzenden Nachbarländern zu sichern.

Nur ein großräumiges, zusammenhängendes Netz strukturreicher Waldbiotope kann auf lange Sicht die genetische Stabilität und damit die Vitalität der Populationen gewährleisten. Im Rahmen des Wildkatzensymposiums in Wiesenfelden im Juli 2008 wurde von den

anwesenden Wildkatzenexperten die Verdoppelung des heute bekannten von der Wildkatze besiedelten Arealen in Deutschland und dessen Vernetzung untereinander und mit den Nachbarländern bis zum Jahr 2019 als ein realistisches Entwicklungsziel im Wildkatzenschutz formuliert.

Von maßgeblicher Bedeutung ist die Reduktion der derzeitigen auf die Europäische Wildkatze einwirkenden Hauptgefährdungen und die Stärkung und Sicherung der Vorkommen in Deutschland. Es werden sechs Ziele definiert, die ein Erreichen des Entwicklungszieles gewährleisten sollen.

- Ziel 1: Sicherung und Vernetzung bestehender Wildkatzenvorkommen und Gewährleistung einer natürlichen Wiederausbreitung
- Ziel 2: Schutz und Aufwertung des Lebensraumes
- Ziel 3: Reduktion der Mortalität
- Ziel 4: Reduktion der Hybridisierung
- Ziel 5: Übersicht und Weiterentwicklung des wissenschaftlichen Kenntnisstandes zur Wildkatzenbiologie und -ökologie
- Ziel 6: Verbesserung von Kenntnis, Popularität und Akzeptanz des Wildkatzenschutzes

Die im Folgenden genannten Ergebnisse und Maßnahmen sind darauf ausgerichtet, diese Ziele zu erreichen, und schaffen die notwendigen Voraussetzungen zum Erfüllen des Entwicklungszieles bis zum Jahr 2019.

Ziel 1: Sicherung und Vernetzung bestehender Wildkatzenvorkommen und Gewährleistung einer natürlichen Wiederausbreitung

Ergebnis 1.1: Es findet keine weitere Lebensraumzerschneidung und -fragmentierung in Wildkatzenkernlebensräumen und bestehenden Korridoren statt.

Lebensraumzerschneidung und -fragmentierung werden zum jetzigen Zeitpunkt als eine der Hauptbedrohungen für die Sicherung und das Wachstum von Wildkatzenpopulationen angesehen (Hupe et al. 2004, Simon & Raimer 2005, Raimer 2006, Pott-Dörfer & Dörfer 2007, siehe auch Kapitel 1). Landschaftszerschneidung bewirkt den Verlust von Lebensraum, eine Minderung der Lebensraumqualität und die Isolation von Teilpopulationen. In der Folge kann es zu einem möglichen Aussterben von

Teilpopulationen kommen. Bedingt durch die Barrierewirkung von Verkehrswegen und den hohen Anteil an verkehrsbedingter Mortalität werden Ausbreitungsbewegungen erschwert oder verhindert (Kramer-Rowold & Rowold 2001, Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung 2007). Die Vermeidung jeder weiteren Zerschneidung von Wildkatzenkernlebensräumen ist als prioritär zu betrachten. Als Wildkatzenkernlebensraum werden hier Gebiete im Verbreitungsraum einer Wildkatzenpopulation bezeichnet, in denen regelmäßige Reproduktion nachgewiesen ist.

Maßnahmen

- 1.1.1 Vermeidung weiterer Lebensraumzerschneidung in Gebieten mit nachgewiesenen Wildkatzenvorkommen durch Straßen und geschlossene Siedlungsachsen
- 1.1.2 langfristige Sicherung von großen unzerschnittenen Waldlebensräumen (> 100 km²) und deren verbindliche Berücksichtigung in der Bauleit-, Regional- und Verkehrsplanung
- 1.1.3 Integration aller dem § 3 BNatSchG (i.d.F. 25. März 2002) entsprechenden Wildkatzenlebensräume in das Gebietsnetz des nationalen Biotopverbunds
- 1.1.4 Identifikation und Schutz bereits bestehender Korridore zwischen Wildkatzenvorkommen und geeigneten Wildkatzenlebensräumen
- 1.1.5 frühzeitige Prüfung potenzieller Konfliktpunkte und Gewährleistung einer Überwachung von Planungs- und Bauvorhaben in Wildkatzenlebensräumen
- 1.1.6 Gewährleistung adäquater Vermeidungs- und Kompensationsmaßnahmen (Querungshilfen, Wildkatzenzaun etc.) bei unvermeidbaren Eingriffen
- 1.1.7 Berücksichtigung bestehender Entschneidungskonzepte wie z.B. der Initiativskizze Lebensraumkorridore (Reck et al. 2005), des NABU-Bundeswildwegeplans (Herrmann et al. 2007) und des F+E-Vorhabens „Länderübergreifende Achsen des Biotopverbunds“ (Fuchs et al. 2007)

Ergebnis 1.2: Die Wiedervernetzung der bestehenden Wildkatzenpopulationen gewährleistet einen natürlichen Austausch entlang der Hauptachsen

- Pfälzer Wald – Hunsrück – Eifel,
- Solling – Harz – Hainich – Thüringer Wald – Spessart,
- Rheingautaunus – Westerwald – Rothaargebirge.

Nach aktuellem Kenntnisstand und unter Berücksichtigung der historischen Verbreitungsgeschichte der Wildkatze sind die derzeitigen Verbreitungsschwerpunkte der Wildkatze entlang der drei genannten Hauptachsen angesiedelt (siehe Abb. 1). Die Stabilität und Überlebensfähigkeit dieser Populationen kann nur durch eine langfristige Vernetzung untereinander und durch die Anbindung angrenzender Vorkommen gewährleistet werden.

Maßnahmen

- 1.2.1 Umsetzung des BUND-Wildkatzenwegeplans
- 1.2.2 Evaluation bestehender Korridore und Barrieren sowie Identifikation prioritärer Konfliktpunkte und deren verbindliche Berücksichtigung in der Bauleit-, Regional- und Verkehrsplanung
- 1.2.3 Entschärfung von Konfliktpunkten an bestehenden Verkehrswegen (vgl. 3.1)
- 1.2.4 Anreicherung von aktuellen und potenziellen Korridoren mit Strukturelementen wie Feldgehölzen und Hecken sowie von Fließgewässern mit Gehölzstreifen (§ 5 Abs. 3 BNatSchG (i.d.F. 25. März 2002) / Artikel 10 FFH-Richtlinie)
- 1.2.5 Landerwerb, falls zur Umsetzung der Maßnahmen notwendig

Ergebnis 1.3: Der positive Ausbreitungstrend der Wildkatze besteht fort.

In den letzten Jahren werden vermehrt Wildkatzen aus bisher als unbesiedelt eingestuft Gebieten gemeldet. Das mag zum einen durch eine gesteigerte Sensibilisierung der Bevölkerung und einer daraus resultierenden größeren Aufmerksamkeit gegenüber Wildkatzenfunden bedingt sein. Zum anderen ist es aber auch als Folge eines stattfindenden Ausbreitungsprozesses der Wildkatzenvorkommen zu bewerten. Dieser Prozess der natürlichen Ausbreitung muss durch adäquate Schutzmaßnahmen gestützt werden, um so die Besiedlung neuer Gebiete zu ermöglichen, bevor es zur Umkehr dieses Prozesses kommt.

Maßnahmen

- 1.3.1 Identifikation der Ausgangspopulation

- 1.3.2 Identifikation von Ausbreitungsgebieten und Korridoren
- 1.3.3 Identifikation von prioritären Konfliktpunkten mit Straßen in Gebieten mit Wanderbewegungen/Ausbreitungspotenzial und deren Entschärfung (vgl. 3.1)
- 1.3.4 lebensraumverbessernde Maßnahmen in Ausbreitungsgebieten (vgl. Ziel 2)

Ergebnis 1.4: Die Überlebensfähigkeit gefährdeter, individuenarmer Populationen ist sichergestellt.

In Deutschland existieren mehrere individuenarme Populationen autochthoner Wildkatzen und Wildkatzen aus Wiederansiedlungen (z.B. Hochtaunus, Hassberge, Steigerwald, Fichtelgebirge), deren Verbreitungsgebiete teilweise isoliert sind. Die Individuenzahl der jeweiligen Populationen beträgt vermutlich weniger als 100 Tiere. Damit ist ihr Überleben auf lange Sicht in Frage gestellt. Aufgrund der technischen Fortschritte der Erfassungsmethoden ist davon auszugehen, dass in den nächsten Jahren weitere individuenarme und isolierte Populationen identifiziert werden können.

Maßnahmen

- 1.4.1 Identifikation von Populationen < 100 Individuen
- 1.4.2 Vernetzung mit anderen Wildkatzenpopulationen (vgl. 1.1, 1.2 und 1.3)
- 1.4.3 Lebensraumverbesserung und -vergrößerung im Vorkommensgebiet und angrenzender potenziell geeigneter Räume (vgl. Ziel 2)

Ziel 2: Schutz und Aufwertung des Lebensraumes

Ergebnis 2.1: Für reproduzierende Weibchen sind struktur- und totholzreiche Lebensräume in Kernlebensräumen vorhanden und gesichert.

Um eine erfolgreiche Reproduktion und damit den langfristigen Erhalt einer Wildkatzenpopulation zu gewährleisten, sind besonders reproduzierende weibliche Wildkatzen auf qualitativ hochwertige Lebensräume angewiesen (Dietz & Birlenbach 2006). Bevorzugt zur Nahrungssuche und als Unterschlupf genutzt werden besonders strukturreiche Bereiche im Wald, wie Windwurfflächen, Waldwiesen, Bäche, Naturverjüngungen und Waldränder mit extensiv genutzten Wiesen (Jerosch et al. 2009, siehe auch Kapitel 1). Für die Jungenaufzucht bevorzugte Requisiten sind z.B. Wurzelteller, Reisighaufen, Fuchs- und Dachsbau, Baumhöhlen, Felsspalten, ausgediente Jagdkanzeln, Holzschuppen und Bunkeranlagen (Hupe 2002, Mölich & Klaus 2003, Götz & Roth 2006, Trinzen 2006, Hötzel

et al. 2007). Eine vorsichtige forstliche Bewirtschaftung dieser sensiblen Räume ist für das Überleben der Jungkatzen essentiell (Raimer 2001). Gute Beispiele für eine Möglichkeit der Lebensraumoptimierung sind die Wildkatzenförderräume in Rheinland-Pfalz (Herrmann 2005) und das niedersächsische Regierungsprogramm zur langfristigen ökologischen Waldentwicklung (LÖWE) von 1991 (Niedersächsische Landesforsten).

Maßnahmen

- 2.1.1 Umsetzung bereits existierender Richtlinien zur ökologischen Waldwirtschaft in den Bundesländern, ähnlich dem LÖWE-Programm in Niedersachsen
- 2.1.2 Erhaltung und Entwicklung von natürlichen und naturnahen Waldgesellschaften
- 2.1.3 Vorrang von Naturverjüngung zu anderen Verjüngungsverfahren
- 2.1.4 Entwicklung strukturreicher Waldränder
- 2.1.5 Erhöhung des Totholzanteils am Boden in wirtschaftlich genutzten Wäldern
- 2.1.6 keine vollständige Entnahme von Restholz (Kronenholz, Schafteile etc.) und Reisig
- 2.1.7 Verzicht auf die Anwendung von Insektiziden und Rodentiziden
- 2.1.8 Erhalt aller Waldwiesen, Wiesentäler und Blößen in Waldgebieten durch extensive Nutzung
- 2.1.9 Ausweisen und Belassen von Biotopbäumen, nachvollziehbare Dokumentation (GPS-Einmessung) in der Forsteinrichtung
- 2.1.10 Akzeptanz längerer Verjüngungszeiträume bis zum Bestandesschluss
- 2.1.11 Belassen von ungeräumten Teilflächen mit bodennahen Kleinstrukturen bei der Räumung von Windwürfen
- 2.1.12 Erhalt von Sonderstrukturen wie stehenden Wurzeltellern, Baumstümpfen, Kleinstgewässern, Kahlstellen und Hangrutschungen
- 2.1.13 Erhöhung des Anteils von natürlicher Sukzession auf Aufforstungsflächen
- 2.1.14 Förderung extensiver Wiesen- und Weidenutzung im Saumbereich von Waldgebieten und Einbeziehung von Waldrandbereichen in eine extensive Beweidung
- 2.1.15 Ausweisung von Gebieten mit Nutzungsverzicht, die das Wachstum von Höhlenbäumen, eine Zunahme des Totholzanteils und störungsarme Pufferzonen für Weibchen während der Jungenaufzucht gewährleisten
- 2.1.16 Reduktion des Erschließungsgrades der Wälder

- 2.1.17 Gewährleistung einer natürlichen Sukzession ehemaliger Kiesabbauflächen
- 2.1.18 Erhalt von stillgelegten Steinbrüchen und Beruhigung von Felsenhöhlen und Klippen
- 2.1.19 Renaturierung ehemaliger Feuchtgebiete und Bachtäler, keine weitere Entwässerung
- 2.1.20 Integration der genannten Maßnahmen zur wildkatzenfreundlichen Waldbewirtschaftung in forstliche Rahmenpläne, Waldbiotopkartierung und Forsteinrichtung

Ergebnis 2.2: Bis 2014 gibt es 10 % mehr strukturreiche Offenlandbereiche in Wildkatzenlebensräumen.

Strukturreiche Offenlandbereiche, die an von Wildkatzen besiedelte Waldgebiete angrenzen, stellen wichtige Nahrungshabitate für die Wildkatze dar. Leitstrukturen und Trittsteinbiotope wie Hecken, Feldgehölze und natürliche Uferzonen von Fließgewässern verfügen aufgrund ihres Strukturreichtums über ein großes Nahrungspotenzial für Wildkatzen. Zusätzlich bieten sie die notwendige Deckung, die für die Nutzung der offenen Flächen sehr förderlich ist (z.B. Mölich & Klaus 2003, Trinzen 2006, Hötzel et al. 2007, siehe auch Kapitel 1).

Maßnahmen

- 2.2.1 Heckenförderprogramme in der Landwirtschaft, Wieder- und Neuaufnahme der Heckenförderung in die Kulturlandschaftsprogramme/Vertragsnaturschutz auch und besonders außerhalb von FFH- und anderen Schutzgebieten nahe Waldgebieten in Wildkatzenregionen
- 2.2.2 Erhalt und Förderung extensiver Landwirtschaft, insbesondere in Waldrandlage
- 2.2.3 Erhalt und Förderung von Wiesenbrachen im Umfeld von Feldgehölzen und entlang von Fließgewässern
- 2.2.4 Renaturierung von Fließgewässern unter besonderer Berücksichtigung reich gegliederter Ufer- und Auenstrukturen
- 2.2.5 Schaffung und Erhalt von Wiesenbrachen im Umfeld von Feldgehölzen und entlang von Fließgewässern
- 2.2.6 Förderung von strukturreichen Offenlandbereichen durch die Umsetzung der §§ 5 Abs. 3 und Abs. 4 3. Spiegelstrich BNatSchG (i.d.F. 25. März 2002) in Wildkatzengebieten

2.2.7 Erhalt und Förderung kleinparzellierter Nutzungseinheiten durch eine angepasste Nutzung und/oder Etablierung halboffener Weidelandschaften

Ziel 3: Reduktion der Mortalität

Ergebnis 3.1: Bis 2014 ist die Verkehrsmortalität (Todfund/km) um 30 % reduziert.

Kollisionen mit Kraftfahrzeugen auf Verkehrswegen gelten als einer der hauptsächlichen, anthropogen bedingten Mortalitätsfaktoren für Wildkatzen in Deutschland (Hupe et al. 2004, Simon & Raimer 2005, Trinzen 2006, siehe auch Kapitel 1). Das landesweite Ausmaß dieser direkten Beeinträchtigung ist quantitativ schwer messbar, da derzeit kein direkter Bezug zur Populationsebene hergestellt werden kann. Einzelne Ergebnisse aus der Eifel weisen auf beträchtliche Auswirkungen hin. Der Anteil von 0,4 überfahrenen Katzen pro km und Jahr auf der Bundesautobahn 60 entspricht 40 % der dortigen angrenzenden Population (siehe Kapitel 3).

Maßnahmen

- 3.1.1 Identifikation prioritärer Konfliktpunkte an Verkehrswegen in Kernlebensräumen und Ausbreitungsgebieten und Korridoren
- 3.1.2 vollständige wildkatzensichere Zäunung (entsprechend den Vorgaben des Landesbetriebs Mobilität Rheinland-Pfalz, Koblenz, vgl. Kapitel 3) einschließlich Querungshilfen alle 1,5 bis 2,5 km an Verkehrswegen mit > 10 000 Kfz/Tag in Wildkatzenkernlebensräumen, prioritär an Konfliktstellen und Korridor-schnittpunkten
- 3.1.3 Entschärfung von Konfliktpunkten durch Querungshilfen und/oder Verkehrsregulation
- 3.1.4 begleitendes Totfund- und Populationsmonitoring zur Überprüfung der Wirksamkeit der Maßnahmen (vgl. Ziel 5)

Ergebnis 3.2: Die direkte, anthropogen bedingte Juvenilsterblichkeit ist reduziert.

Der Einfluss der Jungensterblichkeit auf den Populationsstatus ist noch nicht hinreichend untersucht. Nach Piechocki (1990) und Götz (2009) ist die Juvenilsterblichkeit gerade bei den zwei bis vier Monate alten Jungkatzen sehr hoch. Dokumentierte anthropogene Ursachen für den Verlust von Jungkatzen sind der Tod des Muttertiers durch Straßenverkehr, Unfälle bei der Waldbewirtschaftung und die Mitnahme von Jungtieren durch Passanten (Hupe et al. 2004, Götz & Roth 2006, M. Trinzen mündl.).

Maßnahmen

- 3.2.1 vorsichtige Waldbewirtschaftung und Umgang mit Holzpoltern (just-in-time-Abfuhr), Baumstümpfen und Wurzeltellern (Schäfte zur Liegesicherheit am Teller belassen), insbesondere während der Haupt-Jungenaufzuchtphase (März bis Mai, besser August)
- 3.2.2 keine Räumung von Windwurfflächen während der Haupt-Jungenaufzuchtphase der Wildkatze (März bis Mai, besser August) in den Vorkommensgebieten
- 3.2.3 Belassen ausgedienter Jagdkanzeln und Holzschuppen zur Jungenaufzucht, keine oder nur vorsichtige Begehung derselben im Frühjahr
- 3.2.4 Information und Projektarbeit mit Förstern und Waldarbeitern über Maßnahmen der wildkatzenfreundlichen Waldbewirtschaftung
- 3.2.5 Erarbeitung einer Handlungsempfehlung für den Umgang mit aus der Natur entnommen Jungkatzen

Ergebnis 3.3: Die Jagdausübung hat keine negativen Auswirkungen auf Wildkatzenpopulationen.

Die Wildkatze unterliegt laut Bundesjagdgesetz dem Jagdrecht und genießt ganzjährige Schonzeit. Negative Auswirkungen auf Wildkatzen können jedoch indirekt durch die Jagdausübung entstehen (Raimer 2001). Daher sollte in Wildkatzenverbreitungsgebieten besonderes Augenmerk auf die Anwendung bestimmter Jagdpraktiken gelegt werden.

Maßnahmen

- 3.3.1 Abschussverbot wildfarbener Katzen
- 3.3.2 Verzicht auf Baujagden in Wildkatzengebieten
- 3.3.3 Selektive Durchführung der Fangjagd, so dass nach Möglichkeit keine Wildkatze mehr zu Tode kommen kann. Bevorzugt sollte sie in Wildkatzengebieten ganz eingestellt werden.
- 3.3.4 Information und Projektarbeit mit Jagdausübungsberechtigten in Zusammenarbeit mit Landesjagdverbänden und Kreisjägerschaften

Ergebnis 3.4: Das Mortalitätsrisiko durch Krankheiten ist bekannt.

Hinsichtlich des epidemiologischen Risikos für Wildkatzen ist wenig bekannt (Kuckelkorn et al. 2003). Ein generelles Screening verunfallter oder gefangener Tiere ist daher anzuraten.

Maßnahmen

- 3.4.1 standardisierte epidemiologische Überwachung von Wildkatzen in laufenden Freilandprojekten
- 3.4.2 Anwendung der standardisierten pathologischen Untersuchung von toten Wildkatzen (vgl. Denk et al. 2009)

Ziel 4: Reduktion der Hybridisierung

Ergebnis 4.1: Die Hybridisierungsrate innerhalb der Wildkatzenpopulationen bleibt gering.

Das Problem der Hybridisierung zeigt sich vor allem in Gebieten mit geringer Wildkatzendichte, in denen adäquate Reproduktionspartner fehlen und Wildkatzen sich mit Hauskatzen verpaaren (Lecis et al. 2006, Pierpaoli et al. 2003). Eine natürliche Stabilisierung der Wildkatzenpopulationen durch qualitative und quantitative Verbesserung des Lebensraumes sollte nach dem derzeitigen Wissensstand ausreichen, die Hybridisierung von Haus- und Wildkatze in Deutschland weiterhin gering zu halten.

Maßnahmen

- 4.1.1 Gewährleistung des Austauschs zwischen verbleibenden Individuen (vgl. Ziel 1)
- 4.1.2 Verbesserung der Wildkatzenlebensräume (vgl. Ziel 2)
- 4.1.3 Reduktion anthropogener Gefahren für Wildkatzen (vgl. Ziel 3)
- 4.1.4 Erarbeitung einer Handlungsempfehlung zum Umgang mit zeitweise in menschlicher Obhut gehaltenen Wildkatzen

Ergebnis 4.2: Die Notwendigkeit von Auswilderungen wird entsprechend IUCN-Kriterien (IUCN 1998) sorgfältig geprüft.

Sofern eine natürliche Wiederausbreitung der Wildkatze in bestimmten Gebieten nicht möglich ist und es aufgrund besonderer Gegebenheiten als notwendig erachtet wird, eine Auswilderung von Wildkatzen in Erwägung zu ziehen, sind hinsichtlich der Qualität der verwendeten Tiere, der wissenschaftlichen Begleituntersuchung und der Erfolgskontrolle hierbei strenge Kriterien einzuhalten. Generell ist der natürlichen Wiederausbreitung der Wildkatze in Deutschland unbedingt der Vorzug zu geben.

Maßnahmen

- 4.2.1 Einführung eines Zuchtbuches mit Überprüfung des genetischen Status und der Herkunft der Zoo- und Gehegetiere
- 4.2.2 Die Evaluierung von Auswilderungsprogrammen muss als kontinuierliche wissenschaftliche Erfolgskontrolle von Beginn der Auswilderung an stattfinden. Auswilderungsprogramme sind zeitlich zu befristen auf maximal zehn Jahre Laufzeit, in denen der Erfolg des Projekts und die Populationsentwicklung zu belegen ist.
- 4.2.3 Berücksichtigung der Handlungsempfehlung zum Umgang mit zeitweise in menschlicher Obhut gehaltenen Wildkatzen

Ziel 5: Übersicht und Weiterentwicklung des wissenschaftlichen Kenntnisstandes zur Wildkatzenbiologie und -ökologie

Ergebnis 5.1: Vorhandenes Wissen ist veröffentlicht und Wissensdefizite sind identifiziert.

Während der letzten zehn Jahre wurden und werden in Deutschland mehrere große Forschungs- und Artenschutzprojekte zur Wildkatze durchgeführt. Ein erheblicher Teil der Ergebnisse ist bislang nur als „graue Literatur“ verfügbar und untereinander nur bedingt vergleichbar. Viele der erhobenen Daten sind noch nicht ausgewertet. Um einen effektiven Schutz der Wildkatze gewährleisten zu können, ist es unverzichtbar, eine vergleichbare Datengrundlage zu schaffen und die Ergebnisse öffentlich zugänglich zu machen.

Maßnahmen

- 5.1.1 Bereitstellung von grauer Literatur in einer Literaturdatenbank
- 5.1.2 vergleichende Analyse der bislang existierenden Ergebnisse der verschiedenen Wildkatzenforschungsprojekte, sofern möglich, und Publikation
- 5.1.3 Identifikation und Priorisierung von Wissensdefiziten auf Grundlage der Literaturarbeit und Publikation
- 5.1.4 einheitliche, wissenschaftliche Auswertung der Daten aus verschiedenen Projekten, die einen Vergleich der Ergebnisse gewährleisten, und Publikation (Referenzgebiete = RG, vgl. Ergebnis 5.2)

Ergebnis 5.2: Verbreitung, Ausbreitungsmechanismen, Populationsstruktur und -dynamik sind bekannt.

Die Kenntnis der Verbreitung und Struktur einer Population sowie ihrer Ausbreitungsmuster ist die Voraussetzung, um den Einfluss von Gefährdungen bewerten zu können. Nur so können Faktoren wie Verkehrsmortalität, Krankheiten, suboptimale Lebensraumgestaltung und Reproduktionserfolg in Abhängigkeit von der Nahrungsverfügbarkeit in ihrer Bedeutung für die Wildkatzenpopulationen eingeschätzt werden. Aussagen zur effektiven Populationsgröße, zur kleinsten überlebensfähigen Population (MVP) und zur Überlebensfähigkeit einer Population können bislang nur in grober Näherung anhand von allgemeinen Literaturdaten getroffen werden. Die Analyse und Vergleichbarkeit von ökologischen Ansprüchen und Populationsparametern ist nur langfristig und mit standardisierten Methoden möglich. Daher sollten populationspezifische Fragen im Rahmen von Langzeitstudien (> 5 Jahre) bearbeitet werden, die in verschiedenen Lebensraumtypen und qualitativ unterschiedlichen Habitaten angesiedelt sind. Die Ausweisung von Referenzgebieten (RG) gewährleistet eine langfristige und standardisierte Bearbeitung relevanter Fragestellungen. Eine standardisierte Methode und vergleichbare Ergebnisse in verschieden ausgestatteten Lebensräumen ermöglichen die Identifikation essentieller Lebensraumansprüche der Art und die Ableitung effizienter Schutzmaßnahmen.

Maßnahmen

- 5.2.1 Ausweisung von Referenzgebieten (RG, vgl. Anforderungen an Referenzgebiete im Anhang) und langfristige Durchführung eines standardisierten Monitorings in diesen Gebieten
- 5.2.2 Aufbau einer zentralen Datenbank über Beprobungen durch Haarfallen: Dokumentation von Kontrolldaten, GPS-Einmessung, verantwortlichem Labor, Methode und Untersuchungsergebnissen
- 5.2.3 Entwicklung und Umsetzung eines wissenschaftlich abgesicherten Monitoringprogramms, das eine Überwachung von Populationsstatus, Verbreitung, Ausbreitungs- und Wanderbewegungen gewährleistet (RG)
- 5.2.4 Koordination und Standardisierung des Wildkatzenmonitorings in allen Bundesländern
- 5.2.5 Start von Langzeitstudien, die fehlende Daten zu MVP (Minimum Viable Population), genetischem Status, Populationsdynamik, Ausbreitung von Jungtieren, Juvenilmortalität und Lebensraumansprüchen zur Verfügung stellen (RG)

- 5.2.6 Analyse der Ursachen, die für Rückgang und Erlöschen von Populationen verantwortlich sind, sowie der Aspekte, die Ausbreitung und Wachstum der Populationen begünstigen, auf Grundlage bereits vorhandenen Datenmaterials (vgl. 5.1.3)
- 5.2.7 Erstellung einer Verbreitungskarte der Wildkatze in Deutschland nach bundesweit einheitlichen Kriterien mit Kernräumen, regelmäßig besiedelten Gebieten und Einzelnachweisen

Ergebnis 5.3: Negative anthropogene Einflüsse auf Wildkatzenpopulationen sind quantifiziert.

Die Hauptgefährdungsursachen für die Wildkatze sind weitestgehend bekannt. Aufgrund der derzeit verfügbaren Daten ist aber eine Quantifizierung der Einflüsse auf Wildkatzenpopulationen nicht möglich. Die Evaluierung von Schutzmaßnahmen kann jedoch nur mittels einer reproduzierbaren Datengrundlage erfolgen. Daher bedarf es zusätzlicher Forschung, die eine Quantifizierung der Beeinträchtigungen gewährleistet.

Maßnahmen

- 5.3.1 Aufbau einer Totfund-Datenbank: Dokumentation von Funddatum, GPS-Einmessung des Fundorts, untersuchendem Labor und Untersuchungsergebnissen
- 5.3.2 Quantifizierung der Auswirkungen des Verkehrstodes u.a. Todesursachen auf die Populationsdynamik (RG)
- 5.3.3 Untersuchung der Wirkung von Lebensraumzerschneidung und -fragmentierung auf die Populationsdynamik (RG)
- 5.3.4 Quantifizierung von Lebensraumverlusten und -beeinträchtigungen und ihrer Wirkung auf die Populationsdynamik (RG)
- 5.3.5 Untersuchung der Übertragungsmechanismen von Krankheiten zwischen Haus- und Wildkatze
- 5.3.6 Untersuchung des Hybridisierungsgrades in Wildkatzenpopulationen
- 5.3.7 Untersuchung der Waldbewirtschaftung und ihrer Auswirkungen auf Wildkatzenpopulationen (RG)
- 5.3.8 Untersuchung der Schadwirkung von Rodentizidanwendungen auf Wildkatzen

5.3.9 Untersuchung der Nahrungsverfügbarkeit in Zusammenhang mit Rodentizid-anwendung

Ziel 6: Verbesserung von Kenntnis, Popularität und Akzeptanz des Wildkatzenschutzes

Ergebnis 6.1: Die Öffentlichkeit ist über alle Aspekte des Wildkatzenschutzes informiert.

Bewusstseinsbildung ist ein wesentlicher Bestandteil im Natur- und Artenschutz. Nur durch das Wissen über bedrohte Arten und die Akzeptanz von Schutzmaßnahmen kann auf lange Sicht ein Erhalt der Natur gewährleistet werden. Die Akzeptanz in der Bevölkerung ist von besonderer Bedeutung, da viele Schutzmaßnahmen einen direkten oder indirekten Einfluss auf wirtschaftliche Belange haben. Die BUND-Wildkatzenkampagne zeigt hier eine ansprechende Öffentlichkeitsarbeit für die Wildkatze. Da der Informationsbedarf in Abhängigkeit von der lokalen und regionalen Situation sowie der Zielgruppe variiert, sollte die Öffentlichkeitsarbeit regelmäßig überdacht und an die jeweiligen Anforderungen angepasst werden.

Maßnahmen

- 6.1.1 Information der Bevölkerung zum Umgang mit Wildkatzenfindelkindern
- 6.1.2 Empfehlung an Katzenhalter in Wildkatzengebieten zur Impfung und Kastration von freilaufenden Hauskatzen
- 6.1.3 Bereitstellung von Unterrichtsmaterialien
- 6.1.4 Bereitstellung von Informationsbroschüren
- 6.1.5 Medienarbeit durch Funk & Fernsehen
- 6.1.6 Pressearbeit
- 6.1.7 Einbindung der lokalen Bevölkerung in Korridorkonzepte, -planungen und Monitoring (z.B. Meldung von Totfunden)
- 6.1.8 publikumswirksame Vermittlung von lokaler Wildkatzenforschung
- 6.1.9 Schaffung einer zentralen Internetplattform zur Information der allgemeinen Öffentlichkeit
- 6.1.10 Verbesserung der wildbiologischen und naturschutzfachlichen Informationstafeln an bestehenden Wildkatzengehegen
- 6.1.11 artgerechter Umbau bestehender Schaugehege

Ergebnis 6.2: Jäger, Förster, Landwirte und Landschaftsplaner sind über die notwendigen Aspekte des Wildkatzenschutzes informiert.

Effektiver Wildkatzenschutz ist nur möglich, wenn alle Beteiligten und Interessenvertreter ihre Verantwortung für den Erhalt der Wildkatze und des Lebensraums, den sie repräsentiert, erkennen und bereit sind, an der Umsetzung mitzuwirken. Die Entwicklung und Umsetzung sollte in Zusammenarbeit mit den lokalen Interessensverbänden der jeweiligen Betroffenen erfolgen (lokale Jägerschaft, Waldgenossenschaften etc.).

Maßnahmen

- 6.2.1 Informationsveranstaltungen in Zusammenarbeit mit Jagdgenossenschaften, Hegeringen, Waldgenossenschaften, Landschaftspflegeverbänden etc.
- 6.2.2 Entwicklung zielgruppenspezifischer Schulungen in Zusammenarbeit mit Jagdgenossenschaften, Hegeringen, Waldgenossenschaften, Landschaftspflegeverbänden etc.

Dank

Wir danken folgenden Personen für aktive Beiträge zu dem vorliegenden Aktionsplan: Laura Bollwahn, Stephan Boschen, Martina Denk, Wolfgang Fremuth, Kai Frobels, Sonja Gärtner, Malte Götz, Mandy Henning-Hahn, Micha Herdfelder, Mathias Herrmann, Karsten Hupe, Eckhard Jedicke, Thomas A.M. Kaphegyi, Jutta Knapp, Stephanie Kraft, Ralf Liebelt, Matthias Metzger, Thomas Mölich, Bärbel Pott-Dörfer, Frank Raimer, Uwe Riecken, Philipp Schiefenhövel, Olaf Simon, Jürgen Thein, Manfred Trinzen, Burkhard Vogel, Volker Wachendörfer und Kathrin Witzemberger. Weiterhin danken wir Hubert Weinzierl für die Anregung zum Wildkatzen-Symposium sowie der Deutschen Bundesstiftung Umwelt und der Zoologischen Gesellschaft Frankfurt für die Förderung des Projekts und die Koordination der Arbeiten. Kerstin Birlenbach und Nina Klar bedanken sich sehr herzlich bei Dr. Hans Bauer, derzeit Äthiopien, für die wertvollen Anregungen hinsichtlich der Erarbeitung von Aktionsplänen nach den Kriterien der IUCN CSG.

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, 155–216 + CD-ROM.

- Breitenmoser, U., Breitenmoser-Würsten, C. (2009); Die IUCN *Red List* Bewertung im Dienste des Artenschutzes. 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, 107-114.
- Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (2007): Straßen und Wildtiere. Berlin, 46 S.
- Büttner, I., Denk, M., Herrmann, M., Hupe, K., Klar, N., Mölich, T., Müller, F., Raimer, F., Trinzen, M. 2005. Verbreitung der Wildkatze in Deutschland. In Symposium on the Biology and Conservation of the European Wildcat (*Felis silvestris silvestris*). Fischbach, Germany
- Denk, M. (2009): Neuere Entwicklungen der Wildkatzenverbreitung in Hessen. 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, 43-48.
- Denk, M., Jung, J., Haase, P. (2004): Die Situation der Wildkatze in Hessen. Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz, Hrsg., Reihe Natura 2000, Wiesbaden, 104 S.
- Denk, M., Klassen-Hartmann, B., Müller, F. (2009): Umgang mit tot aufgefundenen wildfarbenen Katzen (*Felis silvestris* oder *F. catus*, Felidae) – Empfehlungen für Finder und Untersucher. 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.
- Dietz, M., Birlenbach, K. (2006): Lebensraumfragmentierung und die Bedeutung der FFH-Richtlinie für den Schutz von Säugetieren mit großen Raumansprüchen. In: Kleine Katzen – große Räume, NAH Akademie-Berichte 5, NZH Verlag, Wetzlar, 21-32.
- Eckert, I. (2003): DNA-Analysen zum genetischen Status der Wildkatze (*Felis silvestris*) in Deutschland. Dissertation, Christian-Albrechts-Universität, Kiel.
- Fremuth, W., Jedicke, E., Kaphegyi, T.A.M., Wachendörfer, V., Weinzierl, H. (Hrsg., 2009): Zukunft der Wildkatze in Deutschland – Ergebnisse des internationalen Wildkatzen-Symposiums 2008 in Wiesenfelden. Initiativen zum Umweltschutz 75, Erich Schmidt, Berlin, 236 S. + CD-Rom.
- Fuchs, D., Hänel, K., Jessberger, J., Lipski, A., Reck, H., Reich, M., Sachteleben, J. (2007): Länderübergreifende Achsen des Biotopverbunds. Forschungs- und Entwicklungsvorhaben im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz, FKZ 804 85005, unveröff. Endbericht, 273 S.
- Götz, M. (2009): Reproduktion und Juvenilmortalität einer autochthonen Wildkatzenpopulation im Südharz. 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, 31-36.
- Götz, M., Roth, M. (2006): Reproduktion und Jugendentwicklung von Wildkatzen *Felis silvestris silvestris* im Biosphärenreservat „Karstlandschaft Südharz“ – eine Projektvorstellung, Kleine Katzen – Große Räume, Naturschutzakademie Hessen, 91-100.
- Götz, M., Roth, M. (2007) Verbreitung der Wildkatze (*Felis s. silvestris*) in Sachsen-Anhalt und ihre Aktionsräume im Südharz. Beiträge zur Jagd- und Wildforschung 32: 437-447.
- Herrmann, M. (2005): Artenschutzprojekt Wildkatze – Umsetzung der Maßnahmen in Wildkatzenfördererräumen. Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz, Oppenheim, 38.
- Herrmann, M., Enssle, J., Süsner, M., Krüger, J.-A. (2007): Der NABU-Bundeswildwegeplan. Berlin, 32 S. + CD.
- Hötzel, M., Klar, N., Schröder, S., Steffen, C., Thiel, C. (2007): Die Wildkatze in der Eifel – Habitate, Ressourcen, Streifgebiete. Laurenti-Verlag, Bielefeld.
- Hovestadt, T., Roeser, M., Mühlberg, M. (1994): Flächenbedarf von Tierpopulationen. Berichte aus der ökologischen Forschung 1. 3. unveränd. Nachdruck. Forschungszentrum Jülich.

- Hupe, K. (2002): Die Wildkatze – Wild ohne Lobby? *Wild und Hund* 10: 16-22.
- Hupe, K., Pott-Dörfer, B., Götz, M. (2004): Nutzung autobahnnaher Habitats 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.
- IUCN/SSC Reintroduction Specialist Group (1998): IUCN Guidelines for Reintroductions. IUCN, Gland, Switzerland.
- IUCN/Species Survival Commission (2008): Strategic Planning for Species Conservation: A Handbook. Version 1.0. Gland, Switzerland, 104 pp.
- 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* in press, 1617-1381.
- Kleisinger, H., Zeitler, R., Paulus, M. (2002): Verbesserung von Artenschutzmaßnahmen für die Wildkatze durch den Einsatz molekulargenetischer Methoden. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, 4 S.
- Kramer-Rowold, E.M., Rowold, W.A. (2001): Zur Effizienz von Wilddurchlässen an Straßen und Bahnlinien. *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen* 1/2001.
- Lecis, R., Pierpaoli, M., Biró, Z.S., Szemethy, L., Ragni, B., Vercillo, F., Randi, E. (2006): Bayesian analyses of admixture in wild and domestic cats (*Felis silvestris*) using linked microsatellite loci. *Molecular Ecology* 15 : 119-131.
- Liberek, M. (1999) : Eco-Ethologie du chat sauvage (*Felis s. silvestris* Schreber 1777), dans le Jura vaudois (Suisse). Influence de la couverture neigeuse. These presentee a la Faculte des sciences de l'Universite de Neuchâtel pour l'obtention du grade de docteur es sciences.
- Liebelt, R. 2007. Zum Vorkommen und zur Erfassung der Wildkatze (*Felis silvestris*, Schreber 1777) im Egge-Weser-Gebiet. *Beiträge zur Naturkunde zwischen Egge und Weser* 19, 73-79.
- Linell, J.D.C., Swenson, J.E., Landa, A., Kvam, T. (1998): Methods for monitoring European large carnivores – A worldwide review of relevant experience. *NINA Oppdragsmelding* 549: 1-38.
- Mölich, T., Klaus, S. (2003): Die Wildkatze (*Felis silvestris*) in Thüringen. *Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen* 4: 109-134.
- Mölich, T., Vogel, B. (2007): Wie ein Brückenschlag für die Wildkatze gelang. In: Leitschuh-Fecht, H., Holm, P., Hrsg., *Lebensräume schaffen– Artenschutz im Verkehrsnetz*, Haupt, Bern, 129-138.
- Mühlenberg, M. (1980): Kann man mit Hilfe von Vegetationsstruktur-Messungen Veränderung von Tiergemeinschaften bestimmen? In: *Epharmonie – Berichte der Internationalen Symposien der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde*, Rinteln, 309-327.
- Niedersächsische Landesforsten (o.J.): LÖWE-Programm – 15 Jahre langfristige ökologische Waldentwicklung. *Niedersächsische Landesforsten*, Braunschweig, 31 S.
- Piechocki, R. (1990): Die Wildkatze. *Neue Brehm Bücherei* 189, Ziemsen-Verlag, Wittenberg-Lutherstadt.
- Pierpaoli, M., Birò, S., Herrmann, M., Hupe, K., Fernandes, M., Ragni, B., Szemethy, L., Randi, E. (2003): Genetic distinction of wildcat (*Felis silvestris*) populations in Europe, and hybridization with domestic cats in Hungary. *Molecular Ecology* 12: 2585-2598.
- Pott-Dörfer, B., Dörfer, K. (2007): Zur Ausbreitungstendenz der Wildkatze *Felis silvestris silvestris* in Niedersachsen – ist die niedersächsische Wildkatzenpopulation gesichert? *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen* 1/2007: 56-62.
- Racnik, J., Skrbinsek, T., Potocnik, H., Kljun, F., Kos, I., Tozon, N. (2008): Viral infections in wild-living European wildcats in Slovenia. *European Journal of Wildlife Research* 54: 767-770.
- Raimer, F. (2001): Heimlichkeit in weiten Wäldern. In: Grabe, H., Worel, G., Hrsg., *Die Wildkatze – zurück auf leisen Pfoten*, Buch und Kunstverlag Oberpfalz, Amberg, 71-90.

- Raimer, F. (2006): Die Wildkatzenpopulationen in Hessen und Niedersachsen seit dem 18. Jahrhundert – Verfolgung, Bedrohung, Schutz und Wiederausbreitung. In: Kleine Katzen – Große Räume.,NAH Akademie-Berichte 5, NZH Verlag, Wetzlar, 69-78.
- Randi, E., Pierpaoli, M., Beaumont, M., Ragni, B., Sforzi, A. (2001): Genetic Identification of Wild and Domestic Cats (*Felis silvestris*) and Their Hybrids Using Bayesian Clustering Methods. *Molecular Biology and Evolution* 18: 1679-1693.
- Rassmus, J., Herden, C., Jensen, I., Reck, H., Schöps, K. (2003): Methodische Anforderungen an Wirkungsprognosen in der Eingriffsregelung. *Schr. R. Angewandte Landschaftsökologie* 51: 1-225.
- Reck, H., Hänel, K., Böttcher, M., Winter, A. (2005): Lebensraumkorridore für Mensch und Natur. Teil I – Initiativskizze. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 17: 11-53.
- Reif, U. (1994): Die Wildkatze im Taunus. In: Bund Naturschutz in Bayern e.V., Die Wildkatze in Deutschland, München, 41-55.
- Simon, O., Raimer, F. (2005): Wanderkorridore von Wildkatze und Rothirsch und ihre Relevanz für künftige infrastrukturelle Planungen in der Harzregion. *Göttinger Naturkundliche Schriften* 6: 159-178.
- 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.
- Simon, O. 2008. Nachweis der Wildkatze *Felis silvestris silvestris* im Nationalpark Kellerwald-Edersee und den angrenzenden Waldgebieten der Breiten Struth, des Hohen Kellers und des nördlichen Burgwaldes mit Hilfe der Lockstockmethode im Winter 2007/08. Bad Wildungen: Förderverein für den Nationalpark Kellerwald-Edersee e.V.
- Stahl, P., Artois, M. (1995): Status and conservation of the wild cat (*Felis silvestris*) in Europe and around the Mediterranean rim. Council of Europe, Strasbourg.
- Trinzen, M. (2006): Zur Ökologie der Wildkatze *Felis silvestris* in der Nordeifel. *LÖBF-Mitteilungen* 2: 1-5.
- Vogt, D. (1985): Aktuelle Verbreitung und Lebensstätten der Wildkatze (*Felis silvestris silvestris* Schreber 1777) in den linksrheinischen Landesteilen von Rheinland-Pfalz und Beiträge zu ihrer Biologie. *Beiträge Landespflege Rheinland-Pfalz* 10: 130-165.
- Weber, D., Stoeckle, T., Roth, T. (2008): Entwicklung und Anwendung einer neuen Wildkatzen-Nachweismethode. Schlussbericht. Hintermann & Weber AG, Rodersdorf, Schweiz.
- Wittmer, H. U. 2001. Home range size, movements, and habitat utilization of three male European wildcats (*Felis silvestris* Schreber, 1777) in Saarland and Rheinland-Pfalz (Germany). *Mammalian Biology* 66: 365-370.

Diskussion und Synthese

Methodische Überlegungen

In dieser Arbeit wurde eine Reihe von Modellen verwendet, um Wildkatzenverhalten auszuwerten, Konflikte zu analysieren und ein Schutzkonzept zu entwickeln. Diese Modelltypen und die zugrunde liegenden Methoden werden im Folgenden diskutiert und Defizite und zukünftige Forschungsfelder identifiziert.

Datengrundlagen und statistische Unabhängigkeit

Höher entwickelte Tiere bewegen sich nicht zufällig in der Landschaft, sondern jeder Schritt hängt von der inneren Motivation, einer Reihe von Erfahrungen, dem aktuellen Lebensraumumfeld und der Präsenz von anderen Individuen derselben oder anderer Arten ab. Dadurch sind einzelne, z.B. in Telemetriestudien gewonnene Lokalisationen eines Individuums voneinander abhängig (Autokorrelation). Gerade die Unabhängigkeit der Beobachtungen ist jedoch die Grundannahme für die meisten statistischen Standard-Tests, die in der Ökologie verwendet werden (De Solla et al. 1999, Dormann et al. 2007). Bei der Datenerhebung durch Telemetrie müssen einerseits viele möglichst unabhängige Daten erzielt werden, die gleichmäßig über die Zeit verteilt und damit gut verwendbar für Streifgebiets- und Habitatanalysen sind (Kapitel 1). Andererseits wird durch eine Datenerhebung mit dem Schwerpunkt Unabhängigkeit das Verhalten der Tiere vernachlässigt, das nur durch eine kontinuierliche Beobachtung eines Individuums erfasst werden kann (De Solla et al. 1999, Martin et al. 2008) (Kapitel 3). Zum Beispiel kann ein Habitat als Quartier dienen und somit das einmalige, punktuelle Vorkommen im Streifgebiet ausreichend sein, während ein Nahrungshabitat möglichst großflächig vorhanden sein muss. Sichtbeobachtungen, bei denen man zusätzlich zur Lokalisation auch das Verhalten beobachten kann, gelingen leichter während kontinuierlicher Beobachtungen. Auch können Tiere leichter in Strukturen aufgespürt werden, in denen nur ein sehr schwaches Sendersignal zu hören ist, da der Beobachter sich bereits in der Nähe des Tieres befindet und nicht in einem ~2000 ha großen Streifgebiet suchen muss. Nur von kontinuierlichen Verhaltensbeobachtungen können später Bewegungsmuster abgeleitet werden, die z.B. in dynamischen räumlich expliziten Populationssimulationen gebraucht werden (Kapitel 4).

Da in der Wildkatzenstudie an der A60 in der Eifel sowohl Habitat- und Streifgebietsanalysen als auch detaillierte Verhaltensbeobachtungen besonders bei der Straßenquerung gemacht werden sollten, wurde entschieden, kontinuierliche Beobachtungen durchzuführen

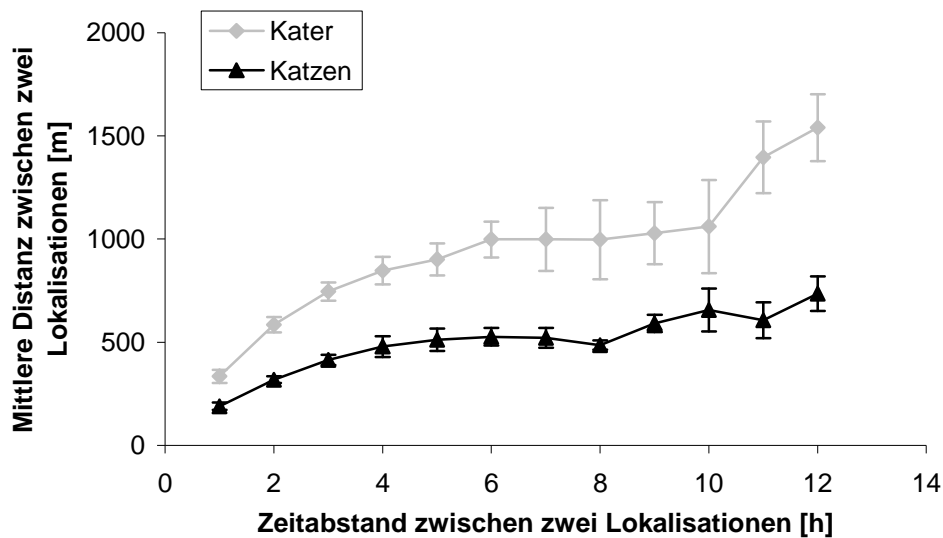


Abbildung 1. Mittlere Distanz in [m] zwischen zwei Lokalisationen mit verschiedenen Zeitabständen. Die Werte sind über die 6 weiblichen bzw. die 6 männlichen Wildkatzen gemittelt. Bis zu einem Zeitabstand von 6 Stunden steigt die zurückgelegte Distanz kontinuierlich an.

und diese möglichst gut über das Jahr zu verteilen. Für die Analyse von Barriereeffekten konnten die Daten ungefiltert verwendet werden, da nicht eine zufällige Verteilung von Wildkatzenlokalisationen im Raum als Nullmodell angenommen wurde wie im Habitatmodell, sondern ein zufälliger Straßenverlauf (Kapitel 3). Außerdem wurden auf diese Weise Aussagen zu speziellen Verhaltensweisen, wie Umwegen hin zu bestimmten Querungsmöglichkeiten oder das Abwarten an anderen Querungsmöglichkeiten, möglich. Für das Habitatmodell mussten die Daten gefiltert werden, um sie möglichst gleichmäßig über den Beobachtungszeitraum zu verteilen und so Autokorrelation weitgehend zu vermeiden. Ein Zeitraum von 6 Stunden diente als Filter, da bis zu dieser Zeitdifferenz die Distanz zwischen zwei Lokalisationen kontinuierlich größer wurde (Abbildung 1). Bei einer solchen Filterung gehen natürlich viele Daten verloren (De Solla et al. 1999), und Daten aus Einzellokalisationen werden gegenüber den eventuell detaillierteren Langzeit-Beobachtungen bevorzugt. Mit einer Sensitivitätsanalyse konnte jedoch gezeigt werden, dass das Modell gegenüber einer zufällig anderen Auswahl von Datensätzen relativ robust ist. Dies kann auch an der insgesamt großen Datenmenge liegen, die trotz Filterung für das Modell verwendet wurde (ca. 1500 Datenpunkte; Kapitel 1).

Telemetriedaten sind für eine Habitatmodellierung die verlässlichsten Daten, da sie im Gegensatz zu Beobachtungsdaten kaum durch die Erwartungen des Beobachters verfälscht werden oder durch die Tatsache, dass Tiere in offeneren Strukturen leichter zu entdecken sind. Jedoch sind Telemetriestudien sehr aufwändig und immer nur auf einen begrenzten

kleinen Raum beschränkt. Dies hat zur Folge, dass man, arbeitet man mit solchen Daten, immer von einer kleinen begrenzten Fläche auf große Räume schließen muss. Hier war es von Vorteil, unabhängige Telemetriedaten aus anderen Landschaftsräumen für die Modellüberprüfung verfügbar zu haben (Kapitel 1 und 2). Trotz ihrer Defizite können auch flüchtig vorhandene Beobachtungsdaten hilfreich sein, um die Modellvorhersagen zu überprüfen (Kapitel 1 und 2). Da die Beobachtungsdaten nur zur Überprüfung eines Modells benutzt werden, das aus Telemetriedaten entwickelt wurde, und nicht für die Modellentwicklung selber, sind die in den Beobachtungsdaten enthaltenen Fehler, wie eine mögliche Verwechslung mit Hauskatzen, größere Wahrscheinlichkeit der Beobachtung in offenen Strukturen, die Erwartungen des Beobachters oder die Zugänglichkeit eines Bereichs für Menschen, zu vernachlässigen.

Anwesenheit-Abwesenheit versus Nutzung-Verfügbarkeit in Habitat Modellen

Für Wildkatzen kann man zur Zeit keine Abwesenheits-Daten für Habitatmodelle generieren, da niemals sicher angenommen werden kann, ob Wildkatzen in einem bestimmten Raum nicht vorkommen, weil dort kein geeignetes Habitat vorhanden ist oder weil sie in dem Raum ausgerottet wurden und es bisher noch nicht vermocht haben, diesen wiederzubesiedeln. So kann beim Streifgebietsmodell (Kapitel 1) zwar überprüft werden, ob alle Wildkatzenvorkommen mit dem Modell richtig vorhergesagt werden, es ist jedoch nicht überprüfbar, ob das Streifgebietsmodell zu viel Fläche vorhersagt. Dies ist wenig wahrscheinlich, da der Ansatz, Regeln für Mindesthabitatansprüche von beobachteten Streifgebieten abzuleiten, eher konservativ ist und damit eher zu wenig geeigneter Lebensraum vorhergesagt wird als zu viel, sollte aber beachtet werden. Das Habitat-Nutzungs-Modell konnte mit unabhängigen Telemetriedaten überprüft werden. Für das spezielle Verfahren (Boyce et al. 2002), bei dem die Häufigkeit der Nutzung mit durch das Modell vorhergesagten Habitateignungsklassen in Beziehung gesetzt wird, sind keine Abwesenheitsdaten erforderlich (Kapitel 1).

Das Problem mit unsicheren Abwesenheitsdaten besteht nicht nur bei Arten, die nicht den gesamten für sie geeigneten Lebensraum besiedeln. Generell ist der Nachweis der Präsenz einer Art meist sicher, während aus dem Nicht-Nachweis einer Art nicht sicher auf eine Abwesenheit geschlossen werden kann. Dies führt zu einer Ungleichmäßigkeit der Fehler (Boyce et al. 2002, Johnson et al. 2006). In Modellen, die mit Nutzungs- und Verfügbarkeitsdaten arbeiten, besteht dieses Problem nicht, da nur mit Anwesenheitsdaten gearbeitet wird (Kapitel 1).

Landschaftsvariablen als indirekte Prädiktoren

Mit einem Habitatmodell wird versucht, die ökologischen Ansprüche einer Tierart zu beschreiben, um z.B. eine Grundlage für Artenschutzmaßnahmen zu erhalten. Dabei sind die verwendeten statistischen Methoden stets korrelativ, es lässt sich keine Kausalität ableiten, wohl aber die Beschreibung funktioneller Art-Habitat-Beziehungen (Austin 2002, Schröder & Reineking 2004). Landschaftsvariablen sind oft nur indirekte Prädiktoren für die Bedürfnisse der Tierart (Guisan & Zimmermann 2000). Ein direkter Prädiktor wäre zum Beispiel die Nahrungserreichbarkeit (Basille 2008). Solche Daten sind jedoch selten großflächig verfügbar. Wenn die indirekten Prädiktoren in der Landschaft nur zufällig und zu einem bestimmten Zeitpunkt mit einer Ressource korrelieren, die für die Tierart wichtig ist, ist das Modell eventuell nur für eine kleine Region und innerhalb eines bestimmten Zeitfensters geeignet (Graf 2005). Besonders wenn Variablen getestet werden, ohne diese vorher auf ihre biologische Relevanz zu überprüfen, werden unter Umständen nur zufällige Korrelationen gefunden (Woolf et al. 2002). Es ist deshalb sinnvoll, Wissen über die zu modellierende Tierart bereits in die Prozedur des Modellierens zu integrieren (Johnson et al. 2004). Mit dem in dieser Arbeit gewählten informationstheoretischen Ansatz (Kapitel 1) konnte diese Problematik von Beginn an reduziert werden, da nur biologisch relevante Hypothesen getestet wurden (Johnson & Omland 2004, Rushton et al. 2004, Greaves et al. 2006). Die Überprüfung des Modells mit unabhängigen Datensätzen aus anderen geographischen Regionen zeigte die Eignung für einen großen Landschaftsraum. Dieses Ergebnis legt nahe, dass die gewählten Modell-Parameter, auch wenn sie möglicherweise Wildkatzenhabitatwahl in Teilen nur indirekt vorhersagen, doch eng mit den für Wildkatzen relevanten Ressourcen verbunden sind (Kapitel 1). Die Grenzen des Modells liegen z.B. in Karstregionen, in denen Gewässer kaum an der Oberfläche verlaufen. Solche Landschaften werden im angewendeten Modell als ungeeignet bewertet. Trotzdem gibt es Wildkatzenvorkommen in Karstregionen, wie beispielsweise im Hainich in Thüringen oder in Slowenien (Potocnik 2002, Mölich & Klaus 2003). Hier spielen vermutlich andere Landschaftsparameter eine Rolle für die Habitatselektion.

Least-Cost-Path: Die optimale Verbindung als Konnektivitäts-Konzept

Dem Least-Cost-Path-Modell liegt die sehr vereinfachte Annahme zugrunde, dass Bewegung von Tieren allein durch Landschaftsstrukturen beeinflusst wird (Gonzales & Gergel 2007). Individuelle Entscheidungen über den Weg, den ein Individuum einschlägt, werden ausgeblendet. Diese vereinfachte Annahme liegt jedoch auch vielen individuenbasierten Simulationen zugrunde (z.B. Kramer-Schadt et al. 2004), da andere Parameter, wie die

Präsenz weiterer Individuen derselben oder anderer Arten, meist schwer oder gar nicht zu erfassen sind. Least-Cost-Paths geben also nicht unbedingt den wahrscheinlichsten Weg wieder, den ein Tier wählt. Vielmehr handelt es sich um einen Weg, der einem Organismus theoretisch die größte Chance bietet, von einem Ort zum anderen zu gelangen. Das bedeutet nicht, dass der Weg auch genutzt oder gefunden wird (Adriaensen et al. 2003). Wie auch in den meisten Habitatmodellen, werden Landschaften als statisch angenommen, obgleich eine gemähte Wiese oder ein abgeerntetes Maisfeld eine ganz andere Funktion hinsichtlich der Habitatwahl erfüllen kann als eine ungemähte Wiese oder ein dicht bewachsenes Maisfeld.

Den berechneten Pfaden liegt eine so genannte Kostenoberfläche zugrunde, die verschiedene Landschaftsparameter mit einem Widerstandswert für die Durchquerung durch eine Tierart belegt. Durch die Verwendung des Habitatmodells als Grundlage für die Bewertung der Landschaft konnte angenommen werden, dass die Kostenoberfläche den Bedürfnissen der Wildkatze entspricht. Bei den so genannten Expertenmodellen ist das nicht immer der Fall. Letztendlich ist die Least-Cost-Path-Methode vor dem Hintergrund der ungenügenden Datenlage zu Wildkatzenwanderungen ein geeignetes Hilfsmittel, um aufzuzeigen, an welchen Stellen die Landschaft für Wildkatzen noch durchlässig ist, wo sich Engstellen befinden, und wo Querungsmöglichkeiten an Straßen sinnvoll sind. Sobald genügend Daten über Wanderereignisse vorliegen, sollten tatsächliche Ausbreitungswege in Zusammenhang mit einem Populationsmodell simuliert werden.

Empirische Studie oder prädiktive Modelle?

Von der Anzahl überfahrener Individuen auf die Überlebenswahrscheinlichkeit der Population zu schließen, ist sehr schwierig und erfordert Kenntnisse über Populationsgröße und Kompensationsmechanismen, wie z.B. eine Erhöhung der Reproduktionsrate oder die Verminderung anderer Mortalitätsursachen (Roedenbeck et al. 2007). Auch ob eine verminderte Querungsrate Auswirkungen auf die Population hat, kann zunächst nur vermutet werden. Messbare Effekte auf Populationsebene treten bei langlebigen Arten wie der Wildkatze oft erst nach mehreren Jahren zutage. Solche Fragen können mit vertretbarem Aufwand nur mit Hilfe von Populationsmodellen gelöst werden (Kapitel 4). Aber auch für ein gutes Populationsmodell sind zumindest ausreichend demographische Daten erforderlich. Diese liegen für Wildkatzen noch nicht vor. Bereits auf Grundlage von wenigen Daten kann ein Populationsmodell helfen, komplexe Effekte sichtbar zu machen (Frank et al. 2005). Mit Hilfe des Luchsmodells konnte gezeigt werden, welche Effekte Straßen in verschiedenen landschaftlichen Konstellationen auf eine Luchspopulation haben können (Kapitel 4). Um jedoch die tatsächliche Gefahr abschätzen zu können, die eine Straße verursacht, wäre es

sinnvoll, nicht nur demografische Daten zur Verfügung zu haben, sondern auch empirische Daten zum Mortalitätsrisiko an unterschiedlich stark befahrenen Straßen. Empirische Daten dazu, wie viele Individuen einer Population überhaupt eine Straße zu queren versuchen und wie viele der Versuche tödlich enden, würden die Aussagekraft eines solchen Modells erheblich verbessern.

Eine Frage der Auflösung

Mit dem Luchsmodell wurde dargestellt, an welcher Straße eine erhöhte Durchlässigkeit (z.B. in Form einer Grünbrücke) den größten Effekt auf die Population hat (Kapitel 4). Dies ist eine entscheidende Frage bei großräumigen Planungen und Vernetzungskonzepten. Durch das relativ grobe Raster von 1 km, auf dem das Modell aufbaut, ist jedoch eine exakte Positionierung einer solchen Grünbrücke mit Hilfe des Populationsmodells nicht möglich. Durch die sehr feine Auflösung des Korridormodells für die Wildkatze von 25 m könnte dagegen mit Hilfe des Least-Cost-Path-Modells eine exakte Empfehlung für Grünbrückenstandorte gegeben werden (Kapitel 2), denn die Korridore zeigen, wo aufgrund der Habitatausstattung ein geeigneter Weg über die Autobahn führt. Allerdings muss man beachten, dass dies nur eine mögliche Verbindung von vielen ist und die Wildkatzen ebenso viele andere Wege einschlagen werden. Das Beispiel zeigt jedoch, dass eine Kombination gänzlich unterschiedlicher Modelle helfen kann, praktische Lösungen für komplexe landschaftsökologische Fragestellungen zu finden. Mit einem Populationsmodell im Stil des Luchsmodells (Kapitel 4) kann z.B. großflächig der Bedarf an Grünbrücken oder anderen Querungshilfen identifiziert werden, während mit einem statischen Habitat- und deskriptiven Korridormodell (Kapitel 2) Vorzugsstandorte für diese identifiziert werden können.

Ergebnisse und Diskussion

Es konnte gezeigt werden, dass es möglich ist, vorhandene, z.T. aus unterschiedlichen Untersuchungsgebieten stammende und sich bezüglich ihrer Qualität unterscheidende Daten so auszuwerten, dass Schutzmaßnahmen ableitbar sind. Aus 13 000 Telemetriedatensätzen von 12 Individuen und einer begrenzten Untersuchungsfläche wurde ein Habitatmodell entwickelt, das überregional gültige Vorhersagen erlaubt (Kapitel 1). Um eine Übertragung des Habitatmodells auf möglichst viele Regionen in Deutschland zu ermöglichen, wurde eine Kartengrundlage gewählt, die einheitlich für ganz Deutschland vorhanden ist (Amtlich Topographisch-Kartografisches Informationssystem ATKIS). Somit war auch nur eine begrenzte Anzahl an Habitatparametern verfügbar. Detaillierte Informationen, beispielsweise über die Waldstruktur und Baumarten, konnten nicht berücksichtigt werden. Ziel der

Modellierung war es jedoch, großflächig Wildkatzenhabitatwahl vorherzusagen. Wollte man z.B. Vorschläge für eine für Wildkatzen optimierte Waldbewirtschaftung machen, wäre ein gänzlich anderes Modell erforderlich. Das hier gewählte Modell zeigt, dass Wildkatzenhabitatwahl mit der Nähe zu Wald, Wiesen und Wasserläufen positiv korreliert ist. Dies hängt vermutlich mit der Nahrungsverfügbarkeit in Form von Wühlmäusen in diesen Strukturen und dem Bedürfnis nach ausreichend Sichtschutz zusammen. Eine negative Korrelation ergab sich mit der Nähe zu Straßen, Ortschaften und Einzelhäusern. Dies könnte unmittelbar mit den von diesen Strukturen ausgehenden Störungen durch Menschen und frei herumlaufende Hunde sowie durch Lärm und Licht zusammenhängen. Die Evaluation des Modells mit unabhängigen Telemetriedaten und Beobachtungsdaten aus anderen Landschaftsräumen zeigte, dass das Modell auch im Bienwald im Rheintal, in der Nordeifel sowie in Niedersachsen Wildkatzenhabitatwahl zuverlässig vorhersagt (Kapitel 1 und 2).

Für Niedersachsen konnten große von Wildkatzen unbesiedelte aber geeignete Lebensräume, wie die Lüneburger Heide, identifiziert werden, in denen eine Wiederbesiedlung durch die Wildkatze ermöglicht werden sollte (Kapitel 2). Mit Hilfe des hier gewählten Habitatmodells und Informationen über die räumliche Organisation von Wildkatzenpopulationen wurden Abschätzungen zur Populationsgröße gemacht (Kapitel 1 und 2). Diese Abschätzungen sind nur grob und können lediglich Anhaltspunkte geben, wo größere Wildkatzenpopulationen leben können. Gerade für kleinere Waldinseln, die nur Platz für eine begrenzte Zahl an Wildkatzen bieten, wäre es sinnvoll, genauere Daten zur Populationsgröße bzw. zur Kapazität zu haben. Denn nur auf diese Weise können gezielte Maßnahmen geplant werden. Für eine genauere Abschätzung der Populationsgröße durch ein Populationsmodell wären Daten zur Waldstruktur und vor allem zur Nahrungsverfügbarkeit, also Abundanzen von Wühlmäusen, sowie demographische Parameter wünschenswert (Fernández et al. 2007, Basille 2008).

Mit Hilfe des Habitatmodells konnten mehr Korridore berechnet werden, die die Lebensräume in Niedersachsen untereinander verbinden (Kapitel 2). Ob Wildkatzen tatsächlich innerhalb der Korridore wandern, ist nicht geklärt. Die Korridore stellen schließlich ein Angebot dar, das es Wildtieren ermöglicht, neue Lebensräume zu erreichen. In der raumbezogenen Planung können die Korridore als handhabbare Grundlage dienen, um festzulegen, wo siedlungsfreie Flächen erhalten und Wiedervernetzungsmaßnahmen wie Trittsteinbiotope oder Querungsmöglichkeiten an Straßen gebündelt werden sollten.

Das Habitatmodell und damit auch das Korridormodell basieren auf Daten von residenten Wildkatzen. Da es bei Wildkatzen unklar ist, ob es überhaupt ein Juvenildispersal im

eigentlichen Sinne, wie beispielsweise beim Europäischen und Iberischen Luchs (*Lynx pardinus*, Temminck 1827) (Ferrerias et al. 2004, Zimmermann et al. 2005) gibt, gehen wir davon aus, dass die für residente Wildkatzen geeigneten Habitate auch für wandernde Tiere grundsätzlich geeignet sind (Palomares et al. 2000). Eine Konzentration von Beobachtungsdaten innerhalb der Korridore zeigt, dass diese bereits bevorzugt von Wildkatzen genutzt werden.

Für ein sinnvolles Wildkatzen-Schutzkonzept müssen nicht nur geeignete Lebensräume und Korridore identifiziert werden, auch eventuell bestehende Konflikte mit anthropogenen Strukturen müssen analysiert werden. Mit mindestens 0,4 überfahrenen Wildkatzen pro Kilometer und Jahr an der untersuchten Autobahn und einem angrenzenden Streifgebiet entlang derselben Strecke kann angenommen werden, dass die Straßenmortalität ein wichtiger Gefährdungsfaktor für die Wildkatze ist (Kapitel 3). Da demographische Daten fehlen, konnte der tatsächliche Populationseffekt der Straßenmortalität bisher nicht beziffert werden. Die vielen Verkehrstote an den dem Harz vorgelagerten, stark befahrenen Verkehrswegen sprechen dafür, dass Verkehrsmortalität die Ausbreitung der Wildkatzenpopulationen in einigen Bereichen verzögern oder verhindern kann. Durch eine Kombination von einem speziellen wildkatzensicheren Wildschutzzaun mit geeigneten Querungsmöglichkeiten kann die Verkehrsmortalität an stark befahrenen Straßen erheblich reduziert und die Barrierewirkung verringert werden (Kapitel 3). Die Barrierewirkung einer gezäunten Autobahn auf Wildkatzen war weniger stark als zunächst angenommen. Dies lässt sich zum einen dadurch erklären, dass mehrere große Talbrücken entlang der Autobahn vorhanden waren. Zum anderen handelte es sich bei den beobachteten Wildkatzen ausschließlich um residente Tiere, die sich in ihrem Streifgebiet auskannten und vermutlich auch schon vor dem Autobahnbau beide Seiten der Trasse genutzt haben. Vermutlich querten diese Tiere dadurch häufiger als es ortsfremde Tieren getan hätten. Bei länger bestehenden Autobahnen werden Streifbegrenzungen oft an die Straße gelegt (Kaczensky et al. 2003). Auch wandernde Tiere könnten eine solche Straße viel stärker als Barriere wahrnehmen und gegebenenfalls auf eine Querung verzichten, wie für Luchse nachgewiesen (Zimmermann 2004). Mit Hilfe von demographischen Parametern können möglicherweise in Zukunft die tatsächlichen Auswirkungen der Verkehrsmortalität und der Barrierewirkungen auf Wildkatzen besser abgeschätzt werden.

Mit dem individuenbasierten Simulationsmodell für den Luchs (Kapitel 4) konnte gezeigt werden, dass stark befahrene Straßen innerhalb eines großen, gut geeigneten Lebensraumes eine erhebliche Gefahr für eine Wildtierpopulation darstellen können, indem sie durch erhöhte Mortalität z.B. einen Überschuss in der Population verhindern und so die Anzahl von

abwandernden Tieren verkleinern. Straßen mit einer starken Barrierewirkung (z.B. aufgrund zusätzlicher Zäunung) können dagegen besonders an Engstellen zwischen Lebensräumen zu einer Isolation von Populationen führen oder außerhalb von geeigneten Lebensräumen eine Ausbreitung von Populationen verhindern. Diese allgemeinen Erkenntnisse können höchstwahrscheinlich auch auf Wildkatzen übertragen werden. Die Schwellenwerte, ab denen eine Barriere auf die Population wirkt oder ab denen die Mortalitätsrate zu einer erhöhten Aussterbewahrscheinlichkeit führt, sind vermutlich andere. Für speziellere Fragestellungen müssten die Auflösung des Modells (1 km) verkleinert werden, damit die Wanderbewegungen von Wildkatzen sinnvoll abgebildet werden können, und die demographischen Parameter sowie die Simulation des Wanderverhaltens müssten angepasst werden. Die dafür notwendigen Daten müssen noch erhoben werden. Erste aussagekräftige Daten zur Fortpflanzung und Juvenilensterblichkeit bei der Wildkatze gibt es aus dem Harz (Götz 2009).

Mit der Vision einer Vernetzung von Waldlebensräumen dient der Aktionsplan für die Wildkatze in Deutschland auch anderen waldbewohnenden Arten (Kapitel 5). Das wichtigste Ziel ist die Sicherung und Vernetzung der bestehenden Wildkatzenvorkommen und ihrer natürlichen Wiederausbreitung. Die hier entwickelten Methoden können angewandt werden, um die Ziele des Aktionsplanes zu erreichen. Mit Hilfe des Habitatmodells (Kapitel 1) kann der Lebensraum identifiziert werden, mit dem Korridormodell (Kapitel 2) können die geeigneten Korridore ermittelt werden, die es zu sichern und zu optimieren gilt. Kapitel 3 zeigt, welche Minderungsmaßnahmen an Straßen sinnvoll sind und wie diese zu konstruieren sind. In Kapitel 4 wird gezeigt, welche Straßenkonstellationen besonders problematisch für die gesamte Population in Bezug auf Verkehrsmortalität bzw. Barrierewirkung sind.

Relevanz für den Wildkatzenschutz und Ausblick

Diese Arbeit hat praktische Relevanz für den Wildkatzenschutz. Auch wenn lokales Expertenwissen durch die Einbeziehung von nicht systematisch erfassbaren Informationen manchmal die Aussageschärfe von Modellen übertrifft, tragen Habitatmodelle zur Objektivierung des Expertenwissens bei, und die so gewonnene Transparenz erleichtert die Nachvollziehbarkeit von auf dieser Grundlage getroffenen Entscheidungen (Rudner et al. 2004). Der Aufwand der Datenaufnahme verringert sich deutlich, wenn ein bereits vorhandenes Habitatmodell nur noch auf seine Gültigkeit im neuen Untersuchungsgebiet überprüft werden muss. So können Habitatmodelle als Entscheidungsgrundlage für Artenschutzmaßnahmen und in der Planungspraxis dienen. Das Habitatmodell (Kapitel 1) wurde bereits für weitere Bundesländer berechnet (Baden-Württemberg, Nordrhein-

Westfalen, Bayern). In Rheinland-Pfalz konnte es in der Eingriffsplanung angewandt werden. Hier wurde mit Hilfe des Modells ein Variantenvergleich durchgeführt, um die für Wildkatzen unbedenklichste Lage für einen geplanten Golfplatz zu finden (Herrmann, unveröffentl.). Auch in Baden-Württemberg wird es aktuell in der Eingriffsplanung benutzt. Im Schweizer Jura wird das Habitatmodell zur Hilfe genommen, um ein Monitoring für die Wildkatze aufzubauen und gezielter nach Wildkatzenvorkommen suchen zu können (Weber 2008).

Korridore sind durch ihre leichte Darstellbarkeit in Karten ein verständliches und hilfreiches Instrument in der Landschaftsplanung. Im Gegensatz dazu sind die Ergebnisse aus individuenbasierten dynamischen Ausbreitungsmodellen viel schwieriger für die Umsetzung und Kommunikation zu handhaben, da sie keinen direkten kartographisch zu verortenden Output haben, sondern Dichtekarten der Abwanderung erzeugen. Das Korridormodell (Kapitel 2) dient dem Projekt „Rettungsnetz Wildkatze“ des BUND (Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland e.V.) als Grundlage, um Vernetzungsmaßnahmen einzufordern. Sobald Telemetriedaten von wandernden Wildkatzen in ausreichendem Maße verfügbar sind, wäre eine Überprüfung der Korridore sinnvoll. Außerdem könnten Korridore explizit zum Beispiel mit Hilfe von Lockstöcken beprobt werden, um die Nutzung oder Nicht-Nutzung durch Wildkatzen nachzuweisen.

Der wildkatzensichere Wildschutzzaun (Kapitel 3) wird inzwischen an verschiedenen neu zu bauenden Autobahnen im Bereich von von Wildkatzen besiedelten Wäldern installiert (z.B. Südharzautobahn, A1 Eifel). Um die Effektivität des Zaunes zu erhöhen, sollten weitere Studien zu Straßenmortalität und deren Wirkung auf Wildkatzenpopulationen durchgeführt werden. Dies sollte, sobald genügend Daten vorliegen, zunächst durch Modelle erfolgen. Langfristig sind aber empirische Studien unerlässlich, um verlässliche Aussagen zu erhalten (siehe Roedenbeck et al. 2007).

Forschung und Umweltmanagement müssen Hand in Hand gehen; es wäre unverantwortlich zu warten, bis jedes Detail über eine Tierart bekannt ist, denn dann kann es schon zu spät sein. Andererseits muss ein Management-Konzept immer wieder mit Hilfe der neuesten Forschungsergebnisse überprüft und modifiziert werden (Possingham 2000). An dieser Stelle kann ein Aktionsplan (Kapitel 5) hilfreich sein, anhand dessen die zu erreichenden Ziele immer wieder überprüft und die erforderlichen Maßnahmen nach den jeweiligen Monitoringergebnissen angepasst werden können. Ein Aktionsplan sollte als dynamisches Dokument verstanden werden, das immer wieder modifiziert und angepasst wird.

Literatur (Einleitung und Diskussion)

- Adriaensen, F., Chardon, J. P., De Blust, G., Swinnen, E., Villalba, S., Gulinck, H., Matthysen, E. 2003. The application of "least-cost" modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning* 64, 233-247.
- Aebischer, N. J., Robertson, P. A., Kenward, R. E. 1993. Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. *Ecology* 74, 1313-1325.
- Austin, M. P. 2002. Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological Modelling* 157, 101-118.
- Basille, M. 2008. Habitat selection by lynx (*Lynx lynx*) in a human-dominated landscape - From theory to application -. PhD, Université Claude Bernard, Lyon, 239.
- Birlenbach, K., Klar, N. 2009. Strategische Planung für den Wildkatzenschutz, in: Fremuth, W., Jedicke, E., Kaphegyi, T. A. M., Wachendörfer, V., Weinzierl, H. (Eds.), *Zukunft der Wildkatze in Deutschland - Ergebnisse des Internationalen Wildkatzen-Symposiums 2008 in Wiesenfelden*. Erich Schmidt Verlag, Berlin, 115-120.
- BMWi 2008. *Mobilität und Verkehrstechnologien - Das 3. Verkehrsforschungsprogramm der Bundesregierung*, 60. Berlin: Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie.
- Boyce, M. S., Vernier, P. R., Nielsen, S. E., Schmiegelow, F. K. A. 2002. Evaluating resource selection functions. *Ecological Modelling* 157, 281-300.
- Breitenmoser, U., Breitenmoser-Würsten, C. 2009. Die Red-List-Bewertung der IUCN im Dienste des Artenschutzes, in: Fremuth, W., Jedicke, E., Kaphegyi, T. A. M., Wachendörfer, V., Weinzierl, H. (Eds.), *Zukunft der Wildkatze in Deutschland - Ergebnisse des Internationalen Wildkatzen-Symposiums 2008 in Wiesenfelden*. Erich Schmidt Verlag, Berlin, 107-114.
- Breitenmoser, U., Breitenmoser-Würsten, C., Okarma, H., Kaphegyi, T., Kaphegyi-Wallmann, U., Müller, U. M. 2000. *Action Plan for the conservation of the Eurasian Lynx (*Lynx lynx*) in Europe*: Council of Europe Publishing.
- Cain, A. T., Tuovila, V. R., Hewitt, D. G., Tewes, M. E. 2003. Effects of a highway and mitigation projects on bobcats in Southern Texas. *Biological Conservation* 114, 189-197.
- Clarke, G. P., White, P. C. L., Harris, S. 1998. Effects of roads on badger *Meles meles* populations in south-west England. *Biological Conservation* 86, 117-124.
- Clevenger, A. P., Chruszcz, B., Gunson, K. E. 2001. Highway Mitigation Fencing Reduces Wildlife-Vehicle Collisions. *Wildlife Society Bulletin* 29, 646-653.
- Council of Europe 1992. Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. European Union. 2008-05-22: http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/index_en.htm.
- Cramer, P. C., Portier, K. M. 2001. Modeling Florida panther movements in response to human attributes of the landscape and ecological settings. *Ecological Modelling* 140, 51-80.
- De Solla, S. R., Bonduriansky, R., Brooks, R. J. 1999. Eliminating autocorrelation reduces biological relevance of home range estimates. *Journal of animal ecology* 68, 221-234.
- Dormann, C. F., McPherson, J. M., Araújo, M. B., Bivand, R., Bolliger, J., Carl, G., Davies, R. G., Hirzel, A., Jetz, W., Kissling, W. D., Kühn, I., Ohlemüller, R., Peres-Neto, P. R., Reineking, B., Schröder, B., Schurr, F. M., Wilson, R. 2007. Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. *Ecography* 30, 609-628.
- Fernandez, N., Delibes, M., Palomares, F. 2006. Landscape Evaluation In Conservation: Molecular Sampling And Habitat Modeling For The Iberian Lynx. *Ecological Applications* 16, 1037-1049.
- Fernández, N., Delibes, M., Palomares, F. 2007. Habitat-related heterogeneity in breeding in a metapopulation of the Iberian lynx. *Ecography* 30, 431-439.
- Ferreras, P. 2001. Landscape structure and asymmetrical inter-patch connectivity in a metapopulation of endangered Iberian lynx. *Biological Conservation* 100, 125-136.
- Ferreras, P., Delibes, M., Palomares, F., Fedriani, J. M., Calzada, J., Revilla, E. 2004. Proximate and ultimate causes of dispersal in the Iberian lynx *Lynx pardinus*. *Behav. Ecol.* 15, 31-40.
- Frank, K., Tluk von Toschanowitz, K., Kramer-Schadt, S. 2005. Straßen und Wildtierpopulationen in Modellen. *GAIA* 14, 107-112.

- Fuchs, D., Sachtleben, J., Hänel, K., Jeßberger, J., Reck, H., Lipski, A., Reich, M. 2007. F+E-Vorhaben „Länderübergreifende Achsen des Biotopverbunds“ (FKZ 804 850 05) Schlussbericht, 244. Bonn: Bundesamt für Naturschutz.
- Gonzales, E., Gergel, S. 2007. Testing assumptions of cost surface analysis: A tool for invasive species management. *Landscape Ecology* 22, 1155-1168.
- Götz, M. 2009. Reproduktion und Juvenilmortalität einer autochthonen Wildkatzenpopulation im Südharz, in: Fremuth, W., Jedicke, E., Kaphegyi, T. A. M., Wachendörfer, V., Weinzierl, H. (Eds.), *Zukunft der Wildkatze in Deutschland - Ergebnisse des Internationalen Wildkatzen-Symposiums 2008 in Wiesenfelden*. Erich Schmidt Verlag, Berlin, 31-36.
- Götz, M., Roth, M. 2007. Verbreitung der Wildkatze (*Felis s. silvestris*) in Sachsen-Anhalt und ihre Aktionsräume im Südharz. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung* 32, 437-447.
- Graf, R. F. 2005. Analysis of capercaillie habitat at the landscape scale using aerial photographs and GIS. PhD, Eidgenössische Technische Hochschule (ETH), Zürich, 143.
- Grantham, H. S., Bode, M., McDonald-Madden, E., Game, E. T., Knight, A. T., Possingham, H. P. im Druck. Effective conservation planning requires learning and adaptation. *Frontiers in Ecology and the Environment*.
- Grantham, H. S., Wilson, K. A., Moilanen, A., Rebelo, T., Possingham, H. P. 2009. Delaying conservation actions for improved knowledge: how long should we wait? *Ecology Letters* 12, 293-301.
- Greaves, R. K., Sanderson, R. A., Rushton, S. P. 2006. Predicting species occurrence using information-theoretic approaches and significance testing: An example of dormouse distribution in Cumbria, UK. *Biological Conservation* 130, 239-250.
- Guisan, A., Zimmermann, N. E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135, 147-186.
- Halley, D. J., Rosell, F. 2003. Population and distribution of European beavers (*Castor fiber*). *Lutra* 46, 91-101.
- Hauer, S., Ansorge, H., Zinke, O. 2002. Mortality patterns of otters (*Lutra lutra*) from eastern Germany. *Journal of Zoology* 256, 361-368.
- Herrmann, M., Enssle, J., Süsner, M., Krüger, J.-A. 2007. *Der NABU-Bundeswildwegeplan.*, 32 +CD. Berlin: NABU - Naturschutzbund Deutschland e.V.
- Herrmann, M., Vogel, C. 2005. Wildkatze (*Felis silvestris silvestris*, Schreber, 1977), in: Braun, M., Dieterlen, F. (Eds.), *Die Säugetiere Baden-Württembergs*. Eugen Ulmer, Stuttgart, 363-376.
- Johnson, C. J., Nielsen, S. E., Merrill, E. H., McDonald, T. L., Boyce, M. S. 2006. Resource selection functions based on use-availability data: theoretical motivation and evaluation methods. *Journal of Wildlife Management* 70, 347-357.
- Johnson, C. J., Seip, D. R., Boyce, M. S. 2004. A quantitative approach to conservation planning: using resource selection functions to map the distribution of mountain caribou at multiple spatial scales. *Journal of Applied Ecology* 41, 238-251.
- Johnson, D. H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology* 61, 65-71.
- Johnson, J. B., Omland, K. S. 2004. Model selection in ecology and evolution. *Trends in Ecology & Evolution* 19, 101-108.
- Kaczensky, P., Knauer, F., Krze, B., Jonozovic, M., Adamic, M., Gossow, H. 2003. The impact of high speed, high volume traffic axes on brown bears in Slovenia. *Biological Conservation* 111, 191-204.
- Kraft, S., Veith, S., Herdtfelder, M., Suchant, R. 2009. Forschungsprojekt Wildkatze am Kaiserstuhl - Folgeprojekte der FVA. 2010-03-23: <http://www.fva-bw.de/aktuelles/veranstaltungen/090202folgeprojekte.pdf>.
- Kramer-Schadt, S., Revilla, E., Wiegand, T. 2005. Lynx reintroductions in fragmented landscapes of Germany: Projects with a future or misunderstood wildlife conservation? *Biological Conservation* 125, 169-182.
- Kramer-Schadt, S., Revilla, E., Wiegand, T., Breitenmoser, U. 2004. Fragmented landscapes, road mortality and patch connectivity: modelling influences on the dispersal of Eurasian lynx. *Journal of Applied Ecology* 41, 711-723.
- Martin, J., Calenge, C., Quenette, P.-Y., Allainé, D. 2008. Importance of movement constraints in habitat selection studies. *Ecological Modelling* 213, 257-262.
- Mölich, T., Klaus, S. 2003. Die Wildkatze (*Felis silvestris*) in Thüringen. *Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen* 4, 109-134.

- Mölich, T., Vogel, B. 2007. Wie ein Brückenschlag für die Wildkatze gelang, in: Leitschuh-Fecht, H., Holm, P. (Eds.), Lebensräume schaffen. Artenschutz im Verkehrsnetz. Haupt, Bern, 129-138.
- Palomares, F., Delibes, M., Ferreras, P., Fedriani, J. M., Calzada, J., Revilla, E. 2000. Iberian Lynx in a Fragmented Landscape: Predispersal, Dispersal, and Postdispersal Habitats. *Conservation Biology* 14, 809-818.
- Pearce, J. L., Cherry, K., Drielsma, M., Ferrier, S., Whish, G. 2001. Incorporating expert opinion and fine-scale vegetation mapping into statistical models of faunal distribution. *Journal of Applied Ecology* 38, 412-424.
- Philcox, C. K., Grogan, A. L., Macdonald, D. W. 1999. Patterns of otter *Lutra lutra* road mortality in Britain. *Journal of Applied Ecology* 36, 748-761.
- Piechocki, R. 1990. Die Wildkatze. 1st edn., A. Ziemsen, Lutherstadt Wittenberg, 232.
- Possingham, H. P. 2000. Is environmental research a waste of time? *Ecological Management & Restoration* 1, 81-82.
- Potocnik, H. 2002. Spatial distribution and social organisation of the wildcat (*Felis silvestris*) in Dinaric forests of Southern Slovenia. Master of Science Thesis, University of Ljubljana, 125.
- Pott-Dörfer, B., Dörfer, K. 2007. Zur Ausbreitungstendenz der Wildkatze *Felis silvestris silvestris* in Niedersachsen - Ist die niedersächsische Wildkatzenpopulation gesichert? *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen* 27, 56-62.
- Reck, H., Hänel, K., Böttcher, M., Winter, A. 2005. Lebensraumkorridore für Mensch und Natur. Teil I - Initiativskizze. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 17, 11-53.
- Reck, H., Hänel, K., Jeßberger, J., Herrmann, M., Klar, N., Schumacher, J., Walz, U., Stratmann, L. 2009. F+E-Vorhaben „Prioritätensetzung zur Vernetzung von Lebensraumkorridoren im überregionalen Straßennetz“ FKZ 3507 82 090 - Endbericht -, 261. Leipzig: Bundesamt für Naturschutz.
- Reck, H., Herrmann, M., Böttcher, M., Winter, A. 2007. Verbände-Vorhaben "Überwindung von Barrieren", 19. Bonn: Deutscher Jagdschutz-Verband e.V.
- Reed, D. H., O'Grady, J. J., Brook, B. W., Ballou, J. D., Frankham, R. 2003. Estimates of minimum viable population sizes for vertebrates and factors influencing those estimates. *Biological Conservation* 113, 23-34.
- Reuther, C., Krekemeyer, A. 2004. Auf dem Weg zu einem Otter Habitat Netzwerk Europa (OHNE) - On the way towards an Otter Habitat Network Europe (OHNE). In *Habitat: Arbeitsberichte der Aktion Fischotterschutz* (Eds. Reuther, C., Kölsch, O., Janßen, W.), 308. Hankensbüttel: GN-Gruppe Naturschutz.
- Riley, S. P. D., Pollinger, J. P., Sauvajot, R. M., York, E. C., Bromley, C., Fuller, T. K., Wayne, R. K. 2006. A southern California freeway is a physical and social barrier to gene flow in carnivores. *Molecular Ecology* 15, 1733-1741.
- Rodriguez, A., Crema, G., Delibes, M. 1997. Factors affecting crossing of red foxes and wildcats through non-wildlife passages across a high-speed railway. *Ecography* 20, 287-294.
- Roedenbeck, I. A., Fahrig, L., Findlay, C., Houlihan, J. E., Jaeger, J. A. G., Klar, N., Kramer-Schadt, S., Van der Grift, E. A. 2007. The Rauschholzhausen Agenda for Road Ecology. *Ecology and Society* 12, 11 [online].
- Rudner, M., Schadek, U., Damken, C. 2004. Habitatmodelle und ihre mögliche Integration in die Planungspraxis - ein Diskussionsbeitrag, in: Dormann, C. F., Blaschke, T., Lausch, A., Schröder, B. (Eds.), *Habitatmodelle - Methodik, Anwendung, Nutzen*. Tagungsband zum Workshop vom 8.-10. Oktober 2003. UFZ, Leipzig, 167-171.
- Rushton, S. P., Ormerod, S. J., Kerby, G. 2004. New paradigms for modelling species distributions? *Journal of Applied Ecology* 41, 193-200.
- Sawyer, H., Nielson, R. M., Lindzey, F., McDonald, L. L. 2006. Winter Habitat Selection of Mule Deer Before and During the Development of a Natural Gas Field. *Journal of Wildlife Management* 70, 396-403.
- Schadt, S., Knauer, F., Kaczensky, P., Revilla, E., Wiegand, T., Trepl, L. 2002a. Rule-based assessment of suitable habitat and patch connectivity for the Eurasian lynx in Germany. *Ecological Applications* 12, 1469-1483.
- Schadt, S., Revilla, E., Wiegand, T., Knauer, F., Kaczensky, P., Breitenmoser, U., Bufka, L., Cerveny, J., Koubek, P., Huber, T., Stanisa, C., Trepl, L. 2002b. Assessing the suitability of central European landscapes for the reintroduction of Eurasian lynx. *Journal of Applied Ecology* 39, 189-203.

- Schiefenhövel, P., Klar, N. 2009. Die Ausbreitung der Wildkatze (*Felis silvestris* SCHREBER, 1777) im Westerwald - eine streng geschützte Art auf dem Vormarsch. Fauna Flora Rheinland-Pfalz 11, 941-960.
- Schröder, B., Reineking, B. 2004. Modellierung der Art-Habitat-Beziehung – ein Überblick über die Verfahren der Habitatmodellierung, in: Dormann, C. F., Blaschke, T., Lausch, A., Schröder, B. (Eds.), Habitatmodelle - Methodik, Anwendung, Nutzen. Tagungsband zum Workshop vom 8.-10. Oktober 2003. UFZ, Leipzig, 5-24.
- Simon, O., Hupe, K. 2007. Nachweis der Wildkatze *Felis silvestris silvestris* im Nationalpark Kellerwald-Edersee und seiner Umgebung im Winter 2006/07 mit Hilfe der Lockstockmethode, 13. Bad Wildungen: Förderverein für den Nationalpark Kellerwald-Edersee e.V.
- SMUL 2009. Managementplan für den Wolf in Sachsen, 45. Dresden: Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft.
- Stahl, P., Artois, M. 1995. Status and conservation of the wildcat (*Felis silvestris*) in Europe and around the Mediterranean rim, 76. Strasbourg: Council of Europe.
- Stubbe, M., Stubbe, A. 2001. Wiederbesiedlung des nördlichen Harzvorlandes durch die Wildkatze. Beiträge zur Jagd- und Wildforschung 26, 179-180.
- Swenson, J., Gerstl, N., Dahle, B. 2000. Action plan for the conservation of the brown bear in Europe (*Ursos arctos*), Council of Europe Publishing, Strasbourg, 70.
- Thomas, C. D. 1990. What Do Real Population Dynamics Tell Us About Minimum Viable Population Sizes? Conservation Biology 4, 324-327.
- Traill, L. W., Bradshaw, C. J. A., Brook, B. W. 2007. Minimum viable population size: A meta-analysis of 30 years of published estimates. Biological Conservation 139, 159-166.
- UBA 2009. Daten zum Verkehr, 68. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.
- Van der Zee, F. F., Wiertz, J., Braak, C. J. F., Apeldorn, R. C., Vink, J. 1992. Landscape change as a possible cause of the badger (*Meles meles*) decline in the Netherlands. Biological Conservation 61, 17-22.
- Vogel, B., Mölich, T., Klar, N. 2009. Der Wildkatzenwegeplan - Ein strategisches Instrument des Naturschutz. Naturschutz und Landschaftsplanung 41, 333-340.
- Weber, D. 2008. Monitoring der Wildkatze (*Felis silvestris silvestris* Schreber 1777) - Anleitung zum systematischen Erfassen der Verbreitung und ihrer Veränderung im Verlauf der Zeit, zweite, ergänzte Fassung, 25. Rodersdorf, Schweiz: Hintermann & Weber AG.
- Woolf, A., Nielsen, C. K., Weber, T., Gibbs-Kieninger, T. J. 2002. Statewide modeling of bobcat, *Lynx rufus*, habitat in Illinois, USA. Biological Conservation 104, 191-198.
- Zimmermann, F. 2004. Conservation of the Eurasian Lynx (*Lynx lynx*) in a fragmented landscape - habitat models, dispersal and potential distribution. PhD, Université de Lausanne, 178.
- Zimmermann, F., Breitenmoser-Würsten, C., Breitenmoser, U. 2005. Natal dispersal of Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in Switzerland. Journal of Zoology 267, 381-395.

Danksagung

Prof. Dr. Carsten Niemitz danke ich für die Betreuung der Arbeit und sein Vertrauen in mich.

Prof. Dr. Heribert Hofer danke ich für sein Interesse an der Arbeit, die Übernahme der Zweitbegutachtung und ganz besonders für das gründliche, kritische und schnelle Korrekturlesen.

Mathias Herrmann danke ich dafür, dass er mir die Wildkatzen nahe gebracht hat, mir das Telemetrieren und das Beobachten von Wildtieren beigebracht hat, dass er immer wieder kritische Fragen gestellt hat, dass er immer neue spannende Ideen hatte, auf mich vertraut und mich motiviert hat, für die vielen gemeinsamen Tage und Nächte in der Eifel auf den Fersen von Leo, Lilly, Gerti & Co, für die Auswertungszeiten im schönen Parlow, für seine Freundschaft. Seiner Familie Petra, Paul, Lasse und Remo danke ich dafür, dass sie mich immer freundlich in Parlow aufgenommen haben – ich hab mich immer sehr wohl bei euch gefühlt.

Stephanie Kramer-Schadt hat die Arbeit von vorne bis hinten betreut, mich immer wieder motiviert, mit viel Ausdauer mein Geschriebenes gelesen und korrigiert, mir die Individuenbasierte Modellierung nahe gebracht, Vorschläge gemacht, diskutiert, erklärt, mich mit zu Tagungen und nach Sevilla genommen und immer ein offenes Ohr gehabt. Dafür bin ich ihr sehr dankbar.

Thanks to Néstor Fernández for the introduction to habitat modelling and statistics, many exiting discussions and ideas and the hospitality in Sevilla.

Besonders Kerstin Birlenbach sowie dem Redaktionsteam Eckhard Jedicke, Melanie Wenzel, Volker Wachendörfer, Wolfgang Fremuth, Thomas Kaphegyi, Thomas Mölich und Burkhard Vogel danke ich für die konstruktive und nette Zusammenarbeit am Aktionsplan.

Ich danke den Mitarbeitern der OESA am Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ) in Leipzig für die freundliche Aufnahme in ihre Arbeitsgruppe. Lorenz Fahse, Martin Drechsler, Karin Frank und Sandro Pütz danke ich für die Einführung in die ökologische Modellierung, Jane Jepsen für die anfängliche Betreuung meiner Arbeit, Julia Zimmermann und Birgit Müller für die nette Bürogemeinschaft, Michael Müller und Andreas Thiele für die immer schnelle und unkomplizierte Computernothilfe, Tamara Münkemüller für die Beantwortung aller kleinen und großen Fragen zur Statistik, Gabi Nagel und Heike Reichelt für ihr Herzlichkeit und alles Organisatorische. Carsten Dormann danke ich für die nette Zusammenarbeit an einem individuenbasierten Wildkatzenmodell, auch wenn es hier nicht

vertreten ist. Elke Schüttler und Lena und Urban Hansen danke ich für die gemütliche Unterkunft in Leipzig.

Ich danke den Mitarbeitern in den Feldforschungsstationen an der A60 und im Bienwald für die gute Zusammenarbeit: Kerstin Birlenbach, Caroline Steffen, Meike Hötzel, Silke Schröder, Philipp Graeser, Simone Fehling und Carmen Kowalewski and special thanks to Hans Bauer.

I warmly thank the Slovenian wildcat and large carnivore experts in Ljubljana, Hubert Potočnik, Tomaž Skrbinšek, Ivan Kos and Aleksandra Majic Skrbinšek, for their hospitality and for many exciting stories and discussions on wildcats, bears and lynx and for planting fir trees together.

Thanks to Francisco Palomares for methodical discussion and a beautiful Doñana-excursion.

Den Wildkatzenfreunden und –forschern in Deutschland, insbesondere Manfred Trinzen, Ingrid Büttner, Malte Götz, Saskia Jerosch, Frank Raimer, Thomas Mölich, Burkhard Vogel, Philipp Schiefenhövel, Jutta Knapp, Bärbel Pott-Dörfer und Karsten Dörfer danke ich für viele Diskussionen und für die gute Zusammenarbeit.

Den Mitarbeitern der Abteilung Naturschutz der Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt der Freien und Hansestadt Hamburg, insbesondere Wolfgang Prott und Udo Bendzko, danke ich dafür, dass sie es mir ermöglicht haben diese Arbeit trotz voller Stelle und Kind fertig zu schreiben. Hans Stöckl danke ich besonders herzlich fürs kleinliche Korrekturlesen.

Der AG Humanbio an der Freien Universität Berlin, insbesondere David Loscher und Vanessa Zacher, danke ich für die herzliche Aufnahme bei meinen unregelmäßigen Besuchen.

Für die finanzielle Unterstützung bedanke ich mich bei der Dr. Joachim und Hanna Schmidt Stiftung für Umwelt und Verkehr e.V., insbesondere bei Herrn Schüler für die Geduld und das Vertrauen, dass ich irgendwann doch noch fertig werde.

Ich bin den beiden Omas, dem Großvater und dem Opa dankbar, dass sie mir den Rücken freigehalten haben für die Arbeit und sich immer so lieb um Jonas gekümmert haben.

Ben und Jonas danke ich dafür, dass sie mich in der letzten Phase der Arbeit ertragen, mir den nötigen Freiraum gelassen und mich auch ab und zu mal abgelenkt haben.

Verzeichnis der eingebundenen Publikationen

Kapitel 1:

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, 308-319.

Eigenanteil: Ich habe gemeinsam mit M. Herrmann und anderen die Wildkatzenanzen an der A60 und im Bienwald erhoben, das Konzept für die Modellierung gemeinsam mit N. Fernandez, M. Herrmann und S. Kramer-Schadt entwickelt und die Modellierung durchgeführt sowie den Bericht verfasst. M. Trinzen und I. Büttner haben Wildkatzenanzen aus der Nordeifel zur Verfügung gestellt. C. Niemitz betreute die Arbeit.

Kapitel 2:

Klar, N., Kramer-Schadt, S., Henning-Hahn, M., Pott-Dörfer, B., Herrmann, M., unveröffentlichtes Manuskript. Between ecological theory and planning practice: (Re-) Connection of forest patches for the wildcat in Lower Saxony, Germany.

Eigenanteil: Ich habe das Konzept entwickelt, die Modellierung durchgeführt und das Manuskript geschrieben. B. Pott-Dörfer stellte die Wildkatzenanzen aus Niedersachsen zur Verfügung. M. Henning-Hahn begleitete das Projekt als Vertreterin des BUND. M. Herrmann und S. Kramer-Schadt betreuten die Arbeit wissenschaftlich.

Kapitel 3:

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, 631–638.

Eigenanteil: Ich habe die Wildkatzenanzen an der A60 gemeinsam mit M. Herrmann und anderen erhoben, die Auswertung konzipiert und durchgeführt sowie den Bericht verfasst. M. Herrmann und S. Kramer-Schadt betreuten die Arbeit.

Kapitel 4:

Klar, N., Herrmann, M., Kramer-Schadt, S., 2006. Effects of roads on a founder population of lynx in the biosphere reserve "Pfälzerwald-Vosges du Nord" - a model as planning tool. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 38, 330-337.

Eigenanteil: Ich habe das Konzept gemeinsam mit M. Herrmann entwickelt, die Modellierung durchgeführt und den Bericht verfasst. S. Kramer-Schadt entwickelte das zu Grunde liegende Modell und betreute die Arbeit.

Kapitel 5:

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 in Deutschland - Schutzkonzept für eine Zielart des überregionalen Waldverbands. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 41, 325-332.

Eigenanteil: K. Birlenbach und ich haben das Konzept gemeinsam entwickelt und den Bericht in enger Zusammenarbeit verfasst. Dabei wurden Anregungen aus dem Wildkatzensymposium in Wiesenfelden eingearbeitet und mit dem Redaktionsteam abgestimmt. Das Vorwort verfasste E. Jedicke.

Weitere (nicht eingebundene) Publikationen

- 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(1): 45-54.
- Schiefenhövel, P., Klar, N. 2009. Die Ausbreitung der Wildkatze (*Felis silvestris* SCHREBER, 1777) im Westerwald - eine streng geschützte Art auf dem Vormarsch. *Fauna Flora Rheinland-Pfalz* 11, 941-960.
- Birlenbach, K., Klar, N. 2009. Strategische Planung für den Wildkatzenschutz, in: Fremuth, W., Jedicke, E., Kaphegyi, T. A. M., Wachendörfer, V., Weinzierl, H. (Eds.), *Zukunft der Wildkatze in Deutschland - Ergebnisse des Internationalen Wildkatzen-Symposiums 2008 in Wiesenfelden*. Erich Schmidt Verlag, Berlin, 115-120.
- Vogel, B., Mölich, T., Klar, N. 2009. Der Wildkatzenwegeplan - Ein strategisches Instrument des Naturschutz. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 41, 333-34.
- Hötzel, M., Klar, N., Schröder, S., Stephen, C., Thiel, C. 2007. *Die Wildkatze in der Eifel - Habitate, Ressourcen, Streifgebiete*, Laurenti-Verlag, Bielefeld, 191 S.
- Roedenbeck, I. A., Fahrig, L., Findlay, C., Houlahan, J. E., Jaeger, J. A. G., Klar, N., Kramer-Schadt, S., Van der Grift, E. A. 2007. The Rauschholzhausen Agenda for Road Ecology. *Ecology and Society* 12: 11 [online].
- Klar, N. 2006. Der Wildkatze könnte geholfen werden - das Beispiel eines Wildkorridor-systems für Rheinland-Pfalz, in: Leitschuh-Fecht, H., Holm, P. (Eds.), *Lebensräume schaffen - Artenschutz im Verkehrsnetz*, Dr. Joachim und Hanna Schmidt Stiftung für Umwelt und Verkehr, Ilsede, 115-128.
- Klar, N. 2003. *Windwurfflächen und Bachtäler: Habitatpräferenzen von Wildkatzen (Felis silvestris silvestris) in der Eifel*. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Freie Universität, Berlin, 114 S.

Tabellenverzeichnis

Kapitel 1

Table 1. Summary of landscape variables	21
Table 2. Summary of models	25
Table 3. Estimated coefficients	26
Table A1. 100 % MCP area	37
Table A2. Sensitivity analysis	37

Kapitel 2

Table 1. Events of long-distance dispersal	47
---------------------------------------------------	----

Kapitel 3

Table 1. Frequency of detected crossing events	65
Table 2. Use of crossing structures	67

Kapitel 4

Table 1. Input parameters for the different scenarios	82
--------------------------------------------------------------	----

Abbildungsverzeichnis

Kapitel 1

Figure 1. Rhineland-Palatinate	19
Figure 2. Area adjusted frequency of wildcat locations	27
Figure 3. Predictive habitat map	28
Figure 4. Suitable habitat for female home ranges	30

Kapitel 2

Figure 1. Probability values of the habitat model	43
Figure 2. Present wildcat occurrence and potential wildcat habitat	45
Figure 3. Area adjusted frequency of wildcat observations	46
Figure 4. Least-cost paths model	48
Figure 5. Wildcat habitat selection model	50

Kapitel 3

Figure 1. The wildcat-proof fence	60
Figure 2. Home ranges	63
Figure 3. Relative crossing frequencies	64
Figure 4. Hourly crossing events	66
Figure A1. Sections with different types of fencing	72
Figure A2. Typical wildcat movements	73

Kapitel 4

Figure 1. Study area with habitat map	78
Figure 2. The European lynx	80
Figure 3. “Col du Saverne / Zaberger Steige”	85
Figure 4. Extinction risk	86
Figure 5. Extinction risk	88
Figure 6. Extinction risk	88
Figure 7. The partly fenced B10	91

Kapitel 5

Abbildung 1. Verbreitung der Wildkatze in Deutschland	100
--------------------------------------------------------------	-----

Diskussion und Synthese

Abbildung 1. Distanz von Lokalisationen unterschiedlicher Zeitabstände	122
-------------------------------------------------------------------------------	-----